

## Inlagring av kol i betesmark



- Betesmarker är kolsänkor, men biologisk mångfald är ett tyngre argument än klimatnytta när det gäller skötsel och bevarande av naturbetesmarker.
- Oberoende mätningar visar att svenska naturbetesmarker i genomsnitt lagrar in mindre än 100 kg kol per hektar och år. Det motsvarar mindre än fem procent av de årliga växthusgasutsläppen från djurhållningen.
- Kolinlagring gynnas av produktionshöjande åtgärder. Kultiverade gräsmarker kan lagra in mer än 1 000 kg kol per hektar och år enligt internationella studier.



# Inlagring av kol i betesmark

*I den här rapporten utreds bakgrunden till de skiftande uppgifter som finns när det gäller kolinlagring i betesmarker. Skattningarna som används vid Sveriges rapportering till FN verifieras med en oberoende metod och skillnader i inlagringspotential mellan olika typer av betesmarker analyseras. Särskilt fokus läggs på att belysa förhållandet mellan biologisk mångfald och kolinlagring. Rapporten kan användas som underlag för bedömningar av den svenska djurhållningens påverkan på klimat och biologisk mångfald.*

*Miljömålsrådet har finansierat studien som har utförts av Sveriges lantbruksuniversitet på uppdrag av Jordbruksverket.*

Redaktör  
David Ståhlberg

Författare  
Erik Karlton<sup>1</sup>  
Anders Jacobson<sup>2</sup>  
Tommy Lennartsson<sup>3</sup>

Omslagsfoto  
Urban Wigert

---

<sup>1</sup> Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet

<sup>2</sup> Artdatabanken, Sveriges lantbruksuniversitet

<sup>3</sup> Centrum för biologisk mångfald, Sveriges lantbruksuniversitet



# Carbon sequestration in pastures

*Semi-natural pastures in Sweden are more valuable in terms of biodiversity than by their role as carbon sinks. Independent measurements show that the sequestration rate, on average, is less than 100 kg of carbon per hectare and year. This corresponds to less than five percent of the annual greenhouse gas emissions from animal husbandry. Measures to increase productivity benefit the sequestration rate. As a result, cultivated pastures, which are less valuable in terms of biodiversity, can sequester more than 1,000 kg of carbon per hectare and year.*

Editor  
David Ståhlberg

Authors  
Erik Karlton<sup>1</sup>  
Anders Jacobson<sup>2</sup>  
Tommy Lennartsson<sup>3</sup>

---

<sup>1</sup> Department of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences

<sup>2</sup> Swedish Species Information Centre, Swedish University of Agricultural Sciences

<sup>3</sup> Swedish Biodiversity Centre, Swedish University of Agricultural Sciences



# Förord

Våra betesmarker har stor betydelse för den biologiska mångfalden. Samtidigt svarar djurhållningen för mer än fem procent av Sveriges utsläpp av växthusgaser. Under senare år har forskare, massmedia och företrädare för lantbruksnäringen diskuterat i vilken utsträckning kolinlagring i betesmarker kan kompensera för utsläppen från djurhållningen. Internationella studier har indikerat att betesmarker kan ackumulera ansevärliga mängder kol medan de värden som Sverige rapporterar till FN varje år är relativt modesta. För att kunna göra rättvisa bedömningar av djurhållningens miljöpåverkan behövs tillförlitliga klimatkalkyler. Vidare är det nödvändigt att väga samman djurhållningens klimatpåverkan med djurens roll för bevarandet av betesmarkernas biologiska mångfald.

Den här studien bekräftar att ackumuleringen av kol i svenska naturbetesmarker är tämligen begränsad. Inlagringen motsvarar mindre än fem procent av de årliga växthusgasutsläppen från djurhållningen. Om inlagringen i betesmarkernas buskar och träd räknas med blir klimatkompensationen drygt tio procent. Det är dock viktigt att betänka att inlagring i levande biomassa är en kortsiktig kolsänka i jämförelse med ackumulering av kol i marken – men i den mån uttag av träd och buskar ersätter fossila bränslen är inlagring i levande biomassa en otvetydig klimatvinst. När det gäller kol i marken finns det ett tydligt samband mellan inlagring och produktionshöjande åtgärder. De tiofaldigt högre inlagringsvärden som har uppmätts på andra håll i Europa avser kultiverade gräsmarker.

Studien visar att biologisk mångfald är ett tyngre argument än klimatnytta när det gäller skötsel och bevarande av naturbetesmarker. Både gödsling och igenplantering är därför uteslutna åtgärder. Däremot finns det skäl att framhålla betes- och slåttervallarnas potential att lagra in kol. Med dagens areal på drygt en miljon hektar skulle de kunna kompensera för uppemot en tredjedel av de utsläpp som djurhållningen förorsakar. Utveckling av långlivande vallar, inklusive utveckling av mer långlivade fodergrödor, kan vara en möjlighet att öka inlagringen. Det innebär inte att betesdjur ska gå på vallar istället för på naturbetesmarker – det gäller att ha en helhetssyn på miljöfrågorna. Bete i kombination med trädproduktion för bioenergiändamål är ett tänkbart sätt att förena klimatnytta med biologisk mångfald.

Miljömålsrådet har finansierat studien som har utförts av Sveriges lantbruksuniversitet på uppdrag av Jordbruksverket. Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen har ingått i en referensgrupp. Författarna svarar själva för innehållet.

David Ståhlberg





# Sammanfattning

Sveriges klimatrapportering till FN anger en betydligt lägre ackumulering av kol i naturbetesmarker (i genomsnitt 61 kg C/ha och år för perioden 1990–2006; endast inlagring i mark) än vad som har rapporterats för gräsmarker i internationell litteratur (i storleksordningen mer än 1 000 kg C/ha och år; endast inlagring i mark). Eftersom kolinlagring är en viktig men svårbestämd variabel vid bedömningen av betesdriftens miljöpåverkan är det angeläget att verifiera de skattningar av markkolsförändringar som ligger till grund för klimatrapporteringen. Ur naturvårdssynpunkt finns det vidare särskilda skäl att utreda om det finns några samband mellan biodiversitet och kolinlagring.

En så kallad massbalansmetod användes för att verifiera klimatrapporteringen. Kolinlagringen skattades genom att först räkna ut hur mycket kväve som binds in i marken och därefter multiplicera mängden kväve med markens C/N-kvot. Mängden ackumulerat kväve räknades ut med hjälp av uppgifter om kvävedeposition, upptag av kväve i biomassa och utlakning av kväve från naturbetesmark. Indata hämtades från riksinventeringen av skog (riksskogstaxeringen och markinventeringen) och andra miljöövervakningsdatabaser. För perioden 1990–2006 skattades markkolsinlagringen i naturbetesmarker till i genomsnitt 30 kg kol per hektar och år. Tio års ackumulering motsvarar i storleksordning en procent av den totala markkolspoolen. Den årliga inlagringen motsvarar mindre än fem procent av de årliga växthusgasutsläppen från den svenska djurhållningen. Den låga ackumuleringen av kol i svenska naturbetesmarker kan förklaras med att naturbetesmarkerna i huvudsak sköts extensivt utan att gödslas. Klimatkompensationen blir drygt tio procent om även biomassaökningen i träd och buskar tas med i beräkningarna.

Data från riksskogstaxeringens vegetationsinventering användes för att klassa betesmarkerna utifrån hävdstatus och artmångfald. Det fanns inga statistiskt signifikanta skillnader i kolmängd mellan provytor med höga indikatorvärden för hävd jämfört med ytor med lägre hävdklassificering. Det fanns inte heller några statistiskt signifikanta skillnader i mängden markkol mellan ytor med få arter och ytor med många arter.

En kategori betesmarker som faller utanför denna studie är åkermark som relativt sent övergått till permanent bete. Det är troligt att dessa marker är mer effektiva på att lagra in kol på grund av bättre näringsstatus och högre produktion.



# Innehåll

|          |   |           |
|----------|---|-----------|
| <b>1</b> | <b>Introduktion.....</b>  | <b>1</b>  |
| 1.1      | Djurhållning, växthusgaser och biodiversitet.....                           | 1         |
| 1.2      | Kol i gräs- och betesmarker – varierande uppgifter.....                     | 1         |
| 1.3      | Biodiversitet och kolinlagring.....   | 2         |
| 1.4      | Syften.....   | 2         |
| <b>2</b> | <b>Kunskapsläge.....</b>  | <b>3</b>  |
| 2.1      | Kol i mark.....   | 3         |
| 2.1.1    | Kvalité.....  | 3         |
| 2.1.2    | Temperatur.....   | 3         |
| 2.1.3    | Fuktighet.....  | 3         |
| 2.1.4    | <i>Steady-state</i> eller gränsvärdesinlagring.....                         | 4         |
| 2.2      | Metoder för bestämning av mark-kolsförändringar i gräs- och betesmarker.... | 4         |
| 2.2.1    | Upprepade mätningar av markkolsförrådet.....                                | 5         |
| 2.2.2    | Massbalansmetoder.....  | 5         |
| 2.2.3    | Mätningar av CO <sub>2</sub> -flöden på ekosystemnivå.....                  | 5         |
| 2.2.4    | Markkolsförändringar i gräs- och betesmarker.....                           | 5         |
| 2.3      | Markkol och biodiversitet.....  | 7         |
| <b>3</b> | <b>Dataunderlag och metoder.....</b>  | <b>8</b>  |
| 3.1      | Klimatrapporteringen.....   | 8         |
| 3.2      | C/N-balansmetod.....  | 9         |
| 3.3      | Statistisk utvärdering och känslighetsanalys.....                           | 11        |
| 3.4      | Vegetations- och naturvärdesbedömning.....                                  | 12        |
| 3.5      | Analys av provytornas hävdstatus.....                                       | 13        |
| <b>4</b> | <b>Resultat och diskussion.....</b>   | <b>16</b> |
| 4.1      | Kolmängder i betesmark.....   | 16        |
| 4.2      | Förändringar i markkolspoolen i betesmark.....                              | 17        |

|          |   |           |
|----------|---|-----------|
| 4.3      | Betespåverkan på vegetationen .....           | 20        |
| 4.4      | Produktionsintensitet och biodiversitet ..... | 22        |
| 4.5      | Kollager och biodiversitet .....              | 22        |
| <b>5</b> | <b>Slutsatser .....</b>                       | <b>24</b> |
| <b>6</b> | <b>Referenser .....</b>                       | <b>25</b> |

# 1 Introduktion

## 1.1 Djurhållning, växthusgaser och biodiversitet

Den svenska djurhållningens utsläpp av växthusgaser har under senare år uppmärksammats i debatten om de pågående klimatförändringarna. Utsläppen av metan (CH<sub>4</sub>) från djurens matsmältning motsvarade ca tre miljoner ton CO<sub>2</sub> under 2008 och utsläppen av CH<sub>4</sub> och lustgas (N<sub>2</sub>O) från gödselhantering motsvarade ca en miljon ton CO<sub>2</sub>. De direkta utsläppen från djurhållningen motsvarar därmed totalt ca fyra miljoner ton CO<sub>2</sub> per år, eller sex procent av de totala svenska utsläppen av växthusgaser. Omräknat i nuvarande pris på utsläppsrätter motsvarar utsläppen ett värde på 400 miljoner kronor per år. Den svenska CO<sub>2</sub>-skatten på utsläpp från fordonsbränsle är ca en krona per kg CO<sub>2</sub> och omräknat till CO<sub>2</sub>-skatt motsvarar utsläppen från den svenska djurhållningen ett värde på fyra miljarder kronor per år. Även om utsläppen från djurhållningen inte omfattas av utsläppsrättssystemet eller av någon CO<sub>2</sub>-skatt så ger uppgifterna en indikation på hur samhället värderar utsläpp av växthusgaser.

Samtidigt som växthusgasutsläppen är ett exempel på en negativ miljöbelastning anses djurhållningen bidra till positiva miljövärden. De svenska naturbetesmarkernas (dvs. oödslade, oplöjda betesmarker) stora betydelse för den biologiska mångfalden och landskapsbildningen är väl dokumenterade (t.ex. Beaufoy m.fl., 1995; Stanners & Bourdeau, 1995). Samhällets intresse av att bevara dessa värden manifesteras i de miljöersättningar som varje år betalas för skötsel av betesmarker (i storleksordningen 800 Mkr/år). Under 2008 omfattades 460 000 hektar betesmarker av miljöersättningar.

## 1.2 Kol i gräs- och betesmarker – varierande uppgifter

Markens organiska material utgör ett stort förråd av kol och det sker ett ständigt utbyte mellan atmosfärens CO<sub>2</sub> och markens kolförråd genom att kolförrådet tillförs CO<sub>2</sub> från atmosfären via fotosyntesen och den efterföljande förnabildningen. Tillförseln balanseras av nedbrytningen som resulterar i CO<sub>2</sub> som återgår till atmosfären. Balansen mellan tillförsel och nedbrytning avgör om marken är en källa eller sänka för CO<sub>2</sub>. Internationella studier har visat att gräsmarker kan vara en stor sänka för CO<sub>2</sub> (Jones & Donnelly, 2004; Soussana m.fl., 2007). Baserat på dessa studier har svenska forskare argumenterat för att inlagringen av kol i svenska betesmarker skulle kunna kompensera för 20–40 procent av växthusgasutsläppen från djurhållningen ("Oväntat stora mängder kol binds i naturbetesmark, Svenska Dagbladet 2008-08-28), det vill säga en inlagring motsvarande 0,8–1,6 miljoner ton CO<sub>2</sub> per år.

Sveriges klimatrapportering till FN anger en betydligt lägre inlagring. Medelvärdet för den årliga inlagringen under hela rapporteringsperioden (1990–2008) är ca 0,04 miljoner ton CO<sub>2</sub>. Diskrepansen mellan de i Sverige rapporterade värdena och de värden som rapporteras i internationell litteratur utgör ett av motiven för denna studie.

## 1.3 Biodiversitet och kolinlagring

Naturbetesmarker som naturtyp inrymmer en stor variation. Variation i hävdkontinuitet, betesintensitet, tidigare markanvändning, klimat, jordmån och geokemi har bidragit till variationer i betesmarkernas egenskaper och naturvärden. Vi har i denna studie också försökt belysa om olika typer av betesmark skiljer sig åt när det gäller kolinlagring.

## 1.4 Syften

Det övergripande syftet med den här studien är att utreda bakgrunden till de osäkerheter som finns när det gäller kolinlagring i betesmarker. Specifika målsättningar är att

- (1) med hjälp av en oberoende metod som utgår från betesmarkernas kvävebalans verifiera de skattningar av markkolsinlagring som redovisas i den svenska klimatrapporeringen, samt
- (2) undersöka hur parametrar som klimat (geografi), markfuktighet, tidigare markanvändning, trädtäckning och vegetationssammansättning påverkar kolinlagringen. Den sistnämnda parametern används för att analysera kopplingar mellan biodiversitet och kolinlagring.

## 2 Kunskapsläge

### 2.1 Kol i mark

Marken innehåll av kol utgörs främst av kol i organiskt material. Oorganiskt bundet kol förekommer också i vissa jordar, huvudsakligen i form av mineralet kalcit ( $\text{CaCO}_3$ ). I Sverige förekommer oorganiskt kol huvudsakligen i områden där modern materialet påverkats av kalkrik berggrund. Denna rapport tar bara upp markens förråd av organiskt kol. Det organiska kolet i marken består huvudsakligen av material som härstammar från död växtbiomassa och som är i olika stadier av nedbrytning. Markens innehåll av organiskt kol bestäms av tillförseln av förna och av nedbrytningshastigheten. Nedbrytningshastigheten i sin tur styrs av tre olika faktorer:

- (1) Det organiska materialets kvalitet
- (2) Temperatur
- (3) Fuktighet

#### 2.1.1 Kvalité

Kvalitén i det organiska materialet är beroende av den kemiska sammansättningen. Generellt bryts små och enkelt uppbyggda molekyler som sockerarter och aminosyror ner snabbt och fullständigt medan större och mer komplexa molekyler är svårare att utnyttja för mikroorganismerna. Lignin, som inte bildas enzymatiskt utan kondenserar i vatten, är mest svårnedbrytbart (Berg m.fl., 1982). Vedartad förna är därför mer svårnedbrytbar än förna från gräs- och örtvegetation. Under nedbrytningen förändras det organiska materialets kvalitet och leder till bildning av humussubstanser som består av heterogena blandningar av mindre molekyler som spontant aggregeras till stora molekylerkomplex. Under nedbrytningen ökar den relativa andelen kväve i det organiska materialet och förhållandet mellan kol och kväve (C/N-kvoten) sjunker. Väl nedbrutet organiskt material med en hög andel humus har ofta en C/N-kvot i spannet tio till tretton medan mer ofullständigt nedbruten förna kan ha en C/N-kvot över 30 (Brady & Weil, 1999).

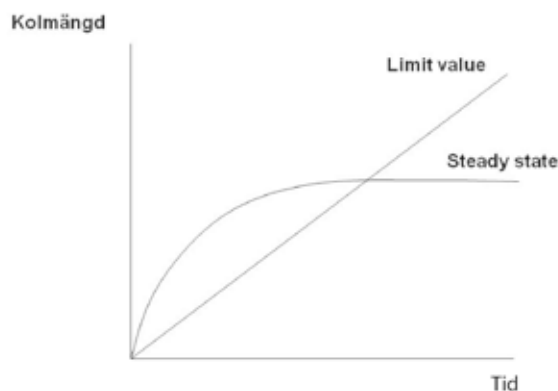
#### 2.1.2 Temperatur

Nedbrytningshastigheten för organiskt material ökar vid ökande temperatur. Den är noll vid temperaturer lägre än  $-7^\circ\text{C}$  (Clein & Schimel, 1995) och når ett optimum vid temperaturer mellan  $30\text{--}40^\circ\text{C}$  (Kirschbaum, 1995) i jordar, men kan i till exempel komposter med termofila bakterier ligga betydligt högre. Temperaturresponsen kan variera men en fördubbling av nedbrytningshastigheten vid en temperaturökning på  $10^\circ\text{C}$  är ett vanligt riktvärde (Raich m.fl., 1991).

#### 2.1.3 Fuktighet

Nedbrytningen av organiska material sker genom mikrobiella processer som kräver tillgång på vatten. Därför stimuleras nedbrytningen av organiskt material av en hög fuktighetshalt upp till en viss gräns. Vid högre vattenhalter blir den långsamma

diffusionen av syre i vatten begränsande för nedbrytningen och anaeroba förhållanden uppstår med låg och ofullständig nedbrytning som resultat (Howard & Howard, 1993).



Figur 1. Långsiktig uppbyggnad av kolförråd vid konstant förnatillförsel av samma kvalitet för de två hypoteserna steady-state och limit value.

#### 2.1.4 *Steady-state* eller gränsvärdesinlagring

Det finns olika syn på nedbrytningen av de mera stabila organiska föreningarna i marken som har betydelse för hur man ser på den långsiktiga uppbyggnaden av organiskt material i marken. En skola menar att allt organiskt material förr eller senare bryts ner men att det kan ta mycket lång tid. Konsekvensen av detta synsätt är att ett ekosystem som tillförs en konstant förnamängd av en viss kvalitet efter en tid når *steady-state* där nedbrytningshastigheten är lika stor som tillförseln (Ågren & Bosatta, 1996). Förändringar i kolpoolen sker då om tillförseln ökar eller minskar eller om förändringar i till exempel klimat eller fuktighet påverkar nedbrytningshastigheten.

En annan skola, *limit value*, menar att en viss andel av den omvandlade förnan blir stabil och ackumuleras i marken (Berg m.fl., 1995). Konsekvensen av detta synsätt är att kol alltid är under inlagring i marken. Kolförrådet minskar istället genom återkommande störningar, till exempel brand. Figur 1 beskriver den långsiktiga uppbyggnaden av markkol för de två hypoteserna givet att förnainflödet är konstant.

## 2.2 Metoder för bestämning av markkolsförändringar i gräs- och betesmarker

Det finns olika sätt att med mätningar bestämma förändringar av markkolspoolen, alla med sina för eller nackdelar. Några metoder som används är upprepade mätningar av markkolspoolen genom återkommande inventeringar, massbalansmetoder (*input-output*) samt så kallade *eddy-flux*-mätningar.



### 2.2.1 Upprepade mätningar av markkolsförrådet

Genom att mäta markkolsförrådets storlek vid flera tillfällen kan man bestämma förändringen av markkol. Även om provtagning, provpreparering och mätning av kolkoncentrationer i markprov är enkla och robusta metoder så är bestämningar av förändringar i markkolsförrådet svåra på grund av (1) att den rumsliga variationen av markkol i landskapet är stor och (2) att den förväntade förändringen är liten i förhållande till det totala kolförrådet i marken (Mestdagh m.fl., 2009). Det förstnämnda leder till att kolförrådsskattningar som baserar sig på ett mindre antal provtagningspunkter ofta har en stor slumpmässig variation som gör det svårt att dra slutsatser om förändringar mellan två provtagningsstillfällen. Har man däremot ett stort antal provtytor går det att skatta relativt små förändringar. Problemet med små förändringar i stora förråd är att skattningarna då blir känsliga för systematiska fel, det vill säga ett litet mätfel kan ge upphov till felaktiga slutsatser om förändringen. Den svenska klimatrapporeringen bygger på upprepade mätningar av markkolsförrådet. Se vidare stycke 3.1 nedan.

### 2.2.2 Massbalansmetoder

En alternativ metod att skatta kolpooolsförändringar är att utgå från kvävetillförseln och samtidigt anta att allt tillfört kväve (kompenserat för eventuella förluster) binds till organiskt material i marken. Sedan kan man anta att det i det organiska materialet inbundna kvävet står i ett proportionellt förhållande till det inlagrade kolet (konstant C/N-kvot) och på så sätt bestämma kolinlagringen. Metoden har beskrivits av de Vries m.fl. (2006); se vidare stycke 3.2 nedan.

### 2.2.3 Mätningar av CO<sub>2</sub>-flöden på ekosystemnivå

Mätningar av CO<sub>2</sub>-utbytet mellan ekosystem och atmosfär kan göras med en metod som på svenska kan kallas för virvelkorrelation (*eddy correlation*, *eddy covariance* eller *eddy flux*). Metoden går ut på att mäta och beräkna vertikala turbulenta flöden inom atmosfäriska gränsskikt. Det är en statistisk beräkningsmetod som analyserar meteorologiska data (luftförelser i tre dimensioner, koncentration av gaser och temperatur) som är mätta med mycket hög tidsupplösning och resultaten man får är flöden av till exempel värme, vatten och CO<sub>2</sub>. Beräknade data ger utbytet för hela ekosystemet, men med hjälp av kompletterande mätningar kan man ungefärligt skatta vilka pooler (biomassa, markkol etc.) som ökar eller minskar. Metoden ger stor detaljinformation om det aktuella ekosystemet men är svår att skala upp till regional eller nationell skala på grund av den stora rumsliga heterogeniteten i landskapet. Flera stora internationella samarbetsprojekt jobbar med att skapa ett stort antal mätstationer i olika typer av ekosystem (Aubinet m.fl., 2000). Några av de internationella studier som redovisat värden för kolinlagring i betesmark är gjorda med denna metod (Soussana m.fl., 2010). I Sverige finns för närvarande inga mätstationer på betesmark.

### 2.2.4 Markkolsförändringar i gräs- och betesmarker

I internationell litteratur innefattar begreppet *grassland* all mark där vegetationen domineras av gräs (Poaceae), annan örtvegetation samt halvgräs (Cyperaceae) och tågväxter (Juncaceae). I begreppet innefattas både naturliga gräsmarker och sådana som skapats av människan, till exempel mer eller mindre långliggande vallar. Skötseln av

gräsmarker kan vara intensiv och innefatta både insådd, slåtter och gödsling men den kan också vara extensiv med begränsade skötselåtgärder. Gräsmark i naturvårdssammanhang, exempelvis inom Natura 2000-systemet, avser däremot i regel ogödslad, oplöjd gräsmark, så kallad naturlig fodermark. De flesta gräsmarker verkar ha en nettoinbindning av kol (Jones and Donnelly, 2004). Inbindningen av kol i gräs- och betesmarker varierar kraftig som en följd av att intensiteten i markanvändningen varierar. Intensivt skötta gräs- och betesmarker har hög inbindning av kol medan extensivt skötta marker har lägre inlagring (Allard m.fl., 2007; Ammann m.fl., 2009; Conant m.fl., 2003).

Den stora spännvidden i markanvändningsintensitet kombinerat med en stor variation i klimat och markegenskaper skapar en stor spännvidd när det gäller kolinlagringsförmåga (Breuer m.fl., 2006). Jones & Donnelly (2004) anger ett intervall mellan noll och åtta ton kol per hektar och år (mätta och modellerade värden) för gräsmarker i olika typer av klimat men det finns också exempel där kolmängden i gräsmarker minskar över tiden (Ammann m.fl., 2009). I en studie där man undersökt CO<sub>2</sub>-utbyte med *eddy flux*-teknik för nio lokaler i Europa rapporterade man ett medelvärde på  $1,04 \pm 0,73$  ton kol per hektar och år för de nio lokalerna som varierade i skötselintensitet (Soussana m.fl., 2007).

De faktorer som gynnar kolinlagring i gräsmarker är faktorer som ökar tillförseln av nedbrytbart organiskt material. Ökad tillförsel av näringsämnen, antingen genom gödsling (Ammann m.fl., 2009) eller kvävefixering (De Deyn m.fl., 2009) bidrar till en högre produktion som leder till ökad kolinlagring. Conant m.fl. (2005) konstaterar att kol och kvävepoolerna i marken samvarierar och att C/N-kvoten ofta inte ändras vid olika behandlingar i samma typ av gräsmarker. Den högre halten av CO<sub>2</sub> i atmosfären kan också bidra till ökad kolinlagring (Adair m.fl., 2009; Jones & Donnelly, 2004) genom att tillväxten ökar och därmed påverkar förnaproduktionen. Effektivisering av betesdriften (*improved grazing*) innebär en betesdrift där man försöker optimera betesproduktionen genom att reglera betestider och öka fodertillväxten, vilket leder till ökning av kolinlagringen (Conant m.fl., 2003), medan ett hårt betestryck, överbetning, kan göra betesmarken till en kolkälla (Guodong m.fl., 2008). Generellt gynnar intensiva (dvs. produktionsmaximerande) skötselsystem kolinlagring medan extensivt skötta gräsmarker har lägre inlagringshastighet (Allard m.fl., 2007; Conant m.fl., 2003).

En annan viktig faktor att beakta är eventuell tidigare markanvändning. Gräsmarker som sköts på ett likvärdigt sätt men har olika markanvändningshistoria kan skilja sig åt när det gäller kolinlagring (Lettens m.fl., 2005; Murphy m.fl., 2006; Venteris m.fl., 2004). I en sammanställning av mätningar på lokaler där man övergått från åker till gräsmark visade 50 av 54 lokaler en ackumulation av kol (Conant m.fl., 2005). Kätterer m.fl. (2008) har i en studie av markanvändningseffekter på en lokal nära Uppsala visat att permanent bete ger upphov till högre kolmängder i marken jämfört med brukad mark och att övergång från gräsmark till brukad mark ger en förlust av kol från markprofilen. Återetablering av vall på den uppodlade marken vände trenden och kolmängden ökade igen.

Förbättrad skötsel av gräsmarker i torra områden i Afrika förväntas ha en god potential för kolinlagring (Neely m.fl., 2009). Dessa marker har under lång tid förlorat markkol på grund av överbetning, erosion och återkommande bränning. Både initiala förutsättningar, markanvändning och klimat är så väsentligt annorlunda i Afrika att det inte går att dra några slutsatser för svenska förhållanden på grundval av den studien.

## 2.3 Markkol och biodiversitet

Det är svårt att finna generella samband mellan biodiversitet och markkolsinlagring. Det finns studier som visar att i kraftigt störda och därefter åter- eller nyetablerade växtsamhällen ger en ökad artdiversitet vid återetableringen av växtsamhället en ökad kolinlagring (Adair m.fl., 2009; Steinbeiss m.fl., 2008). Andra studier visar att en diversitet när det gäller funktionella grupper (t.ex. N-fixerande växter) gynnar kolinlagring (De Deyn m.fl., 2009). Hög artdiversitet i gräsmarker liksom förekomst av hotade arter är nästan uteslutande knutna till ogödslad naturlig fodermark. Med tanke på att lågproduktiv gräsmark är sämre ur kolinlagringssynpunkt än högproduktiv (Allard m.fl., 2007; Ammann m.fl., 2009; Conant m.fl., 2003) kan ett visst negativt samband mellan markkol och artdiversitet förväntas.

## 3 Dataunderlag och metoder

### 3.1 Klimatrapporteringen

Markinventeringen (<http://www-markinventeringen.slu.se>), tidigare med namnet ståndortskarteringen, utförs på riksskogstaxeringens (<http://www-riksskogstaxeringen.slu.se>) permanenta provytor. Inventeringens syfte är att genom återkommande mätningar följa tillstånd och förändringar i mark och vegetation. Riksskogstaxeringens provytor inventeras i femårsintervall och markinventeringen i tioårsintervall.

Genom att markinventeringen utförs på samma provytor som riksskogstaxeringen finns möjligheter att koppla tillstånd och förändringar i marken till trädbeståndets egenskaper och utveckling. Tyngdpunkten i inventeringen ligger på beskrivning av svensk skogsmark men det görs mätningar även på andra ägoslag. Vid klassificeringen av ägoslag görs en bedömning av vilken markanvändning som är den dominerande. Provytorna utgör ett objektiva (representativa) urval av svensk landareal där ägoslaget registreras för alla ytor. Informationen kan därför användas för att skatta arealen för olika ägoslag och eftersom inventeringarna upprepas kan materialet också användas för att skatta förändringar i markanvändningen.

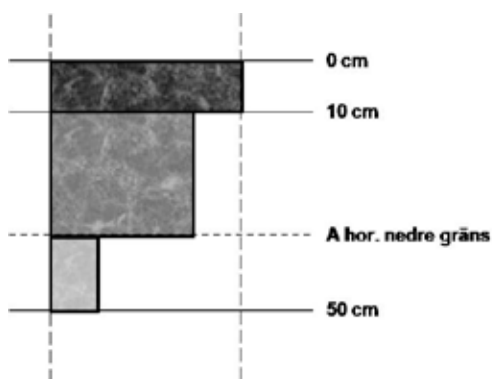
I rapporteringen av utsläpp och upptag av växthusgaser till klimatkonventionen (UNFCCC) och Kyotoprotokollet (KP) ingår en sektor, *Land-Use, Land-Use Change and Forestry* (LULUCF) som beskriver upptag och utsläpp av växthusgaser från markanvändningen. Sverige har valt att basera sin rapportering på data från riksskogstaxeringen och markinventeringen för denna sektor eftersom innehållet i dessa inventeringar ger möjlighet att beskriva förändringar i markanvändning och i de kolpooler som ingår i rapporteringen på ett enhetligt sätt.

Den första markinventeringen genomfördes 1983–1987 och en andra inventering mellan 1993 och 2002. Den tredje inventeringen startade 2003 och är fullt genomförd 2012. Av olika skäl är resultaten från den första inventeringen på 1980-talet inte direkt jämförbara med de senare inventeringarna. Rapporteringen till UNFCCC baseras på de två senare inventeringarna vilket innebär att en fullt genomförd återprovtagning av ytorna inte är klar och analyserad förrän tidigast 2013. Det tillgängliga antalet återprovtagna ytor är därför begränsat men ökar successivt. Den slutliga rapporteringen för åtagandeperioden i Kyotoprotokollet ska rapporteras 2014 och då kommer återprovtagningen att vara komplett. I den här rapporten presenteras i flera fall data på kolmängder (kollager, kolinnehåll, kolhalt) istället för kolmängdsförändringar. Det beror på att osäkerheten i förändringsskattningar är stor och att det statistiska underlaget är mindre på grund av färre återinventerade provytor. Mängdskattningar ger en bra uppfattning om vilka faktorer som påverkar kolinlagringen men de ger ingen uppfattning om förrådet ökar eller minskar för närvarande.

I klimatrapporteringen använder Sverige riksskogstaxeringens ägoslag betesmark som synonymt med UNFCCCs rapporteringskategori *Grassland*. Den senaste skattade arealen i klimatrapporteringen (2008) var 468 000 ha. Den skattade arealen är något lägre än den officiella svenska statistiken som för 2007 anger 489 000 hektar betesmark (SCB, 2009). Med betesmark avses enligt riksskogstaxeringen ”mark som väsentligen

används till bete och som inte plöjs regelmässigt. Ägoslaget kännetecknas ofta av tuvor, sten, viss buskvegetation eller hög markfuktighet”. Det motsvarar i princip naturbetesmark.

I den svenska rapporteringen av markkolsförändringar i betesmarker ingår poolerna ”dött organiskt material” (*dead organic matter*) och ”markkol” (*soil organic carbon*). Förändringarna skattas genom mätningar och beräkningar av kolpoolerna i samband med upprepade inventeringar. På naturbetesmarker tas prov i markens översta skikt, 0–10 cm, men inte på större djup. Provtagningen är reducerad i jämförelse med ägoslaget skogsmark där man gör en djupgrävning på hälften av de provtagna ytorna. Kolförrådet för markskikten mellan 10–50 cm extrapoleras med hjälp av den bestämda kolmängden i det övre skiktet, A-horisontens (matjordens) mäktighet och empiriska funktioner för hur skrymdensiteten (mängd jord per volymenhet) och kolkoncentrationen avtar mot djupet (Figur 2). Kolförrådet kompenseras även för stenigheten på provytan. De insamlade proverna torkas och siktas (< 2 mm) och kol och kvävekoncentrationen analyseras med CN-analysator genom torrförbränning.



Figur 2. Principskiss som visar beräkningen av kolförrådet ner till 50 cm baserat på provtagningen av det övre marklagret. Vid beräkningen tas hänsyn till A-horisontens (matjordens) mäktighet, stenighet och ökande skrymdensitet (mängd jord per volymenhet) med mark- och jorddjup.

### 3.2 C/N-balansmetod

En alternativ metod att skatta kolpoolsförändringar är att utgå från kvävetillförseln och samtidigt anta att allt tillfört kväve (kompenserat för eventuella förluster) binds till organiskt material i marken. Sedan kan man anta att det i det organiska materialet inbundna kvävet står i ett proportionellt förhållande till det inlagrade kolet (konstant C/N-kvot) och på så sätt bestämma kolinlagringen. Metoden har beskrivits av de Vries m.fl. (2006). Metoden har i Sverige prövats för skogsmark av Akselsson m.fl. (2007).

Beräkningarna baseras på en massbalans ekvation (1) för kväve (tillförsel – förlust) och en ekvation som relaterar N-balansen ( $\Delta N$ ) med C-balansen ( $\Delta C$ ) (2).

$$\Delta N = N_{\text{dep}} + N_{\text{fix}} - N_{\text{bio}} - N_{\text{utl}} - N_{\text{den}} \quad (1)$$

där  $N_{\text{dep}}$  är N-depositionen,  $N_{\text{fix}}$  den biologiska kvävefixeringen,  $N_{\text{bio}}$  är upptag i biomassa (nettoökning plus export genom avverkning),  $N_{\text{utl}}$  är den skattade utlakningen och  $N_{\text{den}}$  är denitrifikationen.

$$\Delta C = \Delta N * C/N \quad (2)$$

där  $\Delta N$  är den beräknade kvävebalansen,  $C/N$  är markens  $C/N$ -kvot och  $\Delta C$  kolinlagringen beräknat som en funktion av kvävebalans och  $C/N$ -kvot.

Alla beräkningar baserar sig på data som kopplats till de permanenta provytor inom riksskogstaxeringen som ingår i markinventeringen. Det är ett statistiskt representativt material när det gäller biomassatillväxt, avverkning och noggrant fastställda kvävehalter i olika trädkomponenter samt även information om  $C/N$ -kvoter i det övre markskiktet för naturbetesmarker. För att få resultat som är representativa för permanenta betesmarker har sådana ytor valts ut som klassades som betesmark både under inventeringen 1983–1987 och under inventeringen 1993–2002 (Tabell 1; Figur 3). Jordprovsanalyser för att bestämma kolmängden görs på ungefär hälften av de inventerade ytorna men övriga data är tillgängliga för alla provytor. För att öka antalet ytor i  $C/N$ -balansstudien har medelvärdet för  $C/N$ -kvoten för analyserade jordprov (14,3) använts för de ytor som inte har några jordprovsanalyser.

Tabell 1. Antal registreringar av olika ägoslag för riksskogstaxeringens permanenta ytor (med markinventering) för perioden 1983–87 (första inventeringen) och 1993–2002 (andra inventeringen).

| Inventering                 | Ägoslag       | 2:a inventeringen 1993–2002 |            |             |            |               |            |              |
|-----------------------------|---------------|-----------------------------|------------|-------------|------------|---------------|------------|--------------|
|                             |               | Skog                        | Naturbete  | Myr         | Berg       | Fjällbarrskog | Klimatimp. | Totalt antal |
| 1:a inventeringen 1983–1987 | Skog          | <b>16553</b>                | 63         | 102         | 75         | 22            | 6          | 16821        |
|                             | Naturbete     | 97                          | <b>412</b> | 3           | 3          | 0             | 0          |              |
|                             | Myr           | 88                          | 6          | <b>2495</b> | 0          | 6             | 0          |              |
|                             | Berg          | 44                          | 0          | 3           | <b>688</b> | 6             | 0          |              |
|                             | Fjällbarrskog | 16                          | 0          | 4           | 1          | <b>127</b>    | 2          |              |
|                             | Klimatimp.    | 3                           | 0          | 3           | 0          | 2             | <b>10</b>  |              |
|                             | Totalt antal  | 16801                       | 481        | 2610        | 767        | 159           | 22         | <b>20840</b> |

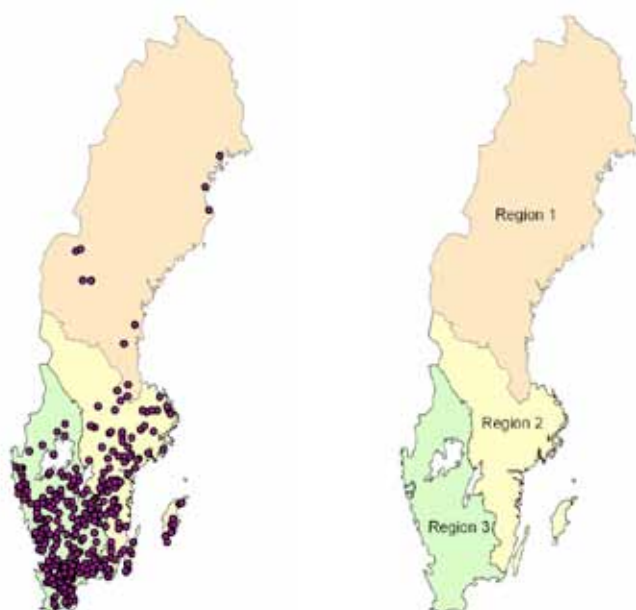
Kvävedepositionen ( $N_{dep}$ ) är hämtad från SMHI:s databas över  $N$ -depositionen på öppet fält. Våt och torr  $NO_x$  och  $NH_x$ - $N$ -deposition ingår i databasen, som tagits fram med hjälp av depositions-mätningar och modellberäkningar, och data ges för ett rutnät med storleken 20 x 20 km som täcker hela landet (Persson m.fl., 2004). Medelvärden för kvävedepositionen (kg/ha och år) för perioden 1991–2002 har använts och tilldelats provytorna utifrån vilken 20 x 20 km-ruta de är belägna i. Provytorna som ligger till grund för  $C/N$ -studien är fördelade på tre geografiska regioner baserade på depositionsgradienten för kväve (Figur 3).

Kvävefixeringen ( $N_{fix}$ ) liksom denitrifikation ( $N_{den}$ ) har inte kunnat tas med i beräkningarna eftersom det saknas bra källor för att beräkna storleken och den geografiska variationen för dessa poster. Bedömningen är dock att de är relativt små jämfört med övriga poster.

Den mängd kväve som bortförs via bete och inte återförs via gödseln, det vill säga det kväve som byggs in i animalieprodukter alternativt hamnar som gödsel på annan mark, har antagits vara försumbar.

Trädbiomassatillväxten har beräknats utifrån riksskogstaxeringens upprepade inventeringar och beräkningar av biomassan i olika trädfraktioner. Mängdförändringen i dessa fraktioner (stamved, bark, grenar, barr och stubbar/rötter) har multiplicerats med kvävekoncentrationer för dessa fraktioner. För de träd som avverkats har kväve i stamved, grenar och bark betraktats som förluster medan barr och stubbar/rötter har antagits bli kvar. Kväve i biomassa ( $N_{bio}$ ) utgörs således av två olika delmängder; kväve i avverkad och bortförd biomassa samt kväve i nettoökningen av biomassa på provytan.

Utlakningen är uppskattad med hjälp av den geografiska databas som upprättats för utlakning av kväve från svensk jordbruksmark. De värden som angivits för extensiv vall har använts och de har korrigerats med hjälp av markinventeringens data för textur och jordart.



Figur 3. Vänstra kartan visar de ytor som klassats som betesmark i både 1:a och 2:a markinventeringen och som använts i C/N-balansstudien. Högra kartan visar regionindelning baserad på depositionsgradienten för kväve.

### 3.3 Statistisk utvärdering och känslighetsanalys

Kolmängdsskattningarna som redovisas i Tabellerna 3–6 och 11–12 är medelvärden som viktats med en arealfaktor som är proportionell mot den areal som ytan representerar i markinventeringens provyteutlägg. Statistisk utvärdering av medelvärdena för olika klasser har gjorts med Tukeys test ( $p < 0,05$ ).

De indata som påverkar resultaten i C/N-balansmetoden rymmer många osäkerheter som är svåra att kvantifiera. När det gäller utlakningen har vi använt utlakningssiffror för extensivt vallbruk. Det är troligt att utlakningssiffran kan vara överskattad eftersom utlakningen på dessa marker kan påverkas av tidigare markanvändning.

Biomassaupptaget är också underskattat eftersom mindre träd ( $< 7$  cm diameter) och buskvegetation inte ingår i biomassaskattningarna som görs inom riksskogstaxeringen. Kvävedepositionen kan också variera på grund av olika faktorer. För att kvantifiera ett

möjligt intervall inom vilket kolinlagringen realistiskt kan variera gjordes en känslighetsanalys där en minsta kolackumulation räknades fram genom att sänka depositionen med tio procent och öka biomassaupptaget med 20 procent. På motsvarande sätt räknades ett maximalt ackumulationsalternativ fram där utlakningen sänktes med 50 procent och depositionen av kväve höjdes med tio procent.

### 3.4 Vegetations- och naturvärdesbedömning

En viktig fråga är hur inlagringen av markkol förhåller sig till vegetationens biologiska mångfald i gräsmarkerna. I detta avseende är i synnerhet hävdberoende biologisk mångfald intressant. För att se om det finns något samband mellan hävdberoende biologisk mångfald och kolinlagring i de provytor som undersökts med avseende på kolinlagring bedömdes provytornas hävdrelaterade naturvärde med hjälp av listorna på kärlväxter som noterats vid riksskogstaxeringen. Förekomst av arterna har i riksskogstaxeringen angetts utifrån en förutbestämd artlista. Värt att notera är att denna artlista i första hand är framtagen ur ett skogligt perspektiv vilket gör dess användbarhet för gräsmarksfrågor mer begränsad. Artinformationen från riksskogstaxeringen bedömdes ändå gå att använda i denna studie.

Värdering av gräsmarker med hjälp av arter har tidigare använts i många inventeringar av jordbrukslandskapets biotoper, till exempel ängs- och hagmarksinventeringen och ängs- och betesmarksinventeringen, och bygger på att vissa arter med specifika krav indikerar exempelvis gräsmarkens hävdstatus, hävdkontinuitet och artrikedom vad gäller hävdberoende arter.

Värderingen av provytorna gick till så att alla kärlväxter i riksskogstaxeringens artlista gavs ett indikatorvärde för ett antal olika habitatvariabler. Sådana variabler valdes som dels antogs kunna avspegla sig i provytornas artsammansättning, dels har betydelse för hävdberoende naturvärden i gräsmarker (Tabell 2). Arterna klassificerades enligt två indikatorklasser: 1 = visst indikatorvärde, 2 = högt indikatorvärde baserat på en kombination av indikatoruppskattningar av Ellenberg m.fl. (1991), Ekstam & Forshed (1992) och Naturvårdsverket (1987), samt egna erfarenheter. Att en art är indikator för en habitatvariabel innebär således att den är knuten till variabeln i fråga.

Indikatorarterna för respektive habitatvariabel summerades sedan för varje provyta, både genom att summera indikatorvärdena (dvs. summan av ettor och tvåor) och genom att summera antalet indikatorarter för variabeln i fråga. I det sistnämnda fallet väger således alla indikatorarter lika. Indikatorsummor av detta slag ger en uppskattning av hur viktiga olika habitatvariabler är för respektive provyta.

Vissa arter kan anses vara goda hävdindikatorer om de förekommer i hävdad mark, det vill säga i hävdad mark är de ofta associerade med hög artrikedom av andra hävdarter. De kan dock vara långlivade och resistent mot habitatförändringar vilket innebär att de kan leva kvar länge även i ohävdad eller olämpligt hävdad mark. Exempel är brudbröd, slätterfibbla och gullviva. Om man således inte vet något om markens hävdstatus eller om den alls är hävdad, ger sådana ”tröga” arter föga indikation på hävd. Detsamma gäller arter som kan förekomma i flera olika biotoper, såsom ögontröst, ängsvädd, vårbrodd och teveronika. Vid klassificeringen utgick vi från att objekten var betade och arterna klassificerades utifrån vad de indikerar under betade förhållanden, det vill säga utan hänseende till tröghet och ekologisk bredd. Som komplement till detta användes



även det totala antalet kärlväxtarter i respektive provyta som ett mer hävdberoende mått på biologisk mångfald.

Samtliga bedömda variabler (se Tabell 2) kan antas ha betydelse för en betesmarks artinnehåll. Alla utom variabel 1 (hävdkontinuitet/hävdstatus med hög kvalité) och variabel 2 (hävd mer allmänt) påverkar vegetationen direkt. Variabel 1 och 2 visar inget sådant mekanistiskt samband utan indikerar hävdstatus och tänkbar förekomst av andra hävdberoende arter. För att skilja ut de mest användbara variablerna undersöktes om det fanns något inbördes samband mellan dem. Det visade sig inte finnas något samband mellan förekomsten av hävdindikatorarter (variabel 1 och 2) i provytorna och de övriga variablerna (Spearman rank correlation  $p > 0,22$ ), frånsett en svag tendens att rutor med många fuktindikatorer har färre hävdindikatorer ( $p = 0,09$ ). Eftersom dessa variabler således inte verkade påverka förekomsten av krävande hävdarter användes de inte vidare i analyserna. Arter som indikerar hävd (indikatorer för variabel 1 och 2) redovisas i Tabell 10.

### 3.5 Analys av provytornas hävdstatus

Arturvalet är för begränsat för att man ska kunna peka ut ett antal rutor som otvivelaktigt har höga hävdberoende naturvärden. Däremot visar indikatorarterna på ett ungefär hur provytorna förhåller sig till varandra och man kan med andra ord ungefärligt ranka provytorna efter hävdstatus. Rankingen kan därefter jämföras med kapacitet för kolinlagring.

Det finns olika sätt att med hjälp av indikatorvärdena bedöma en provytas hävdstatus. Enklast är att nyttja indikatorvärdena för hävd (övriga variabler har visat sig mindre användbara, enligt vad som redovisats ovan). I det följande benämns detta sätt metod 1.

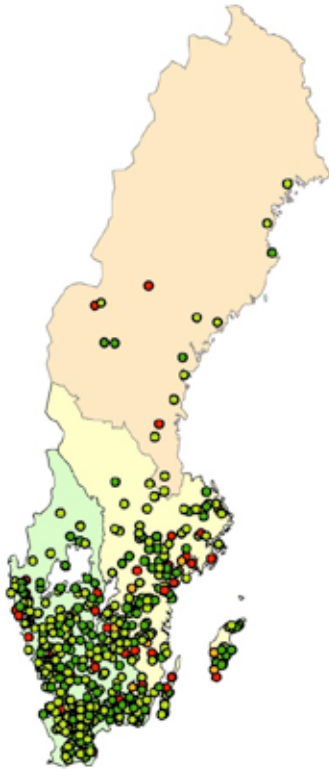
Man kan också kombinera ”positiva” och ”negativa” indikatorer så att hävdpräglade provytor identifieras genom hög förekomst av hävdindikatorer i kombination med låg förekomst av ohävdsindikatorer, igenväxningsindikatorer eller andra negativa indikatorgrupper. Indikatorsummor eller artantal kan inte utan vidare subtraheras från varandra eftersom det inte är samma antal positiva som negativa indikatorarter. Däremot kan kvoten mellan olika kategorier av indikatorer användas. Provytorna har på så vis rankats utifrån förhållandet mellan antalet hävdindikatorer och antalet ohävdsindikatorer (metod 2) liksom mellan antalet hävdindikatorer och antalet igenväxningsindikatorer (metod 3). Om artuppgifterna utgjort totalartlistor hade en ranking baserad på kombinationen av positiva och negativa indikatorer varit irrelevant eftersom hög förekomst av positiva arter inte blir sämre av att det samtidigt finns många negativa arter. Nu är det istället fråga om indikatorarter och inga totalartlistor och då kan de kombinerade måtten vara befogade.

För varje metod (1–3) rankades provytorna, för metod 1 baserat på indikatorsumman, för metod 2 och 3 baserat på den framräknade kvoten. Provytan med högst indikatorsumma eller kvot får rankvärde 1, den med näst högst summa rankvärde 2 och så vidare. De olika metodernas rankvärde summerades för varje provyta till ett sammanlagt rankvärde, där alltså provytor med lägst totalrankvärde har högst indikatorvärde för hävd.

Tabell 2. Variabler som använts för att testa om de kan bidra till att förklara förekomsten av krävande hävdarter.

|    | Habitatvariabel                             | Förklaring   |
|----|---|--|
| 1  | Hävdkontinuitet/hävdstatus med hög kvalitet | Arter med högt signalvärde för hävdarter. Är i hög grad beroende av ogödslade, kontinuerligt hävdade (med slåtter eller bete) gräsmarker. De indikerar lämpliga förhållanden för många andra hävdberoende arter, både djur och växter. |
| 2  | Hävd mer allmänt                            | Arter som indikerar ett regelbundet hävdad fältskikt, men utan krav på hög kvalitet. Gödsling, hävdbrott och viss igenväxning kan ha förekommit men dessa arter klarar sig inte i längden utan hävd (till exempel i slutna skog).      |
| 3  | Öppenhet/god ljusstillgång                  | Arter som indikerar öppenhet och god ljusstillgång men inte nödvändigtvis hävd.  |
| 4  | Kalk/högt pH i marken                       |  |
| 5  | Lågt pH i marken                            |  |
| 6  | Fuktigt-blött                               |  |
| 7  | Friskt                                      |  |
| 8  | Torrt                                       |  |
| 9  | Gödsling/hög näringsstillgång               |  |
| 10 | Igenväxningssuccession                      | Störningskänsliga arter som är relativt snabba att expandera när hävden upphör (t. ex. mjölkört, grenrör, brunrör och kruståtel).  |
| 11 | Svag hävd (störningskänsliga arter)         | Arter som inte tål bete/slåtter ("ohävdarter"). I detta fall ofta rena skogsarter.   |
| 12 | Störd mark                                  |  |
| 13 | Myr/torv                                    |  |
| 14 | Sand  |  |
| 15 | Berg/sten                                   |  |

Det logaritmerade värdet för sammanlagt rankvärde användes för att gruppera provytorna i klasser (Figur 4), vilka sedan jämfördes med varandra med avseende på kollager i marken. En motsvarande klassindelning gjordes utifrån totalt artantal varefter klasserna jämfördes med varandra med avseende på kollager. Riksskogstaxeringens och markinventeringens provtagningsmetodik gör att det inte är lämpligt testa korrelationen mellan kollager och biodiversitet på provytanivå. Därför delades rutorna in i klasser. Statistisk utvärdering av medelvärdena för olika klasser har gjorts med Tukeys test ( $p < 0,05$ ).



*Figur 4. Beteshävdsklassificering för samtliga provytor som klassades som betesmark i markinventeringen 1993–2002 (hävdklass 1 = röd, 2 = orange, 3 = ljusgrön och 4 = mörkgrön).*

## 4 Resultat och diskussion

### 4.1 Kolmängder i betesmark

Skattningar av mängden kol i markprofilen kan ge en uppfattning om vilka faktorer som påverkar kolinlagringen (dvs. hur kolmängden ändras över tiden).

Kolmängden i naturbetesmarker från de olika regionerna (Figur 3) redovisas i Tabell 3. Medelvärdet för kolmängden i naturbetesmarker för den norra regionen (region 1) är högre än i södra Sverige men skillnaden är inte statistiskt säkerställd. Det låga antalet provytor i den norra regionen gör skattningen osäker. Conant m.fl. (2005) rapporterar kolmängder i intervallet 3,5–6,0 kg/m<sup>2</sup> (djup ej angivet) för ett stort antal gräsmarker i tempererat klimat. I en studie från Georgia, USA, ligger kolmängderna i intervallet 4,7–6,6 kg/m<sup>2</sup> ner till ett markdjup på 60 cm (Franzluebbers & Stuedemann, 2009). Mestdagh m.fl.(2009) anger att kolinnehållet i gräsmarker ner till 1 m markdjup i den flamländska regionen av Belgien ligger i intervallet 11,1–21,3 kg/m<sup>2</sup>. Medelvärdet för kolmängder i de övre 20 cm av markprofilen i tyska gräsmarker var 5,4 kg/m<sup>2</sup> med ett intervall på 3,3–10,6 kg/m<sup>2</sup> (Chen m.fl., 2009).

*Tabell 3. Regional fördelning av markkolsmängd i naturbetesmarker. Kolinnehållet är beräknat på grundval av data som samlats in vid markinventeringen mellan 1993 och 2002. Medelvärden som åtföljs av samma bokstav (parvisa jämförelser) är inte statistiskt signifikant ( $p < 0,05$ ) skilda från varandra enligt Tukeys test ( $n$  = antal provytor).*

| Region | C<br>kg/m <sup>2</sup> | 95 % konf. int.<br>kg/m <sup>2</sup> | n   |
|--------|------------------------|--------------------------------------|-----|
| 1      | 11,4 a                 | 8,18–14,7                            | 6   |
| 2      | 8,93 a                 | 7,66–10,2                            | 74  |
| 3      | 8,68 a                 | 7,90–9,26                            | 187 |

I Tabell 4 redovisas kolmängdsuppskattningar fördelat på provyternas fuktighetsklasser. Frisk-fuktiga betesmarker har signifikant högre kolmängd jämfört med friska marker. Kolmängden på torra marker är högre än på friska men lägre än på friska-fuktiga. Det låga antalet provytor på torr mark gör det dock svårt att påvisa statistiskt säkerställda skillnader och värdena skiljer sig inte signifikant åt i förhållande till de två andra fuktighetsklasserna.

*Tabell 4. Markfuktighet och markkolsmängd i naturbetesmarker. Kolinnehållet är beräknat på grundval av data som samlats in vid markinventeringen mellan 1993 och 2002. Medelvärden som åtföljs av samma bokstav (parvisa jämförelser) är inte statistiskt signifikant ( $p < 0,05$ ) skilda från varandra enligt Tukeys test ( $n$  = antal provytor).*

| Markfuktighet | C<br>kg/m <sup>2</sup> | 95 % konf. int.<br>kg/m <sup>2</sup> | n   |
|---------------|------------------------|--------------------------------------|-----|
| Torr          | 9,50 ab                | 5,86–13,1                            | 14  |
| Frisk         | 8,12 a                 | 7,39–8,84                            | 163 |
| Frisk-fuktig  | 10,3 b                 | 9,21–11,3                            | 89  |

Tidigare markanvändning har ofta stor betydelse för markens kolförråd. I Tabell 5 redovisas kolmängderna för de två dominerande jordmånstyperna brunjord och kulturjordmån. Jordmånerna skiljs åt i inventeringen genom att kulturjordmånen har en tydlig Ap-horisont (matjord skapad genom plöjning) i den övre delen av markprofilen som visar att jorden under någon period har varit plöjd medan brunjorden utvecklats på marker där jordbearbetningen varit begränsad. Ap-horisonten är urskiljbar långt efter att marken plöjts för sista gången så åkerbruket kan ligga långt tillbaka i tiden. Kolmängden är signifikant högre i kulturjordmånen än i brunjorden.

*Tabell 5. Tidigare markanvändning och markkolsmängd i naturbetesmarker. Markanvändningen återspeglas i jordmånen. Endast klasserna kulturjordmån och brunjord redovisas på grund av få förekomster av övriga jordmånsklasser. Kolinnehållet är beräknat på grundval av data som samlats in vid markinventeringen mellan 1993 och 2002. Medelvärden som åtföljs av samma bokstav (parvisa jämförelser) är inte statistiskt signifikant ( $p < 0,05$ ) skilda från varandra enligt Tukeys test ( $n =$  antal provtytor).*

| Jordmån       | C<br>kg/m <sup>2</sup> | 95 % konf. int.<br>kg/m <sup>2</sup> | n   |
|---------------|------------------------|--------------------------------------|-----|
| Kulturjordmån | 10,5 a                 | 8,99–12,0                            | 72  |
| Brunjord      | 7,67 b                 | 7,08–8,26                            | 136 |

Många betesmarker i Sverige är trädbevuxna och en del marker har relativt täta trädbestånd. Beskogning anses i många fall leda till ökad kolinbindning i mark. I Tabell 6 redovisas skillnaden i markkolsmängden på naturbetesmark för fyra klasser indelade efter mängd stående stambiomassa. Det finns inga signifikanta skillnader eller någon trend i markkolsmängd som kan relateras till mängden trädbiomassa på ytan.

*Tabell 6. Träddäckning och markkolsmängd i naturbetesmarker. Mängden stående stambiomassa används som mått på träddäckningen. Kolinnehållet är beräknat på grundval av data som samlats in vid markinventeringen mellan 1993 och 2002. Medelvärden som åtföljs av samma bokstav (parvisa jämförelser) är inte statistiskt signifikant ( $p < 0,05$ ) skilda från varandra enligt Tukeys test ( $n =$  antal provtytor).*

| Biomassa klass   | C<br>kg/m <sup>2</sup> | 95 % konf. int.<br>kg/m <sup>2</sup> | n   |
|------------------|------------------------|--------------------------------------|-----|
| 0 0 ton/ha       | 9.07 a                 | 8.14–10.0                            | 142 |
| 1 < 25 ton/ha    | 9.09 a                 | 7.77–10.4                            | 40  |
| 2 25 – 75 ton/ha | 9.36 a                 | 7.74–11.0                            | 28  |
| 3 > 75 ton/ha    | 8.36 a                 | 5.18–11.5                            | 12  |

## 4.2 Förändringar i markkolspoolen i betesmark

C/N-balansmetoden som använts här skattar relativt begränsade ökningsar av markkolsmängden i naturbetesmarker (Tabell 7). Medelvärdet för hela landet är 30 kg kol per hektar och år med en liten minskning i den nordligaste regionen och ökningsar i södra delen av landet. Ökningen motsvarar en inlagring på ca 0,05 miljoner ton CO<sub>2</sub> per år och är därmed en liten post i den svenska växthusgasbalansen. Det till UNFCCC rapporterade medelvärdet för inlagring i betesmarker för perioden 1990–2006 är 61 kg kol per hektar och år (Tabell 8). Skattningarna som gjorts med de båda

metoderna ligger nära varandra om man beaktar att så små förändringar, mindre än en procent av markkolspoolen på tio år, är mycket svåra att statistiskt säkerställa.

Tabell 7. Ackumulation eller förlust (negativa värden) av markkol (samtliga markkolspooler) i naturbetesmarker enligt C/N-balansmetoden.  $\Delta C_{\min}$  och  $\Delta C_{\max}$  är beräknad minimi- och maximiackumulation i känslighetsanalysen (se stycke 3.3). (n = antal provtytor).

|             | $\Delta C$     | StdErr | Min  | Max | $\Delta C_{\min}$ | $\Delta C_{\max}$ | n   |
|-------------|----------------|--------|------|-----|-------------------|-------------------|-----|
|             | kg C/ha och år |        |      |     |                   |                   |     |
| Region 1    | -27            | 10     | -68  | 24  | -36               | 15                | 11  |
| Region 2    | 30             | 7,3    | -350 | 130 | 14                | 68                | 132 |
| Region 3    | 32             | 6,7    | -480 | 240 | 6,9               | 105               | 269 |
| Hela landet | 30             | 5,0    | -480 | 240 | 8,2               | 91                | 383 |

Inom klimatrapporeringen redovisas en ökning av mängden trädbiomassa på naturbetesmarker (Tabell 8). I rapporteringen till klimatkonventionen redovisas en ökning för alla enskilda år utom ett och värdena ligger i intervallet -200–290 kg kol per hektar och år. Medelvärdet för förändringen motsvarar en ökning av trädbiomassan på naturbetesmarker med en till två procent per år vilket i sin tur motsvarar en eller ett par fullvuxna granar.

Tabell 8. Ackumulation av kol i biomassa (träd och buskar) och olika markkolspooler i naturbetesmarker enligt den svenska klimatrapporeringen till FN. Medelvärden för perioden 1990–2006.

|             | Biomassa       | Dött organiskt material | Markkol | Total mark |
|-------------|----------------|-------------------------|---------|------------|
|             | kg C/ha och år |                         |         |            |
| Hela landet | 189            | 35                      | 26      | 61         |

Eftersom svenska betesmarker inte gödulas är den atmosfäriska depositionen den största källan till kväve i systemet (Tabell 9). Om allt deponerat kväve binds in i markens organiska material skulle kolförrådet öka med 158 kg kol per hektar och år. Av denna potential har ungefär 25 procent förlorats från marken genom upptag i biomassa (träd och buskar) och 55 procent lakats ut. Det är återstående 20 procent som har bidragit till det ökade kolförrådet i marken. Den relativt sett (i förhållande till depositionen) högre

Tabell 9. Bidrag till den potentiella ackumulationen av kol ( $\Delta C$ ) från olika kväveposter. Data från uträkningarna med C/N-metoden. Negativa siffror betyder att posten undandrar kväve från marken och att kvävet därmed inte kan bidra till inlagringen av kol i marken (n =antal provtytor).

|             | Deposition     | Biomassa | Utlakning | n   |
|-------------|----------------|----------|-----------|-----|
|             | kg C/ha och år |          |           |     |
| Region 1    | 63             | -19      | -72       | 11  |
| Region 2    | 110            | -30      | -53       | 132 |
| Region 3    | 180            | -41      | -109      | 269 |
| Hela landet | 158            | -37      | -90       | 383 |

ackumuleringen i region 2 beror på en större andel finkorniga jordar som ger en lägre utlakning. Den lägre utlakningen beror på att dessa jordar har en större kapacitet att hålla växttillgängligt vatten. Kvävet kan då tas upp av växterna under en längre period och kväveförlusterna genom utlakning minskar.

De här skattade värdena på kolackumulering i mark ligger väsentligt under de värden som rapporterats internationellt för gräsmarker (Jones & Donnelly, 2004). Det internationella begreppet gräsmarker (*grassland*) är betydligt vidare än det svenska begreppet naturbetesmark och inbegriper många mer intensivt skötta betesmarker och vallar där man sår, gödslar och slår gräsmarkerna. Då finns helt andra förutsättningar för en ackumulering av kol. Förändringar i skötsel och markanvändning ger ofta upphov till förändringar i markkolspoolen. I en litteraturgenomgång av studier på hur markanvändningen påverkar markkolet i gräsmarker visar Conant m.fl. (2001) att kolinlagringen gynnas av skötsel som syftar till att höja produktionen. Sådan skötsel inkluderar gödsling, begränsade men upprepade betesperioder, övergång från åkerbruk till permanent vall eller annan gräsmark, insådd av ärtväxter, insådd av gräs, inplantering av daggmask och bevattning. Hastigheten i kolinlagringen är som högst den första tiden efter en åtgärd för att därefter avta. Positiva effekter på kolinlagringen kunde bestå så länge som 40 år efter en åtgärd. Om man exkluderar åtgärder som baserade sig på relativt få antal observationer (bevattning, daggmask) så ökade kolinlagringen mest vid övergång från åker till bete (1,01 ton/ha och år) och insådd av baljväxter (0,75 ton/ha och år), begränsade men upprepade betesperioder eller övergång till bete från naturgräsmark (0,34 ton/ha och år) och gödsling (0,3 ton/ha och år). En senare litteraturstudie av Soussana m.fl. (2010) bekräftar dessa resultat. Ammann m.fl. (2009) jämförde i en studie från Schweiz en intensivt och en extensivt skött gräsmark där den intensivt skötta gräsmarken ackumulerade kol i marken (1,2 ton/ha och år) medan den extensivt skötta gräsmarken blev en källa till CO<sub>2</sub> (-0,7 ton/ha och år).

Vid skötsel av svenska naturbetesmarker eftersträvas hävdkontinuitet utan insådd eller gödslingsåtgärder, det vill säga en extensiv skötsel utan åtgärder som syftar till att öka biomassaproduktionen i betet. Den förhållandevis låga kolinlagringshastigheten som rapporteras i denna studie är med stor sannolikhet en följd av denna markanvändning. Marker som övergått från åker till bete (permanenta vallar) klassificeras enligt riksskogstaxeringen i de flesta fall fortfarande som åkermark och ingår därför inte i denna studie. Det kan därför finnas betesmarker med betydligt högre kolinlagringshastighet än vad som redovisas här. Betesmarker med ett förflutet som åkermark har å andra sidan oftast låga värden vad gäller hävdberoende biologisk mångfald (Cousins, 2009). I en studie från Sverige som baserar sig på en lokal där markanvändningen varit känd sedan 1850 och framåt och som provtagits 1937, 1971 och 2002 har man kunnat följa effekter av övergång från gräsmark till åker samt även återgång från åker till permanent vall (Kätterer m.fl., 2008). Även kolmängdsförändringen i en permanent gräsmark som aldrig varit uppodlad sedan 1850 följdes. Resultaten visar att uppodling av gräsmark leder till nedgång i markens kolinnehåll. Inga signifikanta förändringar i kolmängden kunde observeras i den permanenta gräsmarken medan kolmängden i den del av marken som först uppodlats och sedan återigen tagits i bruk som permanent vall först minskade för att sedan återigen öka. Den permanenta gräsmarken hade högst kolmängd, följt av den uppodlade marken som övergått till permanent vall. Lägst kolmängd hade den plöjda marken. Den återetablerade vallen ackumulerade i genomsnitt 0,4 ton kol per hektar och år (Kätterer m.fl., 2008).

I den här studien indikerar data att kulturjordmåner, det vill säga tidigare uppodlade jordar, har högre kolförråd än sådana som inte varit uppodlade (Tabell 5). Det kan förklaras av att det handlar om en jämförelse mellan kolförråd som utvecklats under olika betingelser. Den svenska åkermarken innehåller till exempel mer kol per hektar än skogsmarken. Det beror på att jordbruksmarken valts ut från de bördigaste markerna (finare textur, högre andel vittringsbara mineral, mäktigare jorddjup, mindre stenighet) där flera faktorer bidrar till en högre förmåga att binda in kol i marken samtidigt som åkermarken har gödslats regelbundet. På samma sätt kan man anta att de nuvarande betesmarker som ligger på tidigare uppodlad mark har bättre naturliga förutsättningar att binda kol än de marker som inte uppodlats, samtidigt som de i tidigare markanvändning tillförts mer näring, vilket sammantaget kan förklara att kulturjordmåner har högre kolförråd. Även odlingsåtgärder, till exempel stenröjning, har förbättrat förutsättningarna att bygga upp kolförråd i det övre markskiktet.

Såväl skattningarna av markkolsförändringar enligt klimatrapporteringsmetoden som C/N-balansmetoden har betydande felmarginaler – både på grund av en stor slumpmässig variation (klimatrapporteringsmetoden) och på grund av potentiella systematiska fel (båda metoderna). Problemen med att bestämma relativt små kolförändringar i stora förråd är kända från andra studier (Lettens m.fl., 2005). Att den slumpmässiga variationen är relativt liten för C/N-balansmetoden beror på att den naturliga variationen inte får genomslag i data som är generaliserade (deposition, utlakning, kvävehalter etc.) och det blir därmed svårt att statistiskt testa signifikansen i skattningarna. Systematiska fel kan påverka båda metoderna, men C/N-balansmetoden är den metod där risken är störst på grund av förenklingar, till exempel antaganden som att C/N-kvoten är konstant, att vi inte har med kvävefixering och denitrifikation och att vi använder deposition för öppet fält när det finns ett trädsikt på många betesmarker.

Även om osäkerheterna i olika metoder att skatta kolförändringar är stora så pekar samstämmigheten mellan klimatrapporteringsmetoden och C/N-balansmetoden mot att ackumuleringen av kol i de extensivt skötta betesmarkerna är liten i jämförelse med internationella studier. Skattningarna med de två metoderna är baserade på material från samma provytor men är metodmässigt oberoende av varandra. Medan metoden som används för klimatrapporteringen baserar sig på att direkt mäta kolmängdsförändringar så utgår C/N-balansmetoden från en av förutsättningarna för kolackumulering: tillgången på kväve.

### 4.3 Betespåverkan på vegetationen

I Tabell 10 redovisas förekomstfrekvens av indikatorarter. Indikatorerna är uppdelade i två grupper: en grupp som indikerar hävdkontinuitet/hävdstatus och en som indikerar hävd i mer allmän bemärkelse (variabel 1 och 2 enligt Tabell 2). Antalet arter som ingår i riksskogstaxeringens artlistor är ganska litet i den förstnämnda gruppen.

Naturbete är enligt definitionen i riksskogstaxeringen den dominerande markanvändningen, men de inventerade ytorna ger ändå intryck av att vara svagt och oregelbundet betade, eventuellt med nyligen återupptaget bete efter en period av igenväxning. Om man inte vetat att de faktiskt var betade vid inventeringstillfället kunde många provytor antagits vara övergivna och stadda i succession. Detta indikeras av förhållandevis högt antal arter som indikerar igenväxningssuccession, svagt bete eller gödning. Visserligen finns visst omvänt förhållande mellan hävdindikatorvärdet och



andelen arter som indikerar motsatsen, men sambanden är svaga och både provytor med högt hävdindikatorvärde och provytor med lågt kan ha allt ifrån många till få hävdkänsliga arter. De faktiska artantalerna visar att artrika provytor har högt antal av såväl hävd- som ohävd- och igenväxningsindikatorer.

*Tabell 10. Två grupper av hävdindikatorer och antal provytor där de förekommer. Den vänstra kolumnen innehåller arter som kan sägas indikera särskilda hävdberoende naturvärden (förutsatt att de förekommer i hävdad mark; se avsnitt 3.4–3.5).*

|               |     |             |     |
|---------------|-----|-------------|-----|
| Brudbröd      | 56  | Borsttistel | 7   |
| Gullviva      | 25  | Daggkåpa    | 157 |
| Gulmåra       | 140 | Gåsört      | 37  |
| Kattfot       | 6   | Gökärt      | 138 |
| Klockljung    | 3   | Johannesört | 200 |
| Knippfryle    | 41  | Kärrsilja   | 20  |
| Käringtand    | 33  | Nattviol    | 14  |
| Mandelblom    | 19  | Prästkrage  | 39  |
| Ormrot        | 23  | Rödklöver   | 227 |
| Rödven        | 227 | Rölleka     | 393 |
| Slätterfibbla | 7   | Skogsviol   | 121 |
| Slättergubbe  | 6   | Smörboll    | 3   |
| Teveronika    | 352 | Tuvtåtel    | 286 |
| Vårbrodd      | 148 | Vitklöver   | 347 |
| Ängsfryle     | 54  | Vitmåra     | 72  |
| Ängsvädd      | 43  | Ängssyra    | 382 |
|               |     | Ögontröst   | 12  |

Provyternas innehåll av skogsarter indikerar på motsvarande sätt att många provytor har eller har haft tämligen tätt träd- och buskskikt. Sambandet mellan andelen skogsarter och andelen öppenmarksarter är svagt, vilket indikerar att det inte rör sig om något stabilt skogstillstånd utan snarare igenväxning eller restaurering.

Med tanke på att provyterna trots allt är betade ger indikatorarterna förmodligen en något felaktig bild av deras hävdstatus. Det är med andra ord inte säkert att betesmarkerna verkligen är svagbetade, gödslade, igenväxande och så vidare, utan de indikationerna kan vara ett resultat av själva inventeringsmetodikerna. Två förklaringar till det är tänkbara: för det första kan det tänkas att riksskogstaxeringens arturval bättre täcker in ohävd- och igenväxningsarterna än hävdindikatorerna. Detta vore inte förvånande eftersom riksskogstaxeringens metod främst är avsedd för skogliga miljöer där de två förstnämnda kategorierna dominerar. För det andra är det troligt att åtminstone igenväxningsarter kan hänföras till generalister bland gräsmarksarterna medan hävdindikatorerna är specialister. De förra är därför vanligare i alla slags betesmarker, även välhävdade, och det är således större chans att hitta dem i en begränsad provruta, jämfört med specialiserade hävdindikatorer som ofta förekommer i begränsade delar av och i småhabitat i betesmarken. Vid inventeringar i samband med den nationella uppföljningen av gräsmarker i skyddade områden i Sverige har man kunnat notera att det även i botaniskt mycket värdefulla betesmarker blir förvånansvärt få träffar på arter som indikerar välhävdade miljöer (Lennartsson, opubl.).

Det är troligt att de provytor som får högst hävdstatus baserat på rankingen är eller till helt nyligen har varit de bäst och mest kontinuerligt hävdade. Inga geografiska effekter kan märkas, utan dessa provytor förekommer utspridda över landet (Figur 4).

## 4.4 Produktionsintensitet och biodiversitet

Åtgärder för att öka markens produktion med syfte att öka kolinlagringen kan vara negativt för biodiversiteten om åtgärderna utförs på ogödslad naturbetesmark. I nuläget gödslas svenska betesmarker i liten utsträckning, bland annat på grund av att miljöersättningarna för betesmarkerna inte tillåter gödsling. Ökad användning av gödsel skulle snabbt leda till en förlust av hävdberoende gräsmarkarter. Gödslingens negativa effekter på biologisk mångfald är väldokumenterad. Exempelvis Clark m.fl. (2007) visar att en ökning av kvävetillförseln, oavsett om det sker genom ökad deposition eller gödsling, ger en minskad biodiversitet. Det finns flera orsaker till detta. Hautier m.fl. (2009) har till exempel nyligen visat att lågvuxna och långsamväxande arter konkurreras ut på grund av ljusbrist när de skuggas av snabbväxande arter efter gödsling. En ökning av vallodlingen och omföring av betesdjuren från ogödslade naturbetesmarker till dessa vallar och andra gödslade gräsmarker för att öka kolinlagringen skulle också leda till förlust av biologisk mångfald eftersom naturbetesmarker med höga naturvärden då skulle växa igen och med tiden bli skog.

## 4.5 Kollager och biodiversitet

Beteshävdsklassificeringen utnyttjades för att undersöka sambandet mellan kollager och betesmarkshävd (Tabell 11). Det finns inga statistiskt signifikant skillnader i kolmängd mellan ytor med höga indikatorvärden för hävd (klass 1 och 2) jämfört med provytor med lägre hävdklassificering.

*Tabell 11. Hävdvärden och markkolsmängd i naturbetesmarker. Lågt hävdrankingstal indikerar högt indikatorvärde för hävd och hävdberoende arter. Kolmängdsdata beräknade på grundval av data från markinventeringen insamlade mellan 1993 och 2002. Medelvärden som åtföljs av samma bokstav (parvisa jämförelser) är inte statistiskt signifikant ( $p < 0,05$ ) skilda från varandra enligt Tukeys test ( $n$  = antal provytor).*

| Hävdranking | C<br>kg/m <sup>2</sup> | 95 % konf. int.<br>kg/m <sup>2</sup> | n   |
|-------------|------------------------|--------------------------------------|-----|
| 1–2         | 8.85 a                 | 7.45–10.3                            | 34  |
| 3           | 8.70 a                 | 7.60–9.80                            | 101 |
| 4           | 8.81 a                 | 8.01–9.62                            | 132 |

Inte heller en klassindelning efter antalet observerade arter (ur en fastställd artlista) visade på några skillnader i mängden markkol mellan ytor med få arter och ytor med många arter (Tabell 12).

Tabell 12. Artmångfald och markkolsmängd i naturbetesmarker. Artmångfalden utgör antalet funna fältskiktsarter av de kärleväxter som finns upptagna i markinventeringens artlista (234 arter). Kolinnehållet är beräknat på grundval av data som samlats in vid markinventeringen mellan 1993 och 2002. Medelvärden som åtföljs av samma bokstav (parvisa jämförelser) är inte statistiskt signifikant ( $p < 0,05$ ) skilda från varandra enligt Tukeys test ( $n$  = antal provytor).

| Artantalsklass  | C<br>kg/m <sup>2</sup> | 95 % konf. int.<br>kg/m <sup>2</sup> | n   |
|-----------------|------------------------|--------------------------------------|-----|
| 1 (3–9 arter)   | 8.94 a                 | 5.03–12.8                            | 11  |
| 2 (10–14 arter) | 7.71 a                 | 6.72–8.69                            | 77  |
| 3 (15–27 arter) | 9.61 a                 | 8.67–10.5                            | 132 |
| 4 (28–35 arter) | 8.41 a                 | 6.82–10.0                            | 27  |
| 5 (36–51 arter) | 6.83 a                 | 5.30–8.36                            | 17  |

## 5 Slutsatser

Såväl metoden som används vid Sveriges klimatrapporering till FN som C/N-balansmetoden som använts i den här studien visar att inlagringen av kol i naturbetesmarker i Sverige är låg (i genomsnitt mindre än 100 kg C/ha och år), i jämförelse med de värden som redovisats i internationell litteratur (i storleksordningen mer än 1 000 kg C/ha och år). Kolinlagring i gräsmarker gynnas av åtgärder som syftar till att öka biomassatillväxten. Dit hör insådd av gräs, insådd av kvävefixerande baljväxter, gödsling och en effektiv betesdrift (*improved grazing*). Sådana produktionshöjande åtgärder har dock en negativ inverkan på biodiversiteten. Ökar man mängden trädbiomassa på betesmarken skapas en kolsänka men den ökade trädbiomassan leder inte till någon snabb motsvarande ökning av markkolet. Även om vegetationsuppgifterna som analyserats i den här studien inte möjliggjort någon säker bedömning av hävdkontinuitet, hävdstatus och biodiversitet så finns inga indikationer på att dessa parametrar har någon koppling till naturbetesmarkernas förmåga att lagra in kol. Naturbetesmarker med lång hävdkontinuitet ligger förmodligen nära *steady-state* där tillförsel och nedbrytning av organiskt material balanserar varandra. Intensivt brukad åkermark som ställs om till långliggande slåtter- eller betesvall, eller som ställs om till en växtföljd som domineras av vall, har däremot bättre förutsättningar att ackumulera kol (pga. hög näringsstatus i kombination med minskad jordbearbetning). För att nå bättre skattningar av markkolsförändringar i betesmark krävs bättre kunskap om förnaproduktion, biologisk kvävefixering och kväveförluster från betesmark.

## 6 Referenser

Adair, E., Reich, P., Hobbie, S., & Knops, J. 2009. Interactive effects of time, CO<sub>2</sub>, N, and diversity on total belowground carbon allocation and ecosystem carbon storage in a grassland community. *Ecosystems* 12: 1037-1052.

Akselsson, C., Westling, O., Sverdrup, H., & Gundersen, P. 2007. Nutrient and carbon budgets in forest soils as decision support in sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 238: 167-174.

Allard, V., Soussana, J.F., Falcimagne, R., Berbigier, P., Bonnefond, J.M., Ceschia, E., D'hour, P., Henault, C., Laville, P., Martin, C., & Pinares-Patino, C. 2007. The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub>) of semi-natural grassland. *Agriculture Ecosystems & Environment* 121: 47-58.

Ammann, C., Spirig, C., Leifeld, J., & Neftel, A. 2009. Assessment of the nitrogen and carbon budget of two managed temperate grassland fields. *Agriculture Ecosystems & Environment* 133: 150-162.

Aubinet, M., Grelle, A., Ibrom, A., Rannik, U., Moncrieff, J., Foken, T., Kowalski, A.S., Martin, P.H., Berbigier, P., Bernhofer, C., Clement, R., Elbers, J., Granier, A., Grunwald, T., Morgenstern, K., Pilegaard, K., Rebmann, C., Snijders, W., Valentini, R., & Vesala, T. 2000. Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: The EUROFLUX methodology. *Advances in Ecological Research* 30: 113-175.

Beaufoy, G., Baldock, D., & Clark, J. 1995. *The Nature of Farming. Low Intensity Farming Systems in Nine European Countries*. London, Institute for European Environmental Policy.

Berg, B., Hannus, K., Popoff, T., & Theander, O. 1982. Changes in organic-chemical components of needle litter during decomposition - long-term decomposition in a Scots pine forest. *Canadian Journal of Botany* 60: 1310-1319.

Berg, B., McClaugherty, C., DeSanto, A.V., Johansson, M.B., & Ekbohm, G. 1995. Decomposition of litter and soil organic-matter - can we distinguish a mechanism for soil organic-matter buildup. *Scandinavian Journal of Forest Research* 10: 108-119.

Brady, N.C. & Weil, R.R. 1999. *The Nature and Properties of Soils*. Upper Saddle River, New Jersey, Prentice Hall.

Breuer, L., Huisman, J.A., Keller, T., & Frede, H.G. 2006. Impact of a conversion from cropland to grassland on C and N storage and related soil properties: Analysis of a 60-year chronosequence. *Geoderma* 133: 6-18.

Chen, H., Marhan, S., Billen, N., & Stahr, K. 2009. Soil organic-carbon and total nitrogen stocks as affected by different land uses in Baden-Württemberg (southwest Germany). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172: 32-42.

- Clark, C.M., Cleland, E.E., Collins, S.L., Fargione, J.E., Gough, L., Gross, K.L., Pennings, S.C., Suding, K.N., & Grace, J.B. 2007. Environmental and plant community determinants of species loss following nitrogen enrichment. *Ecology Letters* 10: 596-607.
- Clein, J.S. & Schimel, J.P. 1995. Microbial activity of tundra and taiga soils at sub-zero temperatures. *Soil Biology & Biochemistry* 27: 1231-1234.
- Conant, R.T., Paustian, K., Del Grosso, S.J., & Parton, W.J. 2005. Nitrogen pools and fluxes in grassland soils sequestering carbon. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71: 239-248.
- Conant, R.T., Paustian, K., & Elliott, E.T. 2001. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications* 11: 343-355.
- Conant, R.T., Six, J., & Paustian, K. 2003. Land use effects on soil carbon fractions in the southeastern United States. I. Management-intensive versus extensive grazing. *Biology and Fertility of Soils* 38: 386-392.
- Cousins, S. 2009. Landscape history and soil properties affect grassland decline and plant species richness in rural landscapes. *Biological Conservation* 142: 2752-2758.
- De Deyn, G.B., Quirk, H., Yi, Z., Oakley, S., Ostle, N.J., & Bardgett, R.D. 2009. Vegetation composition promotes carbon and nitrogen storage in model grassland communities of contrasting soil fertility. *Journal of Ecology* 97: 864-875.
- de Vries, W., Reinds, G.J., Gundersen, P., & Sterba, H. 2006. The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. *Global Change Biology* 12: 1151-1173.
- Ekstam, U. & Forshed, N. 1992. *Om hävden upphör. Kärlväxter som indikatorer i ängs- och hagmarker. Skötsel av naturtyper*. Naturvårdsverket, Solna.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., & Paulissen, D. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-258.
- Franzluebbers, A. & Stuedemann, J. 2009. Soil-profile organic carbon and total nitrogen during 12 years of pasture management in the Southern Piedmont USA. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129: 28-36.
- Guodong, H.D., Xiying, H.Y., Mengli, Z.L., Mingjun, W.J., Ellert, B.H., Walter, W., & Wang, M.J. 2008. Effect of grazing intensity on carbon and nitrogen in soil and vegetation in a meadow steppe in Inner Mongolia. *Agriculture Ecosystems & Environment* 125: 21-32.
- Hautier, Y., Niklaus, P.A., & Hector, A. 2009. Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science* 324: 636-638.
- Howard, D.M. & Howard, P.J.A. 1993. Relationships Between CO<sub>2</sub> Evolution, Moisture-Content and Temperature for A Range of Soil Types. *Soil Biology & Biochemistry* 25: 1537-1546.

- Jones, M.B. & Donnelly, A. 2004. Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO<sub>2</sub>. *New Phytologist* 164: 423-439.
- Kirschbaum, M.U.F. 1995. The temperature dependence of soil organic matter decomposition and the effect of global warming on soil C storage. *Soil Biology & Biochemistry* 27: 753-760.
- Kätterer, T., Andersson, L., Andren, 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: 145-155.
- Letten, S., van Orshoven, J., van Wesemael, B., Muys, B., & Perrin, D. 2005. Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology* 11: 2128-2140.
- Mestdagh, I., Sleutel, S., Lootens, P., Van Cleemput, O., Beheydt, D., Boeckx, P., De Neve, S., Hofman, G., Van Camp, N., Vande Walle, I., Samson, R., Verheyen, K., Lemeur, R., & Carlier, L. 2009. Soil organic carbon-stock changes in Flemish grassland soils from 1990 to 2000. *Journal of Plant Nutrition* 172: 24-31.
- Murphy, C.A., Foster, B.L., Ramspott, M.E., & Price, K.P. 2006. Effects of cultivation history and current grassland management on soil quality in northeastern Kansas. *Journal of Soil and Water Conservation* 61: 75-84.
- Naturvårdsverket. 1987. *Inventering av ängs- och hagmarker: handbok*. Solna, Naturvårdsverket.
- Neely, C., Bunning, S., & Wilkes, A. 2009. *Review of evidence on drylands pastoral systems and climate change. Implications and opportunities for mitigation and adaptation*. FAO: Land and water discussion paper 8.
- Persson, C., Ressner, E., & Klein, T. 2004. *Nationell miljöövervakning - MATCH-Sverige-modellen. Metod- och resultatsammanställning för åren 1999-2002 samt diskussion av osäkerheter, trender och miljömål*. SMHI, Norrköping.
- Raich, J.W., Rastetter, E.B., Melillo, J.M., Kicklighter, D.W., Steudler, P.A., Peterson, B.J., Grace, A.L., Moore, B., & Vorosmarty, C.J. 1991. Potential Net Primary Productivity in South-America - Application of A Global-Model. *Ecological Applications*, 1, (4) 399-429.
- SCB. 2009. *Jorbruksstatistisk årsbok*. Sveriges officiella statistik, Statistiska centralbyrån.
- Soussana, J.F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czobel, S., Domingues, R., Flechard, C., Fuhrer, J., Hensen, A., Horvath, L., Jones, M., Kasper, G., Martin, C., Nagy, Z., Neftel, A., Raschi, A., Baronti, S., Rees, R.M., Skiba, U., Stefani, P., Manca, G., Sutton, M., Tubaf, Z., & Valentini, 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.

Soussana, J.F., Tallec, T., & Blanfort, V. 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* 4: 334-350.

Stanners, D. & Bourdeau, P. 1995. *Europe's Environment. The Dobris Assessment*. European Environment Agency, Copenhagen.

Venteris, E.R., McCarty, G.W., Ritchie, J.C., & Gish, T. 2004. Influence of management history and landscape variables on soil organic carbon and soil redistribution. *Soil Science* 169: 787-795.

Ågren, G. & Bosatta, E. 1996. *Theoretical Ecosystem Ecology - Understanding Element Cycles*. Cambridge, Cambridge University Press.









Rapporten kan beställas från

Jordbruksverket • 551 82 Jönköping • Tfn 036-15 50 00 (vx) • Fax 036-34 04 14  
E-post: [jordbruksverket@jordbruksverket.se](mailto:jordbruksverket@jordbruksverket.se)  
[www.jordbruksverket.se](http://www.jordbruksverket.se)