BIOEKONOMI OCH HÄLSA
ENHETEN HÅLLBAR KONSUMTION OCH PRODUKTION

Miljöpåverkan av svensk nöt- och lammköttsproduktion

Serina Ahlgren & Danira Behaderovic, RISE
Stefan Wirsenius, Chalmers
Annelie Carlsson, Anna Hessle & Per Toräng, SLU
Anett Seeman & Theo den Braver, Gård & Djurhälsan
Olle Kvarnbäck, Naturvisaren

RISE Rapport 2022:143

Miljöpåverkan av svensk nöt- och lammköttsproduktion

Serina Ahlgren & Danira Behaderovic, RISE
Stefan Wirsenius, Chalmers
Annelie Carlsson, Anna Hessle & Per Toräng, SLU
Anett Seeman & Theo den Braver, Gård & Djurhälsan
Olle Kvarnbäck, Naturvisaren

Foto framsida: Annika Arnesson

Nyckelord: Nötkött, lammkött, LCA, klimat, biologisk mångfald

Key words: Beef, lamb, LCA, climate, biodiversity

RISE Research Institutes of Sweden AB

RISE Rapport 2022:143
ISBN: 978-91-89757-32-5
Uppsala 2022

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Abstract

Environmental impact of Swedish beef and lamb production

The environmental impact of meat production is a highly debated topic, and it is often stated that ruminants have a high climate impact. However, ruminants also have a positive environmental impact, for example by maintaining and enhancing biodiversity.

The purpose of this study has been to calculate the environmental impact of various rearing systems for beef and lamb in the Swedish agricultural regions "Plain districts in northern Götaland", "Forest districts in Götaland", "Lower parts of Norrland", and part of "Central districts in Götaland" (the island of Gotland). For beef production, dairy bulls, dairy steers, beef bulls, beef steers and beef heifers have been studied. For lambs, spring lamb, autumn lamb and winter lamb have been investigated. Environmental impact categories included in the study are climate impact, land use, nitrogen emissions and impact on biodiversity.

For each rearing system and region, a typical production has been described. Production methods vary substantially and are not normal distributed. Therefore, we have not always used average input values in the calculations, but values that describe typical professional production, as far as possible specific to the various regions. In the project, experts in the field with the support of statistics have described what they see as typical production in each area and this basis has been used for the environmental calculations.

For both animal species, the environmental impact of the parental animals has been included in the calculations. Economic allocation has been used to manage by-products, for example to distribute the environmental impact between meat and slaughterhouse waste.

Results for climate impact are reported in the table below, including and excluding soil carbon in mineral soils and emissions from organic soils. Carbon sequestration and emissions from organic soils were often not included in previous life cycle assessment studies. However, according to new guidelines for life cycle assessment, these emissions must be included. Note that numbers below is an average of the regions studied, not a national average.

	Weighted averages of the studied agricultural regions (in parentheses the min-max). **Including** soil carbon sequestration and emissions from organic soils kg CO_2 -eq./kg carcass weight	Weighted averages of the studied agricultural regions (in parentheses the min-max). **Excluding** soil carbon sequestration and emissions from organic soils kg CO_2 -eq./kg carcass weight
Dairy bulls	15 (13-15)	13 (13-14)
Dairy steers	23 (23-24)	19 (19-19)
Beef bulls	24 (24-25)	20 (19-24)
Beef steers	35 (34-36)	29 (29-31)
Beef heifers	37 (35-38)	31 (30-33)
Autumn lamb	33 (29-35)	25 (22-28)
Spring lamb	31 (29-31)	24 (24-26)
Winter lamb	42 (38-44)	31 (31-34)

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

The results for beef meat show that there is a certain variation in climate impact between the different production areas, but the differences between the different rearing systems are greater. Methane from enteric fermentation, emissions from manure storage and emissions from organic soils account for the largest emissions. Of the rearing systems studied, dairy bulls have the lowest emissions of greenhouse gases and beef breeds have higher emissions. The fact that dairy animals generally have lower emissions per kg of carcass weight than beef animals is because the dairy cow's emissions are allocated to both milk and meat, while the suckler cows 's entire emissions are allocated to meat production.

The results for lamb meat show that emissions vary between rearing systems. Spring lambs, closely followed by autumn lambs, have on average the lowest emissions, while winter lambs have the highest emissions. Methane from enteric fermentation, emissions from organic soils and emissions from manure storage account for the largest emissions. All lamb production systems must also carry a large load from the ewe. Farming on Gotland with Gotland sheep breed has lower emissions per kg slaughter weight than corresponding production with white sheep in the other areas. This is because the Gotland lamb skins are assigned an economic value and thus a part of the sheep's climate impact is allocated to skins.

For assessing biodiversity, a new scoring method has been developed within the project. High values are positive for biodiversity. The most biodiverse pastures can get 10,000 points per hectare, while an asphalted or hardened area gets 0 points. Additional points are also given for organic cultivation and for varying field sizes in the various production areas.

The results show that dairy bulls have a much smaller positive contribution to biodiversity than other rearing systems, since they do not graze. In the other rearing systems, it is grazing on semi-natural grasslands that has the greatest positive effect on biodiversity, closely followed by grazing on agriculturally-improved permanent grasslands (i.e. grasslands that carry signs of management). As for the lambs, the large land use of the winter lambs leads to the highest score for biodiversity. Gotland stands out with particularly high scores with our method, which is primarily due to the low pasture yield resulting in a large land requirement per reared lamb.

The primary purpose of the study was to calculate the environmental impact from a number of common rearing systems in meat production. However, a large proportion of the beef we eat in Sweden comes from dairy cows. In order to be able to calculate the climate footprint for Swedish beef, we therefore made an approximate calculation where we weighted the results for the studied regions with a general climate footprint for dairy cows. The estimated climate impact for Swedish beef production is then approx. 22 kg CO_2-eq. per kg carcass weight of beef including soil carbon sequestration and emissions from organic soils, and approx. 19 kg CO_2-eq. per kg carcass weight excluding soil carbon sequestration and emissions from organic soils.

Regarding Swedish lamb, it is estimated that autumn lamb makes up 52% of all production, spring lamb 28% and winter lamb 20%. If we assume that a weighted average value for the three regions corresponds to a Swedish average for lamb meat, the result is 34 kg CO_2-eq. per kg carcass weight of lamb including soil carbon sequestration and emissions from organic soils and 26 kg CO_2-eq. per kg carcass weight excluding soil carbon sequestration and emissions from organic soils.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Ordlista

GWP-faktorer – Global warming potential, faktorer för att vikta ihop klimatpåverkan av olika växthusgaser till koldioxidekvivalenter

CO_2-ekv. – koldioxidekvivalenter

CH_4 – metan

N_2O – dikväveoxid, lustgas

ICBM – markkolsmodellen Introductionary Carbon Balance Model

Gmb – Götalands mellanbygder

Gns – Götalands norra slättbygder

Gsk – Götalands skogsbygder

Nn – Nedre Norrland

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Innehåll

1 Bakgrund 8
1.1 Syfte 8
1.2 Definition av typisk produktion 8
1.3 Studerade uppfödningsmodeller 9
2 Metod för miljöberäkningarna 11
2.1 Generellt om livscykelanalysen 11
2.2 Funktionell enhet 11
2.3 Systemgränser och allokeringar 11
2.4 Miljöpåverkanskategorier 15
2.5 ClimAg-modellen 16
2.6 Markkol 16
2.7 Bedömning av biologisk mångfald 17
3 Beskrivning av studerade system 20
3.1 Växtodling och vinterfoder 20
3.2 Bete 23
3.3 Nötkött 24
3.4 Lammkött 27
4 Resultat 30
4.1 Markanvändning 30
4.2 Klimatpåverkan 31
4.3 Kväveutsläpp 37
4.4 Biologisk mångfald 39
5 Åtgärder för minskade utsläpp 40
5.1 Minskade utsläpp genom ökad effektivitet 40
5.2 Minska utsläppen av växthusgaser genom större systematiska åtgärder 41
6 Diskussion 43
6.1 Konflikter mellan olika miljömål? 43
6.2 Metoden för bedömning av biologisk mångfald 45
6.3 Utsläpp från mulljordar – räkna med eller inte? 46
6.4 Beräkning av svenskt nöt- och lammkötts klimatpåverkan 48
6.5 Jämförelse med andra studier 48
7 Referenser 52
BILAGA 1. Resonemang kring metanets klimatpåverkan 61
BILAGA 2. Indata och beskrivningar klimatberäkningar 65
BILAGA 3. Indata biologisk mångfaldsbedömning 70
BILAGA 4. Indata växtodling och bete 75
BILAGA 5. Indata nötköttsproduktion 80
BILAGA 6. Indata lammköttsproduktion 84
BILAGA 7. Detaljerade resultat 89

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Förord

Detta projekt har genomförts 2021-2022 med finansiering från Stiftelsen Lantbruksforskning SLF (projektnummer O-20-23-473).

Projektet har haft en arbetsgrupp med olika grad av medverkande, nedan i bokstavsordning förnamn. Serina Ahlgren har varit projektledare.

- Anett Seeman, Gård & Djurhälsan
- Anna Hessle, SLU Institutionen för husdjurens miljö och hälsa
- Anna Jamieson, Sveriges nötköttsproducenter
- Annelie Carlsson, SLU Institutionen för husdjurens miljö och hälsa
- Danira Behaderovic, RISE Jordbruk och livsmedel
- Eddie von Wachenfeldt, SLU Artdatabanken
- Johanna Bengtsson, Svenska Köttföretagen
- Olle Kvarnbäck, Naturvisaren
- Per Toräng, SLU Artdatabanken
- Serina Ahlgren, RISE Jordbruk och livsmedel
- Stefan Wirsenius, Chalmers Institutionen för rymd-, geo- och miljövetenskap
- Theo den Braver, Gård & Djurhälsan
- Theres Strand, Svenska Köttföretagen
- Tomas Olsson, Lammproducenterna

Till projektet har även knutits en referensgrupp med representanter från Coop, HKScan, LRF, NORSUS, SLU, Svenska Fåravelsförbundet och Svenskt Kött.

Författarna till denna rapport vill rikta ett stort tack till alla medverkande!

Uppsala

2022-12-13

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Sammanfattning

Miljöpåverkan av köttproduktion är ett livligt debatterat ämne. Ofta förs det fram att särskilt idisslare har en hög klimatpåverkan. Idisslare har dock även positiv miljöpåverkan, till exempel genom att upprätthålla och förstärka den biologiska mångfalden.

Syftet med denna studie har varit att beräkna miljöpåverkan från olika svenska uppfödningsmodeller för nöt- och lammkött i produktionsområdena Götalands norra slättbygder, Götalands skogsbygder, Nedre Norrland samt del av Götalands mellanbygd (Gotland). Inom nötköttsproduktion har mjölkrastjur, mjölkrasstut, köttrastjur, köttrasstut och köttraskviga studerats. För lammkött har vårlamm, höstlamm och vinterlamm undersökts. Miljöpåverkanskategorier som ingått i studien är klimatpåverkan, markanvändning, kväveutsläpp samt påverkan på biologisk mångfald.

För varje uppfödningsmodell och produktionsområde har en typisk nöt- och lammköttsproduktion beskrivits. Spridningen i produktionssätt är mycket stor och inte normalfördelad. Därför är det inte alltid medelvärden vi har använt i beräkningarna utan typvärden för professionell produktion, så långt det varit möjligt specifika för de olika regionerna. I projektet har experter på området med understöd av statistik beskrivit det de ser som typisk produktion i respektive område och detta underlag har använts för miljöberäkningarna.

För båda djurslagen har föräldradjurens miljöpåverkan medtagits i beräkningarna. Ekonomisk allokering har använts för att hantera biprodukter, till exempel för att fördela miljöpåverkan mellan kött och slaktbiprodukter.

Resultat för klimatpåverkan redovisas i nedanstående tabell, inklusive och exklusive markkol och mulljordar. Inlagring av kol i mineraljordar och utsläpp av växthusgaser från mulljordar inkluderades ofta inte i tidigare livscykelanalysstudier. Enligt nya riktlinjer för livscykelanalys ska dock dessa utsläpp inkluderas. Observera att det är ett medelvärde av de studerade produktionsområdena, inte ett nationellt medelvärde.

	Viktade medelvärden över produktionsområdena (inom parentes spridningen mellan produktionsområdena). **Inklusive** markkol och mulljordar kg CO_2 -ekv./kg slaktvikt	Viktade medelvärden över produktionsområdena (inom parentes spridningen mellan produktionsområdena). **Exklusive** markkol och mulljordar kg CO_2 -ekv./kg slaktvikt
Mjölkrastjurar	15 (13-15)	13 (13-14)
Mjölkrasstutar	23 (23-24)	19 (19-19)
Köttrastjurar	24 (24-25)	20 (19-24)
Köttrasstutar	35 (34-36)	29 (29-31)
Köttraskvigor	37 (35-38)	31 (30-33)
Höstlamm	33 (29-35)	25 (22-28)
Vårlamm	31 (29-31)	24 (24-26)
Vinterlamm	42 (38-44)	31 (31-34)

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Resultaten för nötkött visar att det finns en viss variation i klimatpåverkan mellan de olika produktionsområdena, men skillnaderna mellan de olika uppfödningsmodellerna är större. Metan från fodersmältning, utsläpp från gödsellagring och mulljordar står för de största utsläppen. Av de studerade uppfödningsmodellerna har mjölkrastjurar de lägsta utsläppen av växthusgaser. Köttrasdjur har högre utsläpp. Att mjölkrasdjuren generellt har lägre utsläpp per kg slaktkropp än köttrasdjuren beror på att mjölkkons utsläpp allokeras både på mjölk och kött, medan hela dikons utsläpp allokeras till köttproduktionen.

Resultaten för lammkött visar att utsläppen varierar mellan uppfödningsmodellerna. Vårlamm, tätt följt av höstlamm, har i genomsnitt lägst utsläpp medan vinterlamm har de högsta utsläppen. Metan från fodersmältning, mulljordar och utsläpp från gödsellagring står för de största utsläppen. Alla lammproduktionssystem får också bära en stor belastning från tackan. Uppfödning på Gotland med gotlandsfår har lägre utsläpp per kg slaktvikt än motsvarande produktion med vita får i de andra områdena. Detta beror på att gotlandsskinnen tillmäts ett ekonomiskt värde och därmed allokeras en del av fårens klimatpåverkan till dessa.

För bedömning av biologisk mångfald har en ny poängskala utvecklats inom projektet, där höga värden är positivt. De mest mångfaldsrika naturbetesmarkerna kan få 10 000 poäng per hektar, medan en hårdgjord eller asfalterad yta får 0 poäng. Tillägg görs även för ekologisk odling och för varierande fältstorlek i de olika produktionsområdena.

Resultaten visar att uppfödningen av mjölkrastjurar har ett mycket mindre positivt bidrag till den biologiska mångfalden än övriga uppfödningsmodeller, vilket beror på att de inte betar. I de övriga uppfödningsmodellerna är det bete på naturbetesmark som har störst positiv effekt för biologisk mångfald, tätt följt av bete på kulturbetesmark. Vad gäller tilläggsfaktorer, ger ekologisk odling ett litet positivt bidrag, liksom små fältstorlekar vilket speglar effekten av ett varierat landskap. Vad gäller lammen medför vinterlammens höga slaktålder ett stort markbehov, vilket leder till högst poäng för biologisk mångfald. Gotland sticker ut med särskilt höga poäng med vår metod, vilket i första hand beror på att den låga betesavkastningen medför ett stort markbehov per uppfött lamm.

Studiens primära syfte var att beräkna miljöpåverkan från ett antal vanliga uppfödningsmodeller inom köttproduktion. En stor andel av det nötkött som vi äter i Sverige kommer dock från mjölkkor. För att kunna räkna ut klimatavtrycket för svenskt nötkött gjorde vi därför en överslagsberäkning där vi viktat ihop resultat för de studerade produktionsområdena med ett generellt klimatavtryck för mjölkkor. Den genomsnittliga klimatpåverkan för svensk nötköttsproduktion beräknas då vara ca 22 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt nötkött inklusive utsläpp från mulljordar och kolinlagring i mark och ca 19 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt exklusive utsläpp från mulljordar och kolinlagring i mark.

Vad gäller svenskt lammkött uppskattas att höstlamm utgör 52 % av all produktion, vårlamm 28 % och vinterlamm 20 %. Om vi antar att ett viktat medelvärde för de tre regionerna motsvarar ett svenskt medelvärde för lammkött blir resultatet 34 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt lammkött inklusive utsläpp från mulljordar och kolinlagring i mark och 26 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt exklusive.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

1 Bakgrund

Miljöpåverkan av köttproduktion är ett livligt debatterat ämne. Ofta förs det fram att särskilt idisslare har en hög klimatpåverkan på grund av metanutsläpp från ämnesomsättningen och stallgödsellagring. Vad som mer sällan lyfts är att idisslare även bidrar till inlagring av kol i marken i vall och bete (Ahlgren m.fl. 2020) och kan bidra till att upprätthålla och förstärka den biologiska mångfalden, till exempel på naturbetesmarker, se t.ex. Hansson & Fogelfors (2000). Det är viktigt att även beakta dessa positiva aspekter när köttproduktionens miljöpåverkan utvärderas.

Det finns stora variationer i hur nöt- och lammkött produceras och det finns även olika förutsättningar i olika delar av landet. I detta projekt vill vi belysa olika typiska sätt att producera nöt- och lammkött i olika delar av Sverige idag och utreda skillnader i miljöpåverkan. För att beräkna miljöpåverkan har vi använt livscykelanalys (LCA), som är en metod för att kvantifiera miljöpåverkan av en tjänst eller produkt genom dess livscykel (se mer i kap 2.1).

Det finns en potential att i framtiden minska miljöpåverkan genom olika åtgärder. Tidigare studier har visat att klimatpåverkan kan minskas genom t.ex. förbättrad djurhälsa, foderhantering, stallgödselhantering, fossilfritt och med metanreducerande tillsatser i foder (Lantmännen m.fl. 2021).

1.1 Syfte

Syftet med denna studie var att beräkna miljöpåverkan från olika typiska svenska uppfödningsmodeller för nöt- och lammkött i produktionsområdena Götalands norra slättbygder, Götalands skogsbygder, Nedre Norrland samt del av Götalands mellanbygd (Gotland). I syftet ingick även att göra en överslagsberäkning för miljöpåverkan för typisk svenskt nötkött (alltså där även kött från mjölkkor ingår) och för typiskt svenskt lammkött. Ytterligare ett syfte var att beräkna effekten av ett urval av klimatsänkande åtgärder.

1.2 Definition av typisk produktion

Det finns en stor spridning i uppfödningsmodeller, allt från små producenter med några enstaka djur till större gårdar. Syftet med detta projekt är att beräkna miljöpåverkan av en typisk produktion. Beskrivningarna har därför oftast inte baserats på medelvärden utan på typvärden.

Vad är då "typisk" produktion? I projektet definierades typisk produktion som varande representativt för det studerade produktionsområdet. Storleken på besättningarna och produktionsresultaten ska därmed vara representativa för de företag som finns i områden där djurhållningen inte är av ren hobbykaraktär. Ingångsvärden sattes i en interaktiv process mellan projektdeltagare och olika experter inom aktuella områden, med understöd av statistik och riktade intervjuer. Antaganden och dataunderlag redovisas i kapitel 3 samt i bilagorna.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

1.3 Studerade uppfödningsmodeller

I denna studie beräknades miljöpåverkan av nöt- och lammkött producerat i olika uppfödningsmodeller i olika områden i Sverige. Vi valde att använda den indelning som ofta används i jordbruksstatistik, så kallade produktionsområden. De åtta produktionsområdena har utformats med hänsyn till de naturförhållanden som väsentligt påverkar förutsättningarna för jordbruk, t.ex. berggrundens och jordarternas beskaffenhet, landskapets topografi och klimatet (Larsson 2004). I projektet valdes fyra produktionsområden ut, vilka dels speglar var de flesta djuren befinner sig (baserat dels på statistik från Jordbruksverket och SCB (2020)), men också med tanke på att ha en viss geografisk spridning i landet. Det finns en viss förflyttning av djur från ett uppfödningsområde till ett annat, t.ex. säljs en del dikalvar från Nedre Norrland söderut (Jordbruksverket, 2021b). Detta har vi dock inte tagit med i beräkningarna.

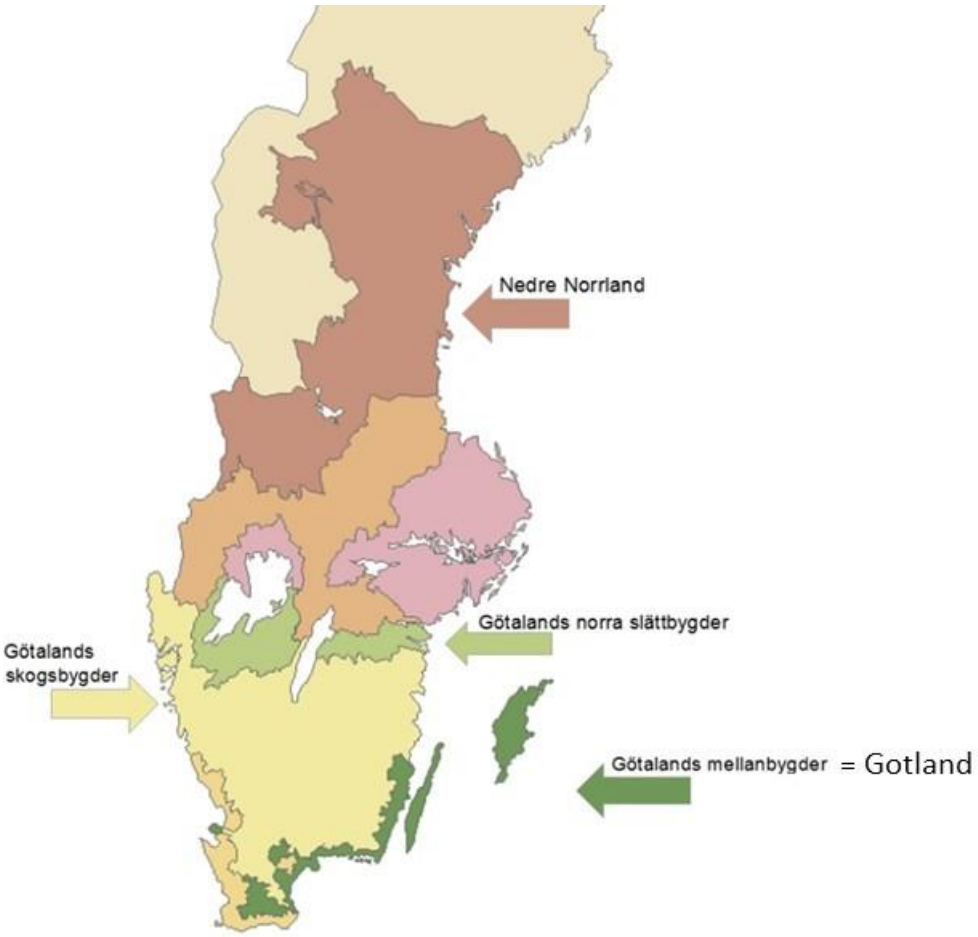
De studerade uppfödningsmodellerna redovisas i Tabell 1 och produktionsområdena visas på kartan i Figur 1.

Götalands skogsbygder (Gsk) är det område i Sverige som har både flest nötkreatur och får. I området Nedre Norrland (Nn) finns inte något större antal nötkreatur eller får men är utvald för att täcka större geografisk yta och andra produktionsförhållanden än i södra Sverige. Götalands mellanbygder (Gmb) valdes då här finns näst flest får i Sverige. I denna studie har vi avgränsat Gmb till att utgöras enbart av Gotland, framförallt eftersom lammproduktionen till stor del sker på Gotland. Dessutom varierar nivån av biologisk mångfald stort inom produktionsområdet och det skulle bli svårt att ta fram rimliga typiska värden som representerar hela produktionsområdet. Götalands norra slättbygd (Gns) ingår eftersom det är ett område där intensiv nötköttsproduktion ofta förekommer.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Tabell 1. Uppfödningsmodeller och produktionsområden som ingår i studien.

		Götalands mellanbygder (enbart Gotland)	Götalands norra slättbygder	Götalands skogsbygder	Nedre Norrland
Mjölkras	Ungtjur		√	√	√
	Stut		√	√	√
Köttras	Ungtjur		√	√	√
	Stut		√	√	√
	Kviga		√	√	√
Lamm	Höstlamm	√		√	√
	Vinterlamm	√		√	√
	Vårlamm	√		√	√



Figur 1. De studerade produktionsområdena, markerade med pilar. För Götalands mellanbygder ingår enbart Gotland i denna studie.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

2 Metod för miljöberäkningarna

2.1 Generellt om livscykelanalysen

Det finns två huvudtyper av LCA: bokförings-LCA och förändrings-LCA. De här två typerna av LCA används för att besvara olika typer av frågeställningar och metodvalen skiljer sig därför åt (Ahlgren m.fl. 2015). En bokförings-LCA avser att svara på frågor om hur stor miljöpåverkan något har och här används oftast medeldata, t.ex. genomsnittlig miljöpåverkan av svensk elmix. En förändrings-LCA avser istället att svara på vad konsekvensen blir om vi genomför en förändring. Vid en förändrings-LCA används ofta data för miljöpåverkan på marginalen, t.ex. kolkraft. Vidare har bokförings-LCA och förändrings-LCA också olika sätt att hantera multifunktionalitet, alltså om det är flera funktioner eller produkter som genereras i ett system. I bokförings-LCA används allokering för att fördela miljöpåverkan mellan olika utgående funktioner eller produkter, medan förändrings-LCA använder substitution eller systemexpansion.

Det finns många åsikter om när de olika typerna av LCA ska användas. Generellt brukar bokförings-LCA pekas ut som lämpligt för miljövarudeklarationer då den är additiv (resultaten från olika studier bör teoretisk kunna räknas ihop till en totalsumma), är lättare att standardisera, utföra och innehåller färre osäkerheter. Förändrings-LCA passar generellt sett bättre i beslutssituationer.

I denna studie gör vi bokförings-LCA.

2.2 Funktionell enhet

Då en LCA genomförs behöver en funktion definieras för det system som undersöks. Funktionen eller ”nyttan” som systemet levererar blir också den beräkningsbas till vilken alla in- och utflöden relateras.

Den funktionella enheten i detta projekt valdes till 1 kg slaktvikt[1]. Detta är en vanlig funktionell enhet i LCA-studier av kött, vilket möjliggör jämförelse med andras resultat. Slaktvikt kan räknas om till benfritt kött (se till exempel Blomberg (2022)).

2.3 Systemgränser och allokeringar

I denna studie beräknas miljöpåverkan av nöt- och lammköttsproduktion från gård till slakteri. I livscykeln ingår bland annat djurens uppfödning, foderproduktion (egen och inköpt), stallgödselhantering, transport till slakteri och energianvändning på slakteriet. Alla insatsvaror och energianvändning i både foderproduktion och djurhållning ingår i beräkningarna (Figur 2).

Två typer av nötköttsproduktion ingår i studien, mjölkrasungdjur (ungtjurar och stutar) från mjölkko samt köttrasungdjur (ungtjurar, stutar, kvigor) från diko. För

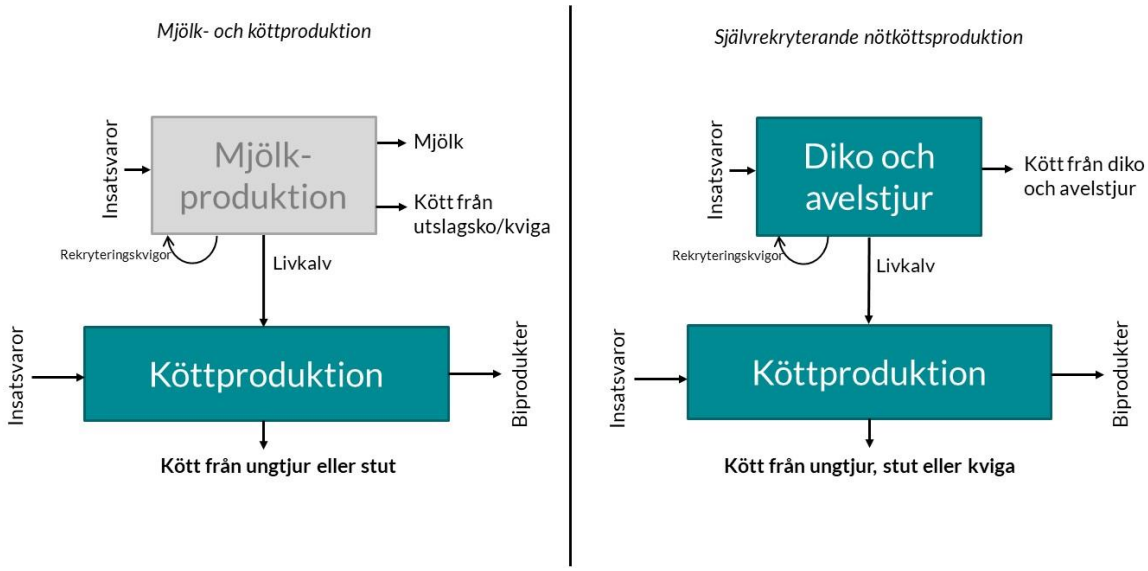
[1] Slaktvikt är vikten av den slaktade kroppen efter att den har avblodats, inälvor har tagits ur, bengångbenen har kapats av samt att hud, huvud, svans och juver/testiklar har avlägsnats från kroppen. Inälvor som tas ut ur slaktkroppen brukar innefatta lungor, hjärta, lever, njurar, njurtapp, mellangärde samt ryggmärg. I Sverige avlägsnas också blodkött omkring sticksåret samt sot- och njurtalg innan vägning sker (Blomberg, 2022).

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

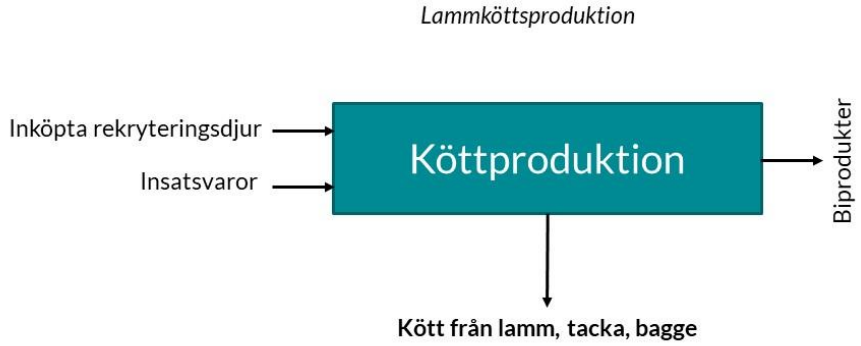
mjölkrasdjuren allokeras en del av mjölkkons miljöpåverkan till livkalven som säljs och föds upp till ungtjur eller stut, men den största delen av mjölkkons miljöpåverkan hamnar på mjölken. Vi har inte modellerat mjölksystemet i detalj, utan använder tidigare gjorda studier (Bryngelsson m fl 2016; Cederberg och Henriksson 2020) som grund för denna allokering.

Dikogårdarna antas vara ekologiska, ungdjuren från diko antas säljas och födas upp konventionellt. För köttrasdjuren allokeras alltså en del av dikons miljöpåverkan till ungdjuren, men en del av miljöbelastningen hamnar på dikons eget kött.

För lammen har vi antagit inköpta korsningstackor för nyrekrytering, foderförbrukningen för dessa är inkluderade, se Figur 3.



Figur 2. I studien ingår dels mjölkrastjurar och –stutar från mjölkproduktionen och dels köttrastjurar, -stutar och -kvigor från självrekryterande nötköttsproduktion. Mjölksystemet (grå ruta) har inte modellerats utan bygger på tidigare studier.



Figur 3. I studien ingår höst-, vår- och vinterlamm.

I verkligheten föds djuren upp på en gård, där det kan finnas andra typer av djur, växtodling för avsalu eller andra verksamheter. Fokus i denna studie är dock på

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

köttproduktionen, vilket innebär att vi inte räknar på hela gårdar eller inkluderar all produktion från en gård.

Detta tillvägagångssätt innebär att fodret som djuren konsumerar (inköpt och egenodlat) inte kommer att ingå i en balanserad växtföljd, utan vi antar helt enkelt att fodret kan produceras antingen på den egna gården eller någon annanstans.

Ett alternativ skulle vara att räkna på hela gårdar och då inkludera mer balanserade växtföljder, där gården producerar både kött och avsalugrödor. Hela produktionens/gårdens utsläpp kan då allokeras mellan kött och avsalugrödor. Det innebär dock att köttet kommer att bära en del av utsläppen av odling av avsalugrödorna och att avsalugrödorna kommer att bära en del av djurens utsläpp, inklusive metan från matsmältning, vilket kommer att försvåra tolkningen av resultaten och göra det svårt att jämföra med andra studier. Alternativt kan en så kallad systemexpansion göras, där nyttan av avsalugrödorna blir en minuspost (klimatnytta) i beräkningarna. Även i detta fall blir det dock svårt att jämföra med andra studier och det skulle bli en avvikelse från den valda bokförings-LCA-metoden (se kap 2.1).

I denna studie har ekonomisk allokering använts, det vill säga att för fördelning av miljöbelastningen mellan olika produkter och biprodukter som produceras samtidigt har det ekonomiska värdet av de olika produkterna använts. I de följande kapitlen går vi igenom antagandena för allokeringarna.

2.3.1 Allokering mellan mjölk, kött, kalvar, lamm

Som berörts ovan producerar en mjölkgård inte bara mjölk för invägning utan även livkalvar samt kött från utslaktade kor. På motsvarande sätt som för biprodukter ovan användes i denna studie ekonomisk allokering för att fördela miljöpåverkan från mjölkgården på dessa produkter. För nötkött och mjölk baserades de ekonomiska värdena på 5-årsmedelvärden från Jordbruksverket (2022) och för livkalvar från LRFs Statistikplattform. På basis av dessa priser fördelades miljöpåverkan från mjölkgårdens produkter enligt följande: mjölk 84 %, livkalvar 3 %, samt kött och slaktbiprodukter 13 %.

Dikogårdarna antas i denna studie producera livkalvar för försäljning till andra gårdar som föder upp djuren till slakt. Försäljningen antas ske vid tidpunkten för kalvens avvänjning, vilket är vid ca 7 månaders ålder. Baserat på samma priskällor som för mjölkgårdar fördelas miljöpåverkan från dikogården till ca 64 % på livkalvarna och resten på kött och slaktbiprodukter från dikorna.

Får lammkött görs ingen allokering mellan tacka och lamm, resultaten för lammkött är alltså en blandning av tacka och lamm.

2.3.2 Foder av biprodukter

I foderstaterna för nötkreatur och får ingår mindre mängder färdigfoder (kraftfoder) som köps in till gården. Dessa foder består av foderspannmål men också till stor del av olika biprodukter från livsmedelsindustrin, bland annat vetekli och andra kvarnrester, rapsmjöl och andra oljemjöl samt betfiber och melass.

Miljöpåverkan av biprodukterna räknades tillbaka till odling av gröda och en ekonomisk allokering mellan huvudprodukt och biprodukt gjordes. För till exempel rapsmjöl

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

beräknades först miljöpåverkan av rapsodling och oljeutvinning och en allokering gjordes sedan mellan rapsoljan och rapsmjölet baserat på priserna för dessa produkter.

Så långt som möjligt har priserna för produkter och biprodukter baserats på längre tidsserier (5-10 år) av regionala och globala priser.

2.3.3 Skinn/hudar och sidoströmmar på slakteri

Förutom kött består den slaktade djurkroppen av flera olika biprodukter. Miljöpåverkan från uppfödningen av slaktdjuren har fördelats mellan köttet och biprodukterna med ekonomisk allokering. De mest värdefulla biprodukterna är generellt sett fetter (talg) samt skinn/hudar.

Systemgränsen för studien är i slakteriet, men styckning ingår ej utan studien slutar vid slaktkroppen. Allokering görs alltså mellan vad slakteriet betalar bonden för slaktkroppen och slakteriets intäkter för biprodukter. Det är dock inte helt givet hur man ska tänka kring den ekonomiska allokeringen mellan slaktkroppen och biprodukter. Bonden får betalt baserat på slaktvikten av djurkroppen, där avräkningspriset är en spegling av marknadsläget för kött. Avräkningspriset är därmed inte påverkat av biprodukternas värde. Men om det sker stora förändringar i värdet från biprodukterna får det betydelse för hela värdekedjan inom slakteribranschen, vilket kan leda till att både avräkningspris till bonden och priset på kött i butik kan påverkas. I detta projekt har vi dock inte tagit hänsyn till denna koppling.

Det ekonomiska värdet på nötköttet baseras på 5-årsmedelvärden från Jordbruksverket (2022), kompletterat med prisdifferenser för de olika djurens antagna form- och fettklass (HKScan, 2022). Värdet på slakteribiprodukter baseras på information från HKScan (Elina Matsdotter, pers. medd.) som gäller för 2022 upp till v.32. Det finns alltså en diskrepans i tidserien för datainsamlingen, men vi bedömer detta som godtagbart. Totalt allokeras 92 % av miljöbelastningen till slaktkroppen i vår studie.

För lammkött användes data från HKScan (2022), där vi använt 5-årsmedelvärden inkl kontraktstillägg, för de veckor där vi antar att lammen slaktas och de slaktklasser som vi antar för de olika lammen (se Bilaga 6). Även pris på lammskinn är 5-årsmedelvärden hämtade från HKScan och är alltså priset som lantbrukaren får av slakteriet. När det gäller lammskinn varierar värdet mycket starkt och i flertalet fall erhålls ingen ersättning alls. I denna studie antogs enbart produktionen av höstlamm och vinterlamm av gotlandsras erhålla ersättning för skinnen. Vad gäller slakteribiprodukter från lamm baserades mängder och priser på information från HKScan (Elina Matsdotter, pers. medd.) som gäller för 2022 upp till v.41.

Utöver kött samt skinn och andra slakteribiprodukter ger lammproduktion även ull som biprodukt. Mängder och priser på ull uppskattades efter pers. medd. med Claudia Dillman, 2021 samt data från Fåravelsförbundet. För höstlamm av gotlandsras allokeras 20 % av miljöpåverkan till skinnen, 0,5 % till ullen, 76 % till slaktkroppen samt 3,5 % till övriga slakteribiprodukter. För vinterlamm av gotlandsras är motsvarande siffror 4,3 % för skinnen, 0,7 % till ullen, 91 % till slaktkroppen, och resterande 4,0 % till övriga slakteribiprodukter. För lammproduktionen av övriga typer allokerades ca 0,3 % till ull, 96 % till slaktkroppen och resterande 3,7 % till övriga slakteribiprodukter.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

2.4 Miljöpåverkanskategorier

Klimatpåverkan uttrycks i koldioxidekvivalenter (CO2-ekv.), där olika växthusgaser vägs samman med metod framtagen av IPCC (2021a) i ett 100-årsperspektiv (Tabell 2). Koldioxid med biologiskt ursprung, till exempel från fodersmältning, antas inte ha någon klimatpåverkan då koldioxiden har bundits in från atmosfären i växtodlingen relativt kort tid innan den släpps ut igen och därför inte har någon klimatpåverkan. Metan delas upp i biologiskt och fossilt ursprung, eftersom metan när det bryts ner i atmosfären bildar koldioxid och för metan av fossilt ursprung räknas den bildade koldioxiden som fossil.

Under de senaste åren har metanets klimatpåverkan debatterats. Metan bryts ner relativt snabbt i atmosfären och när lika mycket tillförs som bryts ner uppstår ett jämviktsläge där metanet inte längre har någon uppvärmande effekt. Ett mått som beskriver detta är GWP*. GWP* kan användas för att utvärdera långsiktiga klimateffekter av globala utsläppsscenarion, GWP*-talet är inte det samma varje år eller för alla regioner eller länder, utan styrs av hur utsläppsnivåerna från det studerade systemet förändras över tid. Detta gör att GWP* är olämpligt att använda för beräkning av enskilda produkters klimatpåverkan (Röös, 2019, Landquist m fl., 2019). Här väljer vi därför att räkna på det etablerade sättet som är internationellt överenskommet, med IPCCs karaktäriseringsfaktorer. Läs mer om metan i Bilaga 1.

Tabell 2. Karaktäriseringsfaktorer GWP100 för klimatberäkning (IPCC, 2021).

	Karaktäriseringsfaktor
CO_2 biogent	0
CO_2 fossilt	1
CH_4 biogent	27,0
CH_4 fossilt	29,8
N_2O	273

Markanvändning beräknas som en funktion av foderodling (på gården och för inköpt foder) och bete, se mer information om avkastningsnivåer etc i kapitel 3.1.

Utsläpp av kväve är ett resultat av modelleringen, som används för att beräkna klimatpåverkan. Till exempel beräknas ammoniak från stallgödsel både som ett kväveutsläpp, men också som ett klimatutsläpp då vi antar att en viss del av ammoniaken omvandlas till lustgas. Utsläpp av kväve redovisas som utsläpp av ammoniak och nitrat. Utsläpp av kväve ger också en indikation om potentiell påverkan på övergödning och försurning.

Biologisk mångfald: I detta projekt har en ny metod för bedömning av markanvändningens effekter på biologisk mångfald utvecklats, där vi fokuserat på de positiva effekterna på biologisk mångfald av bete. Metoden beskrivs mer i detalj i kap 2.7.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

2.5 ClimAg-modellen

Datormodellen ClimAg är en biofysisk modellrepresentation av jordbruks- och matproduktion. Huvudsyftet med modellen är att beräkna utsläpp av växthusgaser och kväve från sådan produktion. Grundläggande indata är produktivitet och effektivitet i växtodling och djurproduktion, till exempel skörd per hektar eller mjölkproduktion per ko. Andra viktiga indata är utsläppsfaktorer för växthusgaser och kväve samt energianvändning.

I modellen beräknas växthusgasutsläpp för flertalet utsläppskällor i jordbruks- och matproduktion:

1) Lustgas från mineraljordar
2) Lustgas och metan från stallar och stallgödsellagring
3) Metan från idisslares fodersmältning
4) ”Indirekta” utsläpp av lustgas orsakade av ammoniak- och nitratutsläpp
5) Koldioxid och lustgas från utdikade mulljordar
6) Koldioxid från produktion och användning av bränslen och el
7) Koldioxid från transporter
8) Koldioxid och lustgas från tillverkning av handelsgödsel och andra insatsmedel

Dessutom beräknar modellen utsläpp av ammoniak från gödsel, stallar och mark samt nitratläckage från mark.

Energianvändning beräknas i modellen för bland annat traktor- och maskindrift, el- och bränsleanvändning i stallar, processer i jordbruk (t.ex. torkning av grödor, mjölkning) och i livsmedelsindustri. Dessutom ingår energianvändning för transporter och tillverkning av insatsmedel. Energianvändning för bevattning ingår inte.

Växthusgasutsläpp som *inte* ingår i modellen är bland annat de som härrör från produktion och underhåll av byggnader, maskiner och annan utrustning i jordbruk och livsmedelsindustri. Inte heller utsläpp från produktion och underhåll av transportfordon, vägar och annan transportinfrastruktur ingår.

Detaljerade beskrivningar av klimatberäkningarna redovisas i Bilaga 2.

2.6 Markkol

Kolinlagring i jordbruksmark lyfts fram som en viktig åtgärd för att motverka klimatförändringar. Odling av vall har visat sig ha en positiv påverkan på markkolshalten jämfört med odling av ettåriga spannmålsgrödor (Börjesson m.fl. 2018). Mätningar av markens kolhalt anses vara den mest korrekta metoden för att kvantifiera förändringar i markkolspoolen, men är sällan genomförbart i stor skala då det är kostsamt, arbetsintensivt och ofta kräver minst tio år mellan provtagningar för att kunna uppmäta förändringar (Ernstoff m.fl. 2021). Olika markkolsmodeller har därför utvecklats som modellerar förändringar på gårds- eller systemnivå.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

I denna rapport har uppmätta kolhaltsförändringar på nötköttsgårdar i Sverige från en nyligen publicerad studie (Henryson m.fl. 2022) legat till grund för att uppskatta hur kolhalten i marken förändras under respektive produktionssystem. Analys av jordproverna i studien av Henrysson m.fl. (2022) visade att kolhalten i snitt ökade med 140 kg C/hektar och år på nötköttsgårdar. Lammgårdar ingick inte i Henrysson m.fl. (2022), istället har kolinlagringen på nötköttsgårdarna använts även för lammgårdarna.

Även betesmark kan lagra in kol men i förhållandevis liten utsträckning då svenska betesmarker sköts relativt extensivt. Kolinlagring i betesmark gynnas av produktionshöjande insatser som gödsling, insådd av gräs och insådd av kvävefixerande baljväxter. Dylika produktionshöjande åtgärder är inte tillåtna i betesmarker som uppbär miljöstöd för betesmark i Sverige. Uppskattningsvis lagras det in 30 kg kol per hektar betesmark och år som medelvärde för hela landet (Karltun m.fl. 2010). Denna siffra har applicerats på all den mark som i denna studie definieras som permanent betesmark.

Vi har även använt markkolsmodellen Introductionary Carbon Balance Model (ICBM) för att uppskatta förändringar i markkolspoolen i två uppfödningsmodeller i Götalands skogsbygder, nämligen mjölkrastjur och köttrasstut. ICBM tar hänsyn till jordart, markanvändning och klimat. Marken delas upp i olika kolpooler, där omsättning av kol sker i olika hastigheter och där olika andel av kolet antas transporteras från en kolpool till nästa beroende på om biomassan är av ovan- eller underjordiskt ursprung. I den version av ICBM som använts i föreliggande rapport delas marken upp i en gammal kolpool med låg omsättning och tre unga kolpooler (ovanjordisk, underjordisk och gödsel) med hög omsättning (Kröbel m.fl. 2016).

2.7 Bedömning av biologisk mångfald

För beräkning av klimatpåverkan, markanvändning och kväveutsläpp använder vi gängse livscykelanalysmetodik. För att kunna inkludera biologisk mångfald behövdes dock ett nytt ramverk utvecklas. Det finns visserligen flera publicerade metoder för att inkludera biologisk mångfald i livscykelanalyser, men de flesta metoder är för grova för att tillämpa i den här fallstudien eller så tar de inte hänsyn till de positiva effekterna för biologisk mångfald som bete på naturbetesmark medför. Vi har därför utvecklat en egen metod för bedömning av biologisk mångfald.

I utvecklingsarbetet bestämdes att modellen måste kunna:

- ta hänsyn till de positiva effekter för biologisk mångfald som bete på naturbetesmark medför
- både belysa att vissa platser/produktionsområden har naturliga förutsättningar för hög biologisk mångfald, men som även belyser markanvändningens inverkan
- räkna samman olika typer av markanvändning i en och samma poängskala
- räkna både på markanvändning på gården och på inköpt foder

Ett tidigare arbete av Olle Kvarnbäck och Urban Emanuelsson (2001) och ett senare opublicerat arbete av Urban Emanuelsson, utvecklade ett poängsystem för att uppskatta påverkan på den biologiska mångfalden utifrån flygbilder och stickprovsinventeringar på elva nordiska gårdar med betesbaserad köttproduktion. Den poängskalan har vi vidareutvecklats inom det här projektet med hjälp av en expertgrupp, där ingångsvärden

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

för de olika produktionsområdena baserats på datasammanställningar från bland annat Jordbruksverket samt länsstyrelsernas regionala miljöövervakning inom projektet REMIIL (Lundin m.fl. 2016).

Utmaningarna med att ta fram ett poängsystem är många. Till exempel, hur marken används påverkar den biologiska mångfalden, men varierar mellan geografiska områden och olika landskapstyper. Exempelvis kan en slåttervall vara mer värdefull för biologisk mångfald i slättbygd än i skogsbygd. Såvitt vi känner till saknas det också större forskningsstudier som jämför olika grödors relativa betydelse för biologisk mångfald.

Det finns dock vissa väsentliga och generella skillnader som man kan ta fasta på. Vi vet att naturbetesmarker utgör några av de mest artrika livsmiljöerna i Sverige och att mer än en fjärdedel av Sveriges hotade eller nära hotade arter är knutna till dessa miljöer (Eide m.fl. 2020). Naturbetesmarker generellt är alltså oerhört viktiga för bevarandet av biologisk mångfald, oavsett produktionsområde. Vidare finns regionala skillnader och olika typer av naturbetesmarker med varierande förutsättningar för biologisk mångfald.

Begreppet ”naturbetesmark” kan användas vardagligt som benämning av samtliga betesmarker som ej klassas som åker. Certifieringen för ”naturbeteskött” skiljer inte heller på karaktären av betesmarken, t.ex. om de har allmänna eller särskilda värden. I denna studie gör vi dock åtskillnad mellan naturbetesmarker och kulturbetesmarker. Vi vet från många studier och fälterfarenhet att naturbetesmarker har en högre biologisk mångfald än kulturbetesmarker (Ekstam & Forshed, 2000, Lindborg m.fl. 2021). Definitionen i denna studie är:

- Naturbetesmark – definieras som mark som saknar tydliga spår av aktiv gödsling eller andra produktionshöjande åtgärder och har en hög biologisk mångfald. Marken motsvarar betesmarker med särskilda värden enligt Jordbruksverkets stödsystem eller naturtypsklassade ytor inom skyddade områden, dock ingår även marker som ligger utanför stödsystemen i vår studie.
- Kulturbetesmark – definieras som mark som kan ha gödslats, dikats eller bearbetats på andra sätt. Marken kan även tidigare varit plöjd, men är nu permanent betesmark. Marken motsvarar betesmarker med allmänna värden enligt Jordbruksverkets stödsystem, dock ingår även marker som ligger utanför stödsystemen i vår studie.

I projektet används även beteckningen permanenta beten, där ingår såväl kulturbetesmark som naturbetesmark.

Med minskande bestånd av pollinerande insekter och andra blombesökare är det också tydligt att blommande grödor som erbjuder nektar och pollen bör tilldelas en högre poäng för biologisk mångfald än grödor som inte gynnar pollinerare på samma sätt (t.ex. spannmål och gräsvall). En användbar poängskala bör också beakta värdet av fleråriga grödor (t.ex. slåttervallar) för ökad mullhalt och markfauna samt att vallar med sen skörd, förutom ökad blomning också blir en mer funktionell boplats för fåglar och andra djur.

Utöver själva markanvändningen finns andra faktorer som bör påverka poängsättningen. Den använda metoden ger poängtillägg för ekologisk odling, då ekologisk odling gynnar biologisk mångfald (Tuck et al ,2014), bland annat på grund av att kemiska växtskyddsmedel inte används. Ett andra tillägg gäller fältstorlek, vilket ger

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

en indikation av heterogeniteten i åkerlandskapet. I landskap med mindre fält finns oftast fler blommande fältkanter, häckar, gräsremsor och bryn, jämfört med stora fält med bara en gröda.

I den poängskala som använts i projektet (Tabell 3) har experterna använt sin samlade kunskap och erfarenhet för att ta hänsyn till alla dessa variabler och för att bedöma biologisk mångfald. För naturbetesmarkerna ligger även inventeringsdata från REMIIL och andra källor till grund för poängsättningen. Läs mer i Bilaga 3 för en detaljerad beskrivning av hur poängskalan fungerar.

Tabell 3. Poängskala för olika typer av markanvändning som används i denna studie. Se beskrivning i Bilaga 3 kring framtagandet av poäng.

	poäng/ha
Permanent betesmark	
Naturbetesmark (betesmark med särskilda värden)	
Götalands mellanbygder (Gotland)	8 500
Götalands norra slättbygder	8 100
Götalands skogsbygder	8 000
Nedre Norrland	7 500
Kulturbetesmark (betesmark med allmänna värden)	4 000
Åkermark	
Slåttervall med baljväxter, sen skörd (efter midsommar)	3 000
Slåttervall med baljväxter, tidig skörd	2 000
Betesvall på åker, gräsvall	2 000
Betesvall gräs + baljväxter	2 500
Baljväxter, åkerböna	2 000
Baljväxter, ärter	1 500
Oljeväxter (raps)	2 000
Spannmål (korn, havre, vete, helsädesensilage)	1 000
Majs	1 000
Sockerbeta	1 000
Tilläggsvärden	
Ekologisk odling	1 200
Fältstorlek (heterogenitet)	
Götalands mellanbygder	900
Götalands norra slättbygder	700
Götalands skogsbygder	2 300
Nedre Norrland	2 400

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

3 Beskrivning av studerade system

3.1 Växtodling och vinterfoder

I denna studie inkluderades miljöpåverkan av det foder som djuren äter, både inköpt och egenodlat. De olika djurkategorierna utfodras med varierande mängder och slag av grovfoder, kraftfoder och mineralfoder. Alla fodermedel antas ha svenskt ursprung.

3.1.1 Vallodling

Det är svårt att uppskatta och föra statistik kring vallars avkastning (se Bilaga 4). För att uppskatta vallavkastning har vi i denna studie använt medelvärdet för de sista fem åren med objektiva skördeuppskattningar (1988–1992) som räknats upp till dagens skördenivåer genom att anta en årlig avkastningsökning på 0,9 %. Den uppskattade årliga avkastningsökningen baseras på SCBs data om normskördar 2008-2021 (Jordbruksverket, 2022a).

För dikor antar vi ekologisk grovfoderproduktion. Ekologisk vallproduktion avkastar i snitt 82 % av den konventionella i Götalands norra slättbygder och Götalands skogsbygder respektive 92 % i Nedre Norrland. Detta förhållande har använts för att beräkna vallavkastningsnivån för dikor.

Avkastningsnivåerna i Tabell 4 visar beräknade totalskördar i kg ts per hektar och år, inklusive fältförluster men exklusive lagringsförluster. Klöverhalten i slåttervallen har i genomsnitt satts till 20 % i den konventionella slåttervallen och 40 % i den ekologiska slåttervallen.

Tabell 4. Slåttervall. Uppskattad hektaravkastning för respektive produktionsområde, uppdelat på ekologisk och konventionell produktion. Kg ts/ha. Avkastningen avser skördad mängd och inkluderar eventuella fältförluster.

	Götalands mellanbygder (enbart Gotland)	Götalands norra slättbygder	Götalands skogsbygder	Nedre Norrland
Konventionell	7 766	8 567	7 888	5 448
Ekologisk (dikor)	-	7 049	6 469	5 020

3.1.2 Spannmål och ettåriga grödor

Hektarskördar för spannmål och andra ettåriga grödor baseras på statistik från SCB. Ett femårsmedelvärde, exklusive torråret 2018, har tagits fram för både ekologisk och konventionell produktion (Tabell 5).

I odlingen sprids både mineralgödsel och stallgödsel. Mängder gödsel samt indata för beräkning av utsläpp av ammoniak från spridning av stallgödsel t.ex. antaganden kring spridningstidpunkt redovisas i Bilaga 4.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Tabell 5. Hektarskördar (kg/ha) för fodergrödor vid 14 % vattenhalt för spannmål, 15 % för baljväxter och 9 % för oljeväxter.

	Götalands norra slättbygder		Götalands skogsbygder		Nedre Norrland		Riket	
	Konv.	Eko	Konv.	Eko	Konv.	Eko	Konv.	Eko
Höstvete	7 730	4 862	6 686	4 198	4 610		7 574	4 468
Vårkorn	5 682	3 752	4 410	3 220	3 230	2 588	5 236	3 154
Havre	5 414	3 462	4 192	2 832	3 304	2 585	5 236	3 154
Blandsäd	4 734	3 332	3 962	3 032			4 022	3 112
Ärter	3 930	3 068	3 620				3 668	2 660
Åkerbönor	3 868	3 068	3 286	2 694			3 792	2 942
Höstraps	3 710	2 444	3 312	2 288			3 614	2 266
Vårraps	1 930						2 016	
Helsädesensilage	4 242	4 170	3 690	3 502			3 890	3 430
Majsensilage	7 810		10 626				11 406	2 980

I de fall kraftfoder köps in används hektarskördar för riket. Statistik för Gotland är inte med i Tabell 5 då produktionen i huvudsak baserad på grovfoder (Tabell 4) och för det kraftfoder som ingår i utfodringen, används skördeuppgifter för ettåriga grödor för riket.

I de fall halm skördas för foder eller strömedel, har halmskörd beräknats baserat på uppgifter om halm:kärna-kvot och bärgningskoefficienter från Nilsson & Bernesson (2009) (Tabell 6).

Tabell 6. Potentiell halmskörd (kg/ha) vid halmbärgning för strömedel eller foder.

	Götalands mellanbygder (enbart Gotland)		Götalands norra slättbygder		Götalands skogsbygder		Nedre Norrland	
	Konv.	Eko	Konv.	Eko	Konv.	Eko	Konv.	Eko
Höstvete	3 258	1 897	3 209	2 015	3 710	2 334	2 213	
Vårkorn	1 398	939	1 305	953	1 682	1 111	956	766
Havre	1 415	1 249	1 635	1 104	2 111	1 350	1 289	1 008

3.1.3 Förluster i foderkedjan

Det sker förluster i foderkedjan från fält till utfodring, särskilt för grovfoder (Tabell 7). Fältförluster uppstår i samband med skörd, där slagen grönmassa blir kvar i fält. Lagringsförluster uppstår i samband med både inläggning och uttag (Spörndly och Nylund, 2017). Om det tar lång tid innan inläggningen är klar och ensileringsprocessen kommer igång fortgår respirationsförluster i form av koldioxid och vatten. Likaså blir det förluster vid uttag ur stora silos som står öppna länge (Spörndly och Nylund, 2017). Det blir också förluster i samband med kassationer av t.ex. mögliga kanter och trasiga balar. Vid själva foderbordet uppstår också förluster av foder som inte äts upp, beroende på att djuren drar ner foder på golvet eller marken. Fodrets hackelselängd och utfodringssystemet utformning har stor påverkan på utfodringsförlusterna.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Tabell 7. Antagna förluster i grovfoderkedjan

Förlust	Storlek, % av torrsubstans
Lagring[a]	1,5 % balar, 15 % plansilo
Kassation[a]	2,0 %
Utfodring[b]	7,5 %

[a]Baserat på Spörndly och Nylund, 2017; [b]Baserat på Lindstrøm m.fl. (2009).

För kraftfoder är förlusterna mycket mindre, uppskattningsvis totalt 2 % av skördad vara (Hushållningssällskapet, 2021).

3.1.4 Odling på organogena jordar

Dränerad organogen jord är en stor källa till växthusgaserna CO_2 och N_2O som en följd av oxidation av organiskt material. När växthusgasutsläpp från odlade organogena jordar omräknas till koldioxidekvivalenter uppskattas koldioxid bidra till 85-95 % av klimatpåverkan, lustgas bidrar till 5-15 % och metan <1 % (Maljanen m.fl. 2004; Grönlund m.fl. 2006). Det finns argument både för och emot att inkludera utsläppen från organogena jordar i livscykelanalys (se vidare i kap 6.3) och i denna studie redovisar vi resultaten både med och utan bidrag från mulljordar.

Tidigare användes differentierade emissionsfaktorer för åkermark på organogen jord beroende på vilken gröda som odlades (vall, spannmål eller radgrödor) i den årliga svenska klimatrapporteringen till UNFCCC (Lindgren & Lundblad 2014). Differentieringen baserades på sättningsnivåer rapporterade av Berglund (1989). Senare forskning har inte hittat något samband mellan skillnad i utsläpp från olika grödor som odlas på samma slags organogen jord. Det saknas därmed belägg för att säga att en gröda ger lägre utsläpp än en annan (Norberg 2017). Skillnader i utsläpp mellan olika grödor på organogen jord beror sannolikt på att vissa grödor är mer lämpade att odla på jordar med en viss typ av markegenskaper, såsom pH och näringsstatus och att dessa markegenskaper kan vara drivande faktorer snarare än själva grödan. De drivande faktorerna för utsläpp från odlade organogena jordar är alltså ännu inte tillräckligt kända för att kunna använda differentierade emissionsfaktorer (Lindgren & Lundblad 2014).

Växthusgasutsläppen från betesmark på organogena jordar är lägre än för åkermark. IPCC:s emissionsfaktor för gräsmarker innefattar vall och odlade beten där plöjning och gödsling kan förekomma, medan svenska betesmarker, under miljöersättning för betesmark och slåtteräng, inte plöjs eller gödslas. Därför appliceras samma emissionsfaktorer som för skogsmark på svensk betesmark, i enlighet med metoden i den svenska klimatrapporteringen till UNFCCC (Lindgren & Lundblad 2014).

Det saknas information om hur stor andel av nöt- och lammproduktionens åkerareal som är förlagd på organogen jord. Därför har generella data för all Sveriges åker- och betesareal använts. Andel av åkermark och betesmark på organogen jord på svenska nöt- och lammgårdar som har tagits fram (Tabell 8) baseras på Lindahl & Lundblad (2021) som har tagit fram karteringar baserade på Jordbruksverkets blockdatabas och från Sveriges geologiska instituts jordartsdatabas. Data för organogena jordar finns endast på länsnivå. En viktningsfaktor har därför tagits fram för att ta fram ett värde för andel åkermark och betesmark på organogen jord på produktionsområdesnivå. Denna viktningsfaktor är baserade på en okulär bedömning av vilka län som utgör våra

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

produktionsområden samt hur stor del varje enskilt län (till ytan) utgör av ett produktionsområde.

Tabell 8. Andel av åkermark och betesmark på organogen jord enligt omarbetade data från Lindahl & Lundblad (2021).

	Götalands mellanbygder (enbart Gotland)	Götalands norra slättbygder	Götalands skogsbygder	Nedre Norrland
Åkermark	14 %	7 %	5 %	2 %
Betesmark	2 %	8 %	7 %	11 %

3.2 Bete

I projektet används beteckningen permanenta beten för natur- och kulturbetesmark. Bete sker både på permanenta beten och på vallåterväxt. Näringsinnehåll i de permanenta betena (Bilaga tabell V) utgår från en sammanställning från många försök (Hessle och Jamieson, 2020). Betesmarkernas avkastning (Tabell 9) har uppskattats utifrån Steen et al. (1972), Pelve (2010), Back (2011) och Spörndly och Glimskär (2018) (se vidare beskrivning i Bilaga 5).

Tabell 9. Nettoavkastning i kg torrsubstans per hektar på permanenta betesmarker bestående av naturbetesmarker och kulturbetesmarker med olika fuktighetsgradient samt medelavkastning totalt för typisk betesmark för nötkreatur och får i olika produktionsområden. Får hålls i regel inte på fuktiga-blöta beten, varför typbetet för får är lägre än typbetet för nötkreatur i motsvarande område.

	Torr	Frisk	Frisk-fuktig	Fuktig-blöt	Totalt
Götalands skogsbygd:					
Naturbetesmark	634	1320	1628	2042	
Kulturbetesmark	887	1901	1954	2246	
Typbete för nötkreatur					1656
Typbete för får					1587
Götalands mellanbygd:					
Naturbetesmark	337	1320	1628	2042	
Kulturbetesmark	650	1901	1954	2246	
Typbete för får					1448
Götalands norra slättbygd:					
Naturbetesmark	666	1386	1709	2144	
Kulturbetesmark	932	1996	2051	2358	
Typbete för nötkreatur					1743
Nedre Norrland:					
Naturbetesmark	602	1254	1547	1939	
Kulturbetesmark	843	1806	1856	2133	
Typbete för nötkreatur					1567
Typbete för får					1500

Betesperiodens längd varierar mellan regionerna, där dikorna går ute lite längre än ungnöten och fåren ännu längre (se Bilaga 5 och 6). För nötkreatur kommer huvuddelen

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

av torrsubstansintaget under betesperioden från permanent betesmark (85 %), men det kompletteras under sensommaren med bete på vallåterväxt (15 %).

I samtliga produktionssystem betar sinta tackor enbart permanenta betesmarker. Mjölkande tackor med höstlamm betar både permanenta betesmarker och vallåterväxt medan mjölkande tackor med vinterlamm betar permanenta beten. Avvanda vinterlamm betar endast permanenta beten, avvanda höstlamm betar åkermarksbeten eller vallåterväxt efter förstaskörd och vårlamm betar inte alls. I samtliga produktionssystem betar sinta tackor enbart permanenta betesmarker. Mjölkande tackor med höstlamm betar både permanenta betesmarker och vallåterväxt medan mjölkande tackor med vinterlamm betar permanenta beten. Avvanda vinterlamm betar endast permanenta beten, avvanda höstlamm betar åkermarksbeten eller vallåterväxt efter förstaskörd och vårlamm betar inte alls.

För bete på vallåterväxt har antagits att fördelningen av totala ts-avkastningen mellan första-, andra- och tredjeskörd är ungefär 45-30-25 i ett treskördesystem, baserat på Gunnarsson m.fl. (2014). I ett tvåskördesystem är fördelningen 52–48 mellan första- och andraskörd. Treskördesystem antas i Götalands mellanbygder (Gotland), Götalands norra slättbygder och Götalands skogsbygder medan tvåskördesystem antas i Nedre Norrland. Betesutnyttjandet på vallåterväxten antas vara 62,5 % av bruttoproduktionen (Steen m.fl. 1972).

3.3 Nötkött

3.3.1 Beskrivning av drift och djur

Förutsättningarna för produktionen ser lite olika ut i de olika regionerna (se gårdsbeskrivning i Bilaga tabell T). Besättningsstorlekar baseras främst på statistik (Jordbruksverket, 2021b; Jordbruksverket, 2021c) medan inhysnings- och grovfodersystem baseras på forskning (Bostad m.fl. 2011; Fungbrant, 2021; Holmström, opublicerat). Dikorna är ekologiska medan ungnöten är konventionellt uppfödda.

Dikorna antas vara korsningar mellan en tung och en lätt ras. Avelstjuren antas vara av tung ras. Insättningsvikt för mjölkrastjurkalvar antas vara 100 kg vid 100 dagars ålder medan avvänjningsvikten för dikalvar av köttras är 275 kg för kvigor och 300 kg för ungtjurar vid sju månaders ålder. Dödligheten varierar mellan mjölk- och köttras och mellan könen.

Mer information finns i Bilaga 5.

3.3.2 Foder

Foderstater och foderåtgång för såväl dikor som ungnöt har beräknats i Typfoder version 6.34 (NorFor Nordic Feed Evaluation System, 2012).

Allt grovfoder antas odlas på den egna gården. Som grovfoder används vallensilage som bas, där skördetidpunkt och klöverandel varierar beroende på djurkategorins näringsbehov samt om majs ingår i foderstaten. Som grovfoder ingår även helensilage av korn, majsensilage och halm beroende av djurkategori och region. Egen spannmål och trindsäd används i Götalands norra slättbygder och Götalands skogsbygder, vilket

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

kompletteras med inköpt färdigfoder. I Nedre Norrland utgörs kraftfodret enbart av inköpt färdigfoder.

Såväl dikor som ungnöt betar enbart permanenta beten under första halvan av sommaren. Under sensommaren antas de, förutom fortsatt bete på permanenta betesmarker, även att beta vallåterväxt.

Dikor, avelstjurar samt avvanda stutar och kvigor av köttras antas äta enbart grovfoder och mineraler. Fodret till mjölk- och köttrastjurarna utgörs till 40 % av spannmål och annat kraftfoder, medan mjölkrasstutarna äter en del kraftfoder vid låg ålder men därefter mest grovfoder. För dikorna utgörs knappt 60 % av grovfodret av bete, medan stutarnas och kvigornas grovfoder utgörs av bete till 30-40 %.

I Tabell 10, Tabell 11 och Tabell 12 beskrivs foderåtgång och arealbehov för alla djurtyper, såväl dikor och avelstjurar som ungnöt av mjölk- och köttras.

Tabell 10. Slaktvikt, köttmängd, slaktålder, betesperiodens längd, areal permanent betesmark och vallåterväxt samt foderåtgång per diko respektive per avelstjur och år i Götalands skogsbygder (Gsk), Götalands norra slättbygder (Gns) och Nedre Norrland (Nn).

	Diko			Avelstjur		
Slakt:	Gsk	Gns	Nn	Gsk	Gns	Nn
Levandevikt vid slakt, kg	710	710	665	910	910	860
Slaktvikt, kg	375	375	350	550	550	525
Köttvikt, kg	249	249	232	389	389	371
Slaktålder, mån	86	86	86	53	53	53
Bete:						
Betesperiod, dgr per år	170	180	160	170	180	160
Areal permanent bete, ha	1,13	1,13	1,11	0,76	0,77	0,76
Areal vallåterväxt, ha[a]	0,34	0,33	0,21	0,23	0,22	0,14
Foder:						
Vallensilage, sent, kg ts[b]	659	1254	770	-	1235	-
Helsädesensilage, kg ts[b]	977	-	970	1536	-	1614
Halm, kg[b]	-	299	-	-	139	-
Permanent bete, kg ts[c]	1953	2053	1806	1313	1390	1235
Vallåterväxt, kg ts[c]	345	362	319	232	245	218
Mineraler, kg	34	34	34	33	33	33

[a]Efter andraskörd i Gsk och Gns, efter förstaskörd i Nn. [b]Ts är torrsubstanshalt. Dikon kalvar in på våren och slaktas på hösten efter avvänjning av hennes sista kalv. Därför blir den genomsnittliga vinterfoderkonsumtion, som visas i tabellen, 82 % av vad hon äter en hel vinter. Med motsvarande resonemang slaktas avelstjuren efter sin fjärde betäckningssäsong, vilket ger en genomsnittlig vinterfoderstat, enligt tabellen, som är 75 % av vad han äter en hel vinter. För både kor och tjurar ska en uppfödning motsvarande slaktdjur läggas till livstiden. [c]För dikon är detta inklusive 255 kg bete som kalven äter fram till avvänjning.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Tabell 11. Slaktvikt, köttmängd, slaktålder, betesperiodens längd, areal permanent betesmark och vallåterväxt samt foderåtgång hos ungtjurar och stutar av mjölkras i Götalands skogsbygder (Gsk), Götalands norra slättbygder (Gns) och Nedre Norrland (Nn), per uppfött djur, räknat från avvänjning.

	Mjölkrastjur		Mjölkrasstut			
Slakt:	Gsk	Gns	Nn	Gsk	Gns	Nn
Levandevikt vid slakt, kg	640	640	630	625	625	625
Slaktvikt, kg	330	330	325	320	320	320
Köttmängd, kg	218	218	208	209	209	209
Slaktålder, mån	18	18	18	26	26	26
Bete:						
Betesperiod, dgr per djur	-	-	-	150	160	150
Areal permanent bete, ha	-	-	-	0,90	0,92	0,95
Areal vallåterväxt, ha[a]	-	-	-	0,22	0,22	0,17
Foder:						
Vallensilage, tidigt, kg ts[b]	2119	-	2130	-	-	-
Vallensilage, medelsen, kg ts	-	-	-	2663	2561	2690
Vallensilage, klöverrikt, kg ts	-	1868	-	-	-	-
Majsensilage, kg ts	-	436	-	-	-	-
Permanent bete, kg ts	-	-	-	1548	1662	1548
Vallåterväxt, kg ts	-	-	-	273	293	273
Spannmål, kg[c]	1084	1014	-	188	184	-
Åkerböna/ärt, kg	124	32	-	4	3	-
Färdigfoder, kg	80	79	1279	119	119	294
Mineraler, kg	22	22	21	35	35	35

[a]Efter andraskörd i Gsk och Gns, efter förstaskörd i Nn, [b]Ts är torrsubstanshalt; [c]Korn i Gsk, blandning i Gns

Tabell 12. Slaktvikt, köttmängd, slaktålder, betesperiodens längd, areal permanent betesmark och vallåterväxt samt foderåtgång hos ungtjurar, stutar och kvigor av köttras i Götalands skogsbygder (Gsk), Götalands norra slättbygder (Gns) och Nedre Norrland (Nn), per uppfött djur, räknat från avvänjning. Foderstaten för rekryteringskvigor är samma som för slaktkvigor och foderstaten för avelstjurars första 15 månader är densamma som för slaktungtjurar.

	Köttrastjur			Köttrasstut			Köttraskviga		
Slakt:	Gsk	Gns	Nn	Gsk	Gns	Nn	Gsk	Gns	Nn
Levandevikt vid slakt, kg	640	640	640	620	620	605	600	600	590
Slaktvikt, kg	360	360	360	330	330	320	315	315	310
Köttmängd, kg	252	252	231	225	225	218	214	214	210
Slaktålder, mån	15	15	16	24	24	24	24[d]	24[d]	24[d]
Bete:									
Betesperiod, dgr per år	-	-	-	150	160	150	150	160	150
Areal permanent bete, ha	-	-	-	0,54	0,55	0,58	0,54	0,54	0,57
Areal vallåterväxt, ha[a]	-	-	-	0,13	0,13	0,10	0,13	0,13	0,10
Foder:									
Vallensilage, tidigt, kg ts[b]	1229	-	1329	-	-	-	-	-	-
Vallensilage, medelsen, kg ts	-	-	-	2568	2502	2401	2506	2459	2431
Vallensilage, klöverrikt, kg ts	-	1165	-	-	-	-	-	-	-
Majsensilage, kg ts	-	272	-	-	-	-	-	-	-
Permanent bete, kg ts	-	-	-	932	995	951	926	978	924
Vallåterväxt, kg ts	-	-	-	165	176	168	163	173	163
Spannmål, kg[c]	861	654	-	-	-	-	-	-	-
Åkerböna/ärt, kg	68	78	-	-	-	-	-	-	-
Färdigfoder, kg	-	-	991	-	-	-	-	-	-
Mineraler, kg	12	12	14	26	26	24	26	26	26

[a]Efter andraskörd i Gsk och Gns, efter förstaskörd i Nn, [b]Ts är torrsubstanshalt; [c]Korn i Gsk, blandning i Gns; [d]Avser inkalvningsålder för rekryteringskvigor

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

3.3.3 Slaktvikter och köttmängd

Slaktutbyten för de olika ungnötskategorierna har tagits från SLU Götala nöt- och lammköttsforskning (Hessle och Dahlström (2016)) och varierar från 51 % för mjölkrasstutarna till 56 % för köttrasungtjurarna. För dikor och avelstjurar antas slaktutbytet vara 52-53 % respektive 61 %.

För dikor och avelstjurar har medelslaktvikt och medelslaktålder för rena köttraser använts som utgångspunkt (Gård & Djurhälsan, 2021). För slaktungnöten är det nationella slaktdatat snedfördelat och därför har typvärden för slaktvikt istället erhållits från Jordbruksverkets slaktdatabas (Jordbruksverket, 2021a) medan typvärden för slaktålder har erhållits från Jordbruksverket (2021b). Skillnader i slaktvikt och slaktålder mellan olika produktionsområden har erhållits från Jordbruksverkets slaktdatabas (Jordbruksverket, 2021a). Typvärden för mjölkrastjuren är 325-330 kg slaktvikt vid 18 mån medan mjölkrasstuten antas väga 320 kg vid 26 mån slaktålder. För dikalvarna har använts 360 kg slaktvikt vid 15-16 mån ålder för ungtjuren, 320-330 kg slaktvikt vid 24 mån ålder för stuten och 310-315 kg slaktvikt vid 24 mån ålder för kvigan. Se detaljerade data i Tabell 10-12 ovan.

3.4 Lammkött

3.4.1 Produktionsformer och gårdsbeskrivning

I beräkningarna används underlag för de tre vanligaste produktionsformerna (Svenska Köttföretagen 2016) , höstlamms-, vinterlamms- och vårlammsproduktion i tre regioner, se tabell 12.. Genomgående för samtliga geografiska områden och produktionsformer är att produktionen bedrivs konventionellt.

Officiell statistik av produktionsdata för svensk lammproduktion är knapp och bristfällig. Uppgifterna är i huvudsak framtagen i projektet genom att experter som är väl insatta i svensk lammproduktion och som har tillgång till ett större antal producenters produktionsdata tagit fram rimliga nivåer på respektive parametrar. Projektets arbetsgrupp för produktion av lammkött har utgjorts av representanter från näringen bestående av producenter, rådgivare och forskare. Visst stöd till uppgifter om produktivitet (antal födda lamm/ lammande tacka och antal uppfödda lamm/tacka) är delvis hämtad från publikationen Korsningsavel i vårlammsproduktionen (Fag, 2018). Uppgifter om produktionsmodeller och vanligaste använda raser är hämtad ur Elitlamm Avel (2020) och Sjödin m.fl. (2007). Även statistik från Jordbruksverket och SCB (2020) har använts (se bilaga 6).

Tackorna förutsätts vara korsningstackor av raskombinationen dorset - finull förutom i höst- och vinterlammproduktion på Gotland, där rasen är gotlandsfår. Faderras till lammen i korsningsbesättningarna är tung köttras. Gotlandstackorna betäcks med renrasiga gotlandsbaggar.

Under stallperioden antas samtliga djur vara grupphållna på djupströbädd av halm. Gödseln lagras under stallperioden som djupströbädd. Utgödsling av djupströbädden sker vanligtvis efter betessläpp och gödseln lagras i stuka innan spridning under hösten samma år (Bernes m.fl., 2019).

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

3.4.2 Foder och foderstatsberäkningar

Grovfodret är genomgående rundbalsensilage och permanenta beten används i samtliga alternativ till betande tackor utan lamm. Skillnader i vilka typer av betesmarker som används till digivande tackor och växande lamm beroende på produktionsform finns (se Tabell 13 och Bilaga 6).

Tabell 13. Besättningsstorlek samt använda betestyper i lammproduktion i för lammproduktion i Götalands skogsbygd (Gsk), Götalands mellanbygder (Gotland) och Nedre Norrland (Nn).

	Höstlammsproduktion			Vårlammsproduktion			Vinterlammsproduktion		
	Gsk	Gotland	Nn	Gsk	Gotland	Nn	Gsk	Gotland	Nn
Besättnings-storlek, antal tackor	120	150	100	300	300	200	100	130	80
Bete, mjölkande tackor med lamm	Permb.[1)] Åkerb.[2)]	Permb.[1)] Åkerb.[2)]	Permb.[1)] Åkerb.[2)]	-	-	-	Permb.	Permb.	Permb.
Bete sinta tackor	Permb.	Permb.	Permb.	Permb..	Permb..	Permb..	Permb.	Permb.	Permb.
Bete avvanda lamm	Åkerb./ vall-återväxt[3)]	Åkerb./ vall-återväxt	Åkerb./ vallåter växt	-	-	-	Permb.	Permb.	Permb.

[1)] Med permanent bete (”Permb.”) avses både kulturbetesmark och naturbetesmark.. [2)] Med åkermarksbete (”Åkerb.”) avses mark som ingår eller kan ingå i växtföljden och som är eller varit gödslad och plöjd. [3)] Betad vallåterväxt, 2:a eller 3:e skörd efter vall skörd under säsongen.

I samtliga fall har tackornas foderstater beräknats utifrån normerna i ”Fodermedelstabeller för idisslare” (Spörndly, 2003).

I samtliga foderstater (förutom höstlammsproduktion) har fokus varit att nå 100 % av energinormen och i andra hand 100 % av AAT normen. Tackorna har förutsatts behålla hullklass 3 genom hela produktionsåret. Som maxkonsumtion har begränsningen satts till 1,5 % NDF av levande vikt.

Foderstaterna har anpassats och beräknats efter de olika produktionsstadier tackorna befinner sig i efter givna förutsättningar. För höstlammsproducerande tackor, där inget kraftfoder använts under högdräktighet och digivning, har vi förutsatt och beräknat en hullökning under sintid och lågdräktighet samt hullminskning under högdräktighet och digivning.

I Tabell 14 visas de mängder av olika fodermedel som förbrukas enligt foderstatsberäkningar. Allt grovfoder odlas på gårdarna. Som grovfoder används vallensilage som bas, där skördetidpunkt och klöverandel varierar beroende på djurkategorins näringsbehov och region. I samtliga fall köps fabrikstillverkat färdigfoder och mineralfoder anpassat för får respektive lamm. Detaljerade data över mängder foder som förbrukas, betesperiodens längd med mera finns i Bilaga 6.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Tabell 14. Data över mängder grovfoderfoder, kraftfoder samt mineralfoder som förbrukas enligt foderstatsberäkningar samt bete i tre olika produktionsmodeller för lammproduktion i Götalands skogsbygd (Gsk), Götalands mellanbygder (Gotland) och Nedre Norrland (Nn).

Produktionsform		Höstlamm			Vårlamm			Vinterlamm		
Område	Enhet	Gsk	Got-land	Nn	Gsk	Got-land	Nn	Gsk	Got-land	Nn
Ensilage stall	kg ts/tacka	290	234	364	223	223	242	276	239	350
	kg ts/lamm år 1	3	1	5	50	50	50	5	5	6
	kg ts/lamm år 2	-	-	-	-	-	-	118	121	132
Totalt Ensilage/tacka inkl lamm (1,6-1,8 lamm per tacka)1)	kg ts	296	236	374	313	313	332	498	446	589
Bete	kg ts/tacka	386	399	289	233	233	189	395	410	298
	kg ts/lamm	119	138	101	-	-	-	102	101	87
Totalt Bete/tacka med inkl lamm (1,6-1,8 lamm per tacka)	kg ts	600	630	471	233	233	189	579	575	450
Summa grovfoder/tacka Totalt Bete/tacka inkl lamm(1,6-1,8 lamm per tacka)1)	kg ts	896	866	845	546	546	514	1 077	1 021	1 038
Kraftfoder stall och bete	kg ts/tacka	26	26	34	62	62	61	4	6	4
	kg ts/lamm	19	21	29	59	59	59	4	9	6
Totalt kraftfoder/tacka med inkl lamm (1,6-1,8 lamm per tacka)1)	Kg ts	67	65	90	170	170	170	11	19	13
Totalt mineralfoder/tacka med inkl lamm (1,6-1,8 lamm per tacka)1)	kg ts	12	10	10	12	12	11	17	16	17

[1)] Med 1,6-1,8 lamm per tacka avses antal avvanda lamm per tacka i olika produktionsformer, se också bilaga 6.

3.4.3 Slaktvikter, köttmängd, skinn och ull

Beroende på produktionsform är lammens tillväxt mellan 0,123 och 0,38 kg per dag och slaktåldern är mellan 113 och 308 dagar (se Tabell 15).

Slaktvikten för lammen varierar mellan 19-21 kg och för tackor mellan 27-33. Slaktutbyten för lamm varierar mellan 40-45 %.

Vi har pratat med företrädare för tre av de fyra största slakterierna och uppskattningsvis tas minst 60 % av både tackornas och lammens skinn tillvara för beredning. Skinnen från Gotlandsfår bereds i högre omfattning. Resterande skinn används för biogastillverkning.

Vi antar att cirka 25 % av den producerade ullen genererar en intäkt, främst från tackor och även lite från vinterlamm (mängder och priser uppskattade efter diskussion med olika företrädare inom ullbranschen och pers. medd. med Claudia Dillman, 2021). Se detaljerade data i Bilaga 6.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Tabell 15. Lammens levandevikt vid slakt, slaktvikt, slaktålder, slaktutbyte, tillväxt samt tackornas slaktade vikt i tre olika produktionsmodeller för lammproduktion i Götalands skogsbygd (Gsk), Götalands mellanbygder (Gotland) och Nedre Norrland (Nn).

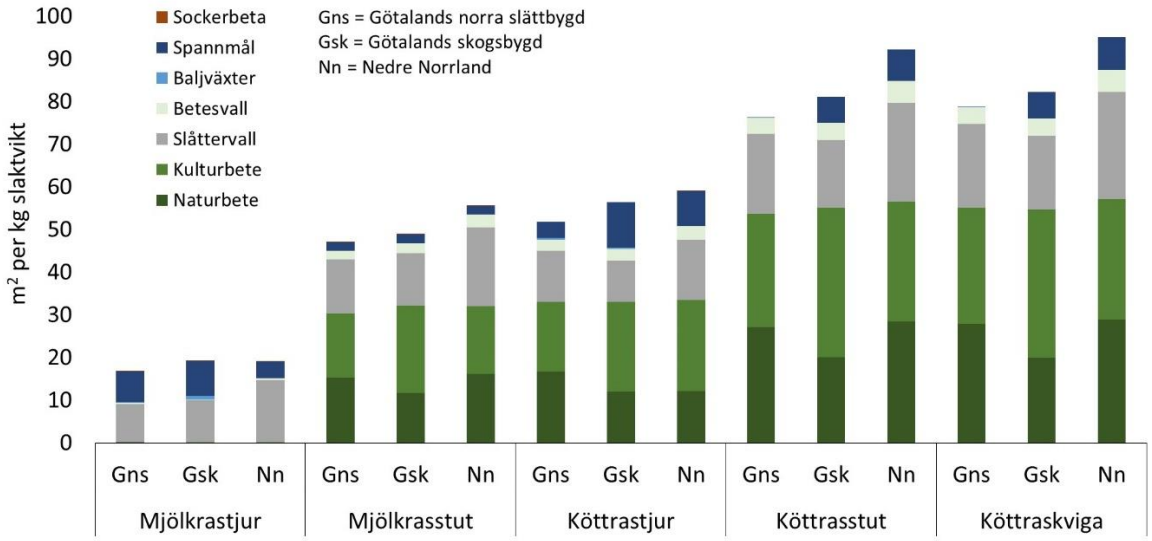
Produktionsform		Höstlamm			Vårlamm			Vinterlamm		
Område	Enhet	Gsk	Got-land	Nn	Gsk	Got-land	Nn	Gsk	Got-land	Nn
Lamm, slaktålder	dagar	160	181	163	113	113	113	308	308	308
Lamm, levandevikt vid slakt	kg	47	48	47	46	46	46	48	48	48
Lamm, slaktad vikt	kg	20,2	19,2	20,2	20,5	20,5	20,5	20,2	19,2	20,2
Lamm, slaktutbyte	%	43 %	40 %	43 %	45 %	45 %	45 %	42 %	40 %	42 %
Lamm, tillväxt	kg/d	0,275	0,250	0,275	0,380	0,380	0,380	0,123	0,123	0,123
Tackor, slaktad vikt	kg	30	27	30	33	33	33	30	27	30

4 Resultat

4.1 Markanvändning

4.1.1 Nötkött

Markanvändningen för nötköttsproduktionen redovisas i Figur 4. Här ingår även en viss andel av föräldradjurens markanvändning och särskilt för köttrasdjuren utgör dikon och rekryteringsdjur en stor del. Exempelvis för köttrasstutar i Götalands norra slättbygd står dikon och rekryteringsdjur för 55 % av foderåtgången, se Figur B i Bilaga 7. Intensivt uppfödda mjölkrastjurar på stall har av naturliga skäl den lägsta markanvändningen medan köttrasstutar som växer långsammare, äter mycket grovfoder, betar mycket och allokeras en stor belastning från dikon, har den största markanvändningen.

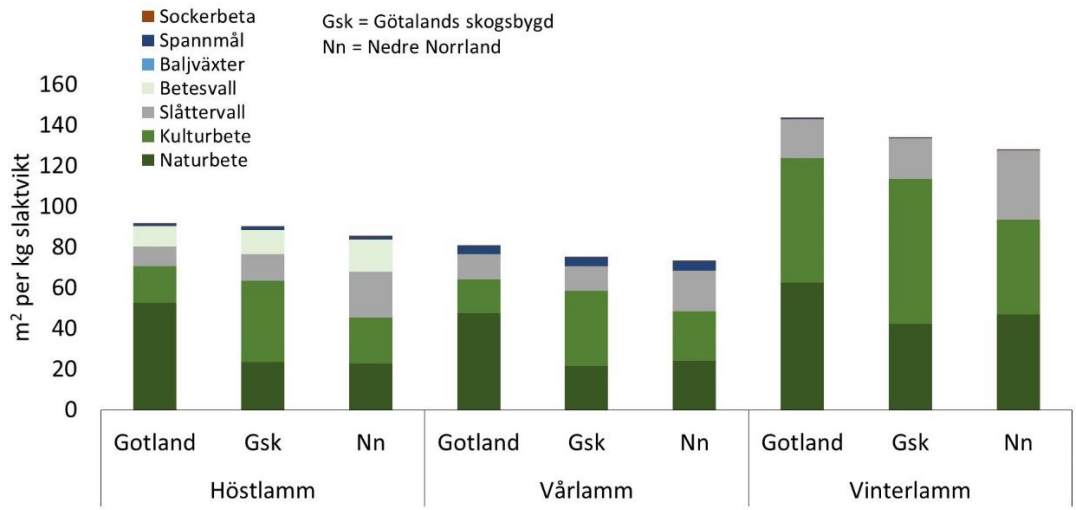


Figur 4. Beräknad markanvändning för de studerade nötköttssystemen, inklusive en viss andel av föräldradjurens markanvändning.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

4.1.2 Lammkött

Markanvändningen för lammköttsproduktionen redovisas i Figur 5. Här ingår även en andel av föräldradjurens markanvändning. För Götalands norra slättbygd utgör tacka och rekryteringsdjur 73 %, 82 % och 67 % av foderanvändningen för höst-, vår- respektive vinterlamm (se figur B i Bilaga 7). I vårlammsproduktionen, där enbart tackan betar medan lammen föds upp intensivt på stall, finns av naturliga skäl den lägsta markanvändningen medan vinterlamm som lever längre, har den största markanvändningen.



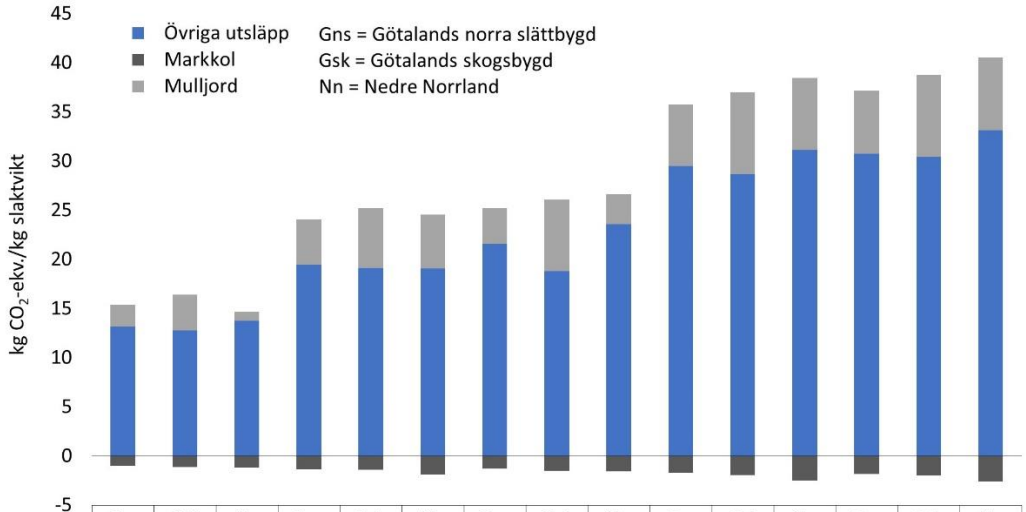
Figur 5. Beräknad markanvändning för de studerade lammköttssystemen, inklusive en viss andel av föräldradjurens markanvändning.

4.2 Klimatpåverkan

4.2.1 Nötkött

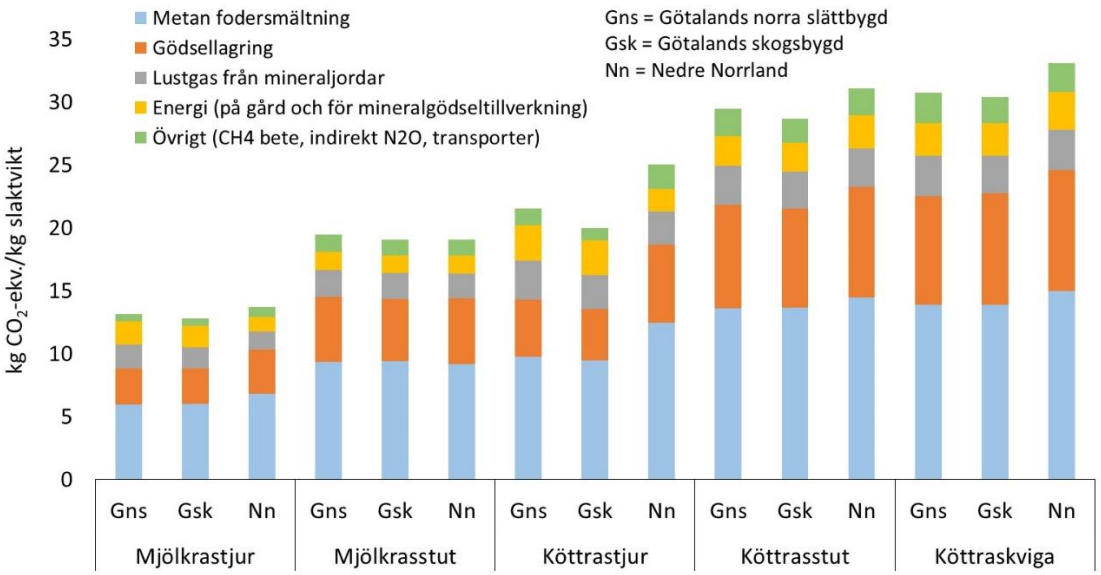
I Figur 6 visas resultat för klimatpåverkan av de studerade uppfödningsmodellerna för produktion av nötkött. Utsläppen är uppdelade på utsläpp från mulljord, inlagring av kol i mark samt övriga utsläpp från produktionssystemet. De övriga utsläppen visas i mer detalj i Figur 7 (se även Bilaga 7). Inlagring av kol i mineraljordar och utsläpp av växthusgaser från mulljordar redovisas separat för jämförbarhetens skull, då dessa utsläppsposter i många fall inte inkluderas i livscykelanalysstudier. Anledningen till att inte inkludera mulljordar och markkol kan vara brist på data, brist på tid, åsikter om att mulljordar inte bör inkluderas på produktionsnivå, eller helt enkelt för att andra inte tidigare tagit med mulljordar och därför får intrycket att ”så ska det vara”. Det finns dock skäl för att inkludera dessa utsläpp, läs mer i avsnitt 6.3.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/



	Gns	Gsk	Nn	Gns	Gsk	Nn	Gns	Gsk	Nn	Gns	Gsk	Nn	Gns	Gsk	Nn
	Mjölkrastjur			Mjölkrasstut			Köttrastjur			Köttrasstut			Köttraskviga		
Summa inkl allt	14,3	15,2	13,5	22,7	23,8	22,7	23,9	24,5	25,0	34,0	35,0	36,0	35,3	36,8	37,9
Mulljord	2,2	3,6	0,9	4,6	6,1	5,5	3,7	7,3	3,1	6,2	8,3	7,3	6,4	8,4	7,4
Markkol	-1,0	-1,2	-1,2	-1,4	-1,4	-1,9	-1,3	-1,5	-1,6	-1,7	-1,9	-2,5	-1,8	-2,0	-2,6
Övriga utsläpp	13,1	12,8	13,7	19,4	19,1	19,1	21,5	18,8	23,5	29,5	28,7	31,1	30,7	30,4	33,1

Figur 6. Resultat klimatpåverkan för de studerade nötköttssystemen. Negativa värden betyder att kol binds in från atmosfären, det vill säga har en kylande effekt på klimatet.



Figur 7. Detaljerad bild av övriga utsläpp (de blå staplarna i Figur 6) för de studerade nötköttssystemen.

Resultaten visar att det finns en viss variationerna i klimatpåverkan mellan de olika produktionsområdena, men skillnaderna mellan de olika uppfödningsmodellerna är större. Mjölkrastjurar har de lägsta utsläppen av växthusgaser, ca 13 – 15 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt inklusive mulljordar och markkol. Dessa djur föds upp intensivt och har en hög tillväxt. Köttrasdjuren har högre utsläpp, 24 – 38 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt,

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

eftersom de får bära en stor belastning från dikon. Köttrasstutar och -kvigor har högre utsläpp (34 – 38 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt) än köttrastjurar, då de växer långsammare.

Mulljordarna står för en stor del av utsläppen, 1 – 8 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt. Mängd mulljord står i samband med mängd nyttjad mark, men varierar även mellan produktionsområdena, där Nedre Norrland har mycket mer mulljord förlagt till betesmark och mindre till åkermark (Tabell 8). Inom övriga utsläpp är metan från fodersmältning den största utsläppsposten (45 – 50 % av de övriga utsläppen). Även gödsellagring står för stora utsläpp, särskilt i de system där man har fastgödsel.

Baserat på 5-årsmedelvärden från Jordbruksverket har vi beräknat att ungtjurar, kvigor och stutar fördelar sig mellan de studerade produktionsområdena med 22, 67 och 11 % i Götalands norra slättbygder, Götalands skogsbygder och Nedre Norrland respektive. Tillsammans utgör i dessa tre produktionsområden 55 % av Sveriges besättning av tjurar, kvigor och stutar. De beräknade medelvärdena för de studerade produktionsområdena redovisas i Tabell 16.

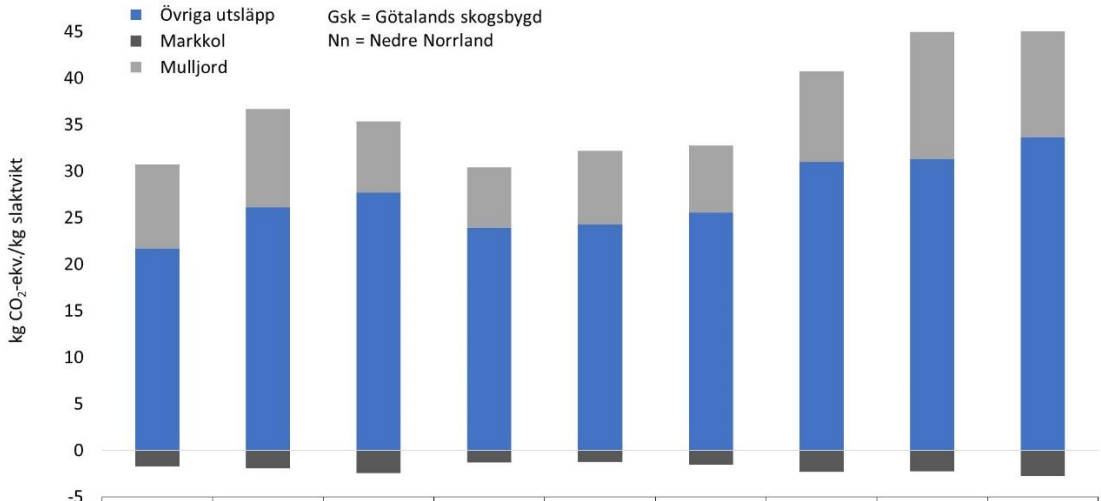
Tabell 16. Viktade medelvärden av klimatpåverkan för olika uppfödningsmodeller. Viktning baserat på antal djur i de studerade produktionsområdena. Observera att det är medelvärden av de studerade produktionsområdena, inte nationella medelvärden.

	Viktade medelvärde över produktionsområdena, inklusive markkol och mulljordar kg CO_2 -ekv./kg slaktvikt	Viktade medelvärde över produktionsområdena, exklusive markkol och mulljordar kg CO_2 -ekv./kg slaktvikt
Mjölkrastjur	15	13
Mjölkrasstut	23	19
Köttrastjur	24	20
Köttrasstut	35	29
Köttraskviga	37	31

4.2.2 Lammkött

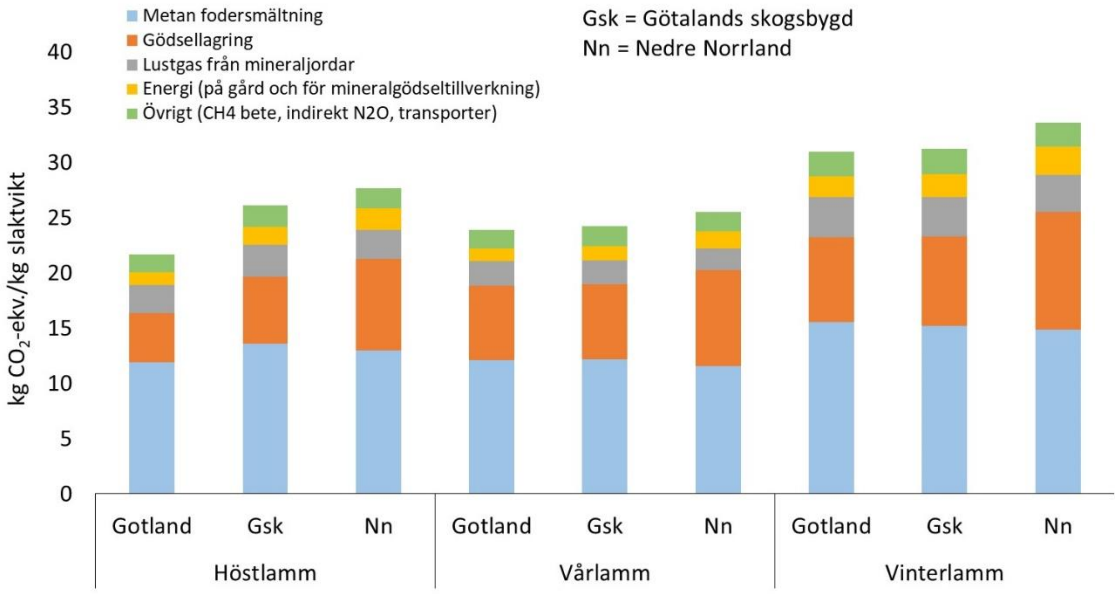
I Figur 8 visas resultat för klimatpåverkan av de studerade systemen för produktion av lammkött. Utsläppen är uppdelade mellan utsläpp från mulljord, inlagring av kol i mark samt övriga utsläpp från produktionssystemet. De övriga utsläppen visas i mer detalj i Figur 9 (se även Bilaga 7).

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/



	Gotland	Gsk	Nn	Gotland	Gsk	Nn	Gotland	Gsk	Nn
	Höstlamm			Vårlamm			Vinterlamm		
Summa inkl allt	29,0	34,7	32,9	29,1	30,9	31,2	38,4	42,7	43,9
Mulljord	9,1	10,6	7,7	6,5	8,0	7,2	9,8	13,7	13,1
Markkol	-1,8	-2,0	-2,5	-1,3	-1,3	-1,6	-2,3	-2,3	-2,8
Övriga utsläpp	21,7	26,1	27,7	23,9	24,2	25,5	31,0	31,2	33,6

Figur 8. Resultat klimatpåverkan för de studerade lammköttssystemen. Negativa värden betyder att kol binds in från atmosfären, det vill säga har en kylande effekt på klimatet.



Figur 9. Detaljerad bild av övriga utsläpp (de blå staplarna i Figur 8) för de studerade lammköttssystemen.

Resultaten visar att det finns en viss variationerna i klimatpåverkan mellan de olika produktionsområdena och mellan de olika uppfödningsmodellerna, utsläppen varierar mellan 29 – 44 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt inklusive mulljordar och markkol (22 – 34 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt exklusive mulljordar och markkol). Gotland har lägre utsläpp inom varje produktionsform, detta då skinnen från Gotlandsfår som använts i

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

den uppfödningsmodellen har ett värde och allokeras en del av klimatpåverkan. Vårlamm har i genomsnitt lägst utsläpp, då dessa föds upp intensivt på stall. Vinterlamm har de högsta utsläppen, då de har en högre slaktålder och därmed hinner släppa ut mer klimatgaser men inte når en högre slaktvikt vilket ger mer utsläpp att fördela per kg slaktvikt. Mulljordarna står för en stor del av utsläppen i alla system, 6 – 11 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt. Alla uppfödningsmodeller med lamm får också bära en stor belastning från tackan (se Bilaga 7).

Inom övriga utsläpp är metan från fodersmältning den största utsläppsposten (44 – 55 % av de övriga utsläppen). Även gödsellagring står för stora utsläpp.

Baserat på 5-årsmedelvärden från Jordbruksverket har vi beräknat att alla får fördelar sig mellan de studerade produktionsområdena med 24, 64 och 12 % i Gotland, Götalands skogsbygder och Nedre Norrland respektive. Tillsammans utgör dessa tre produktionsområden 50 % av Sveriges besättning av får. De beräknade medelvärdena för de studerade produktionsområdena redovisas i Tabell 17.

Tabell 17. Viktade medelvärden av klimatpåverkan för olika uppfödningsmodeller. Viktning baserat på antal djur i de studerade produktionsområdena. Observera att det är medelvärden av de studerade produktionsområdena, inte nationella medelvärden.

	Viktade medelvärde över produktionsområdena, inklusive markkol och mulljordar kg CO_2 -ekv./kg slaktvikt	Viktade medelvärde över produktionsområdena, exklusive markkol och mulljordar kg CO_2 -ekv./kg slaktvikt
Höstlamm	33	25
Vårlamm	31	24
Vinterlamm	42	31

4.2.3 Känslighetsanalyser klimatpåverkan

I en livscykelanalys görs många antaganden och många av utsläppen är estimerade och har stora inbyggda osäkerheter. Vi testar här i en känslighetsanalys hur resultaten för klimat påverkas av de osäkerheter vi har identifierat som störst och där det finns underlag för att uttala sig om ett osäkerhetsintervall. Intervallet visar ”låga” resp ”höga” utsläpp av växthusgaser. Känslighetsanalyserna har utförts för utvalda system i Götalands skogsbygder. Resultat redovisas i Tabell 18.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Tabell 18. Analys av hur resultaten för klimatpåverkan påverkas av vissa osäkerheter i modelleringen, för ett urval av produktionssystem i Götalands skogsbygder. Alla siffror inkluderar utsläpp från mulljordar samt kolinlagring i mark.

	Mjölkrastjur	Köttrasstut	Höstlamm
Metan fodersmältning, baserat på medelfelen i de prediktionsekv. som används i beräkningarna (+/-15 %)	14,5 / 16,0	33,2 / 36,9	32,8 / 36,3
Emissionsfaktorer (EF) för N_2O mark[a], delvis baserat på IPCC (2019)	14,9 / 15,6	34,8 / 35,5	34,7 / 35,2
Emissionsfaktorer för mulljordar, baserat på konfidensalternativ i Lindgren och Lundblad 2017	13,9 / 16,6	32,2 / 38,0	31,7 / 37,9
Spill och förluster vid utfodring av grovfoder (+/- 50 % av grundvärdet som är 7,5 %)	14,9 / 15,6	34,7 / 35,5	34,5 / 34,9
Avkastning vall (+/- 10 %) baserat på Jordbruksverket	15,1 / 15,4	34,7 / 35,4	34,3 / 35,1
Basberäkning (bästa uppskattning)	15,2	35,0	34,7

[a] För det lägre beräkningsfallet antogs EF för handelsgödsel på ettåriga grödor vara 1,3 % (i stället för basvärdet 1,6 %, se Bilaga tabell C) och EF för flytgödsel 0,6 % (istället för 1.1 % respektive 1,6 %). I det högre beräkningsfallet antogs EF för handelsgödsel vara 1,9 % (även för spridning på vall) och EF för fastgödsel vara 0,6 % (istället för 0,35 %).

I huvudresultaten använde vi data från uppmätta kolhaltsförändringar på ett stort antal nötköttsgårdar (Henryson m.fl. 2022). Vi testar även en modellering i modellen ICBM för två utvalda scenarier: köttrasstut och mjölkrastjur, båda i Götalands skogsbygder. ICBM tar hänsyn till jordart, markanvändning och klimat. Marken delas upp i olika kolpooler, där omsättning av kol sker i olika hastigheter och där olika andel av kolet antas transporteras från en kolpool till nästa beroende på om biomassan är av ovan- eller underjordiskt ursprung.

Den årliga kolhaltförändringen har beräknats som den genomsnittliga förändringen mellan åren över 100 år. Växtföljden har anpassats enligt djurens foderintag, för mjölkrastjur är förhållandet mellan ensilage och spannmål 4:3, medan för köttrasstuten består fodret nästan uteslutande av ensilage. För att spegla en trolig växtföljd har ett år med spannmål adderats för att spegla vallinsådd vart fjärde år. Bete har inkluderats enligt Karltun m.fl. (2010). De olika parametrarna som modellen kräver finns redovisade i Bilaga 2. Resultaten från ICBM-modellen i jämförelse med de data vi använde i huvudresultaten, redovisas i Tabell 19.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Tabell 19. Kolinlagring enligt olika modeller, en positiv siffra innebär att kolhalten i marken ökar och att atmosfärisk koldioxid binds in i marken. Gsk= Götalands skogsbygder

	kg CO_2/kvm/år		kg CO_2/kg slaktvikt/år	
	ICBM	Mark- och grödoinventeringen*	ICBM	Mark- och grödoinventeringen*
Köttrasstut, inkl diko Gsk	0,15	0,06	4,2	2,9
Mjölkrastjur Gsk	0,07	0,06	1,3	1,0

*140 kg C/ha åkermark från Henryson m.fl. (2022) samt 30 kg C/ha betesmark från Karltun m.fl (2010).

Enligt metoden som baseras på jordprover tagna i Mark- och grödoinventeringen som vi använde i grundresultaten har kolhalten i svensk åkermark på nötköttsgårdar ökat med 140 kg C/ha och år under en tioårsperiod vilket i snitt motverkar 4 respektive 8 % av växthusgasutsläppen för kött från mjölkrastjurarna och köttrasstutarna (inklusive kolinlagring i betesmarker).

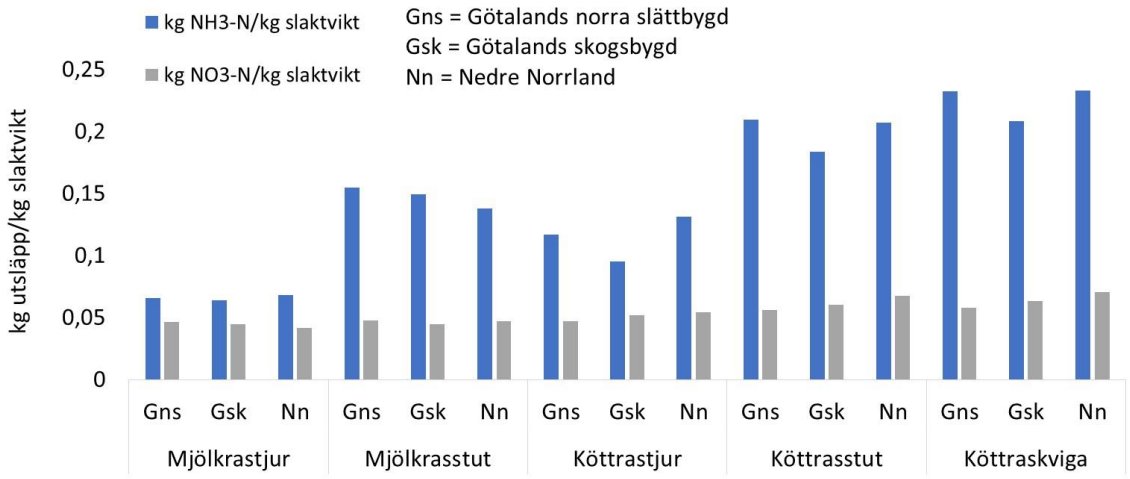
Vid modellering med ICBM erhålls mycket lika resultat för mjölkrastjurar, sett över en 100-årsperiod simulerar modellen en årlig ökning på 185 kg C/ha åkermark och år. För köttrasstutar blir resultaten med ICBM något högre och simulerar en kolinlagring på 262 kg C/ha åkermark per år. Att resultaten skiljer sig åt kan bero på flera faktorer:

- I modelleringarna med ICBM har vi endast modellerat för Götalands skogsbygder, medan resultaten från Henryson m.fl. (2022) gäller för hela landet, då inga signifikanta skillnader fanns mellan produktionsområden gällande förändringar i markens kolhalt i deras dataunderlag.
- En annan möjlig förklaring är skillnaden i tidshorisont, i ICBM-modelleringen beräknas den årliga förändringen baserat på total förändring över en 100 årsperiod, då ICBM behöver längre tidsserier för att nå jämnvikt, medan skillnaden i Henrysson m.fl. (2022) speglar förändringen över en 10 årsperiod och vi vet därmed inte hur kolhalten kommer förändras på längre sikt.
- Provtagningspunkterna i Mark- och grödoinventeringen har troligtvis större viktning mot extensiva nötköttsgårdar då provtagningspunkterna slumpas runt om i landet, medan vi i denna studie modellerat mer intensivt skötta typgårdar.

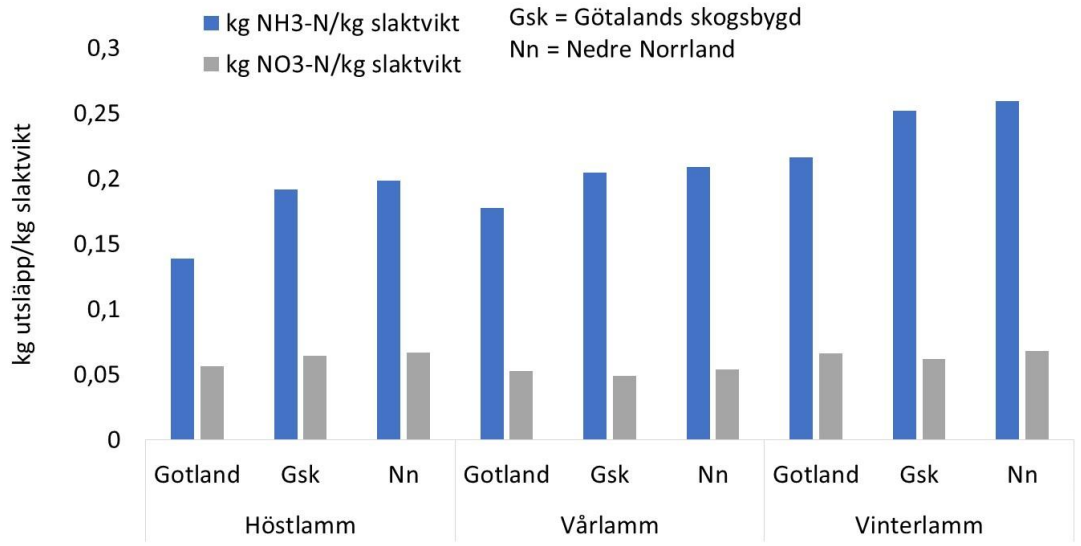
4.3 Kväveutsläpp

Utsläpp av kväve är ett resultat av modelleringen, som används för att beräkna klimatpåverkan, till exempel antas att en viss del av ammoniaken och nitrat omvandlas till lustgas. Kväve som hamnar i sjöar, hav och vattendrag leder också till ett överskott av näring som kan leda till algblomningar, bottendöd och förorening av grundvatten. Ammoniak kan även orsaka försurning vilket innebär att pH-värdet i marken eller vattnet sänks, med påverkan på djur- och växtlivet. Hur stor effekten är på övergödning och försurning blir beror bland annat på vart utsläppen hamnar, hur retentionen ser ut och hur känslig recipienten är. Även om det finns forskning kring hur detta kan inkluderas i livscykelanalys (Henryson m.fl. 2018) har vi i detta projekt inte haft möjlighet att räkna hela vägen till potentiell försurning och övergödning. Utsläpp av kväve kan dock vara en indikation på hur systemen påverkar övergödning och försurning. Utsläpp av ammoniak och nitrat redovisas i Figur 10 och Figur 11.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/



Figur 10. Utsläpp av ammoniak och läckage av nitrat från de studerade nötköttssystemen.



Figur 11. Utsläpp av ammoniak och läckage av nitrat från de studerade lammköttssystemen.

Utsläpp av nitrat varierar mellan 0,04 och 0,07 kg NO_3-N per kg slaktvikt för nötkött, och mellan 0,05 och 0,07 kg NO_3-N per kg slaktvikt för lammkött. Utsläppen av nitrat från de permanenta betesmarkerna är mycket små, utsläppen kommer framförallt från foderodling. Utsläpp av ammoniak varierar mer mellan produktionsformerna och är framförallt kopplade till gödsellagring och hantering.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

4.4 Biologisk mångfald

Olika uppfödningsmodeller gynnar biologisk mångfald i olika grad. I denna studie har vi vidareutvecklat en beräkningsmodell där markanvändningens och marktypens betydelse för biologisk mångfald återspeglas genom en differentierad poängsättning för olika typer av markanvändning i olika regioner för nöt- och lammköttsproduktion. De studerade produktionssystemens påverkan har poängsatts enligt beräkningsmodellen (Tabell 3).

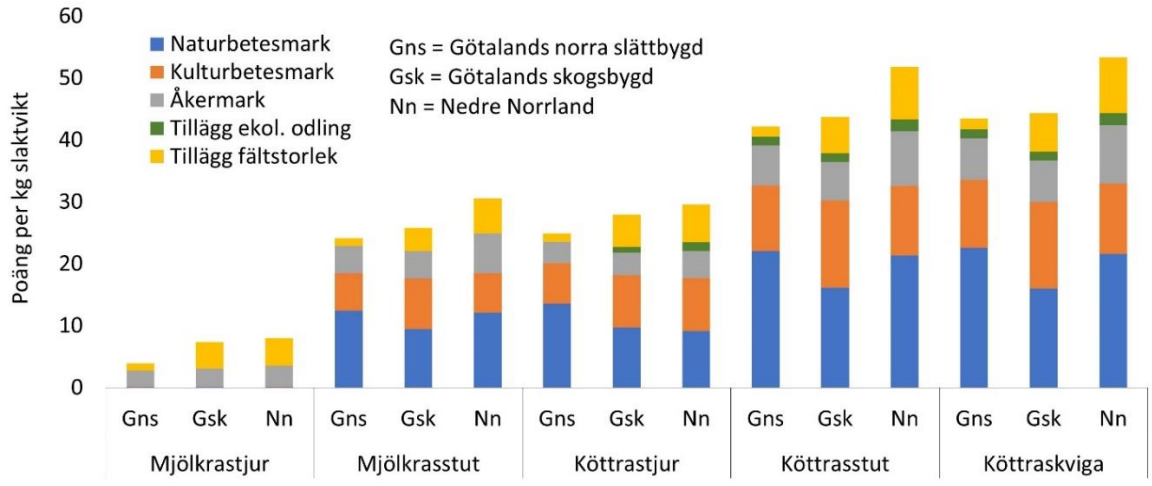
4.4.1 Nötkött

I Figur 12 framgår att mjölkrastjurar har ett mycket mindre positivt bidrag till den biologiska mångfalden än övriga produktionssystem, då dessa djur inte betar. I de övriga uppfödningsmodellerna är det den relativa fördelningen av bete på natur- och kulturbetesmark som har störst påverkan på resultaten. Liksom i de övriga miljöpåverkanskategorierna är även bidraget från föräldradjuren en viktig komponent.

Ekologisk odling ger ett litet positivt bidrag i beräkningsmodellen, vilket i först hand beror på dikornas ekologiskt odlade foder.

Tillägg för fältstorlek är störst i Nedre Norrland, beroende på detta produktionsområdes mindre fältstorlekar.

Får hålls vanligen endast på torra och friska marker, medan nötkreatur även hålls på fuktiga marker. Detta har tagits med i beräkningarna. Då fuktiga marker har en högre betesavkastning betar varje nötkreatur därmed en förhållandevis mindre yta än fåren och nötkreaturen får därför med denna metod en lägre poäng jämfört med får.

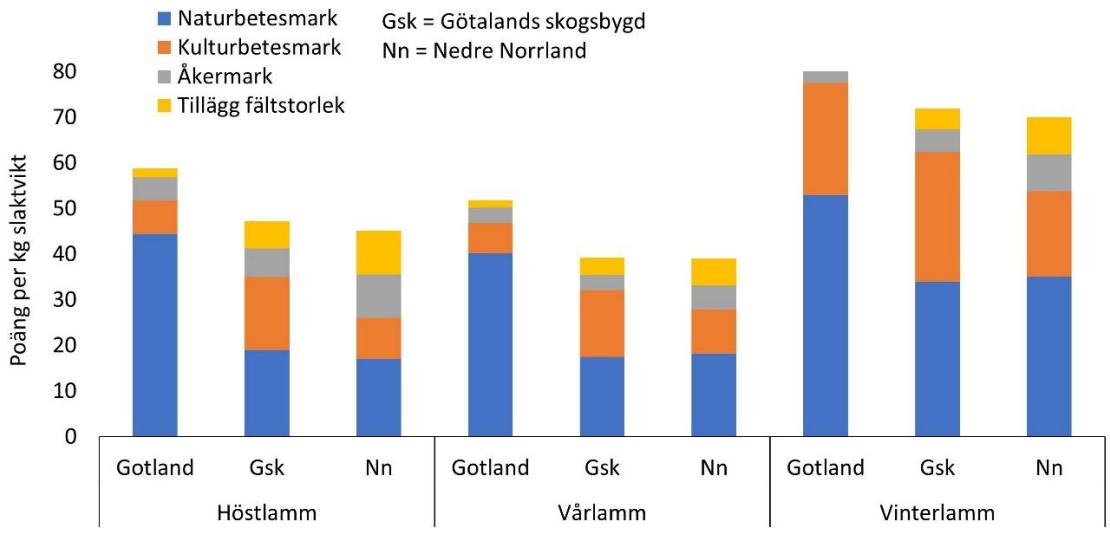


Figur 12. Beräknat bidrag till den biologiska mångfalden för de studerade nötköttssystemen. Högre poäng innebär ett högre bidrag till den biologiska mångfalden.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

4.4.2 Lammkött

Beräknat bidrag till den biologiska mångfalden för de studerade lammköttssystemen visas i Figur 13. Störst bidrag har vinterlamm, som ju också nyttjar den största markarealen per kg slaktvikt. Bland produktionsområdena sticker Gotland ut, i första hand beroende på den låga betesavkastningen per hektar, vilket medför att varje djur betar en stor areal.



Figur 13. Beräknat bidrag till den biologiska mångfalden för de studerade lammköttssystemen. Högre poäng är positivt och innebär ett högre bidrag till den biologiska mångfalden.

5 Åtgärder för minskade utsläpp

5.1 Minskade utsläpp genom ökad effektivitet

Ökad produktivitet, t.ex. fler födda lamm per tacka, lägre dödlighet eller högre tillväxt, leder generellt sett till lägre foderintag per mängd producerat kött, dvs en fodereffektivare produktion. Detta innebär i sin tur till lägre resursanvändning (av t.ex. mark) och utsläpp per mängd producerat kött. På motsvarande sätt leder ökad effektivitet genom t.ex. med bättre avpassade kvävegivor i växtodlingen till lägre utsläpp per mängd producerat kött.

I detta projekt har vi räknat på typisk produktion. De producenter som har en sämre produktivitet och högre klimatpåverkan är alltså inte representerade. Potentialen att minska klimatpåverkan hos dessa är naturligtvis större än för de typiska producenterna som vi beräknat. På liknande sätt är potentialen för minskad klimatpåverkan mindre hos de producenterna som redan har en låg klimatpåverkan.

Förändringar för att åstadkomma högre effektivitet ofta komplexa och involverar både kort- och långsiktiga investeringar. Det är med andra ord svårt att peka ut specifika åtgärder som producenter kan vidta för att minska klimatpåverkan då förutsättningarna skiljer sig åt. Vi har här gjort ett litet urval av olika förbättringar i produktivitet och effektivitet, minskningar av växthusgasutsläpp redovisas i Tabell 20.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Tabell 20. Beräknade minskningar av klimatpåverkan genom förändringar i produktionen som leder till ökad produktivitet och effektivitet. Exempel för ett urval av produktionssystem i Götalands skogsbygder. Minskning jämfört med basberäkningar i parentes. Alla siffror inkluderar utsläpp från mulljordar samt kolinlagringning i mark.

	Mjölkrastjur	Köttrasstut	Höstlamm
Djur			
Minskad dödlighet: **halverad** för alla djurkategorier jämfört med idag	15,0 (-1,5 %)	34,6 (-1,3 %)	31,9 (-8,1 %)
Fler avkommor: för **nöt 5 %** fler födda kalvar per betäckt ko och år; för **lamm 10 %** fler födda lamm per tacka och år	15,2 (-0,4 %)	34,4 (-1,7 %)	33,4 (-3,7 %)
Högre tillväxt: för **nöt 10 %** högre viktökning per dag för slaktdjur; för **lamm 20 %** (exklusive vinterlamm)	14,5 (-4,8 %)	34,3 (-1,9 %)	33,2 (-4,2 %)
Högre slaktutbyte: **10 %** högre slaktutbyte för nöt och lamm	14,0 (-8,1 %)	31,7 (-9,5 %)	32,2 (-7,1 %)
Foder			
Minskade förluster i grovfoderkedjan: **halverade förluster i lagring och utfodring**	15,1 (-1,3 %)	34,6 (-1,3 %)	34,3 (-1,0 %)
Högre fodervärde hos grovfoder: **10 % högre energiinnehåll** i grovfoder till ungdjur	14,1 (-7,4 %)	33,3 (-5,0 %)	32,7 (-5,8 %)
Högre kväveeffektivitet i växtodling: **20 % lägre kvävetillförsel** i mineralgödsel med bibehållen skörd	15,0 (-1,8 %)	34,9 (-0,4 %)	34,4 (-0,8 %)
Samtliga	**11,7 (-23 %)**	**28,0 (-20 %)**	**25,5 (-27 %)**
Basberäkning (nuvarande utsläpp)	15,2	35,0	34,7

5.2 Minska utsläppen av växthusgaser genom större systematiska åtgärder

Utöver ökad produktivitet och effektivitet kan utsläppen av växthusgaser minskas genom förändringar i systemutformning, exempelvis ändrad hantering av stallgödsel. Ett annat exempel är minskad användning av mulljordar för återställande av marken till våtmark.

En annan kategori av åtgärder handlar om användning av insatsmedel som bidrar till minskade utsläpp. Viktiga exempel är fodertillsatser som minskar metanbildningen i idisslares fodersmältning, samt nitrifikationshämmare som minskar bildningen av lustgas i mark.

Åtgärder inkluderade i denna studie har främst baserats på Searchinger m fl (2021) som gjorde en omfattande genomgång av möjlig användning av åtgärder i danskt jordbruk.

Vad gäller *metanhämmande fodertillsatser* identifierade Searchinger m fl substansen 3-NOP som den mest lovande. Baserat på ett stort antal experiment har minskningseffekten av 3-NOP har konstaterats vara i storleksordningen 30-40 %. Substansen har nyligen godkänts för användning inom EU och Arla har påbörjat ett

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

storskaligt försök med utfodring av 10 000 mjölkkor med 3-NOP. I denna studie antar vi att användning av 3-NOP eller annan motsvarande substans kan minska utsläppen med 40 %. Under betessäsongen är förutsättningarna sämre för intag av fodertillsatser. Men långsamt utsöndrande former av tillsatserna förväntas utvecklas vilket skulle möjliggöra användning också under betesperioden. För betesperioden antar vi 50 % implementering av fodertillsatser.

Användning av *lustgashämmande insatsmedel* har visat på minskade utsläpp upp till 80 %, med genomsnitt kring 40-50 %. I denna studie antar vi att användning minskar utsläppen med 50 % och att substansen har effekt på lusgasbildning kopplad till tillförsel av mineral- och stallgödsel samt skörderester. Lustgashämmare antas inte spridas på permanenta betesmarker.

För *stallgödselhantering* finns åtskilliga alternativ för att minska utsläppen av metan och lustgas. Sänkning av pH, dvs surgörning, hos flytgödsel genom tillförsel av syra har visat sig minska både metan och ammoniakutsläpp med ca 90 % under lagringen. Surgörningen medför också minskade ammoniakutsläpp med omkring 50 % vid spridningen av flytgödseln. Tillförsel av sulfat i små mängder som inte sänker pH har också visat sig kunna minska metanutsläppen kraftigt, kring 70 %, men denna åtgärd minskar inte ammoniakutsläppen. Denna åtgärd behöver därför kompletteras med t.ex. övertäckning av lagringsbrunnar. Rötning av gödsel är också ett alternativ, där metan kan tas tillvara som energikälla. Att modellera biogasproduktion är dock komplicerat och ligger utanför detta projekts ramar.

En möjlig förändring som vi har räknat med är att nuvarande djupströsystem i nötköttssystemen ersätts med flytgödselsystem som surgörs genom tillsats av syra i lagringstanken. För befintliga flytgödselsystem (i ungtjursuppfödning, samt dikor i Götalands skogsbygder) antar vi också surgörning. Vi antar att detta leder till 90 % minskning av metan och ammoniakutsläppen från lagringen (jämfört med flytgödsellagring utan surgörning). Dessutom antar vi att lusgasutsläppen från lagringen minskar med 90 % eftersom svämtäcke inte längre behövs för att minska ammoniakutsläppen och utan svämtäcke är lustgasutsläppen från flytgödsel obefintliga. Vidare antar vi att ammoniakutsläppen vid spridning av flytgödseln minskar med 50 % (jämfört med slangspridning).

Gödsel från får har lägre vattenhalt jämfört med nötkreatur och de vanligaste stallgödselsystemen för får är fastgödsel eller djupströ. Djupströsystem, som används i alla studerade system i denna studie, är förenade med mycket stora utsläpp av metan och ammoniak. Ett möjligt alternativ är övergång till fastgödselsystem; detta minskar utsläppen av metan med ca 90 % och ammoniak med mer än 50 % jämfört med djupströ. Ett annat alternativ är mer frekventa byten av djupströbädden – en minskad djupströperiod till högst en månad kan minska utsläppen med ca 80 %, enligt danska studier. För att illustrera effekten av dessa alternativ har vi här räknat på åtgärden med övergång till fastgödsel. Denna åtgärd kombineras med spridning på fält med nermyllning vilket minskar ammoniakutsläppen.

Återställande av *utdikade mulljordar* till våtmarker minskar utsläppen av koldioxid och lustgas med i praktiken 100 %, i och med att nedbrytningen av torven upphör. På sikt när våtmarksväxter börjat etablera sig kan torvlagret öka och därmed bidra till att lagra in kol. Metanavgången kommer dock att öka vid återvätning, då den nedbrytning som sker kommer utföras av mikroorganismer som verkar under syrefria förhållanden och

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

som då bildar metan (Lindgren & Lundblad, 2014; Jordbruksverket, 2018). I denna förbättringsanalys antar vi att alla nuvarande mulljordar som används för nöt- och lammkött återställs till våtmark.

Koldioxidutsläppen från *energianvändning* ska enligt EUs klimatpolitik i princip upphöra kring 2050. Vi har här därför gjort en beräkning som antar koldioxidneutral energianvändning i jordbruket. Ersättare till fossil diesel i traktorer och andra tunga maskiner kommer i praktiken att kunna utgöras av olika alternativ – eldrift, vätgasmotorer, eller konventionella motorer med biodiesel. I Tabell 21 redovisas beräknade minskningar av växthusgasutsläpp från de ovan nämnda åtgärderna.

Tabell 21. Beräknade minskningar av klimatpåverkan genom förändringar i system samt användning av särskilda insatsmedel. Exempel för ett urval av produktionssystem i Götalands skogsbygder. Minskning jämfört med basberäkningar i parentes. Siffrorna inkluderar utsläpp från mulljordar samt kolinlagring i mark.

	Mjölkrastjur	Köttrasstut	Höstlamm
Fodertillsatser som minskar metanbildning vid fodersmältning	13,9 (-9,1 %)	31,2 (-10,9 %)*	31,4 (-9,5 %)*
Nitrifikationshämmare som minskar N_2O-bildning i mark	14,4 (-5,6 %)	34,1 (-2,7 %)	33,7 (-2,7 %)
Flytgödselsystem med surgörning (tillsats av syra) – *endast nötkreatur*	12,8 (-16,0 %)	29,4 (-16,2 %)	
Fastgödselsystem (istället för djupströ) med nermyllning vid spridning – *endast får*			29,9 (-13,8 %)
Återvätning mulljordar	11,6 (-24 %)	22,2 (-28 %)	24,2 (-30 %)
Koldioxidneutral energitillförsel	13,4 (-12,0 %)	32,9 (-6,0 %)	32,6 (-6,0 %)
Samtliga exkl. återvätning mulljordar	*8,6 (-43 %)*	*22,3 (-36 %)*	*23,2 (-33 %)*
Samtliga inkl. återvätning mulljordar	**5,0 (-67 %)**	**12,6 (-64 %)**	**12,8 (-63 %)**
Basberäkning (nuvarande utsläpp)	15,2	35,0	34,7

* Det kan vara en utmaning att ge betande djur fodertillsatser. Vi har här antagit 5 0 % implementering under betesperioden, men detta är system som ännu inte finns i verkligheten så uppskattningen av både implementeringsgrad och effekt bör tolkas försiktigt.

6 Diskussion

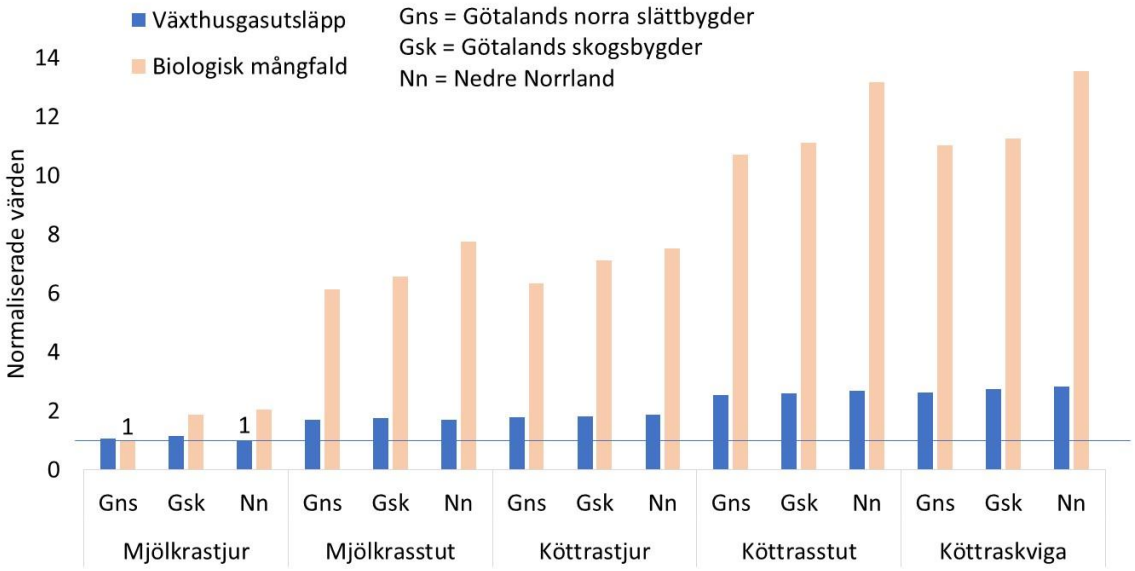
6.1 Konflikter mellan olika miljömål?

I denna studie har vi beräknat markanvändning, klimatpåverkan, utsläpp av kväve och bidrag till biologisk mångfald från svensk nöt- och lammköttsproduktion. Alla dessa kategorier är sammankopplade. Till exempel styr avkastningen av en gröda eller fodervärdet i en betesmark hur stor markyta produktionen behöver och det påverkar i sin tur klimatutsläppen samtidigt som mängden betesmark påverkar den biologiska mångfalden. Vi kan också se att det finns exempel på att miljöpåverkan drar åt olika håll. Tydligast är detta för klimat och biologisk mångfald.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

I Figur 14 är normaliserade resultat för klimatpåverkan och biologisk mångfald presenterade för de studerade uppfödningsmodellerna för nötkött, där systemet med lägst växthusgasutsläpp (mjölkrastjurar i nedre Norrland) har värdet 1 och systemet med lägst bidrag till biologisk mångfald (mjölkrastjur i Götalands norra slättbygd) också har värdet 1. För att erhålla så liten klimatpåverkan som möjligt och samtidigt få så högt bidrag till biologisk mångfald som möjligt ska alltså de blå staplarna vara så små som möjligt och de orangea staplarna så stora som möjligt.

Vi kan notera att utsläpp av växthusgaserna varierar mellan uppfödningsmodellerna, där utsläppen från köttraskvigor är ca tre gånger högre än för mjölkrastjurar. Men skillnaden är ännu större när det gäller den biologiska mångfalden. De uppfödningsmodeller som bäst gynnar biologisk mångfald har ca 14 gånger större bidrag till den biologiska mångfalden än de sämsta. Vi kan också konstatera att mjölkrastjurarna har de lägsta utsläppen av växthusgaser men samtidigt också det minsta bidraget till biologisk mångfald. Köttrasstutar och -kvigor har högre utsläpp av växthusgaser men ger betydligt större bidrag till den biologiska mångfalden.

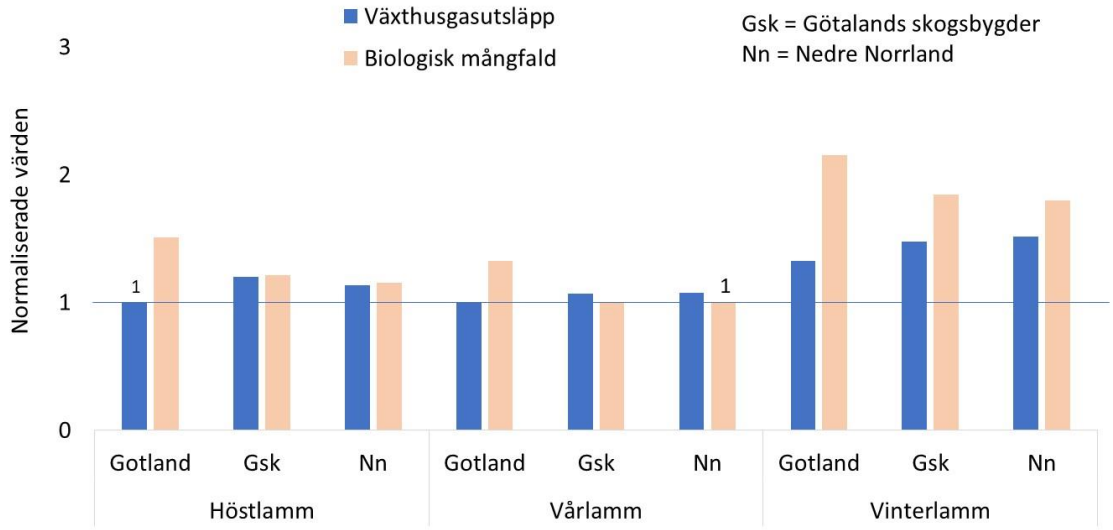


Figur 14. Normaliserade resultat för klimatpåverkan och biologisk mångfald där systemet med lägst växthusgasutsläpp (mjölkrastjur i nedre Norrland) har värdet 1 och systemet med lägst bidrag till biologisk mångfald (mjölkrastjur i Götalands norra slättbygd) har värdet 1.

Samma jämförelse för lamm visas i Figur 15. För att erhålla så liten klimatpåverkan som möjligt och samtidigt få så mycket biologisk mångfald som möjligt ska alltså de blå staplarna vara så små som möjligt och de orangea staplarna så stora som möjligt.

Skillnaderna mellan de olika uppföljningsmodellerna är mycket mindre än för lamm jämfört med nötkött. Bland uppföljningsmodellerna för lamm har vinterlamm högre utsläpp av växthusgaser, men större bidrag till biologisk mångfald.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/



Figur 15. Normaliserade resultat för klimatpåverkan och biologisk mångfald där systemet med lägst växthusgasutsläpp (höstlamm Gotland) har värdet 1 och systemet med lägst bidrag till biologisk mångfald (vårlamm Nedre Norrland) har värdet 1.

6.2 Metoden för bedömning av biologisk mångfald

I denna studie har vi, baserat på tidigare arbeten gjorda av Olle Kvarnbäck och Urban Emanuelsson, vidareutvecklat en metod för att bedöma positiva effekter för biologiska mångfald från nöt- och lammköttsproduktion. Metoden har baserats så långt det är möjligt på tillgängliga data men vi har också varit tvungna att göra flera antaganden när data saknats. Metoden har också ett antal grundläggande synsätt/utgångspunkter, som vi diskuterar nedan.

Vår metod utgår från att all markanvändning bidrar positivt till biologisk mångfald jämfört med en referensyta med låg biologisk mångfald (motsvarande en hårdgjord eller asfalterad yta). Här finns dock många alternativa sätt att tänka kring vad som är referenssituationen. I publicerade LCA-metoder används ofta istället ett idealtillstånd med hög biologisk mångfald som referenssituation och ett antagande om att alla typer av antropogen markanvändning medför en negativ påverkan på biologisk mångfald (Vrasdonk m.fl. 2019). Det är alltså den potentiella risken att försämra detta naturtillstånd som beräknas (biodiversity damage potential), alternativt ett undanhållande från marken att återgå till ett idealt tillstånd.

Vår metod är alltså motsatt, där markanvändningens effekter anges på en positiv skala. Detta pga att vi tyckte det var angeläget att återspegla och värdera i första hand naturbetesmarkernas avgörande bidrag till biologisk mångfald, vilket är viktigt att belysa då förekomsten av dessa marker har minskat kraftigt under flera decennier (Cousins m.fl. 2015, Auffret m.fl. 2018, Lindborg m.fl. 2021). Nackdelen med att använda en omvänd skala är att det är svårt att jämföra våra resultat med andra LCA-studier.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Dessutom resulterar utökad markanvändning alltid i högre poäng för biologisk mångfald med vår metod. Detta förhållande gäller som regel för naturbetesmarkerna men är inte lika självklart för spannmålsodling om inte större arealer åkermark är fördelaktiga för den biologiska mångfalden. En tredje väg skulle kunna vara att referenssituationen skulle motsvara en markanvändning i form av produktionsskog som ofta blir resultatet av minskad hävd i jordbrukslandskapet, men värdet av biologisk mångfald är inte enkelt att jämföra mellan helt olika ekosystem. Att sätta en rimlig referenssituation för markanvändning är med andra ord en mycket svår uppgift.

Den använda metoden har också ett antal antaganden och tillkortakommanden. Framtida utvecklingsmöjligheter diskuteras nedan:

- Skillnader med avseende på biologisk mångfald mellan naturbetesmarkerna i olika produktionsområden har studerats noggrant. Däremot har inte eventuella regionala skillnader hos andra marktyper beräknats.
- Regionala skillnader i poängsättningen av naturbetesmarkerna bygger till stor del på data från länsstyrelsernas uppföljning av gräsmarker inom projektet REMIIL. Analyserade data inkluderar dock bara kärlväxter. Ett större underlag med andra artgrupper skulle göra metoden mer tillförlitlig, men den typen av systematiskt insamlade data i gräsmarker saknas.
- Växtföljd har stor betydelse för den biologiska mångfalden på fält- och landskapsnivå. Eftersom inte verkliga gårdar har studerats, utan med typiska produktionssystem och bara har med den mark som faktiskt går åt för foder och bete, har dock växtföljd varit svårt att inkludera. Inte heller finns bra data kring växtföljdens påverkan på biologisk mångfald tillgänglig, varför dessa effekter inte har kunnat inkluderats.
- Nötkreatur och får betar på väldigt olika sätt vilket påverkar konkurrensförhållandena mellan olika växtarter i betesmarken, där det finns erfarenhet av att nötkreatur ibland är skonsammare för ömtålig flora än får. Sambanden mellan typ av betesdjur, marktyp och tidpunkt för betessläpp är dock komplexa och effekten av djurslag har inte beaktats i denna studie.
- Slutligen, fler fallstudier där modellberäkningar jämförs med verkliga gårdar vore i framtida projekt önskvärt för att ytterligare verifiera modellen och poängskalan.

6.3 Utsläpp från mulljordar – räkna med eller inte?

Huruvida växthusgasutsläpp från mulljordar ska räknas med i nöt- och lammköttets klimatavtryck råder det delade meningar kring. Argument mot att inkludera mulljordarnas utsläpp är bland annat:

- Det råder brist på data kring hur stor andel av nötkötts- och lammgårdarnas åker- och betesareal består av mulljord. Vi har nu antagit att den generella fördelningen i varje produktionsområde gäller även för de studerade uppfödningsmodellerna.
- Den åker- och/eller betesmark som ligger på mulljord inom dessa produktionsgrenar brukas troligtvis extensivt och är inte en förutsättning för att

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

produktionen ska kvarstå (jämfört med en del odling av exempelvis trädgårdsväxter)

- Att bara ta mulljordarna ur produktion räcker inte för att upphöra läckage av växthusgaser, utan de behöver återvätas. Att inkludera utsläpp från mulljordar på produktnivå kan således insinuera att detta är något som lantbrukaren råder över, när det i själva verket är en nationell angelägenhet hur de svenska mulljordarna ska hanteras. I den svenska klimatrapporteringen rapporteras utsläpp från mulljordarna inte under kategorin jordbruk, utan under kategorin markanvändning. Detta gäller dock även för utsläpp från arbetsmaskiner och energiförbrukning som hamnar under kategorin energi och är således inte ett argument mot att inkludera mulljordarna i klimatavtrycket för livsmedel (Naturvårdsverket 2020).

Argument för att inkludera mulljordar är bland annat:

- Att inkludera mulljordar speglar de faktiska utsläppen som kan kopplas till livsmedelsproduktion. Om ingen produktionsgren inkluderar mulljordar kommer dessa utsläpp inte redovisas någonstans, utan de göms undan.
- Tar vi med inlagring av koldioxid i mineraljord bör vi rimligen även inkludera utsläpp från marken.
- Att inkludera utsläppen kan även leda till att än mer belysa den klimatpåverkan som dessa mulljordar bidrar till och leda till en ökad debatt kring hur de bör hanteras.
- En genomlysning av LCA-standarder visar att dessa förespråkar inkludering av utsläppen från mulljordar, se genomgång av regelverk nedan.

Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR), som är Europakommissionens metod för att beräkna produkters miljöpåverkan, skriver att utsläpp från dränerade torvjordar skall inkluderas, baserat på en modell som relaterar dräneringsdjup till årliga CO_2 utsläpp (European Commission 2017), medan PEFCR Dairy förespråkar att som minimum tillämpa IPCC Tier 1 för både N_2O och CO_2 utsläpp från mulljordar (EDA 2018). FAO Leap animal feeds supply chains förespråkar inkludering av utsläpp från mulljordar, men endast CO_2 utsläpp (LEAP 2014). Den senaste versionen av IDF:s (International Dairy Federation) globala standard för beräkning av klimatavtryck rekommenderar att inkludera utsläpp från mulljordar (biogena utsläpp av CO_2 och N_2O) (IDF 2022). Allt fler standarder inriktar sig på hur jordbrukets påverkan på markens kolhalt ska inkluderas i LCA:er enligt en gemensam metodik. I en vägledning för att beräkna kolinlagring i nötkreaturbaserade produktionssystem, som flera branschaktörer bidragit till att utveckla, Arla, Danone, Nestle, McDonalds, Friesland Campina m.fl., skall även CO_2 utsläpp från mulljordar inkluderas i inventeringen (Ernstoff m.fl. 2021). Även i Greenhouse Gas Protocols senaste vägledning (som ännu bara finns tillgängligt som utkast) för markanvändning skall utsläpp från dränerade torvjordar inkluderas och då alla växthusgaser (CO_2, N_2O och CH_4) (WRI & WBCSD 2022). ISO 14067:2018 nämner inget specifikt gällande mulljordar.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

6.4 Beräkning av svenskt nöt- och lammkötts klimatpåverkan

Kan vi utifrån våran studie beräkna ett klimatavtryck för typiskt svenskt nötkött? En stor del av svenskt nötkött, omkring 23 %, kommer från utslagskor inom mjölkproduktionen; detta kött har inte modellerats i detalj inom detta projekt. Klimat- och miljöpåverkan från detta mjölkkokött är väsentligt lägre än för annat nötkött eftersom mjölkkor utöver kalvar och kött producerar stora mängder mjölk under sin livstid (i genomsnitt ca 30 ton mjölk per ko). Beaktas detta genom ekonomisk allokering kan klimatpåverkan från mjölkkokött grovt uppskattas till 10-11 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt (medräknat mulljordar och kolinlagring i mark) baserat på tidigare gjorda studier (Bryngelsson m fl 2016; Cederberg och Henriksson 2020).

Som nämnts ovan antas dikogårdarna i denna studie producera livkalvar för försäljning till andra gårdar som föder upp djuren till slaktvikt. Dikogårdarna producerar utöver kalvar även kött i form av utslaktade kor. Med ekonomisk allokering blir klimatpåverkan från dikoköttet 31-34 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt (medräknat mulljordar och kolinlagring i mark).

Utöver utslagskor inom mjölkproduktionen (23 %), har i denna studie grovt uppskattats att fördelningen i svensk produktion mellan de renodlade nötköttssystemen är 29 % för mjölkrasungdjur (tjurar och stutar), 36 % för köttrasungdjur (tjurar, stutar och kvigor) och 12 % för dikor (och avelstjurar). Baserat på slaktstatistik har andelen mjölkrastjurkalvar som föds upp som intakta ungtjurar uppskattats till 80 % medan 20 % kastreras och föds upp som stutar. För köttrastjurkalvar uppskattades andelen föds upp som intakta tjurar till 91 % medan 9 % kastreras. Kött från köttraskvigor som föds upp till slakt beräknades utgöra ca 33 % av allt kött från köttrasungdjur.

Baserat på fördelningen i produktion enligt ovan beräknas klimatpåverkan för typisk svensk nötköttsproduktion vara ca 22 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt medräknat mulljordar och kolinlagring och 19 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt exklusive utsläpp från mulljordar och kolinlagring i mark. Variationerna mellan de tre regionerna är små.

Vad gäller lammkött har vi i denna studie analyserat tre olika uppfödningsmodeller. Baserat på slaktstatistik beräknas höstlamm utgöra 52 % av all produktion, vårlamm 28 % och vinterlamm 20 %. Om vi antar att ett viktat medelvärde för de tre regionerna motsvarar ett svenskt medelvärde för lammkött blir resultatet 34 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt lammkött inklusive utsläpp från mulljordar och kolinlagring i mark och 26 kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt exklusive.

6.5 Jämförelse med andra studier

Jämförelsen är begränsad till att redogöra för klimatpåverkan från andra studier. För nötkött (Tabell 22) finns ett stort underlag och för lammkött (Tabell 23) finns framför allt studier från länder där lammproduktionen har stor ekonomisk betydelse, t.ex. Nya Zeeland och Storbritannien. Jämförelser med resultat i föreliggande studie låter sig inte göras enkelt då antaganden, beräkningsgrund och systemgräns kan skilja sig åt. En ansats till harmonisering av både resultat i denna studie och i de studier som ingått i litteraturgenomgången har gjorts för att göra resultaten jämförbara. Exempelvis har

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

resultat räknats om till slaktvikt, samma GWP-faktorer och kolinlagring/mulljord har inkluderats eller exkluderats. Dock finns fortfarande flera parametrar som kan göra det svårt att jämföra resultat rakt av vilket läsaren bör ha med sig.

Tabell 22. Jämförelse av resultat i föreliggande studie med andra LCA-studier av nötkött. Data har harmoniserats i den utsträckning som varit möjlig för att göras jämförbara med resultat i denna studie. Resultaten från vår studie är i samtliga fall utan kolinlagring och mulljord, utom för jämförelsen med resultat för den finska studien, där utsläpp från mulljordar ingår. Självrekryterande nötköttsproduktion förkortas här till självrekryterande.

	kg CO_2-ekv./kg slaktvikt					
Produktionssystem	Denna studie[1]	Jmf. studie	GWP-tal jmf studie	Mulljord och kolinlagring (SOC)	Kommentar	Referens
Självrekryterande (kraftfoderbaserat system), SE	30	21	IPCC 2013 med fb	Utan mulljord, utan SOC	Klimatavtrycket beräknades för system representativa för Sverige. Resultatet beräknades för ett grovfoderbaserat system och ett grovfoder- och kraftfoderbaserat system.	Hammar m.fl. 2022
Självrekryterande (grovfoderbaserat system), SE	30	24				
Självrekryterande, SE	26	27	IPCC 2021	Utan mulljord, utan SOC	I Moberg m.fl. (2019) beräknades svenskt nötkötts klimatpåverkan, från både mjölk- och dikosystem, genom att använda nationell statistik och s.k. top-down metod. Markanvändningsförändring (LUC) för tex soja ingår i beräkningarna.	Moberg m.fl. 2019
Ungtjurar från mjölksystem, SE	13	15				
Stutar från mjölksystem, SE	19	19				
Självrekryterande, FI	35	32	IPCC 2013 med fb	Med mulljord (endast N_2O), utan SOC	Typisk nötköttsproduktion i FInland studerades. I mjölkrassystem ingick korsningar mjölkras x köttras. 14 % av all växtodling på finska nötköttsgårdar sker på mulljordar enligt finsk jordbruksstatistik.	Hietala m.fl. 2021
Köttrastjurar, FI	28	27				
Köttraskvigor, FI	42	31				
Mjölkrastjur, FI	17	21				
Självrekryterande (intensivt), SE	26	29	IPCC 2006	Utan mulljord, utan SOC	Dansk studie där både typiska svenska och danska nötköttsystem studerades. Emissioner från LUC är inkluderade för soja i koncentrat.	Mogensen m.fl. 2015
Stutar från mjölksystem, SE	19	19				
Ungtjurar från mjölksystem, SE	13	14				
Självrekryterande - slättlandskap, NO	25	29	IPCC 2006	Utan mulljord, med SOC	Norsk studie som räknat utifrån ett gårdsperspektiv, där typiska norska system studerades. Kolinlagring togs hänsyn till men inte utsläpp från mulljordar. Beräknade resultat utifrån gårdar som låg i fjällandskap samt slättlandskap	Samsonstuen m.fl. 2019
Självrekryterande - fjälllandskap, NO	25	31				

[1]Resultat från denna studie har också i viss mån justerats för att kunna jämföras med resultaten i de andra studierna. Resultaten har räknats om med IPCC:s GWP faktorer från 2013 om jämförande studie använt GWP-faktorerna från IPCC 2013. Om jämförande studie använt GWP tal från IPCC 2006 har vi inte gjort någon harmonisering då dessa GWP-tal är förhållandevis lika IPCC 2021. Påslag för kolinlagring och mulljord har exkluderats i de flesta fall.

Jämfört med Hammar m.fl. (2022) ger denna studie något högre klimatpåverkan. Hammar m.fl. skriver själva i sin studie att deras resultat exempelvis är något lägre än Moberg m.fl. (2019). Några förklaringar är att Hammar m.fl. (2022) har använt annan metod för beräkning av metan från fodersmältning samt använt andra slaktvikter. En orsak till att våra resultat skiljer sig kan också bero på att i Hammar m.fl. (2022) har endast ett system beskrivits, beläget i Uppland och som ska vara representativt nationellt, medan vi i denna studie räknat på typiska gårdar i ett antal valda produktionsområden.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Efter harmonisering ligger våra resultat i linje med Moberg m.fl. (2019), men något högre än resultaten i den finska studien från 2021. En möjlig orsak kan vara att den finska studien endast verkar ha lustagsavgång från mulljordar inkluderat, trots att koldioxidavgången från mulljordar är den växthusgas som bidrar mest till klimatpåverkan (85-95 % av utsläppen från en mulljord). I vår studie har både lustgas och koldioxidavgång från mulljordar inkluderats. I den finska studien har en något lägre miljöpåverkan från dikorna allokerats till livkalvarna (57 %, jämfört med 64 % i vår studie. För köttraskvigorna är det stor skillnad i resultat mellan vår studie och den finska. En anledning kan vara att de finska köttraskvigorna antas gå till slakt vid 15 månaders ålder och har då en slaktvikt på 253 kg jämfört med i denna studie där vi antar slakt vid 24 månaders ålder och slaktvikt på 310-315 kg.

Våra resultat är förhållandevis lika de i Mogensen m.fl. (2015), även om beskrivning av systemen skiljer sig något åt avseende utfodring och betesperiod. I Mogensen m.fl. antas även viss utfodring med exempelvis soja i koncentrat, vilket inte ingår i våra foderstater.

Jämfört med den norska studien (Samsonstuen m.fl. 2019) ger vår studie något lägre resultat trots att kolinlagring ingår i de norska resultaten. Troliga förklaringar kan vara skillnader i klimat och andra naturgivna förutsättningar, särskilt resultat för norskt kött från fjällen.

En litteraturöversikt av flertalet LCA:er på nötkött (de Vries m.fl. 2015) där skillnad mellan system undersöktes (ekologiskt vs konventionellt, grovfoder- vs kraftfoderdominerat samt köttras vs mjölkrasbaserat system) kom fram till att kött från mjölkras i snitt hade 41 % lägre klimatpåverkan än kött från köttrasdjur, klimatpåverkan från ekologiska system jämfört med konventionella system var i snitt 7 % lägre och klimatpåverkan från kraftfoderdominerade system var 28 % lägre än grovfoderbaserade system. Dock poängterar rapportförfattarna att det finns begränsningar i att jämföra system med olika utfodring, då gängse LCA-metoder inte tar hänsyn till konkurrens om mark för produktion av foder eller livsmedel, eller att vissa magra marker bäst lämpar sig för bete exempelvis och inte odling av ettåriga grödor.

Vad gäller lammen, visar den enda svenska studien som finns för jämförelse ett betydligt lägre klimatavtryck än för våra resultat. En viktig skillnad är att i Wallman m.fl. (2011) allokeras endast 62 % av klimatpåverkan till köttet och resten till hudar. Om i stället 95 % (den allokering som använts i denna studie för samtliga system utom gotlandsfår) hade allokerats till slaktkroppen skulle klimatavtrycket landa på 25 kg CO_2-ekv./kg slaktvikt vilket är likt resultaten i denna studie.

I Wiedemann m.fl. (2015) undersöktes olika allokeringsmetoders påverkan på klimatavtryck av kött och ull. Lammköttet från NZ har betydligt lägre klimatavtryck än det svenska. En viktig faktor är allokering mellan ull och kött, för nyazeeländska får och lamm allokeras 19 % av klimatpåverkan till ull. Motsvarande siffra för Storbritannien är 4 % enligt Wiedemann m.fl. (2015), vilket är likt svenska förhållanden. Skulle 95 % av klimatavtrycket allokeras till slaktkroppen skulle i stället lammkött från NZ ha ett klimatavtryck på 20 kg CO_2-ekv./kg slaktvikt.

I en annan studie från Storbritannien landar klimatavtrycket på ca 30 kg CO_2-ekv./kg slaktvikt (vid slaktutbyte på 43 %). Dock är det svårt att jämföra våra resultat mot denna studie då endast lustgasemissioner från mulljordar ingår.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Generellt har allokering till ull och hudar stor påverkan på klimatavtrycket för lammkött, i de länder där specialisering även skett mot tillvaratagande av både ull och kött, blir klimatavtrycket betydligt lägre.

Tabell 23. Jämförelse av resultat i föreliggande studie med andra LCA-studier av lammkött. Data har harmoniserats i den utsträckning som varit möjlig för att göras jämförbara med resultat i denna studie. Resultaten från vår studie är i samtliga fall utan kolinlagring och mulljord, utom för jämförelsen med resultat för den finska studien, där utsläpp från mulljordar ingår. I den internationella litteraturen presenteras oftast resultatet per kg levandevikt, för samtliga studier har en omvandling gjorts till slaktvikt genom att tillämpa ett slaktutbyte på 43 %.

	kg CO_2-ekv./kg slaktvikt					
Produktions-system	Denna studie[1]	Jmf. Studie	GWP-tal	Mulljord och kolinlagring (SOC)	Kommentar	Referens
Lammkött, SE	26	16	IPCC 2006	Utan mulljord, utan SOC	Baserat på data från 10 gårdar (3 vinterlamm , 3 vårlamm och 4 eko). 62 % av klimatpåverkan allokerades till kött, resten till hudar. Variation 11- 25 kg CO_2 -ekv./kg slaktvikt	Wallman m.fl. 2011
Lammkött, NZ	26	16	IPCC 2006	Utan mulljord, utan SOC	NZ: Baserat på 151 'hill farm' gårdar (representerar 27 % av produktionen på NZ). Ekonomisk allokering: 81 % kött, 19 % ull.	Wiedemann m.fl. 2015
Lammkött, GB	26	22			GB: modellering baseras på en gård representativ GB produktion. Gården är belägen i sk less favoured area vilket speglar 50 % av GB lammbesättningar. Ekonomisk allokering, 96 % till kött, 4 % till ull.	
Lammkött, GB	34	30	IPCC 2006	Delvis mulljord ingår, utan SOC	Data från 60 gårdar från lowland, upland och hill land. Ekonomisk allokering till ull 2,3 %. Lustgasemissioner från mulljordar ingår men inte koldioxid.	Jones m.fl. 2014
Höstlamm, IR	25	24	IPCC 2013 utan fb	Utan mulljord, utan SOC	Höstlamm: Data från stort antal gårdar (115) från slättbygd (representerar 85 % av irländska produktion). Lamning i mitten av mars. Slakt vid 4-6 månaders ålder.	O'Brien m.fl. 2016
Vårlamm, IR	24	24			Vårlamm: Data representerar intensiva system (lamning i december/januari, slakt runt påsk)	

[1]Resultat från denna studie har också i viss mån justerats för att kunna jämföras med resultaten i de andra studierna. Resultaten har räknats om med IPCC:s GWP faktorer från 2013 om jämförande studie använt GWP-faktorerna från IPCC 2013. Om jämförande studie använt GWP tal från IPCC 2006 har vi inte gjort någon harmonisering då dessa GWP-tal är förhållandevis lika IPCC 2021. Påslag för kolinlagring och mulljord har exkluderats i de flesta fall.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

7 Referenser

Ahlgren, S., Behaderovic, D. & Woodhouse, A. (2020). *Att räkna med markkol i livscykelanalys av nötkött. RISE Rapport 2020:67.*

Ahlgren, S., Björklund, A., Ekman, A., Karlsson, H., Berlin, J., Börjesson, P., Ekvall, T., Finnveden, G., Janssen, M. & Strid, I. (2015). Review of methodological choices in LCA of biorefinery systems-key issues and recommendations. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 9(5), 606–619.

Allen, M R., Shine, K P., Fuglestvedt, J S., Millar, R J., Cain, M., Frame, D F., Macey, A H. (2018). A solution to the misrepresentations of CO_2-equivalent emissions of short-lived climate pollutants under ambitious mitigation. Climate and Atmospheric Science volume 1, Article number: 16 (2018).

Alvåsen, K., Jansson Mörk, M., Hallén Sandgren, C., Thomsen, P.T., Emanuelson, U. (2012). Herd-level risk factors associated with cow mortality in Swedish dairy herds. Journal of Dairy Science 95, 4352-4362.

Andrén, O., Kätterer, T., Karlsson, T. & Eriksson, J. (2008). Soil C balances in Swedish agricultural soils 1990–2004, with preliminary projections. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 81(2), 129–144. doi:10.1007/s10705-008-9177-z.

Auffret, A. G., Kimberley, A., Plue, J., & Waldén, E. (2018). Super-regional land-use change and effects on the grassland specialist flora. Nature communications, 9(1), 1-7.

Back, J. (2011). Betets avkastning på olika typer av naturbetesmark – en fält- och metodstudie. Examensarbete 352, Institutionen för husdjurens utfodring och vård, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Berglund, K. (1989). *Ytsänkning på mosstorvjord: sammanställning av material från Lidhult, Jönköpings län*. Uppsala: Institutionen för markvetenskap, Avdelningen för lantbrukets hydroteknik, Sveriges lantbruksuniversitet.

Bernes, G., Jeppsson, K. & Palmborg, C. (2019). Djupströbäddar för får - växtnäringsvärde och jämförelse av strömaterial. SLU, Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap. Rapport 2019:5.

Blomberg, S. (2022). Slaktutbyte och köttutbyte i nöt-och lammslaktkroppar. Kandidatarbete. Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för husdjurens miljö och hälsa.

Bolinder, M. A., Janzen, H. H., Gregorich, E. G., Angers, D. A. & VandenBygaart, A. J. (2007). An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1), 29–42. doi:10.1016/j.agee.2006.05.013.

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(4), 549–558. doi:10.1007/s00374-018-1281-x.

Bostad, E., Swensson, C., Pinzke, S. (2011). Labour input in specialist beef bull production in Sweden. Agricultural Engineering International: CIGR Journal 18, 1-12.

Bryngelsson, D., Wirsenius, S., Hedenus, F. & Sonesson, U. (2016). How can the EU climate targets be met? A combined analysis of technological and demand-side

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

changes in food and agriculture. Food Policy, 59 152–164. doi:10.1016/j.foodpol.2015.12.012.

Cederberg, C. & Henriksson, M. (2020). *Gräsmarkernas användning i jordbruket*. Göteborg: Institutionen för Rymd-, geo- och miljövetenskap, Avd. Fysisk resursteori. Chalmers Tekniska Högskola.

Charles, A., Rochette, P., Whalen, J. K., Angers, D. A., Chantigny, M. H. & Bertrand, N. (2017). Global nitrous oxide emission factors from agricultural soils after addition of organic amendments: A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment, 236 88–98. doi:10.1016/j.agee.2016.11.021.

Cousins, S.A.O., A.G. Auffret, J. Lindgren, & L. Tränk. (2015). Regional-scale land-cover change during the 20th century and its consequences for biodiversity. Ambio, 44: S17-S27.

de Vries, M., van Middelaar, C. E. & de Boer, I. J. M. (2015). Comparing environmental impacts of beef production systems: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 178 279–288. doi:10.1016/j.livsci.2015.06.020.

EDA (2018). *Product Environmental Footprint Category Rules for Dairy Products*. Bryssel: The European Dairy Associatio. No. Version 1.0.

Edström, M., Pettersson, O., Nilsson, L. & Hörndahl, T. (2005) Jordbrukssektorns energianvändning, 50.

Eide, W., Ahrné, K., Bjelke, U., Nordström, S., Ottosson, E., Sandström, J. & Sundberg, S. (2020). Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer: rödlistade arter i Sverige 2020.

Ekstam, U., & Forshed, N. (2000). Svenska naturbetesmarker: historia och ekologi. Naturvårdsverket. ISBN 9162012029.

Elitlamm Avel (2020) Årsstatistik för besättningar och djur registrerade i Elitlamm under år 2020. Svenska Fåravelsförbundet.

Ernstoff, A., Sangines de Carcer, P. & Lindsay, B. (2021). *Draft LCA guidelines for calculating carbon sequestration in cattle production systems C-Sequ Interim Guidelines for Pilot Testing Project Partners Acknowledgements*.

European Commission (2017). *PEFCR Guidance document, - Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs)*. No. version 6.3.

Fag, B. (2018) Korsningsavel i vårlammproduktionen, LRF Kött. 2022-08-04 https://www.lrf.se/globalassets/dokument/om-lrf/branscher/lrf-kott/lammnaringen/korsningsavel-i-varlammproduktionen.pdf

Flysjö, A., Cederberg, C. & Strid, I. (2008). LCA-databas för konventionella fodermedel. Göteborg: Institutet för Livsmedel och Bioteknik. No. 772.

Frankow-Lindberg, B. (2003). Kvantifiering av kvävefixering via baljväxter i fält - förslag till ny modell i rådgivningsprogrammet STANK. Institutionen för ekologi och växtproduktionslära, Sveriges lantbruksuniversitet. No. 5.

Fungbrant, K. (2021). Djurvälfärd i olika stallsystem för ungtjurar - En undersökning och jämförelse av djurvälfärd i liggbås-, djupströ-, och spaltstall till tjurar. Masterprojekt för Vurdering af husdyrvelfærd i primærproduktionen, Institut for Husdyrvidenskab, Aarhus Universitet. Studienummer: 201801700

Glimskär, A., Bergman, K.-O. Rygne, H. (*opublicerad rapport*)

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Gård & Djurhälsan. (2021). Kvalitetsutfall helår 2020. Hämtat på www.gardochdjurhälsan.se

Grönlund, A., Sveistrup, T. E., Sövik, A. K., Rasse, D. P. & Klöve, B. (2006). Degradation of cultivated peat soils in northern norway based on field scale CO_2, N_2O and CH_4 emission measurements: (Degradierung von kultivierten Moorböden in Nord Norwegen abgeleitet aus Feldmessungen von CO_2-, N_2O- und CH_4-Emissionen). *Archives of Agronomy and Soil Science*, 52(2), 149–159. doi:10.1080/03650340600581968.

Gunnarsson, C., Nilsdotter-Linde, N. & Spörndly, R. (2014). *Två, tre eller fyra skördar av vallfoder per år : kostnader och fodervärde för kor*.

Hammar, T., Hansson, P.-A. & Röös, E. (2022). Time-dependent climate impact of beef production – can carbon sequestration in soil offset enteric methane emissions? *Journal of Cleaner Production*, 331 129948. doi:10.1016/j.jclepro.2021.129948.

Hansson, M. & Fogelfors, H. (2000). Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science*, 11(1), 31–38. doi:10.2307/3236772.

Henryson, K., Hansson, P.-A. & Sundberg, C. (2018). Spatially differentiated midpoint indicator for marine eutrophication of waterborne emissions in Sweden. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(1), 70–81. doi:10.1007/s11367-017-1298-7.

Henryson, K., Meurer, K. H. E., Bolinder, M. A., Kätterer, T. & Tidåker, P. (2022). Higher carbon sequestration on Swedish dairy farms compared with other farm types as revealed by national soil inventories. *Carbon Management*, 13(1), 266–278. doi:10.1080/17583004.2022.2074315.

Hergoualc'h, K., Mueller, N., Bernoux, M., Kasimir, Ä., Weerden, T. J. & Ogle, S. M. (2021). Improved accuracy and reduced uncertainty in greenhouse gas inventories by refining the IPCC emission factor for direct N 2 O emissions from nitrogen inputs to managed soils. Global Change Biology, 27(24), 6536–6550. doi:10.1111/gcb.15884.

Hessle, A., Dahlström, F. (2016). Köttforskning på Götala – de första femtio åren. Morot Kommunikation & Design.

Hessle, A., Jamieson, A. (2020). Nötkött. Vulkan, Stockholm. 238 s.

Hessle, A., Nadeau, E., Svensson, C. (2004). Feeding dairy calves and replacement heifers in south-western Sweden – a survey. Acta Agriculturæ Scandinavica Section A - Animal Science 54, 94-102.

Hessle, A., Therkildsen, M., Segerkvist, K. (2019). Beef production systems with steers of dairy and dairy x beef breed based on forage and semi-natural pastures. Animals 9, 1064.

Hietala, S., Heusala, H., Katajajuuri, J.-M., Järvenranta, K., Virkajärvi, P., Huuskonen, A. & Nousiainen, J. (2021). Environmental life cycle assessment of Finnish beef – cradle-to-farm gate analysis of dairy and beef breed beef production. *Agricultural Systems*, 194 103250. doi:10.1016/j.agsy.2021.103250.

HKScan (2022). HKScan Agri notering https://www.hkscanagri.se/notering/

Höglund, J., Dahlström, F., Hessle, A. (2013). Weight gain-based targeted selective treatments (TST) of gastrointestinal nematodes in first-season grazing cattle. Veterinary Parasitology, 196, 358-365.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Holmström, K. Arbetsåtgång i dikobesättningar. Presentation 15 december 2021, Götala herrgård. Opublicerat.

Hörndahl, T. & Neuman, L. (2012). Energiförbrukning i jordbrukets driftsbyggnader en kartläggning av 16 gårdar 2005-2006 kompletterat mätningar på två gårdar 2012-2012. Alnarp, Sweden: Dept. of Rural Buildings, Swedish University of Agricultural Sciences.

Hoxha, A. & Christensen, B. (2019). The carbon footprint of fertiliser production: regional reference values. Colchester: International Fertiliser Society.

Hushållningssällskapet. (2021). Resurseffektivisering på gården. Hämtat 30 april på https://jordbruksverket.se/utveckla-foretagande-pa-landsbygden/konkurrenskraft/resurseffektivisering-pa-garden

IDF (2022). *The IDF global Carbon Footprint standard for the dairy sector*. Brussels: International Dairy Federation. Bulletin of the IDF No. No. 520/2022.

IPCC (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 11: N2O Emissions from Managed Soils, and CO2 Emissions from Lime and Urea Application.

IPCC (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.

IPCC (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

IPCC (2021a). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, In press, doi:10.1017/9781009157896.

IPCC (2021b). Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_SPM.pdf

Johnson, M. C., Palou-Rivera, I. & Frank, E. D. (2013). Energy consumption during the manufacture of nutrients for algae cultivation. Algal Research, 2(4), 426–436.

Jones, A. K., Jones, D. L. & Cross, P. (2014). The carbon footprint of lamb: Sources of variation and opportunities for mitigation. *Agricultural Systems*, 123 97–107.

Jordbruksverket (2022a). *Normskörd*. Jordbruksverkets statistikdatabas. http://statistik.sjv.se [2022-09-14].

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Jordbruksverket (2022b). Statistikens framställning skörd av slåttervall. https://jordbruksverket.se/download/18.14c44e671803f8f87a0cf477/1650605127226/JO0606_STAF_2021.pdf

Jordbruksverket och SCB (2020). Rapport Jordbruksstatistisk sammanställning 2020 med data om livsmedel – tabeller 2022-08-04 https://jordbruksverket.se/download/18.78dd5d7d173e2fbbcda98893/1597390150166/JS_2020.pdf

Jordbruksverket (2012). Statistik från Jordbruksverket. Statistikrapport 2012:03. Nötkreaturssektorns uppbyggnad.

Jordbruksverket (2021a). Animalieproduktion, års- och månadsstatistik – 2021:02 och regionalt fördelad statistik 2020. Hämtat 30 april 2021 på https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella-statistik/jordbruksverkets-statistikrapporter/statistik/2021-04-16-animalieproduktion-ars--och-manadsstatistik---202102-och-regionalt-fordelad-statistik-2020

Jordbruksverket (2021b). Nötkreaturssektorns uppbyggnad. En analys av struktur och slakt i nötkreaturssektorn. Hämtat 23 juni 2022 på https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella-statistik/jordbruksverkets-statistikrapporter/statistik/2022-02-01-notkreaturssektorns-uppbyggnad--en-analys-av-struktur-och-slakt-i-notkreaturssektorn

Jordbruksverket (2021c). Jordbruksstatistisk sammanställning 2020 – inklusive livsmedel. Hämtat 30 april 2021 på https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella-statistik/jordbruksstatistisk-sammanstallning

Jordbruksverket (2018). Återvätning av organogen jordbruksmark som klimatåtgärd. Rapport 2018:30.

Karlsson, A.-M. (2018). Så har vallen avkastat de senaste 100 åren. *Jordbruket i siffror*.

Karlsson, S. & Rhode, L. (2002). *Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel*. Uppsala: JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Uppdragsrapport.

Karltun, E., Jacobson, A. & Lennartsson, T. (2010). *Inlagring av kol i betesmark*. Jönköping: Swedish Board of Agriculture. No. 2010:25.

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(2), 145–155. doi:10.1007/s10705-007-9156-9.

Kätterer, T., Bolinder, M. A., Andrén, O., Kirchmann, H. & Menichetti, L. (2011). Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141(1), 184–192. doi:10.1016/j.agee.2011.02.029.

Kröbel, R., Bolinder, M. A., Janzen, H. H., Little, S. M., Vandenbygaart, A. J. & Kätterer, T. (2016). Canadian farm-level soil carbon change assessment by merging the greenhouse gas model Holos with the Introductory Carbon Balance Model (ICBM). *Agricultural Systems*, 143 76–85. doi:10.1016/j.agsy.2015.12.010.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Kvarnbäck, O. & Emanuelsson, U. (2001). *Miljönyckeltal: Biologisk mångfald på gårdsnivå*. Fakta Jordbruk Nr 5. Sveriges lantbruksuniversitet.

Landquist, B., Berglund, M., Ahlgren, S., Woodhouse, A., Axel-Nilsson, M., Svensson, A., Lind, A.-K. (2019). Underlag för uppdatering av IP-standardens tillvalsmodul för klimatcertifiering (No. 2019:121), RISE-rapport. RISE, Hushållningssällskapet Halland

Länsstyrelsen i Västra Götaland, landsbygdsavdelningen (2020). *Bidragskalkyler för ekologisk produktion 2020*. Göteborg.

Lantmännen mfl (2021). *Framtidens jordbruk. Mjölk & Nötkött. Vägen mot ett klimatneutralt jordbruk 2050*.

Larsson, S. (2004). *Sveriges jordbruksområden. En redovisning av jordbruksområden och växtzoner i svenskt jord- och trädgårdsbruk. Stencil från Fältforskningsenheten*.

LEAP (2014). *Environmental performance of animal feeds supply chains . Draft for public review*. FAO.

Lindahl, A. & Lundblad, M. (2021). *Markanvändning på organogena jordar i Sverige : En översikt av markanvändning, och förändring i markanvändning, på organogena jordar inom jordbruksmark och skogsmark*. Norrköping. SMED No. 21 2021.

Lindahl, C. (2012). Rapport från foderregistrering på Gunnarp. Opublicerat. 30 s.

Lindborg, R., Lennartsson, T. & Smith, H. G. (2021). Naturbetesmarker – en resurs för biologisk mångfald och ekosystemtjänster. *Håkan Tunón & Klas Sandell (red.) 2021. Biologisk mångfald, naturnyttor, ekosystemtjänster. Svenska perspektiv på livsviktiga framtidsfrågor. CBM:s skriftserie 121, SLU Centrum för biologisk mångfald, Uppsala & Naturvårdsverket, Stockholm.*, 9.

Lindgren, A. & Lundblad, M. (2014). *Towards new reporting of drained organic soils under the UNFCCC assessment of emission factors and areas in Sweden = Rapportering av utsläpp från dränerade organiska jordar under UNFCCC: utvärdering av emissionsfaktorer och arealer för Sverige*. Uppsala, Sweden: Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet.

Lindstrøm, J., & Green,Ole (2009). Tab ved håndtering af ensilage på bedriften. Dansk Landbrugsrådgivning. Kvæg No. 69. Landscentret - Aarhus University.

Lundblad, M., Karltun, E., Petersson, H., Wikberg, P.-E. & Bolinder, M. (2017). Sammanfattning av de metoder som används i Sveriges klimatrapportering av LULUCF-sektorn.

Lundin, A., Kindström, M. & Glimskär, A. (2016). Metodik för regional miljöövervakning av gräsmarker och våtmarker 2015-2020.

Maljanen, M., Komulainen, V.-M., Hytönen, J., Martikainen, P. J. & Laine, J. (2004). Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic agricultural soils with different soil characteristics. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(11), 1801–1808. doi:10.1016/j.soilbio.2004.05.003.

Meurer, K. H. E. (2022). SOC på olika typer av gårdar i Sverige.

Moberg, E., Walker Andersson, M., Säll, S., Hansson, P.-A. & Röös, E. (2019). Determining the climate impact of food for use in a climate tax—design of a consistent and transparent model. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(9), 1715–1728. doi:10.1007/s11367-019-01597-8.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Mogensen, L., Kristensen, T., Nielsen, N. I., Spleth, P., Henriksson, M., Swensson, C., Hessle, A. & Vestergaard, M. (2015). Greenhouse gas emissions from beef production systems in Denmark and Sweden. *Livestock Science*, 174 126–143. doi:10.1016/j.livsci.2015.01.021.

Moraes, L. E., Strathe, A. B., Fadel, J. G., Casper, D. P. & Kebreab, E. (2014). Prediction of enteric methane emissions from cattle. Global Change Biology, 20(7), 2140–2148. doi:10.1111/gcb.12471.

National Research Council (2007). *Nutrient Requirements of Small Ruminants: Sheep, Goats, Cervids, and New World Camelids*. Washington, DC: The National Academies Press.

Naturvårdsverket (2020). *National Inventory Report Sweden 2020 - Greenhouse Gas Emission Inventories 1990-2018 Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol*. Stockholm: Naturvårdsverket.

Nilsdotter-Linde, N. (2001). *Klöver och gräs i vallen – hur kan vi styra den botaniska sammansättningen?* Uppsala: SLU, JLT-fakulteten. Fakta Jordbruk Nr 10 2001.

Nilsson, D. & Bernesson, S. (2009). *Halm som bränsle - Del 1: Tillgångar och skördetidpunkter*. Uppsala: Institutionen för energi och teknik. Sveriges Lantbruksuniversitet. No. 011.

NOAA (2022). Increase in atmospheric methane set another record during 2021. National Oceanic and Atmospheric Administration. https://www.noaa.gov/news-release/increase-in-atmospheric-methane-set-another-record-during-2021

Norberg, L. (2017). *Greenhouse gas emissions from cultivated organic soils effect of cropping system, soil type and drainage*. Uppsala: Department of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences. Doktorsavhandling No. 2017:30.

NorFor (2012). Nordic Feed Evaluation System. 2008-2012. Typfoder version 5.8b. Swedish Dairy Association.

O'Brien, D., Bohan, A., McHugh, N. & Shalloo, L. (2016). A life cycle assessment of the effect of intensification on the environmental impacts and resource use of grass-based sheep farming. *Agricultural Systems*, 148 95–104. doi:10.1016/j.agsy.2016.07.004.

Pelve, M. (2010). Cattle grazing on semi-natural pastures- animal behaviour and nutrition, vegetation characteristics and environmental aspects. Licentiatavhandling. Rapport 276, Institutionen för husdjurens utfodring och vård, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Röös, E. (2019). Kor och klimat. SLU EPOK. ISBN 9789157696731. https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/epok/dokument/koroklimat_web.pdf

Runemark, P. (1983). Stora köttboken.

Salomonsson, M., Gustafsson, A. H. & Bertilsson, J. (2003). Möjligheter till utveckling och förbättring av AAT/PBV-systemet för ökat kväveutnyttjande i mjölkproduktionen. *Svensk Mjölk*.

Samsonstuen, S., Åby, B. A., Crosson, P., Beauchemin, K. A., Bonesmo, H. & Aass, L. (2019). Farm scale modelling of greenhouse gas emissions from semi-intensive

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

suckler cow beef production. *Agricultural Systems*, 176 102670. doi:10.1016/j.agsy.2019.102670.

SCB (1993). *Jordbruksstatistisk årsbok 1993*. Stockholm: SCB.

SCB (2020). *Gödselmedel i jordbruket 2018/19 Mineral- och stallgödsel till olika grödor samt hantering och lagring av stallgödsel*. Statistiska meddelanden No. MI 30 SM 2002.

Schaefer, K., Lantuit, H., Romanovsky, V. E., Schuur, E. A. G. & Witt, R. (2014). The impact of the permafrost carbon feedback on global climate. Environmental Research Letters, 9(8), 085003. doi:10.1088/1748-9326/9/8/085003.

Searchinger, T., Zionts, J., Wirsenius, S., Peng, L., Beringer, T. & Dumas, P. (2021). A Pathway to Carbon Neutral Agriculture in Denmark. World Resources Institute, doi:10.46830/wrirpt.20.00006.

Sirami, C., Gross, N., Baillod, A. B., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguet, P., Vuillot, C., Alignier, A., Girard, J., Batáry, P., Clough, Y., Violle, C., Giralt, D., Bota, G., Badenhausser, I., Lefebvre, G., Gauffre, B., Vialatte, A., Calatayud, F., Gil-Tena, A., Tischendorf, L., Mitchell, S., Lindsay, K., Georges, R., Hilaire, S., Recasens, J., Solé-Senan, X. O., Robleño, I., Bosch, J., Barrientos, J. A., Ricarte, A., Marcos-Garcia, M. Á., Miñano, J., Mathevet, R., Gibon, A., Baudry, J., Balent, G., Poulin, B., Burel, F., Tscharntke, T., Bretagnolle, V., Siriwardena, G., Ouin, A., Brotons, L., Martin, J.-L. & Fahrig, L. (2019). Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(33), 16442–16447.

Sjödin, E., Eggertsen, J., Hammarberg, K.-E., Danell, Ö., Näsholm, A., Brack, S., Green, D., Waller, A., Hansson, I., Persson, S. & Kumm, K.-I. (2007). Får. Stockholm: Bokförlaget Natur och Kultur.

Spörndly, E., Glimskär, A. (2018). Betesdjur och betestryck i naturbetesmarker. Rapport 297, Institutionen för husdjurens utfodring och vård, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Spörndly, R. (ed.) (2003). Fodertabeller för idisslare. Rapport 257. Institutionen för husdjurens utfodring och vård, SLU.

Spörndly, R. och Nylund, R. (2017). Minskade förluster vid ensilering av grovfoder. Vallkonferensen 2017. Rapport 22, Inst. för växtproduktionsekologi, SLU.

Steen, E., Matzon, C., Svensson, C. (1972). Landskapsvård med betesdjur. Aktuellt från Lantbrukshögskolan Nr 182, Lantbrukshögskolan, Uppsala.

Svenska Köttföretagen (2016). Rapport. Handlingsplan Lamm , För att öka svensk lammproduktion 2022-08-04 https://www.kottforetagen.se/handlingsplan-lamm.html

Tidåker, P., Rosenqvist, H., Gunnarsson, C. & Bergkvist, G. (2016). *Räkna med vall : Hur påverkas ekonomi och miljö när vall införs i spannmålsdominerade växtföljder?* Uppsala: JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik. No. JTI-rapport 2016, Lantbruk&Industri nr 445.

Torsein, M., Lindberg, A., Hallén Sandgren, C. Persson Waller, K., Törnquist, M., Svensson, C. (2011). Risk factors for calf mortality in large Swedish dairy herds. Preventive Veterinary Medicine 99, 136-147.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Tuck, S. L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L. A. & Bengtsson, J. (2014). Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51(3), 746–755. doi:10.1111/1365-2664.12219.

van Lingen, H. J., Niu, M., Kebreab, E., Valadares Filho, S. C., Rooke, J. A., Duthie, C.-A., Schwarm, A., Kreuzer, M., Hynd, P. I., Caetano, M., Eugène, M., Martin, C., McGee, M., O'Kiely, P., Hünerberg, M., McAllister, T. A., Berchielli, T. T., Messana, J. D., Peiren, N., Chaves, A. V., Charmley, E., Cole, N. A., Hales, K. E., Lee, S.-S., Berndt, A., Reynolds, C. K., Crompton, L. A., Bayat, A.-R., Yáñez-Ruiz, D. R., Yu, Z., Bannink, A., Dijkstra, J., Casper, D. P. & Hristov, A. N. (2019). Prediction of enteric methane production, yield and intensity of beef cattle using an intercontinental database. Agriculture, Ecosystems & Environment, 283 106575. doi:10.1016/j.agee.2019.106575.

Växa Sverige. 2021. Husdjursstatistik 2021. Hämtat 27 april 2021 på www.vxa.se.

Vrasdonk, E., Palme, U. & Lennartsson, T. (2019). Reference situations for biodiversity in life cycle assessments: conceptual bridging between LCA and conservation biology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(9), 1631–1642. doi:10.1007/s11367-019-01594-x.

Wallman, M., Cederberg, C. & Sonesson, U. (2011). *Life cycle assessment of Swedish lamb production: version 2*. Göteborg: SIK - Institutet för livsmedel och bioteknik. SIK. No. 831.

Wiedemann, S. G., Ledgard, S. F., Henry, B. K., Yan, M.-J., Mao, N. & Russell, S. J. (2015). Application of life cycle assessment to sheep production systems: investigating co-production of wool and meat using case studies from major global producers. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(4), 463–476. doi:10.1007/s11367-015-0849-z.

WRI & wbcsd (2022). *Greenhouse Gas Protocol Land Setor and Reomvals Guidance (Draft for pilot Testing and Review, September 2022)*. Draft for pilot testing.

Personliga meddelanden

Arne Johansson, Jordbruksverket

Claudia Dillman, Fåravelsförbundet

Elina Matsdotter, hållbarhetschef, HKScan

Josefine Back, inköpare HKScan

Lars Nilsson, inköpare HKScan

Stefan Thorsell, f.d. naturbetesbonde på Öland

Andrew Vandeer Zaag, forskare, Central Experimental Farm in Ottawa, Ontario

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

BILAGA 1. Resonemang kring metanets klimatpåverkan

Under några år har metanets klimatpåverkan debatterats i svensk media, till exempel har påståenden om att metan inte ger någon klimateffekt cirkulerat[2]. Det är också viktigt att lyfta metanets ursprung, om det är biologiskt eller fossilt, kring klimat-kolcykel-återkoppling (”climate-carbon feedback” på engelska) och kring IPCCs GWP-faktorer, då det verkar råda viss förvirring kring detta. I denna bilaga försöker vi reda ut begreppen.

Metan och koldioxid har olika egenskaper

Metan och koldioxid skiljer sig markant åt, vilket påverkar hur de kan värderas tillsammans.

Koldioxid bryts inte ner i atmosfären, vilket gör den unik bland växthusgaserna. Det enda sättet för koldioxid att försvinna från atmosfären är via upptag i hav och mark/biosfär. Processerna är långsamma, så dagens utsläpp av koldioxid kommer påverka klimatet under lång tid framöver. Koldioxid kan delas upp i biogen och fossil. Biogen koldioxid har sitt ursprung i biomassa som ständigt bildas. Förbränning av biobränslen genererar biogena koldioxidutsläpp, som ingår i en kortare kolcykel, där koldioxiden binds in igen i ny biomassa. Summan av koldioxid i atmosfären av biogent ursprung bör därmed inte öka vid hållbart producerade biobränslen. Koldioxid av fossilt ursprung bidrar till en ökning av halten koldioxid i atmosfären då det har tagit miljontals år för de fossila kollagrena att bildas och tillväxten av dessa sker mycket långsamt.

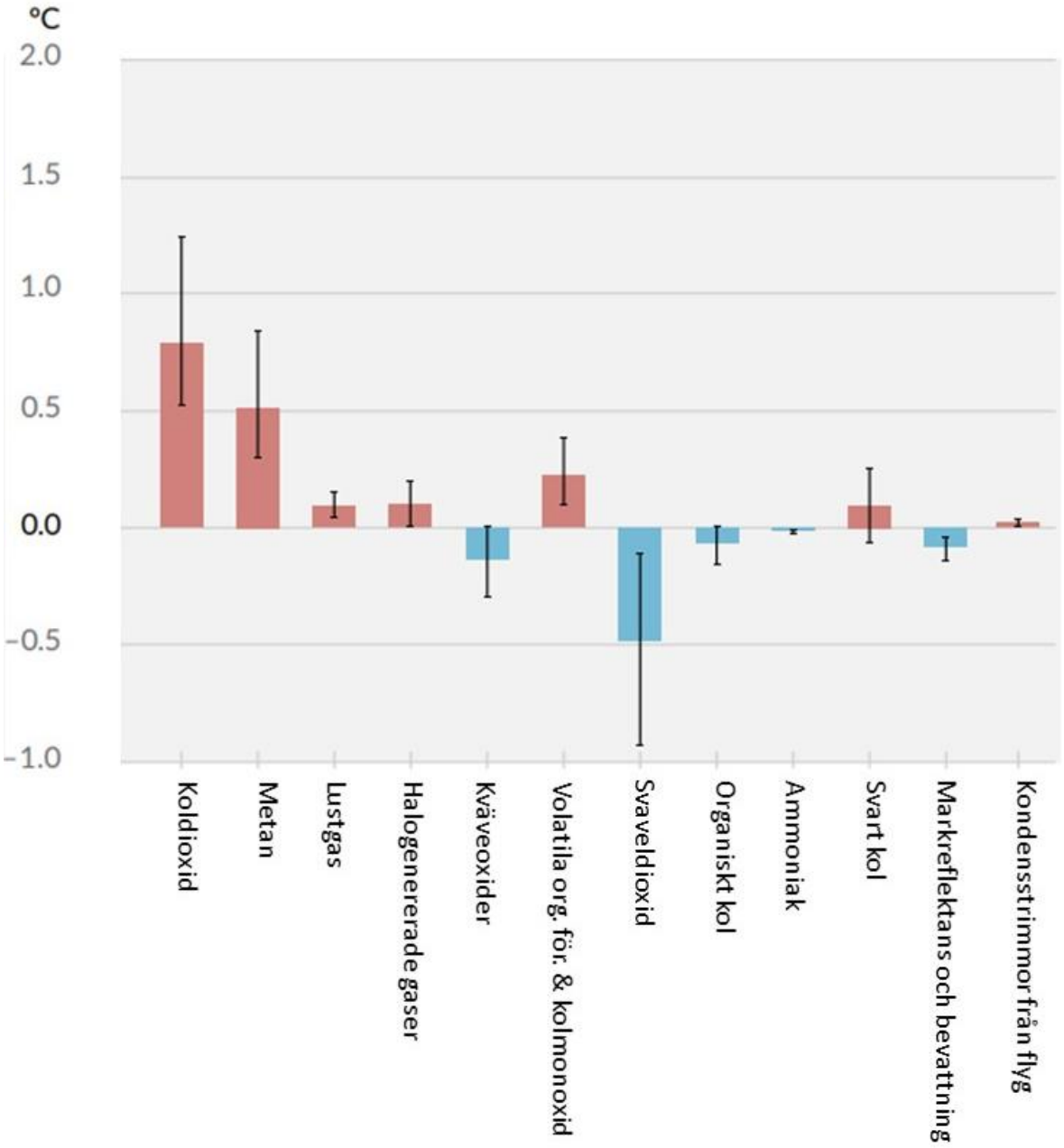
Metan räknas till de kortlivade växthusgaserna, i genomsnitt är metanets uppehållstid i atmosfären 11,8 år (IPCC, 2021a). Metan är en växthusgas som bidrar starkt till den globala uppvärmningen enligt IPCC (2021b), se Bilaga figur A.

Eftersom metan är en kortlivad växthusgas, blir koncentrationen i atmosfären på sikt stabil, om utsläppen är konstanta. Nedbrytningen blir lika stor som nytillskottet. Det är inte samma som att metanet inte har någon klimatpåverkan, men metan ger ingen ÖKAD klimatpåverkan vid konstanta utsläpp. Det finns två stora problem med detta argument kring metanets konstanta utsläpp:

1. Den konstanta nivån av metan ligger för högt. De utsläpp av metan vi har idag ger ett tillskott till atmosfären motsvarande 0,5 graders uppvärmning jämfört med förindustriella nivåer (se Bilaga figur A). Vi har alltså bara utrymme för 1 grad koldioxidutsläpp för att inte överskrida 1,5-gradersmålet. Klarar vi det?
2. Metanutsläppen är inte konstanta, utan de ökar. Idag är koncentrationen av metan mer än dubbelt så hög (en faktor 2,5) jämfört med den förindustriella nivån. De globala utsläppen av metan under 2021 var 15 % högre än under perioden 1984-2006 (NOAA, 2022).

[2] Se t.ex. Svenska kors metanutsläpp inget klimatproblem, Debattartikel av Gunnar Rundgren 1 mars 2021 https://www.atl.nu/svenska-kors-metanutslapp-inget-klimatproblem

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/



Bilaga figur A. Bidrag av olika ämnen till uppvärmning och nedkylning som en följd av mänskliga aktiviteter 2010–2019 i förhållande till 1850–1900. Källa: IPCC 2021b.

Om utsläppen minskar eller upphör kommer mängden metan i atmosfären sjunka relativt snabbt. Det gör också metan till en speciell växthusgas.

Biogent och fossilt metan

Nedbrytning av metan ger koldioxid. Fullständig oxidation av 1 kg metan ger 2,75 kg CO_2. Om metanet har fossilt ursprung (till exempel från naturgas) ger det ett nettotillskott av koldioxid till atmosfären. Om det istället rör sig om metan från omsättning av

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

växtmaterial (till exempel från djurens fodersmältning eller från stallgödselhantering) och från kol som ingår i ett kretslopp bidrar inte nedbrytningen av metanet till något nettotillskott av koldioxid till atmosfären. IPCC ger därför två olika GWP-faktorer för metan, biogent metan har en faktor 27,2 kg CO_2-ekv./kg metan och fossilt metan 29,8 kg CO_2-ekv./kg metan för ett 100-årsperspektiv.

IPCCs GWP-faktorer

- Tar hänsyn till gasers livslängd i atmosfären.
- Tar hänsyn till om metan är av biogent/fossilt ursprung.
- Inkluderar klimat-kolcykel-återkoppling.
- Är det internationellt vedertagna sättet att beräkna klimatpåverkan.

	GWP100-faktor
CO_2	1
CH_4 biogent	27,2
CH_4 fossilt	29,8
N_2O	273

Källa: IPCC, 2021a

Klimat-kolcykel-återkoppling

Det finns även flera exempel på återkopplingar (*Climate-Carbon feedback*) i klimatsystemet, det vill säga att en förändring leder till ytterligare följdverkningar. Det kan både handla om positiva återkopplingar (alltså att effekten av en förändring förstärks i klimatsystemet) och negativa återkopplingar (det vill säga att effekten av en förändring dämpas). Ett sådant exempel är att de pågående klimatförändringar bedöms försämra upptaget av koldioxid i hav. Visserligen driver den ökande koldioxid-koncentrationen på upptaget av koldioxid i hav, men i takt med att haven blir varmare kan de inte lösa lika mycket koldioxid. Ett annat exempel är att klimatförändringarna även leder till att permafrost tinar och därmed även att gamla lager av metan tinar, vilket ytterligare förstärker klimatpåverkan (Schaefer m.fl. 2014)

GWP-faktorerna som tillhandahålls av IPCC tar hänsyn till detta. Tidigare utkom två versioner av GWP-faktorer med och utan återkoppling. I den senaste rapporten (IPCC, 2021) skriver man att förståelsen har ökat och osäkerheterna i modelleringen minskat och nu anges GWP-faktorerna endast inklusive återkoppling.

Så vad handlar debatten om?

IPCCs GWP-faktorer är alltså genomtänka och internationellt gångbara. Varför har då debatten om metanets klimatpåverkan uppstått? Jo för det första måste man välja en tidshorisont, man väljer en tidsperiod för hur länge man studerar klimatpåverkan. Väljer du en kort tidshorisont värderas klimatpåverkan av metan högre eftersom den har en hög initial påverkan som sedan klingar av snabbt. Vanligtvis använder vi 100 år som tidshorisont. Det finns inget vetenskapligt rätt eller fel här, det är ett värdemässigt val.

GWP har också problem med att beräkna sänkt temperatur – GWP-måttet är statiskt på så sätt att det bara beaktar hur stora de aktuella utsläppen är, inget om hur de förhåller sig till historiska eller framtida utsläppsnivåer. Ska vi räkna på utsläppsscenarier för vår globala framtid, kan alltså GWP vara otillräckligt.

Allen m.fl. (2018) beskriver ett alternativt mått, **GWP*** (uttalas ofta som GWP-stjärna, eller GWP-asterisk), som ska kunna användas för att bättre beskriva konsekvenserna av ändrade utsläppsnivåer av kortlivade växthusgaser. GWP* är alltså inte konstant för en kortlivad växthusgas, utan styrs av hur utsläppsnivåerna (ton per år) förändras över tid. Ökande utsläpp ger ett positivt värde på GWP*; ju högre takt på utsläppsökning desto

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

högre värde på GWP*. Minskande utsläpp innebär att halten av den kortlivade växthusgasen kommer att minska i atmosfären och det speglar sig också i att värde på GWP* blir negativt. Vid konstanta utsläppsnivåerna ger utsläppen av kortlivade växthusgas ingen ytterligare påverkan på temperaturen; GWP* är 0 vid konstanta utsläppsnivåer.

Håll isär globala resonemang och LCA

GWP* kan användas för att göra bättre utvärderingar av långsiktiga klimateffekter av olika utsläppsscenarion, åtgärder för att kraftigt minska växthusgasutsläpp eller av länders historiska och prognostiserade växthusgasutsläpp.

GWP*-talet är inte det samma varje år eller för alla regioner eller länder, utan styrs av hur utsläppsnivåerna från det studerade systemet förändras över tid. Vid ett införande av GWP* för beräkning av klimatpåverkan kan man också diskutera om det är länder med mycket idisslare idag som ska ha rätt att behålla sina höga utsläppsnivåer för metan, eller om man ska ha en mer rättvis global fördelning.

Detta gör att GWP* har sina begränsningar när det gäller att utvärdera mindre produktionssystem eller i klimatavtrycksberäkningar av enskilda produkter (Röös, 2019, Landquist m fl., 2020). I livscykelanalys är därför vårt råd att fortsätta räkna med GWP för att vikta olika växthusgaser. Däremot kan det vara en god idé att redovisa varje gas bidrag för sig för tydlighetens skull.

Sammanfattning

Koldioxid och metan har väldigt olika egenskaper. Det är viktigt att minska koldioxidutsläppen för att nå våra temperaturmål på lång sikt, men en minskning av metanutsläppen ger oss möjlighet att på kort sikt hålla nere temperaturen.

GWP-faktorer framtagna av IPCC är allmänt använda och har en gedigen vetenskaplig förankring. Kan med fördel användas i livscykelanalyser.

GWP* kan användas för att göra bättre utvärderingar av långsiktiga klimateffekter av olika globala utsläppsscenarion, men fungerar inte alls för att jämföra olika produkter.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

BILAGA 2. Indata och beskrivningar klimatberäkningar

Metan från fodersmältning

Metan bildas som en biprodukt vid matsmältningen hos nötkreatur och får. Mängden bildad metan beror på ett flertal faktorer, bland annat foderintag, djurtyp och fodersammansättning.

I ClimAg-modellen används experimentbaserade ekvationer för att beräkna metanbildningen (Bilaga tabell A). För nötkreatur används ekvationer utvecklade av Moraes m. fl. 2014, och för får ekvationer från van Lingen m. fl. 2019. Erhållna metanutsläpp redovisas i tabell nedan.

Bilaga tabell A. Bildning av metan vid djurens fodersmältning. Värden i % av bruttoenergi i foderintag samt kg metan per djur och år (för lammgårdar genomsnitt för tackor och lamm). Utsläppsfaktorer är beräknade i ClimAg-modellen som funktion av bland annat djuregenskaper och fodersammansättning, se text. Metan per djur är beräknade resultat från ClimAg-modellen.

		Götalands mellanbygder (enbart Gotland)	Götalands norra slättbygder	Götalands skogsbygder	Nedre Norrland
Mjölkkor	per foderintag	-	5,4 %	5,4 %	5,4 %
	per djur (kg)	-	130	130	130
Mjölkrastjurar	per foderintag	-	6,3 %	6,2 %	6,3 %
	per djur (kg)	-	49	49	49
Mjölkrasstutar	per foderintag	-	6,4 %	6,4 %	6,4 %
	per djur (kg)	-	51	51	51
Dikor	per foderintag	-	7, 0 %	7,0 %	7,0 %
	per djur (kg)	-	93	93	93
Köttrastjurar	per foderintag	-	6,3 %	6,2 %	6,2 %
	per djur (kg)	-	62	64	66
Köttrasstutar	per foderintag	-	6,8 %	6,8 %	6,8 %
	per djur (kg)	-	58	58	57
Köttraskvigor	per foderintag	-	6,6 %	6,7 %	6,6 %
	per djur (kg)	-	58	58	58
Höstlamm	per foderintag	5,6 %	5,7 %	-	5,7 %
	per djur (kg)	8,7	9,0	-	8,5
Vårlamm	per foderintag	5,8 %	5,8 %	-	5,7 %
	per djur (kg)	8,4	8,4	-	8,2
Vinterlamm	per foderintag	5,3 %	5,3 %	-	5,4 %
	per djur (kg)	7,4	7,6	-	7,3

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Metan och dikväveoxid från stallar och lagring stallgödsel

Bildning av metan i stallar och under stallgödsellagring beräknas ofta med en utsläppsfaktor som anger mängd metan som andel av total potentiell metanbildning. Antagna värden i denna studie redovisas i Bilaga tabell B.

Utsläpp av dikväveoxid beräknas normalt sett med en utsläppsfaktor som anger mängd bildad dikväveoxid som andel av mängd tillfört kväve (totalkväve) till stall respektive lagring. Baserat på IPCC (2019) antogs utsläppsfaktorerna för stallar med flytgödselhantering vara 0,5 % för stall och 0,5 % för lagring. För djupströsystem antogs utsläppsfaktorerna vara 1,0 % för djupströbädden och 1,0 % för lagring av använd djupströ.

Bilaga tabell B. Bildning av metan i stallar och under lagring av stallgödsel. Värden i % av maximal potentiell metanbildning (på engelska Methane Conversion Factor – MCF) för allt tillfört material till stall och lagring (gödsel, foderspill och strömedel) samt kg metan per djur och år (för lammgårdar genomsnitt för tackor och lamm). Källa för MCF: IPCC (2019) och VandeerZaag (pers. med.); metan per djur beräknade resultat från ClimAg-modellen.

		Götalands mellanbygder (enbart Gotland)	Götalands norra slättbygder	Götalands skogsbygder	Nedre Norrland
Mjölkkor	MCF	-	12,3 %	12,3 %	12,4 %
	per djur (kg)	-	64,5	64,6	64,6
Mjölkrastjurar	MCF	-	11,8 %	11,8 %	11,8 %
	per djur (kg)	-	16,1	16,4	17,1
Mjölkrasstutar	MCF	-	10,6 %	10,7 %	11,0 %
	per djur (kg)	-	17,9	18,2	19,4
Dikor	MCF	-	11,7 %	9,8 %	10,4 %
	per djur (kg)	-	15,4	26,9	30,1
Köttrastjurar	MCF	-	11,9 %	11,9 %	11,9 %
	per djur (kg)	-	18,8	19,9	21,8
Köttrasstutar	MCF	-	10,6 %	10,7 %	10,8 %
	per djur (kg)	-	22,2	22,6	23,3
Köttraskvigor	MCF	-	11,2 %	11,3 %	11,2 %
	per djur (kg)	-	25,2	23,5	25,1
Höstlamm	MCF	13,6 %	14,8 %	-	17,5 %
	per djur (kg)	2,3	2,9	-	4,1
Vårlamm	MCF	12,9 %	12,9 %	-	15,7 %
	per djur (kg)	3,1	3,1	-	4,4
Vinterlamm	MCF	14,7 %	15,5 %	-	17,8 %
	per djur (kg)	2,6	2,9	-	3,9

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Dikväveoxid från mark

Emissionsfaktorer för beräkning av utsläpp av dikväveoxid baserades på ett flertal statistiska sammanställningar (så kallade meta-analyser), se Bilaga tabell C.

Bilaga tabell C. Bildning av dikväveoxid vid spridning av gödsel på åkermark samt vid utsöndring av gödsel vid bete. Värden i % bildad N_2O-N som andel tillförd mängd totalkväve.

		Alla system	Nöt-kreatur	Får	Källa
Mineralgödsel	vall	1,0 %			Hergoualc'h et al 2021
	övriga grödor	1,6 %			Hergoualc'h et al 2021
Flytgödsel	myllning	1,6 %			Zhou et al 2017
	övriga spridnings-metoder	1,1 %			Charles m.fl. 2017
Fastgödsel	alla spridnings-metoder	0,35 %			Charles m.fl. 2017
Betesgödsel			0,60 %	0,30 %	Hergoualc'h et al 2021 IPCC 2019
Skörderester		0,60 %			IPCC 2019

Energianvändning

Indata för energianvändning på gård har hämtats från ett flertal studier av svenska förhållanden, se Bilaga tabell D.

Energianvändning vid tillverkning av handelsgödsel antogs för kvävegödsel vara 45 MJ fossilgas respektive 1,8 MJ el per kg N, baserat på data i Hoxha & Christensen (2019), samt Johnson et al (2013). Totalt sett blir utsläppen från denna energianvändning ca 3,1 kg CO_2 per kg N. För nitratbaserade gödselmedel tillkommer processrelaterade utsläpp av dikväveoxid. Dessa antogs vara 0,7 g N_2O per kg HNO_3, baserat på Hoxha & Christensen (2019).

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Bilaga tabell D. Energianvändning på nötkötts- och lammgårdar.

		Enhet	Alla system	Källa
Foderproduktion				
	jordbearbetning, sådd etc	liter diesel per **ha**	45	Edström m fl 2005 Flysjö m fl 2008
	stallgödselspridning	liter diesel per **ton**	1,0	Johansson 2000
	slåtter (kross)	liter diesel per **ha** och skörd	8,0	Edström m fl 2005 Flysjö m fl 2008
	bärgning, transport etc **ensilage** – areafaktor	liter diesel per **ha** och skörd	10,0	Edström m fl 2005 Flysjö m fl 2008
	bärgning, transport etc **ensilage** - viktfaktor	liter diesel per **ton skörd**	4,0	Edström m fl 2005 Flysjö m fl 2008
	tröskning, transport etc **spannmål** - areafaktor	liter diesel per **ha** och skörd	5,0	Edström m fl 2005
	tröskning, transport etc **spannmål** - viktfaktor	liter diesel per **ton skörd**	2,0	Edström m fl 2005
	bärgning, transport etc halm	liter diesel per **ton**	3,0	Flysjö m fl 2008
	torkning spannmål, oljeväxter etc	liter olja per **ton borttorkat vatten**	150	Flysjö m fl 2008
Stallar				
	uppvärmning		0	
	utfodring, ventilation, utgödsling etc - **nöt**	GJ **diesel** per djur och stallår	0,50	Hörndahl & Neuman 2012
		GJ **el** per djur och stallår	0,30	
	utfodring, ventilation, utgödsling etc - **får**	GJ **diesel** per djur och stallår	0,05	Wallman m fl 2011
		GJ **el** per djur och stallår	0,05	

Koldioxid och dikväveoxid från mulljordar

Utsläpp per hektar dränerad mulljord baserades på Lundblad m fl (2017). För koldioxid är utsläppsfaktorerna 22,4 ton CO_2/ha/år för åkermark och 9,5 ton CO_2/ha/år för permanentbetesmark. För dikväveoxid är utsläppsfaktorerna 13 respektive 2,8 kg N_2O-N/ha/år för åker- respektive permanentbetesmark.

Kolinlagring i mark

Antaganden om pågående kolinlagring i åkermark baserades på mätningar redovisade i Henryson m fl (2022). För nötköttsgårdar var årlig inlagring 0,51 ton CO_2/ha/år (140 kg C/ha/år). Detta värde användes i denna studie också för lammgårdar. För mjölkgårdar redovisade Henryson m fl en genomsnittlig inlagring på 1,4 ton CO_2/ha/år (380 kg C/ha/år)

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

För permanenta betesmarker antogs kolinlagringen vara 0,11 ton CO_2/ha/år (30 kg C/ha/år), baserat på Jordbruksverket 2010.

I den känslighetsanalys där kolinlagring beräknades med ICBM användes parametrar och indatavärden redovisade i tabellen nedan. I den version av ICBM som använts i föreliggande rapport delas marken upp i en gammal kolpool med låg omsättning och tre unga kolpooler (ovanjordisk, underjordisk och gödsel) med hög omsättning (Kröbel m.fl. 2016). Koltillförsel från ovan- och underjordiskt material beräknas som en funktion av skördenivå, harvest index, shoot:root ratio och kolinnehåll i växtmaterial (Hammar m.fl. 2022). Se Bilaga tabell E.

Bilaga tabell E. ICBM parametrar och indatavärden.

Parameter	Värde	Beskrivning	Källa
k_Y	0,8	nedbrytningshastighet i ungt material	(Kröbel m.fl. 2016)
k_O	0,00605	nedbrytningshastighet i stabilt organiskt material	(Kröbel m.fl. 2016)
h_l	0,125	humifieringsgrad för ovanjordiska skörderester	(Kätterer m.fl. 2008)
h_r	2,3*hl	humifieringsgrad rötter	(Kätterer m.fl. 2011)
h_m	0,31	humifieringsgrad stallgödsel	(Kätterer m.fl. 2008)
r_e	0,99	Externa faktorer*	(Andrén m.fl. 2008)
Mg C/ha	84,35	Markens organiska kolhalt, startvärde (medel för Gsk inventering I)	(Meurer 2022)

* Markens vattenhållandeförmåga, marktemperatur och jordart

Koltillförsel har beräknats enligt metod beskriven av Bolinder m.fl. (2007). Se Bilaga tabell F och Bilaga tabell G.

Bilaga tabell F. Koltillförsel (Mg C/ha) i system köttrasstut Götalands skogsbygder. Koltillförsel från vall är ett viktat medelvärde för både betesvall och slåttervall.

	Ovanjordisk biomassa (i_a)	Underjordisk biomassa (i_b)	Stallgödsel (i_m)
Korn	0,9	0,7	0,4
Vall I	1,2	1,5	0,6
Vall II	1,2	1,5	0,6
Vall III (vallbrott)	1,2	3,9	0,6

Bilaga tabell G. Koltillförsel (Mg C/ha) i system mjölkrastjur Götalands skogsbygder.

	Ovanjordisk biomassa (i_a)	Underjordisk biomassa (i_b)	Stallgödsel (i_m)
Korn	0,9	0,6	0,4
Vall I	0,9	1,4	1,0
Vall II	0,9	1,4	1,0
Vall III (vallbrott)	0,9	3,7	1,0

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

BILAGA 3. Indata biologisk mångfaldsbedömning

Poängskalan

Metoden som vi har vidareutvecklat har en skala på 0-10 000 poäng per hektar. Varje markslag har tilldelats poäng som motsvarar deras förväntade relativa värde för biologisk mångfald och högre poäng motsvarar högre förväntad biologisk mångfald per ytenhet. För naturbetesmarkerna som har högst poäng och som därmed också mest påverkar den totala sammanräkningen av köttproduktionens bidrag till biologisk mångfald, har dessutom tilldelats poäng differentierade för de olika produktionsområdena.

Den här modellen har fokuserat på vilka grödor som odlats som foder till djuren och poängsatt dessa. Hänsyn har även tagits till fältstorlek och om produktionen varit ekologisk. Andra skötselåtgärder som också har stor betydelse för biologisk mångfald som t.ex. skötsel av småbiotoper (väg- dikesrenar, åkerholmar, våtmarker etc) finns inte med i modellen. Ej heller ingår odling av blomremsor och eller s k mångfaldsträdor, eftersom de inte producerar foder till djuren.

Beskrivning av permanenta betesmarker

Permanenta betesmarker varierar stort i biologiska värden mellan såväl enskilda marker som generellt mellan de olika produktionsområdena, samtidigt som uppdelningen i olika typer av betesmarker i tillgänglig statistik i allmänhet inte reflekterar skillnader i biologisk mångfald på ett för oss användbart sätt. Som ett första steg gör vi en distinktion mellan:

- Naturbetesmark – definieras som mark som saknar tydliga spår av aktiv gödsling eller andra produktionshöjande åtgärder och har en hög biologisk mångfald. Marken motsvarar betesmarker med särskilda värden enligt Jordbruksverkets stödsystem eller naturtypsklassade ytor inom skyddade områden.
- Kulturbetesmark – definieras som mark som kan ha gödslats, dikats eller bearbetats på andra sätt. Marken kan även tidigare varit plöjd, men är nu permanent betesmark. Marken motsvarar betesmarker med allmänna värden enligt Jordbruksverkets stödsystem.

För att bestämma fördelningen mellan naturbetesmark och kulturbetesmark i produktionsområdena användes data från officiella databaser (arealer med miljöstöd, arealer inom skyddade områden, arealer från TUVA-databasen och andra källor med naturtypsklassade ytor samt blocklagd betesmark som det inte sökts stöd för, tabell H). En betydande andel av betesmarken ingår dock inte i den officiella statistiken. Då kulturbetesmark är underrepresenterad i databaserna borde därför andelen värdefull betesmark vara lägre än vad statistiken visar.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Bilaga tabell H. Fördelning av permanent betesmark i de olika produktionsområdena baserat på tillgänglig information i officiella databaser.

Produktionsområde	Andel naturbete	Andel kulturbete
Götalands mellanbygder	74 %	26 %
Götalands norra slättbygder	51 %	49 %
Götalands skogsbygder	36 %	64 %
Nedre Norrland	50 %	50 %

Poängsättning av naturbetesmarker

De allra artrikaste svenska naturbetesmarkerna får 10 000 poäng. I de studerade produktionsområdena förkommer många olika typer av naturbetesmarker med olika höga biologiska värden. Varje produktionsområde kan alltså ha marker med maxpoäng men det finns också mindre värdefulla marker som drar ner medelvärdet.

Som underlag för en differentierad poängskala för olika typer av naturbetesmarker och produktionsområden har data från länsstyrelsernas regionala miljöövervakning inom det så kallade REMIIL-projektet (Lundin m.fl. 2016) använts. Inom REMIIL har antal hävdindikerande kärlväxtarter använts som kvalitetsmått (Glimskär, m.fl. *opublicerad rapport*). Antal positiva indikatorarter jämfördes med markanvändning, jordart och markfuktighet. Deras sammanställning visar att fuktiga och finkorniga jordar generellt sett hyser färre arter än torrare marker. Mark som i jordartskartan har klassats som berg eller sten (vilket också inkluderar tunna jordtäcken) har genomgående högre artantal än annan mark, även om sambandet med fuktighet är tydligare för morän/silt och lera (Bilaga tabell I).

Bilaga tabell I. Viktningsfaktorer (%) för naturbetesmarker på olika typer av markklasser, där det maximala värdet 100 har tilldelats frisk-fuktig mark på sten/häll (inklusive mark med tunt jordtäcke) som är den i genomsnitt mest artrika markklassen. Källa: (A. Glimskär, K.-O. Bergman, H. Rygne, opublicerad rapport).

Marktyp	Torr	Frisk	Frisk-fuktig	Fuktig/blöt
Sten/häll	71	91	**100**	73
Morän/silt	65	57	54	48
Lera	-	65	48	33
Torv/gyttja	25	13	36	28

Utifrån den använda poängskalan, där 10 000 poäng motsvarar mycket hög biologisk mångfald, antas att frisk-fuktig sten/häll får 10 000 poäng. De minst artrika naturbetesmarkerna (dvs torv/gyttja på frisk mark, tabell I) får 4 000 poäng, dvs samma poäng som kulturbetesmark. Med hjälp av REMIILs viktningsfaktorer har vårt poängsystem för olika marktyper differentierats enligt Bilaga tabell J.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Bilaga tabell J. Anpassning av REMIILs viktningsfaktorer till vårt poängsystem

Marktyp	Poäng per marktyp
Sten/häll	10 000
Torr morän/silt/lera	8 410
Frisk morän/silt/lera	8 070
Frisk-fuktig morän/silt/lera	7 220
Fuktig-blöt morän/silt/lera	6 330
Torv/gyttja	5 060

Data från REMIIL kunde också användas för att beräkna den proportionella fördelningen av naturbetesmark på olika markklasser (dvs. olika fuktighet/jordart) i de olika produktionsområdena, Bilaga tabell K.

Bilaga tabell K. Proportionell fördelning av naturbetesmark på ett urval markklasser med olika fuktighet/jordart (data från REMIIL)

Marktyp	Götalands mellanbygder	Götalands norra slättbygder	Götalands skogsbygder	Nedre Norrland
Sten/häll	0,43	0,26	0,20	0,00
Torr morän/silt/lera	0,05	0,05	0,09	0,10
Frisk morän/silt/lera	0,19	0,32	0,40	0,36
Frisk-fuktig morän/silt/lera	0,24	0,28	0,22	0,36
Fuktig-blöt morän/silt/lera	0,06	0,06	0,05	0,14
Torv/gyttja	0,02	0,02	0,03	0,05

Genom att kombinera poäng per marktyp med den relativa fördelningen av marktyperna i varje produktionsområde kan således antal poäng beräknas för en hektar genomsnittlig naturbetesmark i varje produktionsområde (Bilaga tabell L). Naturbetesmark i Götalands mellanbygder får högst poäng. Skillnader mellan olika produktionsområden stöds av flera andra typer av underlag, bl.a. Jordbruksverkets analys av värdetrakter i odlingslandskapet (Jacobson och Wikberg 2017, Wallander m.fl. 2019), förekomsten av rödlistade arter knutna till jordbrukslandskapet i olika län (Sandström m.fl. 2015) och antal fynd av positiva indikatorarter i olika landsdelar inom REMIIL (Glimskär m.fl., *opublicerad rapport*).

Bilaga tabell L. Beräknade poäng per ha för naturbete i de olika produktionsområdena

	Götalands mellanbygder	Götalands norra slättbygder	Götalands skogsbygder	Nedre Norrland
Poäng/ha	8 500	8 100	8 000	7 500

Kulturbetesmarker får i alla produktionsområden 4 000 poäng. Vi skulle även kunnat ha gjort en noggrann undersökning om eventuella regionala skillnader på liknande sätt som för naturbetesmarkerna för att få fram produktionsområdesspecifika poäng, men här är dataunderlaget sämre. Detta är dock något som bör utredas i framtida arbeten.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Poängsättning åkermark

Poäng för användning av åkermark har tagits fram baserat på tidigare arbete av Olle Kvarnbäck och Urban Emanuelsson (se t.ex. Kvarnbäck & Emanuelsson (2001)), opublicerat arbete av Urban Emanuelsson, samt genom diskussioner i projektgruppen. Resultaten tillsammans med en kort motivering visas i tabellen nedan.

Bilaga tabell M. Den framtagna poängen för åkermark och inköpt foder i denna studie.

	Poäng	**Kommentar, bidrag till biologisk mångfald**
Åkermark på gården		
Slåttervall med baljväxter, sen skörd (efter midsommar)	3 000	Bidrar med boplatser, blomning, markfauna
Betesvall på åker, gräsvall	2 000	Bidrar med betesdjur, markfauna
Betesvall gräs + baljväxter	2 500	Bidrar med betesdjur, blomning, markfauna
Slåttervall med baljväxter, tidig skörd	2 000	Bidrar med blomning, markfauna
Baljväxter, åkerböna	2 000	Bidrar med blomning (nektar och pollen)
Baljväxter, ärter	1 500	Bidrar med blomning (nektar och pollen)
Oljeväxter (raps)	2 000	Bidrar med blomning, frön t fältfåglar
Spannmål (korn, havre, vete, helsädesensilage)	1 000	Bidrar med frön t. fältfåglar, boplats sånglärka m fl.
Majs	1 000	Bidrar med högväxt gröda som ger skydd för fältvilt
Sockerbeta	1 000	

Tilläggsvärden

Utöver själva markanvändningen innehåller metoden två tilläggsvärden (Bilaga tabell N). Det första är ett tillägg för ekologisk odling, då ekologisk odling kan antas gynna en högre biologisk mångfald bland annat på grund av att det inte används kemiska växtskyddsmedel. Ekologisk odling har i många studier visat sig ge högre biologisk mångfald än konventionell odling, framförallt i slättlandskap (Tuck m.fl. 2014). Efter diskussion i gruppen enades om ett tilläggsvärde på 1 200 poäng per hektar ekologisk odling. En hektar konventionell spannmålsodling får då till exempel 1 200 poäng, medan en ekologisk spannmålsodling får 2 200 biodiversitetspoäng. En hektar konventionellt odlad oljeväxt får 2 000 poäng, medan motsvarande ekologisk odling oljeväxt får 3 200 poäng.

Det andra tillägget gäller fältstorlek, vilket ger en indikation av heterogeniteten i åkerlandskapet. I landskap med mindre fält ses ofta fler blommande fältkanter, häckar och gräsremsor, jämfört med stora fält med bara en gröda. En studie visade till exempel att en minskning från 5 till 2,6 hektar hade en stor inverkan på den biologiska mångfalden (Sirami m.fl. 2019). I projektet har den genomsnittliga skiftesstorleken i varje produktionsområde beräknats baserat på information i Jordbruksverkets blockdatabas och satt det i relation till det svenska medelvärdet. För varje hektar

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

åkermark ges ett extra tillägg enligt tabell nedan. Till exempel, en hektar spannmål i Götalands mellanbygder får ett tillägg på 900 biodiversitetspoäng (alltså blir det totalt 1 900 poäng per hektar spannmål i Götalands mellanbygder), medan en hektar spannmål i nedre Norrland får ett tillägg på 2 400 biodiversitetspoäng (till exempel ger det totalt 3 400 poäng per hektar spannmål och 5 400 poäng per hektar för slåttervall som skördas sent i nedre Norrland), då fälten i Norrland är mindre.

Bilaga tabell N. Tillägg för fältstorlek

Produktionsområde	Areal medel (ha)	Fältstorlek tillägg (svenskt medel/ medelareal i produktionsområde)
Götalands mellanbygder	3,9	900
Götalands norra slättbygder	5,0	700
Götalands skogsbygder	1,6	2 300
Nedre Norrland	1,5	2 400
Svenskt medel	3,6	1 000

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

BILAGA 4. Indata växtodling och bete

Vallavkastning

Fram till och med 1992 utförde SCB objektiva skördeuppskattningar, statistiken baserades på provtagningar i slåttervallarna och även biomassa från betad återväxt ingick i det statistiska underlaget (SCB, 1993). Mellan åren 1993–2001 förekommer en lucka i statistiken. Från 2001 övergick SCB till att inhämta uppgifter om skörd direkt från lantbrukarna vilket är den metod som används än idag. I statistiken ingår inte skörd från betad återväxt. Areal där återväxten betas ingår dock inte i underlaget, vilket medför underskattning av totalskörden. Kombinationen av att statistiken sedan 2001 baseras på telefonintervjuer, att obärgad vallareal ingår samt att en stor andel vall odlas extensivt gör att skörden utslagen på all areal blir låg och att underlaget inte är tillförlitligt för intensivare vallsystem (Tidåker m.fl. 2016).

För att uppskatta dagens vallavkastning har medelvärdet för de sista fem åren med objektiva skördeuppskattningar (1988–1992) använts och räknats upp till dagens skördenivåer genom att anta en årlig avkastningsökning på 0,9 %. Den uppskattade årliga avkastningsökningen baseras på SCBs data om normskördar 2008-2021 (Jordbruksverket, 2022a).

Eftersom metoden för insamling av statistik har ändrats saknas sammanhängande data för att beräkna skördeutvecklingen för hela perioden 1992–2021, dock tyder en analys från Jordbruksverket (Karlsson A.-M. 2018) på att vallavkastningen stadigt ökat sedan 1965, trots enskilda år med låga skördar. Förevarande metod ger relativt hög ts-avkastning jämfört med SCBs statistik och andra rapporter. I en rapport från 2020 uppskattas vallavkastningen till ca 6500 kg ts/ha för Västra Götaland och Östergötland, vilket kan jämföras med 8 567 kg ts/ha för Götalands norra slättbygder i denna rapport, eller drygt 6000 kg ts/ha för Gotland jämfört med 7 766 kg ts/ha i denna rapport (Cederberg & Henriksson 2020). För de län som utgör Nedre Norrland ligger avkastningen mellan 4 000–5 000 kg ts/ha jämfört med 5 448 kg ts/ha i denna rapport. I Cederberg & Henriksson (2020) ingår dock även extensivt skötta vallar. Den relativt höga avkastningen i förevarande rapport bedöms som rimlig för typgårdarna som beskrivs i detta projekt och som utgörs av gårdar med fokus på optimerad grovfoderproduktion och därmed exkluderar mer extensivt skötta vallar.

För dikor antar vi ekologisk grovfoderproduktion. Ekologisk vallproduktion avkastar i snitt 82 % av den konventionella i Götalands norra slättbygder och Götalands skogsbygder respektive 92 % i Nedre Norrland. Detta förhållande har använts för att beräkna vallavkastningsnivån för dikor.

Avkastningsnivåerna i Tabell 4 (kap 3.1.1) representerar totalskörd i kg ts per hektar och år, oberoende av skördesystem, då det i SCBs statistik inte samlas in uppgifter om skördesystem (antal skördar per säsong eller tidpunkt för skörd). Generellt ger ett treskördesystem jämfört med tvåskördesystem ett ensilage av högre kvalitet (högre energiinnehåll och högre råproteinhalt) samtidigt som avkastningen i ts-halt minskar något. Fler skördar innebär att växterna vid varje skördetillfälle befinner sig i ett tidigt tillväxtstadie där tillväxten är liten, jämfört med ett system med färre och senare skördar. Sammanställning av flera vallavkastningsförsök tyder på att tvåskördesystem ger cirka 3

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

% högre ts-avkastning än treskördesystem (Gunnarsson m.fl. 2014). För vallens totala ts-avkastning bedöms skördesystemet därmed inte ha någon större betydelse, däremot är det av betydelse för att uppskatta betesintaget vid bete på återväxt.

Hektarskörden för slåttervall inkluderar fältförluster då lantbrukarnas skördeuppskattning av vall och grönfoder ofta baseras på antal balar eller meter i silo/limpa och därmed representerar den skörd lantbrukarna tar hem (skörd i fält minus eventuella fältförluster). Däremot kan lagringsförlusterna bli betydande och ingår inte i siffrorna i tabell 1 (Jordbruksverket, 2022b)

Klöverhalten i slåttervallen har i genomsnitt satts till 20 % i den konventionella slåttervallen och 40 % i den ekologiska slåttervallen. Klöverhalten i vallen styrs av kvävegödslingsnivån, där en högre kvävegödsling gynnar gräsarterna på bekostnad av baljväxterna (Länsstyrelsen i Västra Götaland, landsbygdsavdelningen 2020 2021). I ekologisk odling är därför ofta baljväxtandelen i slåttervallen högre än i konventionell odling. Klöverhalten i vallen förändras över tid beroende på om faktorer som gynnar baljväxterna eller gräsarterna får verka. En kall vår missgynnar baljväxterna medan låg kvävetillgång i marken gynnar baljväxterna. Val av vallfröblandning påverkar också hur klöverhalten i vallen utvecklas över tid. Rödklöver har ofta en kraftigare tillväxt tidigt på säsongen, men tunnas ut efter redan 2-3 år i vallen på grund av rotröta och utvintring. Vitklövern har däremot en långsammare tillväxt första vallåret men är mer uthållig över tid och ger oftast lika hög produktion vall I som vall III (Nilsdotter-Linde 2001).

Kvävetillförsel

I ClimAg-modellen görs en fullständig kvävebalansberäkning för respektive gårds växtodling och djurproduktion. Tillförselposter i växtodlingen består av handelsgödsel, kvävefixering, stallgödsel, förfrukt (dvs mineralisering av föregående grödor) samt kvävenedfall via luft. Mängd tillfört kväve genom biologisk fixering av baljväxter beräknas med en modell redovisad i Frankow-Lindberg (2003). Mängd kväve i stallgödsel beräknas från kväveintag via foder och kväveretention i mjölk och djurvävnad. Avdrag görs för gasförluster (främst ammoniak) i stall, under lagring och vid spridning. Om det efter beräknad kvävetillförsel från stallgödsel (efter gasförluster), kvävefixering och övriga tillskott kvarstår ett underskott givet grödornas beräknade kvävebehov täcks detta av tillförsel av handelsgödsel. Erhållna värden redovisas i Bilaga tabell O.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Bilaga tabell O. Tillförsel av kväve (kg N per ha per år) till åkermark i form av handelsgödsel, stallgödsel (totalkväve) och biologisk kvävefixering. Avser genomsnitt for all åkermark på respektive gårdstyp. Värdena är beräknade kvävegivor i ClimAg-modellen, se text. Som jämförelse anges i tabellen skattade givor för handelsgivor och stallgödsel på slåttervall i SCBs gödselundersökning (SCB 2020).

		Götalands mellanbygder (enbart Gotland)	Götalands norra slättbygder	Götalands skogsbygder	Nedre Norrland
Mjölkrastjurar	handelsgödsel	-	**59**	**84**	**0**
	stallgödsel	-	97	118	145
	kvävefixering	-	64	71	79
Mjölkrasstutar	handelsgödsel	-	**64**	**66**	**38**
	stallgödsel	-	86	92	61
	kvävefixering	-	110	119	76
Köttrastjurar	handelsgödsel	-	**67**	**84**	**0**
	stallgödsel	-	86	119	161
	kvävefixering	-	56	70	79
Köttrasstutar	handelsgödsel	-	**70**	**72**	**43**
	stallgödsel	-	84	89	59
	kvävefixering	-	111	121	77
Köttraskvigor	handelsgödsel	-	**77**	**81**	**48**
	stallgödsel	-	72	73	50
	kvävefixering	-	111	121	77
Höstlamm	handelsgödsel	**34**	**44**	-	**29**
	stallgödsel	46	45	-	33
	kvävefixering	97	99	-	70
Vårlamm	handelsgödsel	**47**	**62**	-	**38**
	stallgödsel	110	111	-	73
	kvävefixering	111	113	-	79
Vinterlamm	handelsgödsel	**67**	**81**	-	**52**
	stallgödsel	78	76	-	50
	kvävefixering	111	113	-	79
SCB slåttervall	handelsgödsel	**99**	**77**	**92**	**58**
	stallgödsel	74	89	74	80

Spridning av stallgödsel

Metod och spridningstidpunkt är av stor betydelse för ammoniakutsläppen från stallgödsel. För att minimera ammoniakförlusterna bör stallgödsel spridas under kalla, vindstilla och fuktiga förhållanden och jordkontakten bör maximeras genom exempelvis spridning med släpslang, snabb nedmyllning eller spridning genom ytmyllning. Bredspridning av stallgödsel i växande vall under sommaren kan exempelvis ge 60-90 % förlust av ammoniumkväve (Karlsson & Rhode 2002).

I Bilaga tabell P beskrivs tidpunkt för spridning av stallgödsel för vall och spannmål, som andel av stallgödsel som sprids vid respektive spridningstillfälle (SCB, 2020). För

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

spannmål är den vanligaste spridningstidpunkten i samband med vårbruk, följt av tidig höst. För slåttervall är vårspridning vanligast följt av spridning under sommaren, då det är vanligt att sprida flytgödsel i växande vallgröda under sommaren. Merparten av flytgödseln sprids med släpslang (65–91 %), medan urin huvudsakligen sprids genom bredspridning (67 %) se Bilaga tabell Q.

Bilaga tabell P. Spridningstidpunkt för stallgödsel. Andel (%) av stallgödsel på stallgödslad areal, som sprids vid respektive spridningstidpunkt. Statistiken gäller användningen av stallgödsel 2018/2019.

		Götalands mellanbygder (enbart Gotland)	Götalands norra slättbygder	Götalands skogsbygder	Nedre Norrland
Slåttervall	tidig höst	7	4	9	17
	sen höst	18	11	11	21
	vårbruk	51	58	53	52
	sommar	25	27	27	10
Spannmål	tidig höst	30	15	21	8
	sen höst	6	11	4	13
	vårbruk	64	73	75	78
	sommar	0	2	0	0

Bilaga tabell Q. Spridningsmetod för flytgödsel och urin, andel (%) av spridd stallgödsel enligt respektive spridningsmetod. Statistiken gäller användningen av stallgödsel 2018/2019.

	Götalands mellanbygder (enbart Gotland)	Götalands norra slättbygder	Götalands skogsbygder	Nedre Norrland	Götalands mellanbygder (enbart Gotland)
	Flytgödsel				Urin
Bredspridning	17	7	30	24	67
Släpslang	79	91	65	69	33
Myllningsaggregat	4	3	5	6	

Myllningstidpunkten har betydelse för ammoniakemissioner vid spridning av stallgödsel. En snabb nedmyllning minskar ammoniakemissionerna jämfört med spridning i växande gröda eller en sen nedmyllning/ingen nedmyllning. I Bilaga tabell R redovisas myllningstidpunkt för de olika gödselslagen (SCB 2020).

Bilaga tabell R. Myllningstidpunkt vid bredspridning, för samtliga grödor. Andel (%) bredspridd stallgödsel som myllas ner vid de olika nedmyllningstidpunkterna. Statistiken gäller användningen av stallgödsel 2018/2019.

	Götalands mellanbygder (enbart Gotland)			Götalands norra slättbygder			Götalands skogsbygder			Nedre Norrland		
	Fast	Flyt	Urin	Fast	Flyt	Urin	Fast	Flyt	Urin	Fast	Flyt	Urin
Omedelbart	7	8		9	6		6	7		8	9	
Inom 4 t	52	18	7	14	8	6	12	5		10	5	
Inom 5-24 t	22	5	1	28	5	5	7	3	2	40	5	
> 24t, osådd mark	1			4	1		4	1		8	2	
I växande gröda	19	69	91	44	81	89	71	83	98	35	79	100

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Bete

Betesmarkernas bruttoavkastning (Bilaga tabell S) har uppskattats utifrån Pelve (2010), Back (2011) samt Spörndly och Glimskär (2018). Marker med fuktighetsgradient frisk/fuktig har erhållit ett medelvärde av friska och fuktiga marker, marker med fuktighetsgradient fuktig/blöt har erhållit ett medelvärde av fuktiga och blöta marker. För kultiverade friska marker har data från Spörndly och Glimskär (2018) använts, men avkastningen har sänkts 500 kg ts/ha med hänvisning till att för många av kulturbetesmarkerna är det länge sedan de gödslades.

För kultiverade torra, friska/fuktiga samt fuktiga/blöta marker har ett värde på avkastningen satts som 0,8 x avkastningen för torra, friska/fuktiga respektive fuktiga/blöta marker och 0,2 x kultiverade, friska marker. Korrigering av bruttoavkastningen har gjorts enligt Spörndly och Glimskär (2018) för skuggning av träd (20 % av ytan har 80 % av avkastningen på öppna ytor) och för stenar, block, vägar och byggnader (3 % av ytan). Därutöver har en marginal för årsmånsvariation på 5 % antagits. Dessa tre korrektionsfaktorer ger tillsammans en faktor på 0,88. Utnyttjandegraden har uppskattats utifrån Steen et al. (1972).

Slutligen har storleksordningen på nettoavkastningssiffrorna (Tabell 9) stämts av med den Spörndly och Glimskär (2018) erhöll, vilken var 1739 kg ts/ha. Deras studie kan ha överskattat utnyttjandegraden på grund av att hagar som var tomma vid alla tre besöken i studien räknades bort, trots att vissa av hagarna kan ha varit betade i ett rotationsbetessystem. Risken för felaktig borträkning är upp till ca 20 %. Våra avkastningssiffror är nu cirka 9 % lägre än Spörndly och Glimskär (2018) i de två områden som har liknande andel kultiverad mark i betena (30 %; Gotland och Götalands skogsbygder). Särskilt låg avkastning har i vårt projekt satts för Gotland med hänvisning till att 90 % av torra naturbetesmarker där utgörs av alvarbete med uppskattad avkastning 300 kg ts per hektar (Stefan Thorsell, pers. medd.).

Bilaga tabell S. Grunduppgifter som använts för att uppskatta betesmarkernas avkastning.

	Bruttoavkastning, kg ts/ha	Korrigeringsfaktor	Utnyttjandegrad, %	Nettoavkastning, kg ts/ha
Torr	1800	0,88	40	634
Frisk	3000	0,88	50	1320
Fuktig	4400	0,88	40	1936
Blöt	6100	0,88	30	2147
Kultiverad	3600	0,88	60	1901
Skuggad	1400	0,88	50	616

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

BILAGA 5. Indata nötköttsproduktion

Gårdsbeskrivning

Antagen besättningsstorlek, inhysningssystem, foder- och gödselhantering för gårdar med dikor respektive ungnöt i de tre produktionsområdena visas i Bilaga tabell T.

Bilaga tabell T. Storlek, inhysnings-, utfodrings- och gödselsystem i nötköttsproduktion i Götalands skogsbygd (Gsk), Götalands norra slättbygd (Gns) och Nedre Norrland (Nn)

	Gsk	Gns	Nn
Dikor:			
Storlek, antal moderdjur	30	40	30
Avelstjurar, antal	2	2	2
Grovfodersystem	Rundbalar	Rundbalar	Rundbalar
Inhysningssystem	Liggbås	Djupströ m skrapg.	Djupströ m skrapg.
Strö, typ och mängd per djur/dag, kg[a]	0,5	6	6
Kalvningsboxar	Djupströ	-	-
Strö i kalvningsboxar, kg/ko och år	50	-	-
Gödselslag	Flytgödsel	Fastgödsel	Fastgödsel
Lagring	Gödselbrunn (med svämtäcke)	Gödselplatta	Gödselplatta
Ungtjurar (mjölkras och köttras):			
Storlek, antal slaktdjur/år	150	150	100
Grovfodersystem	Rundbalar	Plansilo	Rundbalar
Inhysningssystem mottagningsstall	Djupströ	Djupströ	Djupströ
Strö, typ och mängd per djur, kg[a]	100	100	100
Inhysningssystem slutuppfödning	Spalt	Spalt	Liggbås
Gödselslag	Flytgödsel	Flytgödsel	Flytgödsel
Lagring	Gödselbrunn (med svämtäcke)	Gödselbrunn (med svämtäcke)	Gödselbrunn (med svämtäcke)
Stutar (mjölkras och köttras):			
Storlek, antal slaktdjur/år	60	60	60
Grovfodersystem	Rundbalar	Plansilo	Rundbalar
Inhysningssystem	Djupströ m skrapg.	Djupströ m skrapg.	Djupströ m skrapg.
Strö, typ och mängd per djur/dag, kg[a]	3	3	3
Gödselslag	Fast + klet	Fast + klet	Fast + klet
Lagring	Gödselplatta	Gödselplatta	Gödselplatta
Kvigor:			
Storlek, antal slaktdjur/år	40	40	40
Grovfodersystem	Rundbalar	Plansilo	Rundbalar
Inhysningssystem	Djupströ m skrapg.	Djupströ m skrapg.	Djupströ m skrapg.
Strö, typ och mängd per djur/dag, kg[a]	3	3	3
Gödselslag	Fast + klet	Fast + klet	Fast + klet
Lagring	Gödselplatta	Gödselplatta	Gödselplatta

[a]Ströhalm odlas på den egna gården i Gns men köps in i Gsk och Nn. Mottagningsstall 100 dagar med 1 kg strö/djur och dag. [b]spån köps in i alla besättningar

Djurvikter och dödlighet

Dikorna antas vara korsningar mellan en tung och en lätt ras och väga 710 kg i Götalands skogsbygd och Götalands norra slättbygd medan vikten är 680 kg i Nedre Norrland (Arne Johansson, pers. medd.). Avelstjuren antas i normalfallet vara av tung ras. Dikon antas

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

kalva 1 mars och hon mjölkar i medeltal 9,4 kg mjölk/dag under digivningsperioden med en spridning från 7 till 11 kg under olika laktationsstadier. Dikor slaktas normalt på hösten. Från inkalvning till slakt lever alltså den typiska dikon fem somrar och fyra vintrar.

Insättningsvikt för mjölkrastjurkalvar antas vara 100 kg vid 100 dagars ålder medan avvänjningsvikten för dikalvar av köttras är 275 kg för kvigor och 300 kg för ungtjurar vid sju månaders ålder. Vikterna baseras på erfarenhet från livdjursinköpare (Lars Nilsson och Josefine Back, pers. medd.). Insättningsvikten på mjölkrastjurar motsvarar vikter på kalvar inköpta till SLU Götala nöt- och lammköttsforskning, medan dikalvarnas vikter är cirka 25 kg lättare än avelsbesättningar anslutna till KAP (Växa Sverige, 2021). Dikalvarnas avvänjningsvikter motsvarar en daglig tillväxt på 1100 g/dag. Rekryteringskvigorna i dikalvsproduktionen beräknas ha uppnått 80 % av sin vuxenvikt vid 24 månaders ålder.

Data rörande antal kalvar per ko och år samt andel kalvar som självdör eller avlivas under uppfödningen har erhållits från Växa (2021) och Jordbruksverket (2012). Rörande dikorna har antal födda kalvar per år erhållits från Köttboskapskontrollen, KAP (Växa Sverige, 2021) medan dödlighet har tagits från Jordbruksverket (2012). Dödligheten hos kalvar har i arbetet delats upp på perioderna födsel till avvänjning respektive avvänjning till slakt. Av de kalvar som dör före avvänjning dör de flesta under sin andra levnadsvecka, utom köttrastjurkalvar som dör under första levnadsveckan (Jordbruksverket, 2012). För avvanda kalvar som dör är det vanligast att mjölkraskalvar dör veckan efter avvänjning och dikalvar dör månaden efter avvänjning. Dödlighet hos mjölkkor och dikor har erhållits från Gård & Djurhälsan (2021), Alvåsen m.fl. (2012) och Torsein m. fl. (2011).

Bilaga tabell U. Beskrivning av mjölk- och dikalvsproduktion i Götalands skogsbygder (Gsk), Götalands norra slättbygder (Gns) och Nedre Norrland, (Nn).

Parameter	Mjölkkor	Dikor		
	Alla regioner	Gsk	Gns	Nn
Ras	65 % holstein och 35 % SRB	Korsning lätt och tung köttras		
Mjölkavkastning, kg ECM	10 400	-	-	-
Levande födda kalvar, antal/ko/år	0,942	0,954	0,954	0,954
Dödlighet från födsel till avvänjning tjurkalvar, % och ålder i dagar vid dödsfall	4,2; 10	4,0; 3	4,0; 3	4,0; 3
Dödlighet från födsel till avvänjning kvigkalvar, % och ålder i dagar vid dödsfall	3,4; 10	3,2; 10	3,2; 10	3,2; 10
Dödlighet från avvänjning till slakt tjurkalvar, % och ålder i dagar vid dödsfall	6,8; 59	2,2; 234	2,2; 234	2,2; 234
Dödlighet från avvänjning till slakt kvigkalvar, % och ålder i dagar vid dödsfall	4,0; 59	1,6; 241	1,6; 241	1,6; 241
Dödlighet kor, %	6,6	2,0	2,0	2,0
Avvänjningsvikt tjurkalv, kg[a]	100	300	300	300
Avvänjningsvikt kvigkalv, kg[a]	-	275	275	275
Rekrytering, %	37	18	18	18
Inkalvningsålder, mån	27	24	24	24

[a]avser vid 100 dagars ålder för mjölkraskalv och 7 månaders ålder för dikalv

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Foder och bete

Allt grovfoder antas odlas på den egna gården. Som grovfoder används vallensilage som bas, där skördetidpunkt och klöverandel varierar, helsädesensilage av korn, majsensilage och halm, beroende på djurkategorins näringsbehov, region och foderstatens övriga sammansättning. Vallfodrets kvalitet har satts med utgångspunkt i produktionsmodell och anpassat till övriga fodermedel. Egen spannmål och trindsäd används i Götalands norra slättbygder och Götalands skogsbygder, vilket kompletteras med inköpt färdigfoder. I Nedre Norrland utgörs kraftfodret enbart av inköpt färdigfoder. Kemisk sammansättning av grovfoder och kraft- och mineralfoder framgår i Bilaga tabell V och Bilaga tabell W.

Sett över hela betesperioden beräknas 85 % av ts-intaget ske på permanent betesmark och 15 % på vallåterväxt för alla nötkreatur. Den arealmässiga fördelningen mellan markslagen blir annorlunda eftersom hektaravkastningen är så olika på de permanenta betena (cirka 1700 kg ts/ha över hela sommaren) och på vallåterväxten (1000–1600 kg ts/ha under sensommaren). I ungefärliga termer utgörs cirka 70 % av betesarealen av permanenta beten, vilket är samma proportioner av permanenta beten och vallåterväxt som Cederberg och Henricsson (2020) beräknade.

Dikalvarna äter under betesperioden en viss mängd bete. Under juni, juli, augusti och september äter de dagligen 1,2; 2,4; 2,7 och 3,3 kg ts, totalt 255 kg ts (Spörndly, 2003). Denna mängd ingår i den redovisade foderåtgången för dikon. Kalvar beräknas avvänjas och stallas in 30 september.

Ungnötens tillväxt på bete under betesperioden har satts till 600 g/dag för mjölkrasdjuren och 650 g/dag för avvanda köttrasdjur, baserat på några försök (Höglund m.fl., 2013; Hessle m.fl., 2004; Hessle m.fl., 2019). Rekryteringskvigorna i dikobesättningarna har samma foderstat som slaktkvigorna och beräknas kalva in vid den ålder som slaktkvigorna slaktas (24 månader). Avelstjurarna i dikobesättningarna förväntas under uppväxten ha samma foderstat som slaktungtjurarna och släpps på bete för betäckning vid den ålder som slakttjurarna slaktas (15 månader).

I de fall flera grovfoder använts samtidigt till ungtjurar antas att mixervagn använts. Dikor utfodras under lågdräktighet med en begränsad giva ensilage där balarna rullas ut på foderbordet och alla kan äta samtidigt. Därutöver ges halm eller helsädesensilage i fri tillgång.

I beräkningarna används data för renrasig charolais, vilka sannolikt är något mer fodereffektiva än de korsningar med tunga raser vi har i projektet. Lindahl (2012) har emellertid visat att för renrasiga topptjurar på prövningsstationen Gunnarp behövs för tunga köttrastjurar endast 90 % av den energi som NorFor säger att de behöver för en viss tillväxt. Detta gör att vi kan använda värdena för charolais som gällande för de korsningar med tung köttras vi har.

Eftersom födelsetidpunkt spelar roll för hur stor andel av mjölkrasstutens foderåtgång som utgörs av vinterfoder respektive bete har först två olika uppfödningsmodeller för mjölkrasstutar skapats, dels en stut som är född i januari och som slaktas vid 24 månaders ålder och dels en stut som är född i augusti och som slaktas vid 28 månaders ålder. För vidare beräkningar har ett medelvärde av de båda uppfödningsmodellerna använts.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Dikor, avelstjurar samt avvanda stutar och kvigor av köttras antas äta enbart grovfoder. Fodret till mjölk- och köttrastjurarna utgörs till 40 % av spannmål och annat kraftfoder, medan mjölkrasstutarna äter en del kraftfoder vid låg ålder men därefter mest grovfoder. För dikorna utgörs knappt 60 % av grovfodret av bete, medan stutarnas och kvigornas grovfoder utgörs av bete till 30-40 %.

Bilaga tabell V. Kemisk sammansättning (g/kg ts) hos grovfoder inom nötköttsproduktion (ens. är ensilage).

	Vallens., tidigt	Vallens., medel-sent	Vallens., sent	Vallens., klöver-rikt	Helsä-desens. korn	Halm	Majs-ens.	Perma-nent bete	Vall-åter-växt
OE[a], MJ	10,9	10,6	9,7	11,5	9,9	6,6	11,3	9,4	10,7
CP[b]	146	149	133	159	126	51	75	140	146
Stärk[c].	10	10	10	10	136	0	300	10	10
NDF[d]	487	483	523	452	469	771	369	520	493
Råfett	32	33	30	34	25	13	28	26	26
Ca	5,1	5,5	5,1	5,1	4,3	4,6	2,2	5,5	5,5
P	2,6	2,7	2,4	2,7	2,6	0,9	2,0	2,7	2,7
Mg	1,6	1,9	1,6	1,7	1,5	0,9	1,3	1,8	1,8

[a]Omsättbar energi; [b]Råprotein; [c]Stärkelse, [d]Neutral detergent fibre

Bilaga tabell W. Kemisk sammansättning (g/kg ts) i kraftfoder och mineralfoder inom nötköttsproduktion

	Korn	Spm.bl.[d]	Åb/ärt[e]	Färdigfoder[f]	Mineraler
Ts	870	870	850	880	100
OE[a], MJ/kg ts	13,1	13,1	13,4	12,7	-
RP[b]	117	119	263	170	-
Stärkelse	584	564	424	290	-
NDF[c]	176	193	127	250	-
Råfett	30	29	20	45	-
Ca	0,5	0,6	1,3	12,2	105-380
P	3,8	3,8	5,3	6,0	0-92
Mg	1,3	1,3	1,4	4,5	0-120

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

BILAGA 6. Indata lammköttsproduktion

Moder- och faderdjur

Valda moderraser i höstlamm- och vinterlammsproduktionen är Gotlandsfår i område Götalands mellanbygder och i övriga områden korsningar mellan dorset och finull. Vid vårlammsproduktion är tackorna i samtliga områden korsningar mellan dorset och finull. Se produktionsdata i Bilaga tabell X och Bilaga tabell Y.

Vid vårlammsproduktion antas en något högre rekryteringsprocent då produktionsformen förutsätter en mycket effektiv produktion med högt avkastande djur. Fertiliteten beräknas vara något lägre i vårlammsproduktionen då tackorna har svårare att bli dräktiga under tidig höst jämför med betäckning senare under året. I samtliga produktionsformer antas att moderdjuren köps in som obetäckta ungtackor.

Bilaga tabell X. Produktionsdata över moderdjuren i tre olika produktionsmodeller för lammproduktion i Götalands skogsbygd (Gsk), Götalands mellanbygder (Gotland) och Nedre Norrland (Nn).

Produktionsform		Höstlammsproduktion			Vårlammsproduktion			Vinterlammsproduktion		
Område		Gsk	Got-land	Nn	Gsk	Gotland	Nn	Gsk	Got-land	Nn
antal tackor	st	120	150	100	300	300	200	100	130	80
Tackor, ras [1)]		Kdh*Lf	P	Kdh*Lf	Kdh*Lf	Kdh*Lf	Kdh*Lf	Kdh*Lf	P	Kdh*Lf
Tackor, vuxenvikt	kg	80	75	80	80	80	80	80	75	80
Tackor, vikt 1:a betäckning[2)]	kg	48	45	48	48	48	48	48	45	48
Tackor, vikt 1:a lamning [3)]	Kg	64	60	64	64	64	64	64	60	64
Andel rekryterade tackor per år, totalt	%	23 %	23 %	23 %	27 %	27 %	27 %	25 %	25 %	25 %
Tackor, slaktade	%	20 %	20 %	20 %	25 %	25 %	25 %	22 %	22 %	22 %
Tackor, dödlighet[4)]	%	3 %	3 %	3 %	2 %	2 %	2 %	3 %	3 %	3 %
Tackor, fertilitet	%	93 %	93 %	93 %	88 %	88 %	88 %	92 %	92 %	92 %
Lamningsperiod		Mars	April	Mars	Januari	Januari	Januari	April	April	April
Antal födda lamm/ lammande tacka	st	2,02	1,84	2,02	1,98	1,98	1,98	2,02	1,84	2,02
Antal uppfödda lamm/tacka	st	1,80	1,67	1,80	1,80	1,80	1,80	1,80	1,64	1,74
Tackor, fertilitet	st	93 %	93 %	93 %	88 %	88 %	88 %	92 %	92 %	92 %

[1)] Kdh=dorset, Lf=finull, P=Gotländsfår [2)] 60 % av vuxenvikt [3)] 8 0 % av vuxenvikt [4)] Självdöda eller avlivade, ej till humankonsumtion

Faderraser till slaktlamm är valda utifrån de mest i nuläget förekommande raserna.

Bilaga tabell Y. Produktionsdata över faderdjuren i tre olika produktionsmodeller för lammproduktion i Götalands skogsbygd (Gsk), Götalands mellanbygder (Gotland) och Nedre Norrland (Nn).

Produktionsform		Höstlammsproduktion			Vårlammsproduktion			Vinterlammsproduktion		
Område		Gsk	Got-land	Nn	Gsk	Got-land	Nn	Gsk	Got-land	Nn
antal tackor	st.	120	150	100	300	300	200	100	130	80
Baggar, ras		Suffolk	Päls	Suffok	Texel	Texel	Texel	Suffolk	Päls	Suffok
Baggar, vuxenvikt	kg	110	95	110	100	100	100	110	95	110
Baggar, ålder slakt	år	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5
Baggar, slaktutbyte	kg	44 %	42 %	44 %	48 %	48 %	48 %	44 %	42 %	44 %
Baggar, slaktad vikt	kg	48	39,9	48	48	48	48	48,4	40	48
Baggar, antal i besättning	st.	3	4	3	8	8	5	3	4	3

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Foder och bete

Som underlag till lammens beräkningar av foderstater (Bilaga tabell Z och Bilaga tabell Å) har NRCs normer (National Research Council, 2007) för växande lamm använts. För att omvandla MP (Metabolistiskt Protein) till AAT har konstanten 0,997 använts (Salomonsson m.fl. 2003). För att få en nivå på energivärdet har ett medelvärde från NRCs utfodringsrekommendationer för växande lamm använts för de olika viktgrupperna 20, 30, 40, 50 kg lev vikt vid tillväxthastigheter på 100 g, 200 g, 300 g, 400 g, 500 g/dag. Vid beräkningen har en kombination av NRCs konsumtions rekommendationer för de olika tillväxterna och vikterna som bygger på foderstatens koncentrationsgrad av energi i kombination med modellen, kg foder/lev.vikt, samt g Ndf/lev.vikt använts.

Bilaga tabell Z. Använda fodermedel och deras näringsvärden vid foderstatsberräkningar för lammproduktion i Götalands skogsbygd (Gsk), Götalands mellanbygder (Gotland) och Nedre Norrland (Nn).

		Näringsvärde per kg ts		
		MJ	RP, g	NDF, g
Permanent bete	hela sommaren	9,7	140	500
Permanent bete	försommar	10,3	147	473
Permanent bete	högsommar	9,5	137	203
Permanent bete	sensommar	8,9	137	533
Åkermarksbete/återväxt		10,3	147	473
Kraftfoder lamm		12,8	220	260
Kraftfoder tacka		13	205	287
Ensilage	medel	10,4	116	572
Ensilage	tidigt	11,2	164	472

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Bilaga tabell Å. Detaljerad data över mängder foder som förbrukas enligt foderstatsberäkningar i tre olika produktionsmodeller för lammproduktion i Götalands skogsbygd (Gsk), Götalands mellanbygder (Gotland) och Nedre Norrland (Nn).

Produktionsform		Höstlammsproduktion			Vårlammsproduktion			Vinterlammsproduktion		
Område		Gsk	Got-land	Nn	Gsk	Got-land	Nn	Gsk	Got-land	Nn
antal tackor	st.	120	150	100	300	300	200	100	130	80
Naturbete/ permanenta beten hela sommaren, näringsvärde /kg ts (ts 20 %): 9,7 MJ, 140 g RP, 500 g NDF										
Tid tacka	dagar	-	-	-	214	214	167	-	-	-
Totalt (tacka)	kg ts/bes	-	-	-	69 978	69 978	36 406	-	-	-
Naturbete/ permanenta beten försommar, näringsvärde /kg ts (ts 20 %): 10,3 MJ, 147 g RP, 473 g NDF										
Tid tacka digivande	dagar	28	64	6	-	-	-	78	85	53
Tid lamm diande	dagar	28	64	6	-	-	-	78	85	53
Tid lamm avvant	dagar	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Totalt (tacka)	kg ts/bes	8 736	23 040	1 560	-	-	-	20 436	26 962	11 109
Totalt (lamm)	kg ts/bes	4 959	11 245	864	-	-	-	8 380	10 809	4 268
Åkermarksbete/återväxt, näringsvärde /kg ts (: 10,3 MJ, ts 20 % 147 g RP, 473 g NDF										
Tid tacka+lamm	dagar	21	21	18	-	-	-	-	-	-
Totalt (tacka)	kg ts/bes	6 401	7 560	4 572	-	-	-	-	-	-
Totalt (lamm)	kg ts/bes	4 355	5 060	3 110	-	-	-	-	-	-
Tid tid tacka (sint)	dagar	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tid tid (lamm avvanda)	dagar	69	69	72	-	-	-	-	-	-
Total(lamm avvanda)	kg ts/bes	16 394	18 358	14 256	-	-	-	-	-	-
Naturbete/ permanenta beten högsommar, näringsvärde /kg ts (ts 20 %): 9,5 MJ, 137 g RP, 503 g NDF										
Tid(tacka, sint)	dagar	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tid (lamm avvanda)	dagar	-	-	-	-	-	-	32	25	31
Totalt (tacka)	kg ts/bes	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Totalt (lamm)	kg ts/bes	-	-	-	-	-	-	4 652	4 301	3 404
Naturbete/ permanenta beten sensommar, näringsvärde /kg ts (20 % ts): 8,9 MJ, 137 g RP, 533 g NDF										
Tid(tacka, sint)	dagar	112	93	98	-	-	-	83	93	69
Tid (lamm avvanda)	dagar	-	-	-	-	-	-	51	51	38
Totalt (tacka)	kg ts/bes	-	-	-	-	-	-	19 090	26 356	12 696
Totalt (lamm)	kg ts/bes	31 181	29 295	22 736	-	-	-	8 058	9 537	4 636
Lammfor 500 Bete Näringsvärde per kg ts (ts 88 %) 12,8 MJ, 220 g RP, 260 g NDF										
tid tacka+lamm	dagar	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tid tacka (sint)	dagar	-	-	-	-	-	-	-	-	-
tid(lamm avvanda)	dagar	69	69	72	-	-	-	-	-	-
totalt(tacka)	kg ts krf/bes	-			-	-	-	-	-	-
totalt(lamm avvanda)	kg ts krf/bes	3 934	6 097	3 421	-	-	-	-	-	-
Kraftfoder, stall foder: Lammfor 500 Näringsvärden per kg ts (ts 88 %) 12,8 MJ, 220 g RP, 260 g NDF										
tidtacka (sint)	dagar	14	14	14	14	14	14	-	-	-
tid tacka lakterande	dagar	42	27	67	63	63	63	-	-	-
tid lamm (ingen egen foderstat+di)	dagar	11	16	11	15	15	15	-	-	-
tid lamm (egen foderstat+di)	dagar	31	11	56	48	48	48	27	27	52
tid lamm (avand)	dagar	-	-	-	50	50	50	-	-	-
Totalt (tacka)	kg ts krf/bes	2 321	3 119	2 880	17 741	17 741	11 827	-	-	-
Totalt (lamm)	kg ts krf/bes	1 768	486	2 661	33 259	33 259	22 149	751	1 333	558

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Forts. Bilaga tabell Å. Detaljerad data över mängder foder som förbrukas enligt foderstatsberäkningar i tre olika produktionsmodeller för lammproduktion i Götalands skogsbygd (Gsk), Götalands mellanbygder (Gotland) och Nedre Norrland (Nn).

Kraftfoder, stall foder: Tacka Näringsvärden per kg ts (ts 88 %) 13,0 MJ, 205 g RP, 287 g NDF										
tid tacka (sint)	Dagar	-	-	-	-	-	-	14	14	14
tid tacka+lamm	dagar	-	-	-	-	-	-	27	27	52
Totalt (tacka)	kg ts krf/bes	-	-	-	-	-	-	361	1 159	465
Totalt (lamm ej avvand)	kg ts krf/bes	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ensilage stall 6-479 näringsvärden /kg ts (Ts 34 %): 10,4 MJ, 116 g RP, 572 g NDF										
Tid tackor (sint, lågdräktig)	dagar	106	104	120	32	32	51	121	104	135
Tid tackor (sint, 8 v f lamm)	dagar	42	42	42	42	42	42	42	42	42
Tid tackor (sint, 2 v f lamm)	dagar	14	14	14	14	14	14	14	14	14
	summa dagar	162	160	176	88	88	107	177	160	191
Totalt (tacka)	kg ts/bes	22 702	26 897	20 346	34 011	34 011	26 550	21 124	23 311	18 042
Ensilage stall 6-439, näringsvärden /kg ts (ts 40 %): 11,2 MJ, 164 g RP, 472 g NDF										
Tid digivande tacka	dagar	42	27	67	63	63	63	27	27	52
Tid diande lamm (utan foderstat)		-	-	-	15	15	15	-	-	-
Tid diande lamm (med foderstat)	dagar	42	11	67	48	48	48	27	27	52
Tid avant lamm	dagar	-	-	-	50	50	50	-	-	-
Totalt (tacka)	kg ts/bes	12 096	8 262	16 080	32 773	32 773	21 848	6 480	7 722	9 984
Totalt (lamm)	kg ts/bes	726	221	965	27 027	27 027	17 999	512	606	761
Ensilage stall (säsong 2) 6-439, näringsvärden /kg ts (ts 40 %): 11,2 MJ, 164 g RP, 472 g NDF										
Tid (lamm)	dagar	-	-	-	-	-	-	120	119	134
Totalt (lamm)	kg ts/bes	-	-	-	-	-	-	21 235	25 814	18 310
Mineralfoder TS 98 %										
Totalt (tacka)	kg ts	1 100	1 129	646	2 517	2 517	1 568	768	999	654
Totalt (lamm)	kg ts	381	443	318	988	988	658	927	1 092	733

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Slaktvikter, skinn, ull samt dödlighet

Bilaga tabell Ä. Data över **tackornas** slaktresultat, skinn och ullproduktion i tre olika produktionsmodeller för lammproduktion i Götalands skogsbygd (Gsk), Götalands mellanbygder (Gotland) och Nedre Norrland (Nn).

Produktionsform		Höstlamm			Vårlamm			Vinterlamm		
Område		Gsk	Got-land	Nn	Gsk	Got-land	Nn	Gsk	Got-land	Nn
Slaktvikt	kg	30	27	30	33	33	33	30	27	30
Klassning slaktkropp[1)]	EUROP	R	O+	R	R	R	R	R	O+	R
Betalning, slaktad vikt[2)]	kr/kg	14,62	11,82	14,62	22,32	22,32	22,32	13,92	11,82	13,92
Skinn, beredda[3)]	%	60 %	95 %	60 %	60 %	60 %	60 %	60 %	60 %	60 %
Skinn[2)]	kr/skinn[4)]	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ull ,såld [5)]	kg	0,5	0,8	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,8	0,5
Ull, värde	kr/kg	10	10	10	10	10	10	10	10	10

[1)] fett inom gk interv), [2)] Pris till producent per medelslaktvecka, 5-årsmedelvärde utan kontraktstillägg (HKScan, 2022), [3)] andel skinn som bereds 4) Eventuellt värde ingår i betalning för slaktkropp Källa: per. medd. Claudia Dillman , fåravelsförbundet 210506. 5) Källa: per. medd. Claudia Dillman , fåravelsförbundet 210506 samt kontakt med företrädare för ullbranschen hösten 2022.

Bilaga tabell Ö. Data över **slaktlammens** slaktresultat, skinn och ullproduktion i tre olika produktionsmodeller för lammproduktion i Götalands skogsbygd (Gsk), Götalands mellanbygder (Gotland) och Nedre Norrland (Nn).

Produktionsform		Höstlamm			Vårlamm			Vinterlamm		
Område		Gsk	Got-land	Nn	Gsk	Got-land	Nn	Gsk	Got-land	Nn
Total dödlighet	%	11 %	9 %	11 %	9 %	9 %	9 %	11 %	11 %	14 %
Ålder, avvänjning	dagar	91	112	91	63	63	63	105	112	105
Vikt, avvänjning	kg	30	33	30	27	27	27	23	24	23
Lammtillväxt till slakt,	Kg/d	0,275	0,250	0,275	0,380	0,380	0,380	0,123	0,123	0,123
Medelslaktdatum lamm	Datum	2 Sept.	7 Okt.	4 Sept.	29 Apr.	29 Apr.	29 Apr.	11 Feb.	11 Feb.	11 Feb.
Slaktålder	d.	160	181	163	113	113	113	308	308	308
Levandevikt vid slakt medel	kg	47	48	47	46	46	46	48	48	48
Slaktutbyte	%	43 %	40 %	43 %	45 %	45 %	45 %	42 %	40 %	42 %
Slaktad vikt	kg	20,2	19,2	20,2	20,5	20,5	20,5	20,2	19,2	20,2
Kropps konformation	EUROP	R	O+	R	R+	R+	R+	R	O+	R
Betalning, slaktad vikt[2)]	Kr/kg	47,42	42,52	47,42	60,07	60,07	60,07	47,32	45,82	47,32
Skinn[3)]	%	60 %	95 %	60 %	60 %	60 %	60 %	60 %	60 %	60 %
Skinn[2)]	kr/skinn[4)]	0	258	0	0	0	0	0	77	0
Ull ,såld [5)]	kg	0	0	0	0	0	0	0,1	0,1	0,1
Ull, värde	kr/kg	10	10	10	10	10	10	10	10	10

[1)] fett inom gk interv), [2)] Pris till producent per medelslaktvecka, 5-årsmedelvärde utan kontraktstillägg (HKScan, 2022), [3)] andel skinn som bereds 4) Eventuellt värde ingår i betalning för slaktkropp. 5) Kontakt med företrädare för ullbranschen hösten 2022

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

BILAGA 7. Detaljerade resultat

Bilaga tabell AA. kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt för de studerade nötköttssystemen.

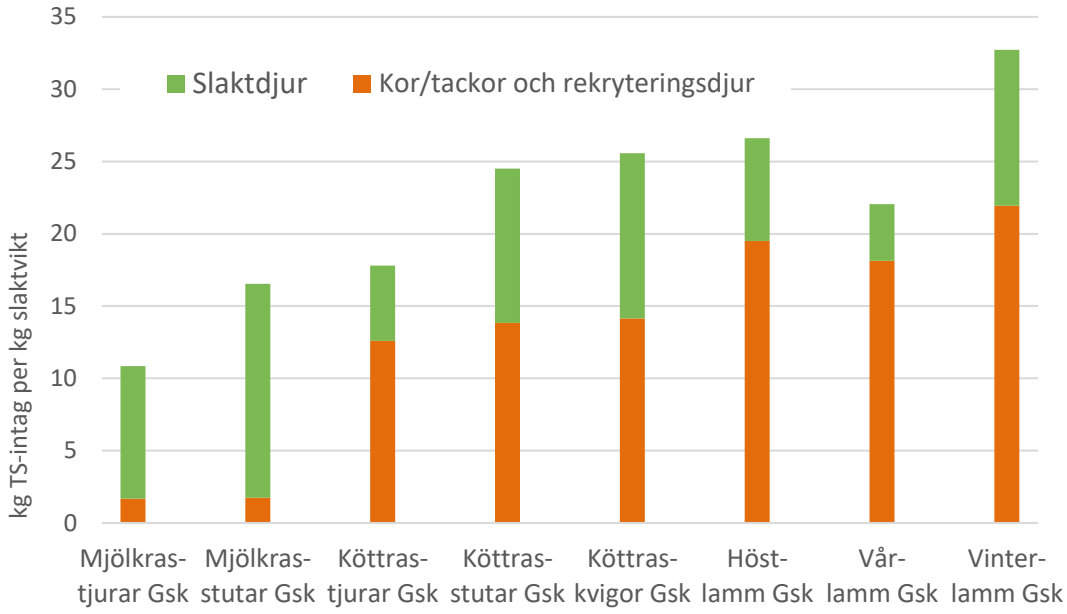
		CH_4 fodersmältning	CH_4 stall & gödsellagring	N_2O stall & gödsellagring	N_2O gödselspridning och utsöndring bete	N_2O skörderester	CO_2 energianv. på gård	CO_2 tillverkn. av mineralgödsel	Övrigt (CH_4 bete, indirekt N_2O, transporter)	CO_2/N_2O mulljordar	Markkol	Summa
Mjölkrastjurar	Göt. norra slättbygd	5,9	2,0	0,9	1,5	0,4	1,0	0,8	0,6	2,2	-1,0	14,3
	Göt. skogsbygd	6,0	2,0	0,8	1,2	0,4	1,1	0,7	0,5	3,6	-1,2	15,2
	Nedre Norrland	6,8	2,4	1,1	1,0	0,4	1,0	0,2	0,8	0,9	-1,2	13,5
Mjölkrasstutar	Göt. norra slättbygd	9,4	3,4	1,8	0,9	1,2	0,7	0,7	1,4	4,6	-1,4	22,7
	Göt. skogsbygd	9,4	3,3	1,6	0,9	1,2	0,7	0,7	1,3	6,1	-1,4	23,8
	Nedre Norrland	9,2	3,5	1,7	0,8	1,1	0,9	0,6	1,2	5,5	-1,9	22,7
Köttrastjurar	Göt. norra slättbygd	9,8	3,1	1,5	2,4	0,7	1,5	1,3	1,3	3,7	-1,3	23,9
	Göt. skogsbygd	9,4	2,9	1,2	2,1	0,6	1,5	1,2	1,0	6,1	-1,5	24,5
	Nedre Norrland	12,5	4,1	2,1	1,9	0,7	1,4	0,4	2,0	1,6	-1,6	25,0
Köttrasstutar	Göt. norra slättbygd	13,6	5,3	2,9	1,4	1,7	1,2	1,2	2,2	6,2	-1,7	34,0
	Göt. skogsbygd	13,7	5,3	2,6	1,3	1,6	1,2	1,1	1,9	8,3	-1,9	35,0
	Nedre Norrland	14,5	5,9	2,8	1,4	1,7	1,6	1,1	2,1	7,3	-2,5	36,0
Köttraskvigor	Göt. norra slättbygd	13,9	5,6	3,0	1,5	1,7	1,2	1,3	2,4	6,4	-1,8	35,3
	Göt. skogsbygd	13,9	6,0	2,8	1,4	1,6	1,3	1,3	2,1	8,4	-2,0	36,8
	Nedre Norrland	15,0	6,6	3,0	1,5	1,7	1,7	1,3	2,3	7,4	-2,6	37,9

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

Bilaga tabell BB. kg CO_2-ekv. per kg slaktvikt för de studerade lammköttssystemen.

		CH_4 fodersmältning	CH_4 stall & gödsellagring	N_2O stall & gödsellagring	N_2O gödselspridning och utsöndring bete	N_2O skörderester	CO_2 energianv. på gård	CO_2 tillverkn. av mineralgödsel	Övrigt (CH_4 bete, indirekt N_2O, transporter)	CO_2/N_2O mulljordar	Markkol	Summa
Höstlamm	Gotland	11,9	3,1	1,3	0,8	1,8	0,5	0,6	1,6	9,1	-1,8	29,0
	Göt. skogsbygd	13,6	4,4	1,7	1,0	1,9	0,7	0,9	1,9	10,6	-2,0	34,7
	Nedre Norrland	13,0	6,3	2,0	0,9	1,7	1,0	0,9	1,9	7,7	-2,5	32,9
Vårlamm	Gotland	12,1	4,5	2,2	0,7	1,5	0,7	0,5	1,7	6,5	-1,3	29,1
	Göt. skogsbygd	12,2	4,5	2,2	0,7	1,4	0,7	0,7	1,8	8,0	-1,3	30,9
	Nedre Norrland	11,6	6,2	2,4	0,7	1,3	0,9	0,6	1,8	7,2	-1,6	31,2
Vinterlamm	Gotland	15,5	5,5	2,2	1,2	2,5	0,9	1,0	2,2	9,8	-2,3	38,4
	Göt. skogsbygd	15,2	5,8	2,3	1,2	2,3	0,9	1,2	2,3	13,7	-2,3	42,7
	Nedre Norrland	14,9	8,0	2,6	1,3	2,1	1,3	1,2	2,2	13,1	-2,8	43,9

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/



Bilaga figur B. Fördelning av torrsubstans (TS) intag mellan slaktdjur och kor, tackor, rekryteringsdjur.

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

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 2,800 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 2 800 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 857, 501 15 BORÅS Telefon: 010-516 50 00 E-post: info@ri.se Internet: www.ri.se	Enheten hållbar konsumtion och produktion RISE Rapport 2022:143 ISBN: 978-91-89757-32-5

This work is licensed under CC BY 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/