



Uppdaterad och utökad livscykelanalys av svensk grisproduktion

Birgit Landquist¹, Anna Woodhouse¹, Malin Axel-Nilsson¹,
Ulf Sonesson¹, Helena Elmquist², Karin Velander², Per
Wallgren³, Ola Karlsson⁴, Ingvar Eriksson⁵, Margareta
Åberg⁶, Jeanette Elander⁷

¹⁾ RISE, ²⁾ Odling i Balans, ³⁾ SVA, ⁴⁾ Foderlotsen AB, ⁵⁾ Gård & Djurhälsan, ⁶⁾ LRF, ⁷⁾ Sveriges grisföretagare

Uppdaterad och utökad livscykelanalys av svensk grisproduktion

Birgit Landquist¹, Anna Woodhouse¹, Malin Axel-Nilsson¹, Ulf Sonesson¹, Helena Elmquist², Karin Velander², Per Wallgren³, Ola Karlsson⁴, Ingvar Eriksson⁵, Margareta Åberg⁶, Jeanette Elander⁷

¹⁾ RISE, ²⁾ Odling i Balans, ³⁾ SVA, ⁴⁾ Foderlotsen AB, ⁵⁾ Gård & Djurhälsan, ⁶⁾ LRF, ⁷⁾ Sveriges grisföretagare

RISE Research Institutes of Sweden AB

RISE Rapport 2020:59

ISBN: 978-91-89167-44-5

Lund 31 december 2020

Omslagsfoto: Jeanette Elander

Innehåll

Sammanfattning	3
Förord.....	4
1 Bakgrund och syfte.....	5
2 Rapportens disposition	5
3 Livscykelanalys av svensk grisproduktion med känslighetsanalyser och scenarier	6
3.1 Material och metoder.....	6
3.2 Känslighetsanalyser och scenario för klimatavtrycket	8
3.3 Datainventering	10
3.4 Modellerings av utsläpp	13
3.5 Känslighetsanalyser och scenario	17
3.6 Miljöpåverkansbedömning	18
3.7 Resultat livscykelanalys	21
3.8 Resultat känslighetsanalyser och scenario	25
4 Svenska grisens miljöavtryck i jämförelse.....	26
4.1 Klimatavtryck.....	26
4.2 Försurning	29
4.3 Övergödning sötvatten.....	30
4.4 Övergödning marin.....	30
4.5 Markanvändning.....	30
4.6 Energianvändning	30
5 Biprodukter i foder till gris	31
5.1 Biprodukter till gris år 2005 och 2017.....	31
5.2 Jämförelse med andra länder	33
5.3 Politiska mål om avfall - avfallshierarkin	33
5.4 Vad styr flödena av restprodukter	35
5.5 Livsmedelsrester till foder eller energi	36
6 Koppling mellan djurhälsa och klimatavtryck.....	39
6.1 Introduktion	39
6.2 Metod.....	40
6.3 Resultat.....	41
6.4 Potentialen av ytterligare förbättrad djurhälsa	46
6.5 Antibiotika	47
7 Diskussion	48
7.1 Livscykelanalys	48
7.2 Foder.....	48
7.3 Användning av biprodukter.....	49
7.4 Stallgödsel.....	50

7.5	Produktionseffektivitet	50
7.6	Djurhälsans betydelse.....	50
7.7	Klimatavtryck svensk grisproduktion jämfört med andra länder	51
8	Slutsatser	52
9	Nytta för näringen och rekommendationer.....	53
10	Referenser	54
11	Bilagor	61
	Bilaga 1. Foderstat för en integrerad slaktgris	
	Bilaga 2. Metod för att beräkna emissioner från stallgödsel hantering och lagring enligt IPCC, 2006.	
	Bilaga 3. Foderstater för känslighetsanalyser	
	Bilaga 4. Karaktäriseringsindex i denna studie	

Sammanfattning

Förbättrade produktionsresultat inom svensk grisproduktion, användning av biprodukter och djurhälsans betydelse har analyserats i en livscykelanalys. Klimatavtrycket för kött från en svensk medelgris är 2,54 kg koldioxidekvivalenter/kg slaktvikt, vilket är bland de lägsta jämfört med tillgängliga internationella studier. Produktionen av foder står för 54 % av klimatavtrycket och hanteringen av stallgödsel för 36 %. Av foderstaten till den svenska integrerade medelslaktgrisen utgjorde biprodukter 10 % och soja 4 %. Baserat på antalet dagars förlängd uppfödningstid för sjuka grisar, visar vi att 3,4 % av klimatavtrycket beror på ökad foderförbrukning orsakad av fyra utvalda sjukdomar i svenska grisbesättningar. Produktionshöjande åtgärder såsom exempelvis friska grisar och hög fodereffektivitet, övergång till förnybara bränslen inom såväl odling av foder som inom grisuppfödning är viktiga åtgärder för att minska klimatavtrycket givet att det inte påverkar andra miljöaspekter, djurhälsa eller djurvälstånd negativt. En central aspekt är fortsatt utveckling mot välbalanserade foderstater med val av foderråvaror med lågt klimatavtryck, användning av biprodukter och inhemska fodergrödor odlade på ett hållbart sätt.

Förord

Denna rapport redovisar projektet *Uppdaterat och utökat miljöavtryck av svensk grisproduktion*. I projektet har följande organisationer deltagit: RISE (projektledare), LRF Kött, Odling i Balans, Sveriges Grisföretagare, Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA), Gård och Djurhälsan och Foderlotsen AB. Projektet har pågått under perioden 1 februari 2018 till 1 augusti 2020 och har finansierats av Stiftelsen Lantbruksforskning.

Följande personer har deltagit i projektet:

Från RISE: Anna Woodhouse, Malin Axel-Nilsson, Ulf Sonesson och Birgit Landquist

Odling i balans: Helena Elmquist och Karin Velander

Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA): Per Wallgren

Foderlotsen AB: Ola Karlsson

Gård & Djurhälsan: Ingvar Eriksson

LRF och Sveriges Grisföretagare: Margareta Åberg

Sveriges Grisföretagare: Ingemar Olsson (t o m 30 juni 2019) och Jeanette Elander (fr o m 1 juli 2019)

Samtliga deltagare har varit delaktiga i projektarbete och diskussioner. De olika kapitlen i denna rapport motsvarar de arbetsgrupper som projektet varit uppdelat i, och olika personer har bidragit enligt följande:

Kapitel 4 Livscykelanalys av svensk grisproduktion med känslighetsanalyser och scenarier: Anna Woodhouse. Ola Karlsson, Karin Velander och Ingvar Eriksson har på olika sätt bidragit till datainsamling

Kapitel 5 Benchmarking - svenska grisens klimatavtryck i jämförelse: Anna Woodhouse

Kapitel 6 Användning av biprodukter i foder till gris: Ola Karlsson, Helena Elmquist och Birgit Landquist

Kapitel 7 Koppling mellan djurhälsa och klimatavtryck: Malin Axel Nilsson, Per Wallgren och Ulf Sonesson

1 Bakgrund och syfte

Miljöpåverkan från vår produktion och konsumtion av livsmedel har uppmärksammats på många olika sätt det senaste årtiondet. Det är ett stort intresse att minska klimatavtrycket från vår konsumtion av animaliska produkter, däribland griskött. Det senaste klimatavtrycket för svenskt griskött publicerades år 2009 och det har sedan dess skett en snabb utveckling inom grisproduktionen som sannolikt minskat miljöavtrycket.

Det här projektets syfte är att identifiera vad de förbättrade produktionsresultaten inom svensk grisproduktion innebär för miljö- och klimatprestanda samt även tydliggöra vad en förbättrad djurhälsa betyder. Stort fokus har legat på att inkludera användningen av biprodukter från livsmedelsindustrin i foderstaten till gris, vilket inte ingick i tidigare studier. Slutligen har en jämförelse gjorts med resultatet från andra länder genom en litteraturstudie.

2 Rapportens disposition

I Kapitel 3 redovisas den livscykelanalys som genomförts i projektet och i Kapitel 4 jämförs resultatet med internationella data som samlats in via en litteraturstudie. I Kapitel 5 diskuteras användningen av biprodukter till grisfoder. I Kapitel 6 redovisas resultatet av den studie som gjorts av kopplingen mellan djurhälsa och klimatavtryck. I kapitel 7 förs en sammanfattande diskussion, kapitel 8 innehåller slutsatser och kapitel 9 rekommendationer för näringen.

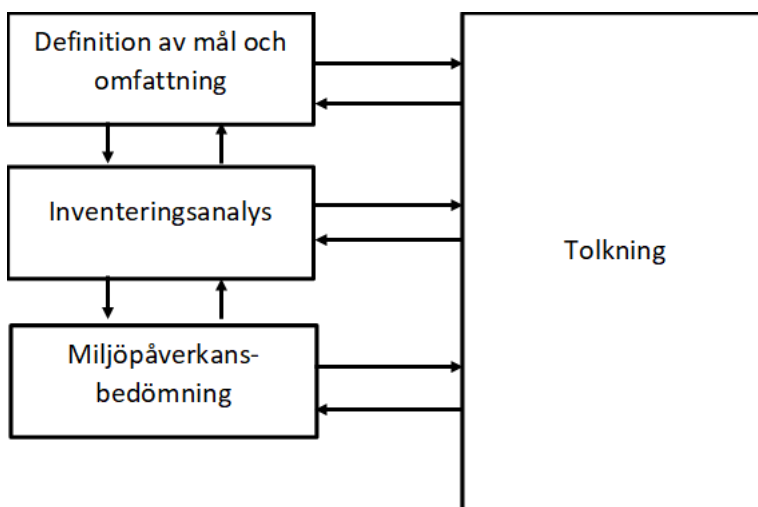
3 Livscykelanalys av svensk grisproduktion med känslighetsanalyser och scenarier

Författare till detta kapitel är Anna Woodhouse (RISE). Ola Karlsson (Foderlotsen AB), Karin Velander och Helena Elmquist (Odling i Balans), samt Ingvar Eriksson (Gård & Djurhälsan) har bistått med datainsamling.

3.1 Material och metoder

Metodiken för livscykelanalys (LCA) har använts för att analysera hur stor miljöpåverkan är för svensk medelgris. LCA är en metod där man kartlägger den potentiella miljöbelastningen som orsakas av en produkt eller tjänst under dess livslängd. Genom att följa produkten från ”vaggan till graven”, från utvinning av råmaterial till avfallshantering av produkten, kartläggs resursförbrukning, energianvändning samt utsläpp till luft, vatten och mark för de olika delarna av livscykeln. Metodiken för utförande av LCA finns standardiserad enligt ISO 14040 och 14044 (2006). I en LCA ingår fyra obligatoriska delsteg, definierade i ISO standarden; definition av mål och omfattning, inventeringsanalys, miljöpåverkansbedömning och slutligen tolkning av resultat, se Figur 1.

I definition av mål och omfattning ska syftet med studien anges, hur resultatet ska användas och skälen till att studien utförs. En utförlig beskrivning av det undersökta systemet ska finnas med, i vilken systemets funktion, gränsdragningar och antaganden ska beskrivas och motiveras. En funktionell enhet (FE), för studien definieras. Den funktionella enheten är den bas till vilken resursförbrukning, energianvändning och emissioner relaterar. I inventeringen samlas all data in, detta steg är vanligtvis det mest tidskrävande i en LCA. I miljöpåverkansbedömningen åskådliggörs den miljöpåverkan som det undersökta systemet ger upphov till. I det fjärde och sista steget, tolkning, analyseras resultaten från inventeringsanalysen och miljöpåverkansbedömningen.



Figur 1. LCA-studiens faser enligt ISO 14040 (2006).

3.1.1 Livscykelanalysens mål och syfte

Syftet med denna livscykelanalys är skaffa kunskap om miljöpåverkan från svensk grisproduktion och med hjälp av detta skaffa ett underlag för vilka åtgärder som har betydelse för framtida förbättringar.

Målet är att beräkna ett aktuellt miljöavtryck för svensk medelgrisproduktion, göra känslighetsanalyser för olika åtgärders betydelse samt scenario för en optimal produktion.

3.1.2 Livscykelanalysens omfattning

För grisproduktionen börjar livscykeln med utvinning och produktion av råmaterial och energi för framställning av insatsmedel till odlingen av foderråvaror. Från odlingen är emissioner från användning av insatsmedel och läckage till vatten inkluderade, liksom emissioner till luft från fältarbete och skörd. Hantering av foderråvara efter odling, exempelvis torkning, är inkluderat, samt transport av foder till gård. Efterföljande steg i livscykeln är grisproduktion och denna inkluderar gödselproduktion, energianvändning i stallen och användning av strömedel. Utsläpp från djuren i form av metan från fodermältning och metan, lustgas och ammoniak från lagring av stallgödseln är inkluderat. Växtodlingssystemet bär emissioner från spridning av gödsel, producerad stallgödsel får ingen börda eller kredit i grissystemet av att den används i växtodling. Eftersom de inhemska fodermedlen är modellerade på nationell nivå inkluderas en viss andel av grisens stallgödsel avseende lagring och spridning i miljöavtrycket. Man har utifrån statistik uppskattat hur mycket stallgödsel som sprids i varje gröda och inkluderat emissioner från detta i miljöavtrycket för foderråvarorna (Flysjö m fl., 2008).

3.1.3 Funktionell enhet

Den funktionella enheten, som är studiens räknebas mot vilket all påverkan relateras, är satt till 1 kg slaktad integrerad gris d.v.s. inkluderat är också suggkött. Slaktvikt definieras som kött inkl. ben, men utan inälvor. Att använda slaktvikt möjliggör jämförelser mellan andra likvärdiga animalieprodukter. Dessutom vägs inte slaktgrisar innan slakt utan levandevikten bedöms endast av producent och det är ett ytterligare skäl till att slaktvikt som alltid mäts vid slakt, valts som funktionell enhet.

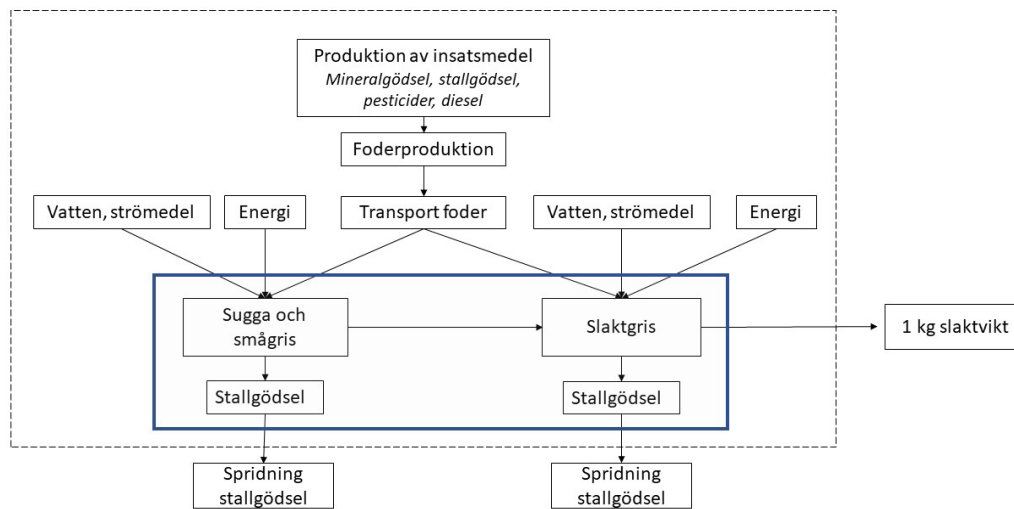
3.1.4 Begreppet ”integrerad slaktgris”

Begreppet ”integrerad slaktgris” används då olika data för smågrisar, suggor och slaktgrisar är omräknade till en gemensam storhet. Exempelvis avser ”foderåtgång per integrerad slaktgris” hela den totala foderåtgången för suggor, tillväxtgrisar och slaktgrisar fördelad per slaktgris.

3.1.5 Systemgränser

Systemgränserna i den här studien utgörs av utvinning och produktion av insatsvaror och energi, som används vid produktion av 1 kg svensk medelgris (slaktvikt) vid gårdsgrind, ibland uttryckt som från ”vaggan till graven”. För kärnsystemet, dvs. grisproduktionen, har data inventerats specifikt för den här studien. Data för bakgrundssystemet, alltså produktion av insatsmedel och foder t ex., har hämtats från olika data-

baser eller litteratur, se vidare kapitel 3.4. Se Figur 2 för förenklat flödesschema av systemet och dess processer.



Figur 2. Förenklat flödesschema för grisproduktion som visar huvudprocesserna som ingår i LCA-studien. Den streckade linjen visar systemgränsen. Primärdata har samlats in för processer inom den blå heldragna linjen och sekundära data för de resterande processerna inom systemgränsen.

3.1.6 Avgränsningar

Produktionen av maskiner och byggnader ingår inte. Miljöpåverkan från personal ingår inte, exempelvis resor till och från arbetet eller tvätt av arbetskläder. Som beskrivits tidigare inkluderas inte emissioner från spridning av stallgödsel i slaktgrisproduktionen utan dessa emissioner inkluderas indirekt genom att de inkluderas i miljöavtrycket för produktionen av foder.

3.2 Känslighetsanalyser och scenario för klimatavtrycket

För klimatavtrycket genomfördes känslighetsanalyser för följande åtgärder för att utvärdera effekten av förändringar i den integrerade slaktgrisproduktionen:

- Foderstat med direkt markförändring (dLUC) inkluderat för soja
- Foderstat utan biprodukter
- Biprodukter med ett klimatavtryck
- Fem procent lägre foderförbrukning
- Fossilfri produktion av foder inklusive fossilfritt framställd mineralgödsel
- Sojafritt foder
- Fyra veckors di-tid
- En smågris mer per sugga

Foderstat med dLUC inkluderat för soja: Fodersoja är en gröda som ofta kopplas samman med skövling av regnskog. Sojan som går till svensk grisproduktion ska vara certifierad enligt globala initiativ för hållbarhetscertifieringar som *Round Table on Responsible Soy* (RTRS, 2017) och *ProTerra Foundation* (ProTerra, 2019) i enlighet

med Sojodialogens regler om ansvarsfull produktion¹. Detta är dock inte helt spårbart och bidraget till klimatpåverkan från förändrad markanvändning för sojaodling kan vara betydande vilket gäller framförallt soja från Sydamerika. Om sojan odlas på mark som nyligen blivit omställd från naturlig vegetation till åkermark bör detta bidrag räknas med i klimatberäkningen och detta har därför inkluderats i en känslighetsanalys.

Foderstat utan biprodukter: Alla grisproducenter har inte möjlighet att använda biprodukter i foderstaten, exempelvis om det är stort avstånd till livsmedelsindustri som genererar biprodukter och transportkostnaden blir för hög. Därför är det intressant att uppskatta klimatavtrycket för en foderstat som inte innehåller biprodukter. Se vidare Kapitel 5 om biprodukter.

Biprodukter med ett klimatavtryck: I den här studien har klimatavtrycket satts till noll för biprodukterna enligt den metodik som används i direktivet för förnybara bränslen (Direktiv 2009/77/EG). Det finns en konsensus idag att det skulle gälla men diskussionen uppkommer ibland. Om denna metodik inte längre skulle gälla, vilket klimatavtryck har biprodukterna då och hur skulle detta påverka grisproduktionen? Detta testas genom att använda klimatavtryck från databaser eller litteratur för de olika biprodukterna.

Fem procent lägre foderförbrukning: Foderförbrukningen per kg tillväxt skiljer sig åt mellan gårdar och lägre foderförbrukning minskar klimatavtrycket. Fem procents lägre foderförbrukning i slaktgrisledet ansågs möjligt i praktiken.

Fossilfri produktion av foder inklusive fossilfritt framställd mineralgödsel: Fodret står normalt för en stor andel av klimatavtrycket för animalier och klimatavtrycket för gris sjunker om foderproduktionen kan ske med mindre utsläpp av växthusgaser. En övergång till förnybara bränslen i fält och vid torkning är inom räckhåll och fossilfritt framställd mineralgödsel är på gång. Därför testas betydelsen av fossilfri produktion av foder (bränsle och torkning) inklusive fossilfritt framställd mineralgödsel.

Sojafritt foder: Sojamjöl har ett relativt högt klimatavtryck jämfört med andra fodermedel. Därför analyserades hur klimatavtrycket påverkas om sojan i slaktgrisfodret ersätts av vete, åkerböna och rapsmjöl.

Fyra veckors ditid: Att avvänja smågrisarna vid en tidigare ålder kan vara ett sätt att öka antal producerade grisar per årssugga och därigenom förbättra lönsamheten (Andersson och Paulsson, 2001) och förmodligen minska klimatavtrycket. I denna känslighetsanalys ersattes fem veckors ditid av fyra veckor.

En smågris mer per sugga: Att öka antalet smågrisar som överlever fram till slakt är intressant ur lönsamhetssynpunkt. Här analyseras vilken effekt det har på klimatavtrycket om en mer smågris når slakt jämfört med antal som antogs för medelgrisen.

Optimalgris: Ett scenario för en ”optimalgris” modellerades där flera av känslighetsanalyserna inkluderas. Scenariot baserades på de tio bästa sugg- respektive slaktsvinsproducenterna från WinPig (2017), vilka konsumerar tio procent mindre foder och producerar en mer smågris per årssugga än medelgrisen. Från känslighetsanalyserna inkluderades också fossilfri foderproduktion och sojafritt slaktgrisdoder i scenariot.

¹ www.sojadialogen.se

Mer information om hur känslighetsanalyserna och scenariot har beräknats finns i kapitel 3.5.

3.3 Datainventering

3.3.1 Foderstater och användning av biprodukter

Foderstaten för suggor, smågris respektive slaktgris togs fram med hjälp av en enkät som skickades ut till foderoptimerare på Lantmännen, Vallberga Lantmän, Fodermix, Teknosan, Foderlotsen Swedish Agro och Svenska Foder. Totalt besvarades enkäten av 15 foderrådgivare. Dessa rådgivare optimerar foderstater åt 622 grisproducenter, vilket motsvarar cirka 46 % av Sverige grisproducenter år 2018. Foderrådgivarna ombads skriva ner sina vanligaste recept inklusive biprodukter till suggor, smågrisar och slaktgrisar uppdelat i kunder som använder premix eller koncentrat.

Om summan av ingredienserna inte nådde upp till 100 % gjordes vissa mindre justeringar för att uppnå 100 %. Om avvikelserna var stora kontaktades rådgivaren. Torrfoderoptimering räknades om genom att tillföra vatten så innehållet hade snarlik torrsubstans som blötfoder. För att beräkna den procentuella sammansättningen av ett medelfoder till medelgrisen viktades respektive rådgivares svar i förhållande till hur många producenter de optimerar åt. Antal kg foder som konsumerades per gris hämtades för slaktgris från beräkningar i WinPig 2017 och för suggor och tillväxtfoder användes normalt från branschen.

Med statistik från föreningen Foder & Spannmål beräknades andelen premix, koncentrat samt färdigfoder som de olika djurkategorierna äter vilket sedan viktades ihop till att gälla för en integrerad slaktgris (Tabell 1). Svensk grisproduktion kännetecknas av stor andel hemmablandat foder. Slaktgrisar dominerar användandet av premix (48 %) medan suggor och smågris domineras av koncentrat (37 resp. 50 %).

Tabell 1. Fördelningen mellan olika fodersystem och olika grisproduktion, samt beräknad andel (%) för del integrerade grisen (egna beräkningar).

Fodersystem	Slaktgris	Suggor	Smågris	Integrerad gris
Premix	48	30	13	41
Koncentrat	33	37	50	36
Färdigfoder	19	33	38	24

För att få uppgift om medelsammansättningen av färdigfoder till slaktgris, suggor, tillväxtgrisar samt färdigfoder innan avvänjning kontaktades Lantmännen, KLF och Svenska Foder.

För att få en uppfattning om att den totala mängd biprodukter som räknats fram baserat på foderrådgivarnas uppgifter var korrekt, gjordes en jämförelse med statistik från Jordbruksverkets foderkontroll 2017 (Eskilsson K., personlig kommunikation 2018-10-15). Överensstämmelsen visade sig vara god. Dessutom kontaktades ett flertal leverantörer av biprodukter som används till grisfoder (se kapitel 5.1) för att hämta uppgift om levererade biprodukter 2017. De volymer biprodukter som foderoptimerarna angett i recepten till suggor och tillväxtgrisar drogs ifrån från de totala mängder vi fått vid kontakten med leverantörer av biprodukter. Resten lades till slaktgris. Biprodukter

kategoriserades enligt följande: Mejeri, etanol, bryggeri, bageri och pasta, spannmål (utom etanol), potatis samt fisk.

Den totala mängden foderråvaror som används till grisproduktion i Sverige beräknades därefter genom att multiplicera med antal grisar av olika slag (slaktsvin, suggor och tillväxtgrisar) för år 2017. Den totala mängden foder divideras sedan med antalet slaktgrisar för att få en foderstat för en integrerad slaktgris. Med andra ord har vi beräknat hela den totala foderåtgången för suggor, tillväxtgrisar och slaktgrisar i Sverige och fördelat denna mängd per slaktgris. Det beräknade fodret till den integrerade grisen innehåller alltså både di-, sinsugg-, gylt-, smågris-, tillväxt- och slaktgrisdoder.

I Tabell 2 redovisas andelen av olika foderråvaror i foderstaten exklusive vatten och i Bilaga 1 finns en detaljerad lista över fodrets sammansättning. Näringsinnehållet är 1,6 % råprotein per MJ Ne, 0,97 g lysin per MJ Ne samt 0,43 g fosfor per MJ Ne. Eftersom alla fodertillverkare använder fytas för att grisarna skall tillgodogöra sig det fytinbunda fosfor ingår det foderblandningarna.

Tabell 2. Olika foderprodukters andelar i foderstaten till den integrerade svenska slaktgrisen i procent exklusive råvaran vatten.

Fodermedel	Procent av foderstat i råvara exkl. råvaran vatten
Spannmål (vete, korn, havre, rågvete)	37,6
Andra spannmålsprodukter	1,5
Ärta och åkerböna	3,5
Sojaprodukter	2,3
Rapsprodukter	1,7
Annat proteinfoder	0,8
Biprodukter etanolindustri	19,2
Biprodukter mejeriindustri	23,3
Övriga biprodukter	7,5
Övrigt foder	2,7

3.3.2 Produktionsdata

För att beräkna den totala slakten i Sverige hämtades siffror från Jordbruksverkets statistikdatabas. Statistik över slaktgrisproduktionen omfattar slaktsvin, unggalt och unggris, vilka år 2017 uppgick till 2 524 721 med en medelslaktvikt på 91,6 kg. Antalet suggor i produktion uppskattades med hjälp av medeltalet för sista kvartalet 2016 och de tre första kvartalen 2017 av slaktade suggor och ungsuggor och beräknades till 51 912 med en medelslaktvikt på 179,5 kg. Lantbrukstjänst, som samlar in döda djur, angav att de under 2017 hämtade 3 500 suggor (Virta L., personlig kommunikation december 2018). Antalet döda djur som omhändertogs på gård uppskattades till 1 234 efter telefonkontakt med godkända anläggningar. Med en rekrytering på 55 % beräknades det totala antalet suggor i produktion till 102 065. Ingen export eller import av levande grisar skedde under 2017.

I Tabell 3 redovisas övriga produktionsdata som använts.

Tabell 3. Produktionsdata som använts för att beräkna antalet grisar i produktion i Sverige.

Produktionsdata	Värde	Källa
Antal årssuggor	102 065	Beräknat
Antal slaktade slaktgrisar per årssugga, antal	24,7	Beräknat
Ditid, antal dagar	32,8	WinPig
Antal kullar per år, st.	2,24	WinPig
Andel gyltkullar, %	24,8	WinPig
Dödlighet från födelse till avvänjning, %	16,9	WinPig
Dödlighet från avvänjning till leverans, %	2,0	WinPig
Insättningsvikt slaktgris, kg	31,5	WinPig
Dödlighet från insättning till slakt och kasserade, %	1,8	WinPig
Foderförbrukning slaktgris, MJ Ne/kg tillväxt	26,6	WinPig
Foder per årssugga, MJ Ne	14 500	Beräknat från normtal från bransch
Foder födelse till leverans smågris, MJ Ne	420	Beräknat från normtal från bransch
Slaktvikt, kg per integrerad slaktgris (inkl. suggkött)	95,3	Beräknat

3.3.3 Inventering stallgödselhantering

För att modellera stallgödselhanteringen för svensk medelgris hämtades först data från den svenska klimatrapporeringen 2018 som redogör för uppdelningen av stallgödsel-system för grisar för året 2016 (Naturvårdsverket, 2018). För slaktgrisar var fördelningen 97 % flytgödsel, 2 % fastgödsel och 1 % djupströgödsel. För kategorin ”övriga grisar” var fördelningen 63 % flytgödsel, 20 % fastgödsel och 17 % djupströgödsel.

Därefter genomförde projektet en mindre enkätundersökning om vilka stallgödsel-system som användes i svensk grisproduktion. En pilotundersökning genomfördes på ordförandekonferensen för Sveriges Grisföretagare år 2019. Denna enkät uppdaterades därefter med fler frågor och skickades ut till distrikten för att besvaras av grisproducenter på distriktsstämmorna. Femtio svar samlades in. Resultatet från enkäten var bl. a. att 100 % av slaktgrisproducenterna använde flytgödselsystem. Bland smågrisproducenterna hade de som svarat på enkäten fastgödsel i 19 % av fallen, flytgödsel 80 % och djupströ i 1 %. Enkätsvaren visade alltså att djupströgödsel förekom mindre än vad som rapporterats i den svenska klimatrapporeringen.

I livscykelanalysen användes sedan följande data: För slaktgris flytgödsel till 100 % och för smågrissystemet flytgödsel till 63 %, fastgödsel till 20 % och djupströ till 17 %. För flytgödseln antogs att alla hade ett fungerande svämtäcke.

3.4 Modellering av utsläpp

3.4.1 Utsläpp från foderingredienser

Utsläpp från odling och produktion av foderingredienser som ingår i foderstaten för saggor, smågrisar och slaktgris har hämtats från olika datakällor:

1. Projektet Hållbara Matvägar, (Sonesson m fl., 2014)
2. RISE Foderdatabas med data från 2011 (Flysjö m fl., 2008)
3. Agri-footprint (en kommersiell LCA databas) med data beräknat för Sverige och andra länder (Blonk m fl., 2019)
4. Intern LCA databas på RISE (SIK Food database)
5. Rapport med klimatavtryck för några fodermedel (Woodhouse, 2019)
6. Ecoinvent (Ecoinvent Centre, 2019)
7. Direktivet för förnybara bränslen (Direktiv 2009/28/EG)

Tabell 4 visar från vilken källa LCA data är hämtade för varje enskild foderingrediens. För sojan används den marknadsmix som representeras i LCA databasen Agri-footprint (Blonk m fl., 2019) där 55 % av sojan är från Brasilien, 32 % från USA och 13 % från Kanada. Klimatavtrycket presenteras exklusive direkt markanvändning (dLUC).

Klimatpåverkan för spannmålsproduktionen är hämtade från tidigare RISE-studier. I dessa studier har man beräknat en medelproduktion av spannmål i Sverige, utifrån ett tänkt medelvärde av mineral- och stallgödseltillförsel till grödorna. Ett hemmaproducerat foder får antagligen en större andel stallgödsel. Det är oklart vilka konsekvenser det ger eftersom det är svårt att göra en rättvisande bild av vad stallgödsel bidrar till klimatmässigt och hur man ska allokera stallgödselproduktionen mellan djur och växtodlingssystemet.

Foderförhuster

Den dominerande tekniken vid utfodring i grisproduktion idag är blötutfodring som inte genererar något större svinn (Göransson m fl., 2014). Med detta som utgångspunkt beräknades inget fodersvinn.

Behandling av biprodukter

Den integrerade slaktgrisens foderstat innehåller en mängd biprodukter. Direktivet för förnybara bränslen (Direktiv 2009/28/EG) är ett regelverk för hur hållbarhet beräknas för produktion av förnybara bränslen och drivmedel. Där har man bestämt att emissioner följer produkter och avfall har värdet noll och enbart belastas med sin hantering. I den här studien har denna ansats valts för biprodukter som används för foder. Det gjordes sedan en jämförande studie i känslighetsanalysen för att se resultatet om biprodukterna åläggs en miljö- och klimatpåverkan.

Torr drank, DDGS, anses inte vara en biprodukt. Bröd, deg och pasta är heller ingen biprodukt men i vårt system är det ett avfall som ingen vill ha och därför behandlas dessa produkter som en biprodukt.

Tabell 4. Datakälla för LCA data för enskilda foderingsredienser.

Foderråvara	Datakälla
Premix	Flysjö m fl., 2008; Blonk m fl., 2019
Vete	Flysjö m fl., 2008
Vetefodermjöl	Blonk m fl., 2019
Korn	Flysjö m fl., 2008
Havre	Flysjö m fl., 2008
Havremjöl	Ingen data, extrapolerat med vetefodermjöl, se vetefodermjöl
Rågvete	Blonk m fl., 2019
Betmelass	Blonk m fl., 2019
Betfiber	SIK Food database
Majs	Woodhouse, 2019
Maltgroddar	Ingen data
Solrosmjöl	Blonk m fl., 2019
Ärtor	Blonk m fl., 2019
Åkerböna	Sonesson m fl., 2014
Sojamjöl	Blonk m fl., 2019. Mix av kanadensisk, amerikansk och brasiliansk soja utan LUC Samt brasiliansk soja med LUC
Sojaprotein	Blonk m fl., 2019
Rapsmjöl	Flysjö m fl., 2008
Rapsfrö	Flysjö m fl., 2008
Linfrö	Blonk m fl., 2019
Palmkärnexpeller	Blonk m fl., 2019
Olja/fett (sugga)	SIK Food database, 2008, Foderfett, samma klimatavtryck som rapsolja
Fiskmjöl	Blonk m fl., 2019
Drank torr	SIK Food database
Vassle torr/Vasslepulver	Blonk m fl., 2019
Vatten	Ecoinvent Centre, 2019. EU
Etanolindustri	Biprodukt, 0 i klimatavtryck enligt Direktiv 2009/28/EG
Mejeri Industri	Biprodukt, 0 i klimatavtryck enligt Direktiv 2009/28/EG
Spannmålsförädling	Biprodukt, 0 i klimatavtryck enligt Direktiv 2009/28/EG
Potatis industri	Biprodukt, 0 i klimatavtryck enligt Direktiv 2009/28/EG
Bryggeri Industri	Biprodukt, 0 i klimatavtryck enligt Direktiv 2009/28/EG
Bageri och Pasta- industri	Biprodukt, 0 i klimatavtryck enligt Direktiv 2009/28/EG
Fiskindustri	Biprodukt, 0 i klimatavtryck enligt Direktiv 2009/28/EG

3.4.2 Transporter av foderingsredienser

I projektet har det antagits att spannmål odlas på gården eller i närområdet till grisproduktionen. Intransport av foderingsredienser till gård från foderfabrik har inkluderats för de foder som generellt sätt inte odlas på en grigård. Detta gäller för premix, vetefodermjöl, havremjöl, betmelass, betfiber, palmkärneexpeller, foderfett, fiskmjöl, vetekli, solrosmjöl, sojamjöl, sojaprotein, potatisprotein samt biprodukterna.

Biprodukterna som används innehåller ofta mycket vatten och kräver därför stor transportkapacitet och transporteras därför inte långt. Ostvassle har exempelvis 5 % torr-

substans, produkten stärk från stärkelsestillverkningen har ca 10 % torrsubstans och blödranken har 6–27 % torrsubstans. Det antogs därför att biprodukter med högt vatteninnehåll transporterades 50 km.

En stor del av sojabönorna importeras direkt från det land de odlas till Norge där de förädlas till sojamjöl, men denna transport extrapolerades med en generell transport av sojabönor. Denna inkluderar en båttransport från produktionsland, vilket är en mix av brasiliansk, amerikansk och kanadensisk soja, till hamn i Nederländerna där sojamjölet tillverkas. En båttransport vidare till svensk hamn, samt en lastbilstransport från hamn till foderlager och vidare till gård inkluderades. Transport av palmkärneexpeller från Malaysia med båt till Sverige ingår också i foderberäkningen.

Tabell 5 visar beräknade transportavstånd för foderingredienser tur och retur, med antagandet om att återresan sker utan last.

Tabell 5. Beräknade transportavstånd för foderingredienser, tur och retur med antagandet om tom retur av fordonen.

Foderingrediens	Transportavstånd, km
Premix	300
Vetefodermjöl, havremjöl	240
Vetekli	240
Foderfett	240
Betmelass, betfiber	240
Palmkärneexpeller	861 med båt, 300 med lastbil
Solrosmjöl	240
Sojamjöl	861 med båt, 300 med lastbil
Sojaprotein	861 med båt, 300 med lastbil
Fiskmjöl	240
Potatisprotein	240
Biprodukter	100

3.4.3 Energianvändning stall

För energianvändning har Neumann m fl. (2009) använts vilket är data från de senaste energikartläggningar som gjorts. Tabell 6 visar medelvärdet av total energianvändning i kWh och fördelat på olika energibärare för svensk grisproduktion år 2009.

Tabell 6. Medelenergianvändning i svensk grisproduktion enligt Neumann m fl. (2009).

Fördelning energislåg, kWh	Per smågris	Per slaktgris
Total energi	50,00	0,40
El	36,50	0,28
Biobränsle	9,50	0,06
Diesel	3,50	0,04
E01	0,50	0,02

3.4.4 Halmåtgång stall

Halmåtgången beräknades till 120 kg halm för sugga och smågris som antas födas upp till stor del på djupströ och 30 kg halm för slaktgrisen enligt Jordbruksverket (2001). Halm till slaktgrisar ges för hygien och för sysselsättning.

3.4.5 Utsläpp av metan från fodermältning

Metanavgången från grisarnas fodermältning har antagits motsvara schablonvärdena enligt IPCC (2006). Det innebär 1,5 kg metan (CH₄) per djur och år för sugga och slaktgris. Smågrisens metanemissioner är så små så de antas vara noll. Beräkning gjordes enligt följande:

- Slaktgris: Efter 4 mån. är grisen slaktgris vilket ger $(4/12) \cdot 1,5 = 0,5$ kg CH₄/år.
- Sugga: 1,5 kg CH₄ per år i emissioner enligt schablon. Suggan får 24,7 smågrisar per år. Bidrag från suggan per integrerad slaktgris: $1,5/24,7 = 0,06$ kg CH₄/år.

3.4.6 Utsläpp av lustgas och metan från stallgödsel

Emissioner som uppkommer vid stallgödselhantering är:

- Metan (CH₄) från gödsellager.
- Direkta lustgasemissioner från gödsellager (dN₂O) – lustgas som avgår direkt från stallgödseln till atmosfären.
- Indirekta lustgasemissioner från gödsellager (iN₂O) – lustgas som bildas när ammoniak som förlorats från stallgödseln omsätts i andra delar av ekosystemet.

Stallgödselmissionerna från hantering och lagring är beräknade enligt IPCC 2006, se Bilaga 2.

Kväveinnehållet i stallgödseln beräknades med hjälp av Vera², vilket är ett beräkningsverktyg i rådgivningsprojektet Greppa Näringen. Tabell 7 visar totalt kväveinnehåll i gödsel samt stall och lagringsförluster i kg N.

Tabell 7. Totalt kväveinnehåll i gödsel samt stall och lagringsförluster i kg N per slaktgris, per sugga och per integrerad slaktgris.

	Slaktgris	Sugga och smågris	Totalt per integrerad slaktgris
Totalt kg N i gödsel per slaktgris och per sugga med 24,5 smågrisar	4,49	24,35	28,84
Stall och lagringsförluster, kg N per slaktgris och per sugga och 24,5 smågrisar			
Fastgödsel	0	23,38	23,38
Flytgödsel	2,66	76,70	98,36
Djupströgödsel	0	19,87	19,87

Den svenska klimatrapporeringen (Naturvårdsverket, 2018) använder sig av uppdaterade siffror för emissionsfaktorer för metanavgång och direkt lustgas då faktorerna från IPCC 2006 inte ansågs representera svenska förhållanden. I den här studien har faktorer

² <https://adm.greppa.nu/vera.html>

från IPCC 2006 använts för att kunna jämföra med tidigare LCA-studier på gris. I Tabell 8 visas skillnaderna i emissionsfaktorer mellan IPCC 2006 och den svenska klimatrapporteringen.

Tabell 8. MCF faktor (%) för flytgödsel, fast- och djupströgödsel enligt den svenska klimatrapporteringen (Naturvårdsverket, 2018) och IPCC, 2006.

Gödselslag	MCF-Svenska NIR	MCF-IPCC, 2006	Direkt N ₂ O svenska NIR	Direkt N ₂ O IPCC-2006
Flytgödsel	3,5*	17 10*	0,5*	0,1*
Fastgödsel	2	2	0,5	2
Djupströgödsel	17	39	1	2

* Lagring med svämtäcke

3.5 Känslighetsanalyser och scenario

I Tabell 9 redovisas de antaganden som gjorts för känslighetsanalyserna. Foderstaterna för känslighetsanalyserna finns i Bilaga 2.

Tabell 9. Beskrivning av antaganden för känslighetsanalyserna.

Parameter att analysera	Antagande
Klimatavtryck för soja i foderstat inklusive dLUC	Klimatavtryck för soja inklusive dLUC enligt Blonk m fl. (2019) för sojamix: 55 % från Brasilien, 32 % från USA och 13 % Kanada
Foderstat utan biprodukter	Biprodukterna ersattes av vete, rapsmjöl och sojamjöl. Mängden vete i foderstaten ökade med 2,7 %, sojamjöl ökade 0,3 % och rapsmjöl ökade med 0,3 %.
Biprodukter med ett klimatavtryck	Ekonomisk allokering och massallokering testades. <i>Ekonomisk allokering:</i> Vassle allokerades enligt Agri-footprint databas (Blonk Consultants, 2019) baserat på ett femårigt medel. För drank antogs samma klimatavtryck som för vete, 0,36 kg CO ₂ e/kg i TS. <i>Massallokering:</i> Vassleallokering enligt <i>International Dairy Federation</i> (IDF, 2015) på "milk solids" ger då ett klimatavtryck på 0,6 kg CO ₂ e/kg vassle i TS. För drank antogs samma klimatavtryck som för vete, 0,36 kg CO ₂ e/kg i TS.
Fem procents lägre foderförbrukning	Den totala foderstaten minskades med 5 %, alla fodermedel med lika stor andel.
Fossilfri foderproduktion	För rena spannmål, raps, majs, åkerböna och ärta, vilket är ca 42 % av foderstaten, antogs fossilfri produktion. Det antogs att i fältarbetet ersattes diesel med HVO som har ett 86 % lägre klimatavtryck jämfört med diesel, 2,82 kg CO ₂ e/l diesel och 0,39 kg CO ₂ e/l HVO, enligt Energimyndigheten (2019). Det antogs också att mineralgödselproduktionen minskade från mellan 5,3–4 kg CO ₂ e/kg N till 1,5 kg CO ₂ e/kg N enligt Ahlgren m fl. (2010).
Sojafritt foder	Sojan i slaktgrisfodret ersattes av åkerböna, rapsmjöl och potatisprotein. Åkerböna ökade med 113 %, rapsmjöl med 14 % och potatisprotein med 172 %. Vete minskade med 6,6 %.
Fyra veckors ditid	Det gör att man kan beräkna 27 smågrisar/årssugga istället för 24,7
En smågris mer per sugga	25,7 istället för 24,7 smågrisar per sugga

Scenariot som kallas ”optimalgris”, baserades på de tio bästa sugg- respektive slaktsvinsproducenterna från WinPig 2017, vilka konsumerar 10 % mindre foder och producerar en mer smågris per årssugga än medelgrisen. Från känslighetsanalyserna inkluderades också fossilfri foderproduktion och sojafritt slaktgrisdoder i scenariot. De övriga känslighetsparametrarna är redan inkorporerade i scenariot då de bästa producenterna från WinPig redan uppnått dessa potentialer så som t ex. en mer smågris per årssugga.

3.6 Miljöpåverkansbedömning

3.6.1 Klassificering och karaktärisering

Klassificering innebär att resultatet från inventeringen sorteras in under olika miljöpåverkanskategorier. En utsläppsparameter kan ge upphov till flera olika miljöeffekter, till exempel kan kväveoxider (NO_x) bidra till både försurning och övergödning. Karaktärisering är ett sätt att beskriva det potentiella bidraget till en miljöeffekt från specifika parametrar. Detta sker genom att multiplicera karaktäriseringsindex för de ämnen som ger upphov till en miljöeffekt med utsläppsmängderna från inventeringsresultaten för motsvarande ämnen. De olika ämnenas bidrag presenteras i en gemensam funktionell enhet som är specifik för varje miljöeffekt. Karaktäriseringsindexen som använts i den här studien visas i Bilaga 3.

I det följande beskrivs de miljöpåverkanskategorier som har studerats.

3.6.2 Klimatpåverkan

Växthuseffekten uppstår när jorden värms upp av direkt solstrålning och sedan avger värmestrålning som delvis absorberas av gaser i jordens atmosfär och en viss del emitteras tillbaka till jordytan. Växthuseffekten i sig är en naturlig effekt som ger jorden det klimat den har idag, där temperaturen är 33°C högre än vad den annars skulle vara. Men halten av olika ämnen i atmosfären från mänskliga aktiviteter ökar, däribland ämnen som bidrar till växthuseffekten som koldioxid, metan, lustgas och klorfluorkarboner (CFC) (till exempel freoner). De klimatförändringar som emissionerna kan medföra är en förändring av klimatet som kan komma att påverka mänskligheten avsevärt. Utsläppen av de olika växthusgaserna räknas om till koldioxidekvivalenter (CO_2e).

3.6.3 Utsläpp av försurande ämnen

Förbränning av fossila bränslen ger förutom koldioxid, upphov även till bl. a. svavel-dioxid och kväveoxider. Dessa gaser omvandlas, förenar sig med vatten och bildar syror som sänker pH-värdet i regnvattnet och orsakar försurning av mark och vattendrag. Verkan av försurande ämnen har ett stort geografiskt beroende (huvuddelen av Sverige, med undantag för Öland, Gotland och Skåne, är till exempel extremt känsliga för försurning beroende på den kalkfattiga berggrunden). Försurningen påverkar bland annat träden negativt och leder till att vatten med lågt pH löser ut toxiska kvantiteter aluminium och når sjöar och vattendrag, där växt och djurliv kan drabbas. Försurning är en regional miljöeffekt.

3.6.4 Utsläpp av övergödande ämnen till marina- och sötvattensmiljöer

Ökad tillförsel av näringsämnen till vattensystem leder till ökad tillväxt för olika arter i systemet. Nedbrytningen av näringsämnena samt av annat organiskt material i vatten kräver syre. Utsläpp av kväveföreningar till luft kan också bidra till ökad tillgång på kväve i vattendrag eftersom kväveföreningar återförs till marken med nederbörd och sedan till viss del hamnar i vattendrag. Den ökade syreförbrukningen kan leda till syrebrist, vilket kan skada livsbetingelserna för djur och växter. Tillväxten av biomassa i vattendrag begränsas i europeiska system vanligen av tillgången på näring i form av kväve eller fosfor. Fosfor är normalt det begränsande näringsämnet i sjöar och övre delen av Östersjön medan kvävet är det näringsämne som begränsar tillväxten i havet.

3.6.5 Energianvändning

I den här studien redovisas energianvändningen som total energi vilket inkluderar fossil och förnybar energi. För beräkning av primär energi har metoden *Cumulative Energy Demand* i LCA beräkningsprogrammet SimaPro använts (SimaPro7, 2007). Det innebär att man även tar med energin för att producera energibäraren.

3.6.6 Resursanvändning - markanvändning och fosforuttag

Odlingsbar mark är en begränsad naturresurs och dess bevarande är grundläggande för vår nuvarande och framtida livsmedelsproduktion. Det pågår internationella arbeten för att finna relevanta indikatorer för att inkludera denna viktiga påverkan av livsmedelsproduktion. Ofta analyserar man jordbruksproduktion under ett år när man gör LCA för livsmedel och den yta som åtgår för att producera en funktionell enhet (FE) anges då som m² år per funktionell enhet och har använts i denna rapport (för metod se Goedkoop m fl., 2009).

Fosfor är en icke-förnyelsebar resurs och av dagens totala fosforutvinning används ca 90 % i jordbruket, till största delen som gödselmedel men även i mineralfoder. Eftersom produktionen av mat och foder så totalt dominerar uttaget av den ändliga fosforresursen är det av vikt att redovisa på förbrukningen av denna ändliga resurs.

3.6.7 Metod för miljöpåverkansbedömning

Den metod som använts för att göra miljöpåverkansbedömningen är *The International Reference Life Cycle Data System ILCD 2011* och är den LCA-metod som EU rekommenderar sedan 2012 (EC-JRC, 2011). EU kommissionens harmoniserade metod för miljövtrycksberäkningar, *Product Environmental Footprint (PEF)*, rekommenderar också denna metod. IPCC har uppdaterat sina karaktäriseringsfaktorer för metan och lustgas och har numera även karaktäriseringsfaktorer för feedback-loops (Tabell 10). Men för att kunna jämföra klimatavtrycket bakåt i tiden användes i den här studien karaktäriseringsfaktorerna för år 2006.

Tabell 10. Karaktäriseringsfaktorer för koldioxid metan och lustgas enligt FN:s klimatpanel (IPCC) för åren 2006 och 2013, samt med eller utan feedback loops (fb).

Växthusgas	GWP ₁₀₀		
	IPCC 2006	IPCC 2013 utan fb	IPCC 2013 med fb
Koldioxid	1	1	1
Metan, biogent ursprung	25	28	34
Lustgas	298	265	298

Efter inventeringsanalysen är resultaten omfattande och i miljöpåverkansbedömningen klassificeras och karakteriseras därför informationen från inventeringen. Detta för att se hur stort bidrag varje produkt har till de olika miljöpåverkanskategorierna. De miljöpåverkanskategorier som har valts att redovisas i den här studien visas i Tabell 11.

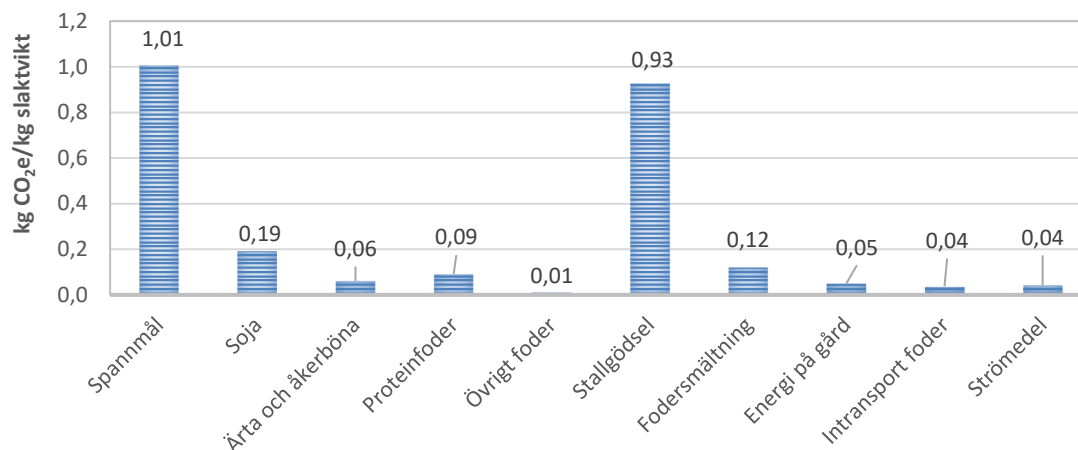
Tabell 11 Utvalda miljöpåverkanskategorier och metoderna för miljökonsekvensbedömningen i den här studien.

Miljöpåverkanskategori	Enhet	Metod
Klimatpåverkan	kg koldioxidekvivalenter (CO ₂ e)	IPCC, 2006, GWP 100
Försurning	mol H ⁺ -ekvivalenter (H ⁺ -ekv)	Accumulated Exceedance (Seppälä m fl. 2006, Posch m fl, 2008)
Övergödning marin och sötvattensmiljöer	marin: kg N-ekvivalenter (N-ekv) färskvatten: kg P-ekvivalenter (P-ekv)	EUTREND model (Struijs m fl, 2009)
Energianvändning, CED	MJ	CML 2002 (Guinée m fl., 2002)
Land use	m ² /år	CML 2002 (Guinée m fl., 2002)

3.7 Resultat livscykelanalys

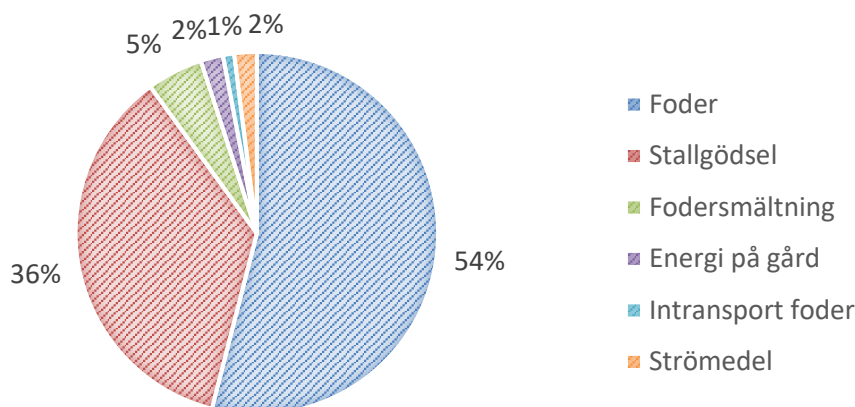
3.7.1 Klimatavtryck för svensk medelgris

Klimatavtrycket för svensk integrerad slaktgris blev i den här studien på 2,54 kg CO₂e/kg slaktvikt. Detta klimatavtryck beräknades exklusive dLUC för sojamjöl samt enligt metoder för stallgödsemissioner från IPCC 2006. Figur 3 nedan visar klimatavtrycket uppdelat på bidraget från olika produkter och aktiviteter till klimatavtrycket.



Figur 3. Klimatavtryck för svensk integrerad slaktgris redovisat i kg CO₂e/kg slaktvikt exklusive dLUC och beräknat enligt IPCC 2006 stallgödsemissionsfaktorer.

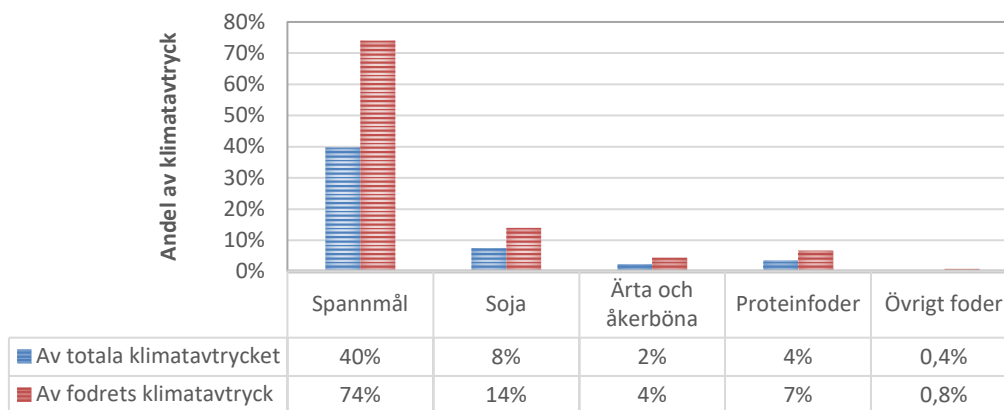
Fodret står för det största bidraget till klimatavtrycket följt av stallgödsemissioner, se Figur 4 för bidrag i procent. Fodret står för 54 % av bidraget till det totala klimatavtrycket. Stallgödsemissionerna står för 36 % där 52 % utgör metanemissioner, 36 % direkta lustagsemissioner och 12 % indirekta lustgasemissioner. Emissioner från djurens fodermältning, vilket är metan, utgör 5 % av det totala klimatavtrycket. Energianvändning på gård, strömedelsanvändning samt intransport av foder står för 2 % vardera av det totala klimatavtrycket.



Figur 4. Bidrag till klimatavtrycket för svensk integrerad slaktgris i procent.

Fodrets bidrag

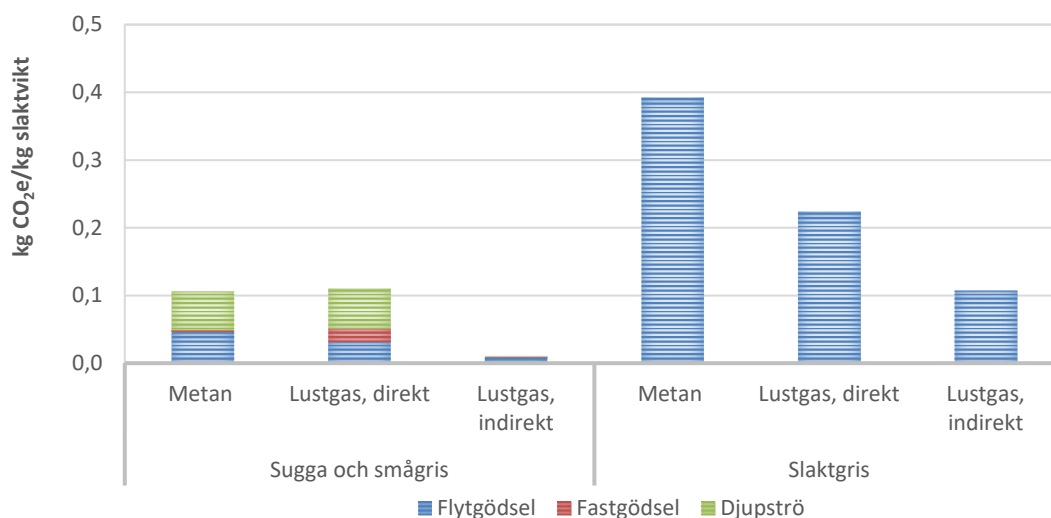
Fodrets bidrag till det totala klimatavtrycket är 1,36 kg CO₂e/kg slaktvikt, vilket motsvarar 54 % av det totala klimatavtrycket. Spannmål och spannmålsprodukter bidrar med 42 % till det totala klimatavtrycket och med 74 % till fodrets bidrag. Sojan står för 8 % av grisens totala klimatpåverkan och 14 % av fodrets klimatpåverkan. Biprodukternas bidrag till klimatavtrycket är noll. Se Figur 5 för fodrets klimatavtryck i procent av totala klimatavtrycket och i procent av fodrets klimatavtryck.



Figur 5. Fodrets bidrag i procent till det totala klimatavtrycket per kg slaktvikt (blå stapel) och fodermedels bidrag till fodrets klimatavtryck (röd stapel).

Bidrag från stallgödsemissioner

Stallgödsemissionerna står för 37 % av det totala klimatavtrycket där 52 % utgörs av metanemissioner, 36 % direkta lustagsemissioner och 12 % indirekta lustgasemissioner från lager, se Figur 6. Slaktgrisstadiet står för den största delen av emissionerna på grund av att grisen äter mer i detta stadie än i smågrisstadiet och därmed utsöndrar mer kväve i träck och urin.



Figur 6. Stallgödsemissioner i kg CO₂e/kg slaktvikt för grisproduktionen uppdelat för sugga med smågris samt slaktgrisstadie.

3.7.2 Försurning och övergödning

Stallgödselsystemet bidrar till utsläpp av ammoniak, speciellt djupströgödseln, vilket leder till att 89 % av bidraget till försurningspotentialen kommer från stallgödselsystemet. Fodrets produktion står för resterande del av bidraget till försurning, se Tabell 12.

Bidraget till övergödning för marina miljöer härstammar från användning av kväve och läckage av kväve till vatten. Detta sker främst vid foderodling som nitratläckage men också när ammoniak från stallgödselsystemet avdunstar, omvandlas till ammonium och med nederbörden förorenar sjöar och vattendrag. Foderodlingen står för 86 % av bidraget till övergödning till marina miljöer där spannmålen står för 64 % följt av ärta och åkerböna som står för 7 %. Stallgödselsystemet bidrar till marin övergödning med 13 %.

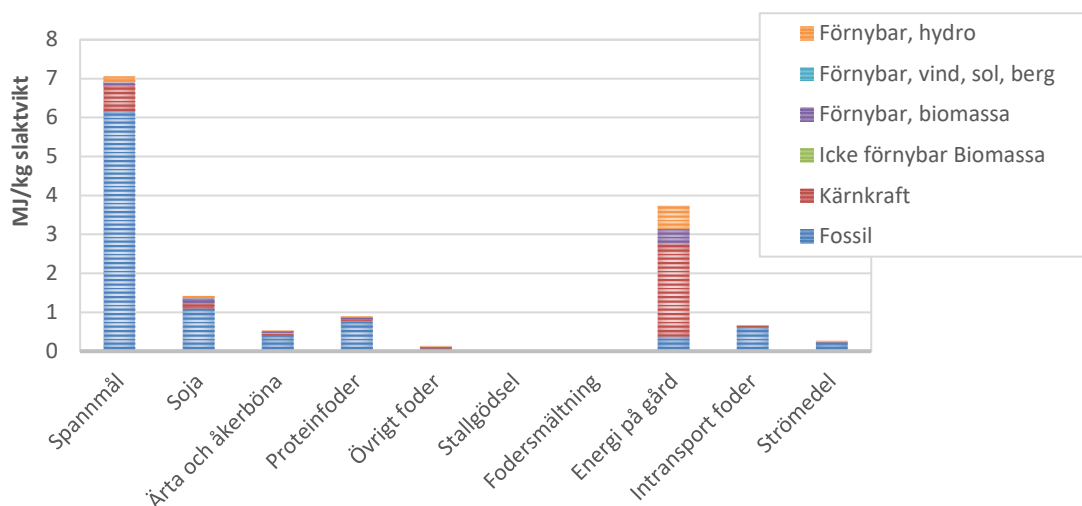
För övergödningspotentialen till sötvatten är det fosforläckage som leder till övergödning. Foderodlingen står för det största bidraget, med 96 % på grund av fosfor i gödseln. De resterande 4 % står dieselanvändningen på gården för.

Tabell 12 Bidrag till försurning och övergödning per kg slaktvikt.

Miljöpåverkanskategori	Resultat	Källa som bidrar
Försurning, <i>mol H⁺-ekv/kg slaktvikt</i>	0,12	Stallgödsel 89 % Foderproduktion 11 %
Övergödning marina miljöer, <i>kg N-ekv/kg slaktvikt</i>	0,03	Foderproduktion 86 % Stallgödsel 13 %
Övergödning sötvattensmiljöer, <i>kg P-ekv/kg slaktvikt</i>	0,0004	Foderproduktion 95 % Energi på gården 4 % Intransport till gård 1 %

3.7.3 Energianvändning

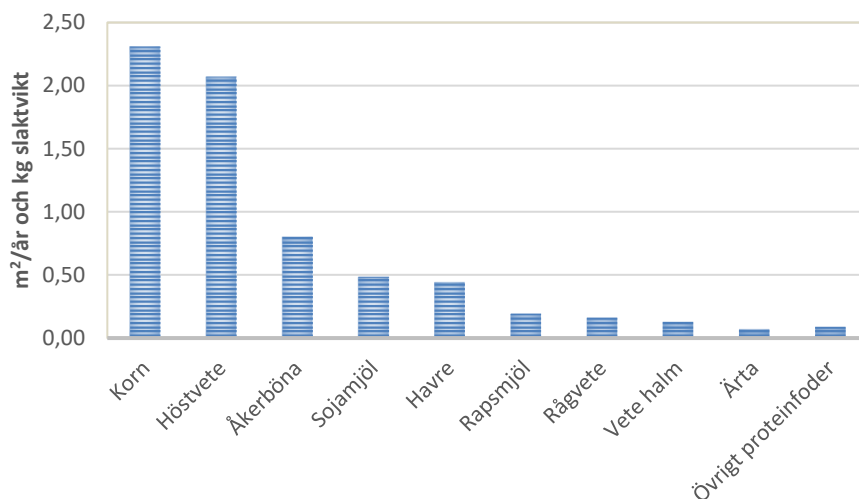
Energianvändningen är uppdelad i olika kategorier, se Figur 7. Totala användningen är 14 MJ/kg slaktvikt. Spannmålsodlingen står för 50 % av energianvändningen och fodret står för 10 MJ/kg slaktvikt vilket är 71 % av totala energianvändningen. Resterande härstammar från energianvändning på gård.



Figur 7. Energianvändning i MJ/kg slaktvikt.

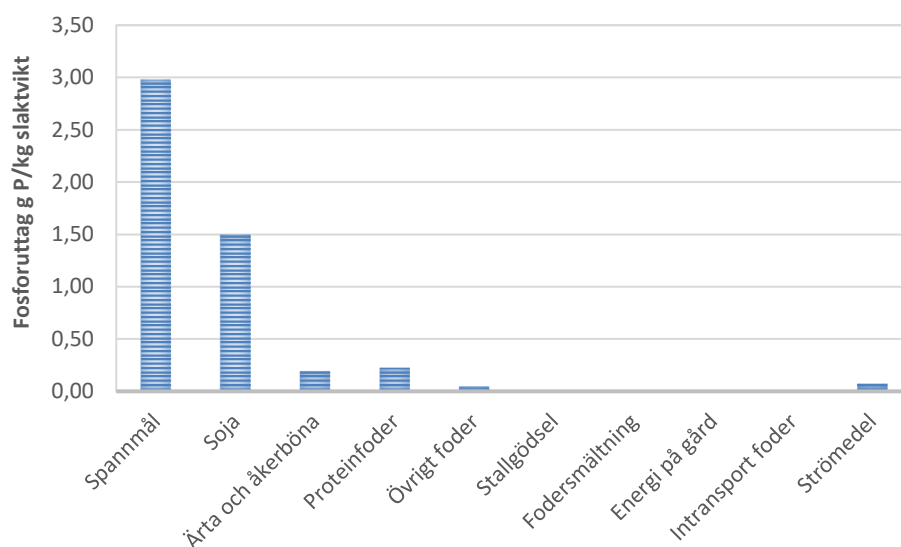
3.7.4 Markanvändning och fosforuttag

1 kg integrerad slaktgris använder 6,8 m²/år där markanvändningen kommer ifrån foderproduktionen, se Figur 8.



Figur 8. Markanvändning i m²/ år och kg slaktvikt.

Fem gram ny fosfor förbrukas per kg av slaktad gris vilken härstammar till 98,5 % från den fosforgödsel som används i foder och produktionen av strömedel. Resterande fosfor kommer ifrån produktion av den el som förbrukar på gård, se Figur 9.



Figur 9. Fosforuttag, gram fosfor/ kg slaktvikt.

3.8 Resultat känslighetsanalyser och scenario

I Tabell 13 redovisas klimatavtryck för de olika känslighetsanalyserna. Klimatavtrycket kan minska med mellan 0,4–13,5 % beroende på förändringar i produktionssystemet. Klimatavtrycket kan även öka 1,5–10 % om hänsyn tas till hur biprodukter hanteras i LCA och om sojan i fodret härstammar från länder där odlingen har lett till utsläpp av växthusgaser på grund av förändrad markanvändning.

Tabell 13. Resultat för klimatavtryck för känslighetsanalyser och scenario jämfört med resultatet för medelgrisen.

Testad parameter	Skillnad mot medelgris, %	Klimatavtryck kg CO ₂ e/kg slaktvikt
Soja inkl. dLUC	+10	2,80
Foderstat utan biprodukter	+7	2,71
Biprodukter har ett klimatavtryck, vassel ekonomisk allokering	+1,5	2,58
Biprodukter har ett klimatavtryck, vassel massallokering	+4	2,64
Sojafritt foder	-3,5	2,45
Fossilfri foderodling	-13,5	2,20
Fem procent lägre foderförbrukning	-2,8	2,47
Ditid fyra v	-0,4	2,53
En mer smågris per årssugga	-0,4	2,53

Scenariot "Optimalgris" resulterade i en minskning av klimatavtrycket med 17 % jämfört med medelgrisen (2,11 kg CO₂e/kg slaktvikt). Vid beräkning av scenariot optimalgrisen har följande antagits: fossilfri odling av foder (inklusive användning av fossilfritt producerad mineralgödsel), reducerade klimatavtrycket med 11 % och de andra parametrarna "en mer smågris per sugga", sojafritt foder och 5 % lägre foderförbrukning gav en reduktion på 6 %.

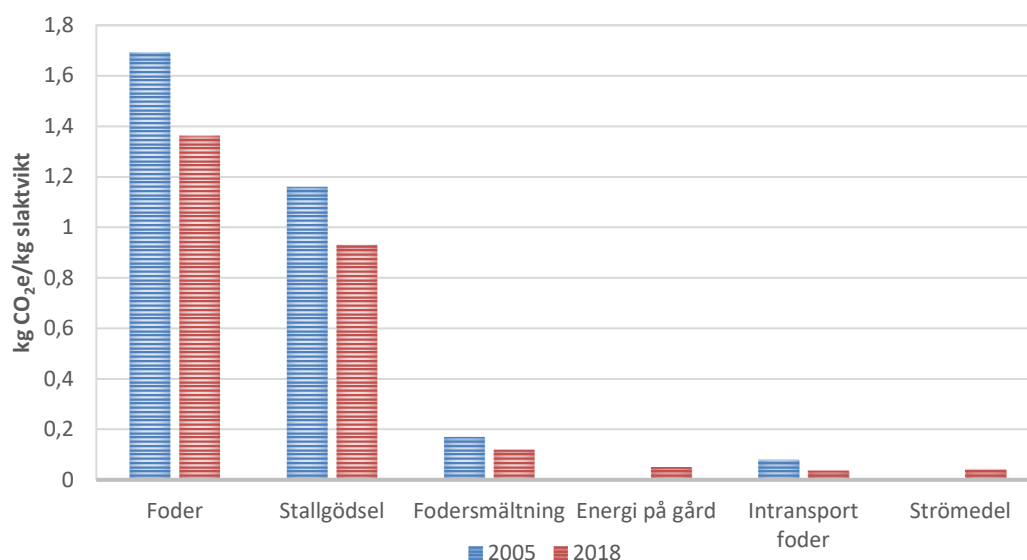
4 Svenska grisens miljöavtryck i jämförelse

Klimatavtryck beräknas generellt på samma sätt i alla livscykelanalyser men för övriga miljöpåverkanskategorier finns det ett flertal metoder att välja mellan vilket gör en jämförelse mellan studier svår. Efter jämförelsen av klimatavtrycket med vad som hittats i litteraturen nedan följer en kortfattad jämförelse för de övriga miljöpåverkanskategorier som inkluderats i denna studie. Inga studier hittades som rapporterat fosforuttag. Författare till detta kapitel är Anna Woodhouse (RISE).

4.1 Klimatavtryck

4.1.1 Jämförelse med andra svenska studier

År 2009 publicerades ett klimatavtryck för svensk gris som låg på 3,39 kg CO₂e/kg slaktvikt (Cederberg m fl., 2009) eller 3,13 CO₂e/kg slaktvikt om spridning av stallgödsel exkluderas. Moberg m fl. (2019) har publicerat klimatavtryck för svensk gris på 2,8–3,2 kg CO₂e/kg slaktgris vid gårdsgrind. Moberg m fl. (2019) beräknade stallgödsemissioner enligt den svenska klimatrapporteringen och därför kan klimatavtrycket för den här studien inte jämföras med Moberg m fl. (2019). Klimatavtrycket för svensk medelgris kan dock jämföras med Cederberg m fl. (2009) då samma emissionsfaktorer har använts i beräkningarna. Klimatavtrycket i den här studien är 18 % lägre jämfört med Cederbergs m fl. (2009) studie. Figur 10 visar på skillnader mellan Cederberg m fl. (2009) och den här studien.

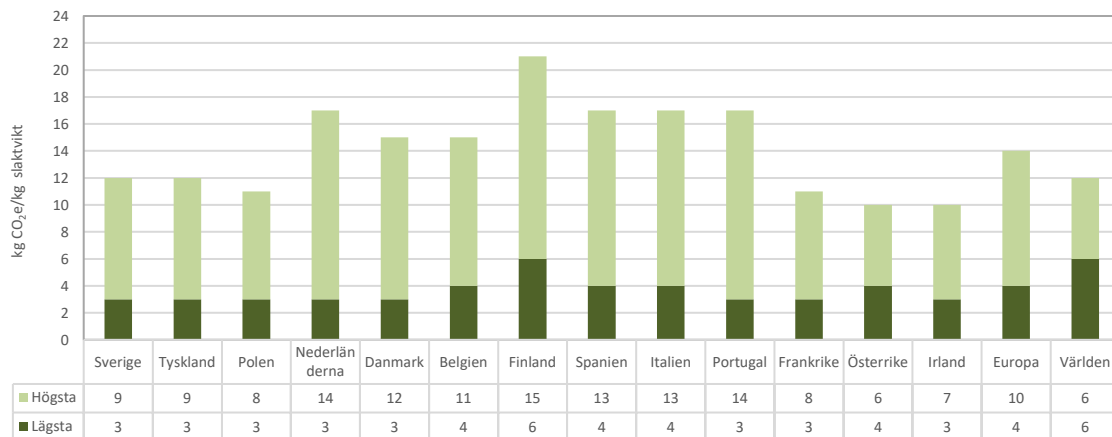


Figur 10. Jämförelse mellan klimatavtrycket för svensk gris 2005 (Cederberg m fl., 2009) och klimatavtrycket för svensk medelgris i den här studien, kg CO₂e/kg slaktvikt.

4.1.2 Jämförelse internationellt

För att kunna få en bild av hur den svenska medelgrisens klimatavtryck står sig i jämförelse med andra EU länder gjordes en sammanställning av litteratur på området. Sökningar gjordes på *Google Scholar*, *Science Direct* och *Scopus* för åren 2015–2019. Äldre studier användes för länder där inga studier hittades för dessa årtal.

Det finns en större studie gällande klimatavtryck av gris och andra animalier på global nivå (Gerber m fl., 2013) och två studier på europeisk nivå (Leip m fl., 2010; Lesschen m fl., 2011). Studierna inkluderade många länder som har beräknats med samma metodik och därför kan resultaten jämföras utan omräkningar. Dessa studier är inkluderade i litteraturstudien och används som medel för EU och Världen. Leip (m fl. 2010) beräknade klimatavtryck inklusive förändrad markanvändning för produktion av foder vilket gör att dessa klimatavtryck är högre än andra rapporterade klimatavtryck. Dessa klimatavtryck är de som används som högsta klimatavtryck i denna jämförelse. I Figur 11 visas de lägsta och de högsta klimatavtrycken av gris per kg slaktvikt som identifierades genom litteratursökningen. De länder med rapporterat lägst klimatavtryck är Tyskland, Polen, Holland, Danmark, Irland och Sverige. När Leip m fl. (2010) inkluderar emissioner från markanvändning (LUC) ökar klimatavtrycket betydligt för dessa länder. Sveriges klimatavtryck för integrerad slaktgrisproduktion ligger på en nivå som är lägre än medelvärdet för EU och världen.



Figur 11. Sammanställning av klimatavtryck för slaktgris per kg slaktvikt för de lägsta och de högsta klimatavtrycken som identifierades genom litteratursökningen. Mörkgrön stapel visar det lägsta klimatavtrycket och den ljusgröna stapeln det högsta klimatavtrycket som identifierats.

Den senast publicerade studien för svensk grisproduktion och för delar av Europa är Wirsenius m fl. (2020) och Moberg m fl. (2019). I båda studierna ligger svenskt klimatavtryck på 3–3,5 kg CO₂e/kg slaktvikt. Båda studierna använder ett top-down-perspektiv vilket betyder att man räknar på nationell statistik istället för en bottom-up-perspektiv där man utgår från till exempel en enskild gård. Data finns att tillgå i nationell statistik och till exempel i nationella rapporteringarna till FN:s klimatpanel. I Moberg m fl. (2019) ingår kolinlagring enligt en förenkling av ICBM-modellen, *Introductory Carbon Balance Model* (Andrén och Kätterer, 1997). ICBM-modellen används även i den svenska NIR-

rapporteringen (Naturvårdsverket, 2018. Direkt markförändring inkluderas också för soja och oljepalm med emissionsfaktorer från Henders m fl. (2015).

För Danmark beräknade Dorca-Preda m fl. (2019) klimatavtryck för dansk gris för året 2005 och 2016. År 2016 hade slaktgrisen klimatavtrycket 2,2 kg CO₂e/ kg levandevikt och omräknat med ett slaktutbyte på 0,763 blir klimatavtrycket 2,9 kg CO₂e/kg slaktvikt. Bonou m fl. (2016) studerade dansk export av griskött och ur denna studie beräknas klimatavtrycket till 3,5 kg CO₂e/kg slaktvikt. Klimatavtrycket beräknat av Dorca-Preda m fl. (2019) antog att stallgödseln rötades och att andra emissionsminskande teknologier användes vilket ger ett mycket lågt klimatavtryck. I Dorca-Preda m fl. (2019) är produktionen mer effektiv än den svenska mätt som avkastning per sugga och år med 30 slaktade grisar per årssugga jämfört med 24,7 för den svenska medelgrisen.

I denna studie har den svenska grisen en slaktvikt på 91,6 kg jämfört med 85,1 kg för Danmark (Dorca-Preda m fl., 2019) vilket är nästan 2 grisar per årssugga för att få fram samma köttmängd. En annan faktor som skiljer är att den danska produktionen har mer än dubbelt så hög dödlighet bland suggorna, 11 % mot 5 % i Sverige vilket motsvarar 10,8 kg kött per sugga och år (WinPig, 2017; Dorca-Preda m fl., 2019). Denna skillnad motsvarar mer än 0,4 grisar per årssugga. Det skiljer sig också i fodersammansättningen mellan länderna, där svensk slaktgris använder mycket mer biprodukter, 10 % i fodret jämfört med den mot danska studien på 3 %. Svensk gris äter mer spannmål och mindre proteinfoder än dansk gris, se Tabell 14. En förklaring till detta kan vara de låga proteinhalterna i spannmål som danskarna upplevt de senaste åren som beror på striktare gödslingskrav med gräns för tillfört kväve.

Tabell 14. Fodersammansättning i % enligt Dorca-Preda m fl. (2019) jämfört med foderstater som använts i detta projekt.

	Suggor DK	Suggor SE	Tillväxt DK	Tillväxt SE	Slaktgris DK	Slaktgris SE
Spannmål	77	81	70	78,3	76	70,6
Proteinfoder	18	11,7	24,5	14,4	17	15,5
Oljefrö foder/fett	1	0,7	2	1,3	1	0
Biprodukter	2	1,6	0,8	2,7	3	10
Övriga fodermedel	2,5	5	2,7	3,3	3	3

För Finland har inga fler data hittats förutom Leip m fl. (2010) som rapporterade 6–15 CO₂e/kg slaktvikt) och Lesschen m fl. (2011), med 6 CO₂e/kg slaktvikt. Det pågår dock ett projekt i Finland på LCA av den finländska grisproduktionen som beräknas vara klar hösten 2020 (Hietala, 2020).

För tysk produktion finns en studie från 2013 som redovisar ett klimatavtryck på 3,2 kg CO₂e/kg slaktvikt (Reckmann m fl., 2013). I Moberg m fl. (2019) beräknas tysk slaktgris ha ett klimatavtryck på 4 CO₂e/kg slaktvikt vilket är något lägre än 5 kg CO₂e/kg slaktvikt som Leip m fl. (2010) och Lesschen m fl. (2011) rapporterar.

För produktion i Belgien har klimatavtrycket rapporterats vara mellan 4–11 kg CO₂e/kg slaktvikt (Leip m fl., 2011; Six m fl. (2017).

De aktuellaste data för Polen som hittats är Leip m fl. (2010), som angett ett värde på 4–8 CO₂e/kg slaktvikt och Lesschen m fl. (2011) med 3 CO₂e/kg slaktvikt.

Groen m fl. (2016) rapporterar ett klimatavtryck på mellan 3–7 kg CO₂e/kg slaktvikt för nederländsk gris och Leip m fl. (2010) beräknade klimatavtrycket till 6–14 kg CO₂e/kg slaktvikt och Lesschen m fl. (2011), 6 kg CO₂e/kg slaktvikt.

Det finns flera studier för spanskt klimatavtryck på slaktgris (Noya m fl., 2016; 2017a; 2017b) där klimatavtrycket ligger mellan 4,6 och 8,9 kg CO₂e/kg slaktvikt. Leip m fl. (2010) rapporterar ett klimatavtryck på 4–13 kg CO₂e/kg slaktvikt där det högsta klimatavtrycket inkluderar emissioner från förändrad markanvändning.

Italienska studier rapporterar högre klimatavtryck jämfört med europeiska studier, 4,4–5,7 kg CO₂e/kg slaktvikt och med markanvändning inkluderat 13 kg CO₂e/kg slaktvikt (Leip m fl., 2010, Bava m fl., 2017; Pirlo m fl., 2016). Det kan bero på att den italienska grisbranschen främst är inriktad på produktion av tunga grisar vars kött används för traditionell processning av skinka. Vid slakt krävs minst 160 kg och 9 månaders ålder för att uppfylla produktionsspecifikationer (Bava m fl., 2017).

En studie från Portugal rapporterar klimatavtryck på samma nivå som norra Europa, 3,3 kg CO₂e/kg slaktvikt (Gonzalez-Garcia m fl. 2015) och med markanvändning inkluderat, 14 kg CO₂e/kg slaktvikt (Leip m fl., 2010).

Klimatavtrycket för gris producerad i Frankrike varierar för system med flytgödsel (3,0–3,7 kg CO₂e/kg slaktvikt) och system med fastgödsel (3,6–5,52 kg CO₂e/kg slaktvikt). Detta med en utbytesfaktor på 0,75 mellan levandevikt och slaktvikt (Garcia-Launay, m fl., 2014). Med markanvändningen inkluderad ligger klimatavtrycket på 8 kg CO₂e/kg slaktvikt (Leip m fl., 2010).

Winkler m fl. (2016) rapporterade för Österrike ett klimatavtryck på 4,4 kg CO₂e/kg slaktvikt och med markanvändning inkluderat 6 kg CO₂e/kg slaktvikt (Leip m fl., 2010)

För Irland har ett klimatavtryck på 3,5 kg CO₂e/kg slaktvikt rapporterats för konventionell produktion med en reduktion till 3,3 kg CO₂e/kg slaktvikt när produktionen effektiviserades och fodereffektiviteten förbättrades med 9 % (McAuliffe m fl., 2017). Med markanvändning inkluderat ökar klimatavtrycket till 7 kg CO₂e/kg slaktvikt enligt Leip m fl., 2010.

4.2 Försurning

För att kvantifiera försurningspotential finns flera metoder att välja mellan inom livscykelanalys och ofta används ReCipE (Goedkoop m fl., 2013) för grisproduktion vilket är en metod som beräknar försurning i g SO₂-ekv (Reckmann m fl., 2016, McAuliffe m fl., 2017; Dorca-Preda et al., 2020). ILCD metoden som använts i denna studie (EC-JRC, 2011) beräknar istället försurning i mol H⁺-ekv.

Försurningspotentialen i denna studie på 0,12 mol H⁺-ekv/kg slaktvikt är något högre än vad som rapporterats för exempelvis projektet Hållbara matvägar (Sonesson m fl., 2014; 0,05 mol H⁺-ekv/kg slaktvikt) eller för dansk gris (Bonou m fl., 2016; 0,07 mol H⁺-ekv/kg slaktvikt).

4.3 Övergödning sötvatten

Övergödningspotentialen ligger på samma nivå som andra rapporterade studier (Sonesson m fl., 2014; 0,00064 kg P-ekv/kg slaktvikt, Six m fl., 2017; 0,0012 kg P-ekv/kg slaktvikt, Gonzalez Garcia m fl., 2015; 0,0006 kg P-ekv/kg slaktvikt).

4.4 Övergödning marin

Det finns få studier som använt samma metod som i denna studie (kg N-ekv) men för Sonesson m fl. (2014) rapporterades något lägre marin övergödningspotential för svensk gris producerad i Västra Götaland, (0,02 kg N-ekv/kg slaktvikt). Högre resultat har blivit rapporterade för portugisisk gris (Gonzalez Garcia m fl., 2015; 0,041 kg N-ekv/kg slaktvikt).

4.5 Markanvändning

Markanvändning låg på 6,8 m²/år/kg slaktvikt för grisen i denna studie vilket är något lägre än vad som rapporterats från svensk gris producerad i Västra Götaland (Sonesson m fl., 2014; 9 m²/år/kg slaktvikt) men högre än för dansk gris (Dorca-Preda m fl., 2020, 4,6 m²/år/kg slaktvikt) och medel för markanvändning för EU producerad gris (4,8–6,4 m²/år/kg slaktvikt; Erasmus m fl., 2016). En något äldre studie för markanvändning för europeisk produktion ligger på 5,5–6,3 m²/år/kg slaktvikt (Dourmad m fl., 2014). För spanska och italienska system har en markanvändning på 2–8 m²/år/kg slaktvikt rapporterats (Noya m fl., 2017; Espagnol och Demartini, 2014).

4.6 Energianvändning

Energianvändningen i denna studie ligger på liknande nivåer som rapporterats för svensk produktion (Sonesson m fl., 2014; 13 MJ/kg slaktvikt) och något lägre jämfört med produktionssystem i EU (Dourmad mfl., 2014; 16–22 MJ/kg).

5 Biprodukter i foder till gris

I detta kapitel redovisar vi resultat från den inventering av användning biprodukter till foder till gris som gjorts inom ramen för projektet samt jämför med en liknande studie från 2005. Dessutom redovisas också resultatet från en litteraturstudie kring användningen av restprodukter till foder och bioenergi samt hur dessa användningar kan värderas miljömässigt. Författare och datainsamlare till detta kapitel är Birgit Landquist (RISE), Ola Karlsson (Foderlotsen AB) och Karin Velander, Odling i balans. Litteraturstudien har genomförts av Helena Elmquist (Odling i Balans).

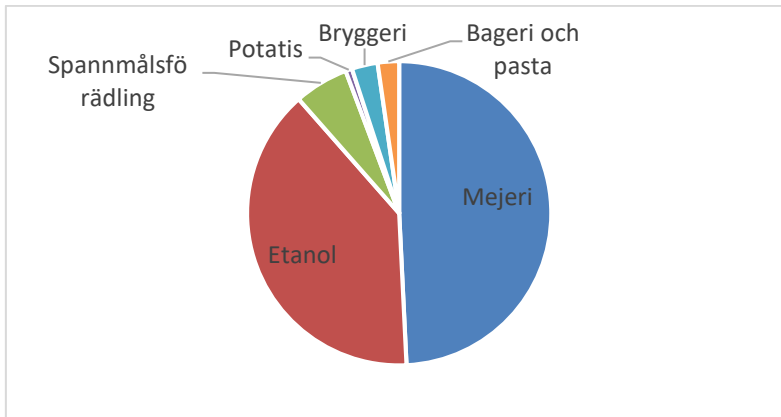
Vi har i det följande valt begreppet biprodukter för de restprodukter från livsmedelsindustrin som inte är handelsvaror men som används till grisfoder. Exempel på sådana produkter är vassle från mejerier, blöt drank från etanoltillverkning samt deg och bröd från bagerier. Produkter som rapsmjöl, melass eller vetekli är handelsvaror och räknas inte som biprodukter.

5.1 Biprodukter till gris år 2005 och 2017

Grisen har i många generationer funnits nära människan och varit centrum i hushållet. Grisen domesticerades antagligen redan 900 BCE och utfodrades med produkter som människan inte kunde äta (Dou m fl., 2018). Grisen är en allätare som historiskt sett varit en viktig komponent i kost- och resurshushållningen, och hushållsgrisen föddes delvis upp på matrester och sådant som inte dög till livsmedel. När grisproduktionen utvecklades och moderniserades började man utveckla nya foderblandningar med både restprodukter från livsmedelsindustrin och odlade grödor för att optimera utbytet i produktionen. På den tiden fanns förhållandevis stora mängder vassle som en restprodukt från mejerinäringen som var ett välkommet bidrag i grisarnas foderstat. I den moderna grisproduktionen är fortfarande restprodukter från livsmedelsindustri en viktig del av foderstaten till grisar.

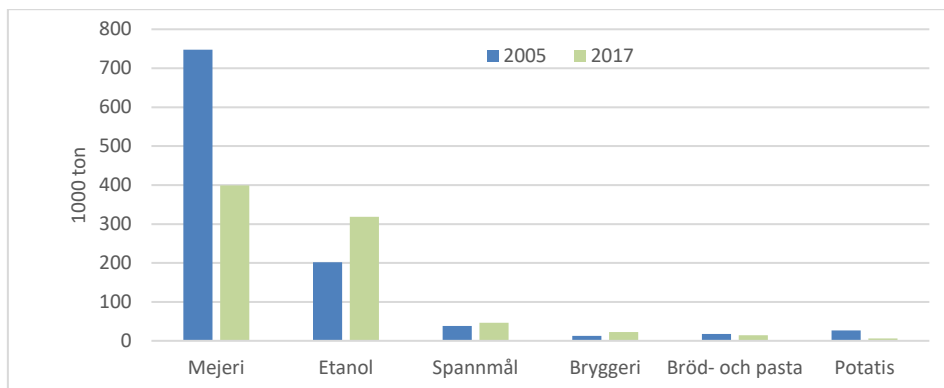
I Sverige började vi med blötutfodring beroende på den goda tillgången på vassle. En engelsk studie (Brook m fl. 2011), visade att blötutfodringen var mer effektiv, positiv för hälsan och gav mindre salmonella. Man betonar också att blötutfodring är fördelaktigt ur den synvinkel att det ger möjlighet att recirkulera blöta biprodukter från livsmedelsindustrin. Det kan också ge fodertekniska fördelar genom att man kan styra utfodringen bättre.

Av den totala foderförbrukningen som beräknats i detta projekt för svensk grisuppfödning idag utgör biprodukter 27,4 % räknat i blött foder. I Figur 12 visas hur dessa fördelas mellan olika livsmedelsbranscher. Mejeriindustrin står för största andelen biprodukter, ca 49 %, (158 kg per integrerad slaktgris). Biprodukter från etanolindustri (till både sprit och bränsle) kommer härnäst med 39 % (126 kg). Spannmålsförädling innefattar biprodukter från stärkelse- och havreförädlingsindustrier utgör knappt 6 % (19 kg).



Figur 12. Andel av olika biprodukter i grisfoder 2017.

Det finns ingen officiell statistik över produktion av biprodukter från livsmedelsindustrin och om de används till foder, energiproduktion eller annat. Företag som producerar och levererar foder måste vara registrerade (inkluderar livsmedelsindustri med biprodukter till foder) och årligen rapportera hanterade mängder till Jordbruksverket. Dessa data används endast för foderkontrollen, och är inte offentliga. En del avidentifierade data kunde erhållas från Jordbruksverket (Eskilsson K., personlig kommunikation 2018-10-15), men för att få en bild över hur mycket biprodukter som levererades till grisfoder 2017 kontaktades enskilda företag inom livsmedelsbranschen. En liknande undersökning genomfördes av Lantmännen och Foderlotsen AB 2005 (opublicerat) och i Figur 13 redovisas resultaten från dessa två undersökningar.



Figur 13. Leverans av biprodukter till grisfoder enligt kontaktade livsmedelsföretag år 2005 och 2017.

Mellan åren 2005 till 2017 minskade den totala mängden biprodukter till grisfoder från 1 028 000 ton år 2005 till 785 000 ton år 2017. Det är en minskning med 23 %. Under samma period har grisköttsproduktionen minskat med 13 %, vilket betyder att användningen av biprodukter har minskat mer än produktionen av griskött. Minskningen av biprodukter från mejerier har varit stor, med 47 %, och även biprodukter från bröd-, pasta- och potatisindustrin har minskat. Från några livsmedelsindustrier har mängden biprodukter ökat; från etanolindustrin med 58 %, från spannmålsförädling med 23 % och från bryggerier med 71 %.

På senare år har det skett en rationalisering även inom mejerinäringen, och idag finns bara några få stora mejerier kvar. En annan förändring som skett är att livsmedelsindustrin blivit bättre på att förädla mer av restprodukterna vilket gör att näringsvärdet i biprodukten har minskat. Den alltmer brinnande diskussionen hur vi löser klimat-

frågan har också lett till en stor efterfrågan på substrat som kan användas för biogas- och etanolproduktion. Många restprodukter som tidigare använts till foder har därför styrts om till att användas i bioenergiproduktionen. Konsekvensen av detta är oklar. Målet med att producera energi via det biologiska kretsloppet är att ersätta fossil energi, och därmed minska klimatpåverkan från användning av bränslen. Fossil energi har stor påverkan på klimatet, men att som grisproducent få tillgång till en biprodukt med lågt klimatavtryck kan även det ge en stor klimatvinst.

5.2 Jämförelse med andra länder

I en artikel i den digitala tidskriften *PigProgress* redovisades biprodukter som används i animalieproduktionen i Nederländerna (PigProgress, 2018). Där föds det årligen upp 15,2 miljoner grisar jämfört med 2,5 miljoner i Sverige och de är stora även inom många andra livsmedelsbranscher. Totalt används 2,7 miljoner ton blöta råvaror i Nederländerna att jämföra med Sveriges 0,8 miljoner ton. Per slaktad gris landar vi för Sverige på samma mängd biprodukter per gris som Nederländerna, ca 31 kg (omräknat biprodukter i torrsustans). I Nederländerna dominerar produkter från spannmålsförädling medan i Sverige dominerar biprodukter från mejeri- och etanolproduktion.

Ett annat intressant land att jämföra med är Danmark, där användningen är väsentligt mycket lägre än i Sverige och i Nederländerna (Dorca-Preda m fl., 2019).

I England produceras årligen 15 miljoner ton mat som blir avfall. Beroende på historiska sjukdomsutbrott är det här inte tillåtet att använda livsmedelsrester som foder till djur. Mycket av dagens livsmedelsrester går till deponi, via kompostering eller biogasproduktion (Salemdeeb m fl., 2017).

I USA sker mycket liten återanvändning av livsmedelsrester till foder.

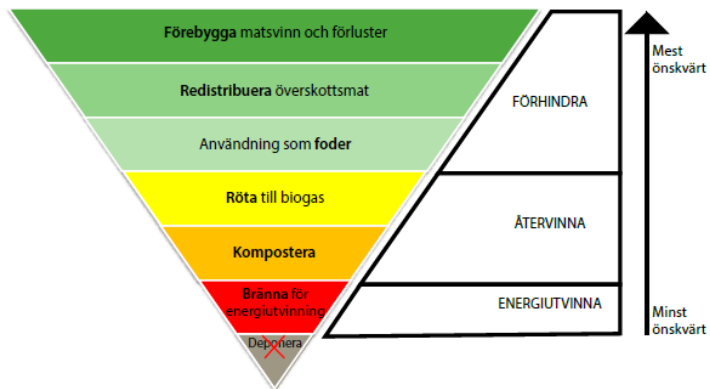
Sydkorea har en nationell strategi för att använda livsmedelsrester till foder. Ungefär 45 % av alla livsmedelsrester behandlas och går sen till foder. Resterande 45 % komposteras och de återstående 10 % går till biogas och till andra behandlingsmetoder. På samma sätt återförs 40 % av livsmedelsavfallet till foder i Japan. Detta är ett kostnadseffektivt sätt att ta om hand livsmedelsrester (Dou m fl., 2018).

5.3 Politiska mål om avfall - avfallshierarkin

På en workshop om avfall i Europa som summeras i en artikel av Corrado m fl. (2019) börjar man beskriva att ungefär en tredjedel av maten som produceras globalt förloras som avfall utmed livsmedelskedjan. I artikeln betonar man att det saknas data på restproduktströmmar och definitionen är oklar, såsom vilka restproduktströmmar som är ätbara och inte. Det saknas också bra metoder för att följa restprodukterna så att de kan användas som underlag för policybeslut.

Inom EU finns uppsatta gemensamma mål att reducera livsmedelsavfallet med 50 % till år 2030. Enligt avfallshierarkitrappan (Figur 14) är det mest önskvärt att förhindra att avfall uppstår, sedan kommer målet att utnyttja sidoprocesser (redistribution) eller att låta det bli fodermedel. På nästa nivå gäller produktion av biogas eller kompostering. Det minst fördelaktiga är att förbränna avfallet och utnyttja energin, och som ett sista

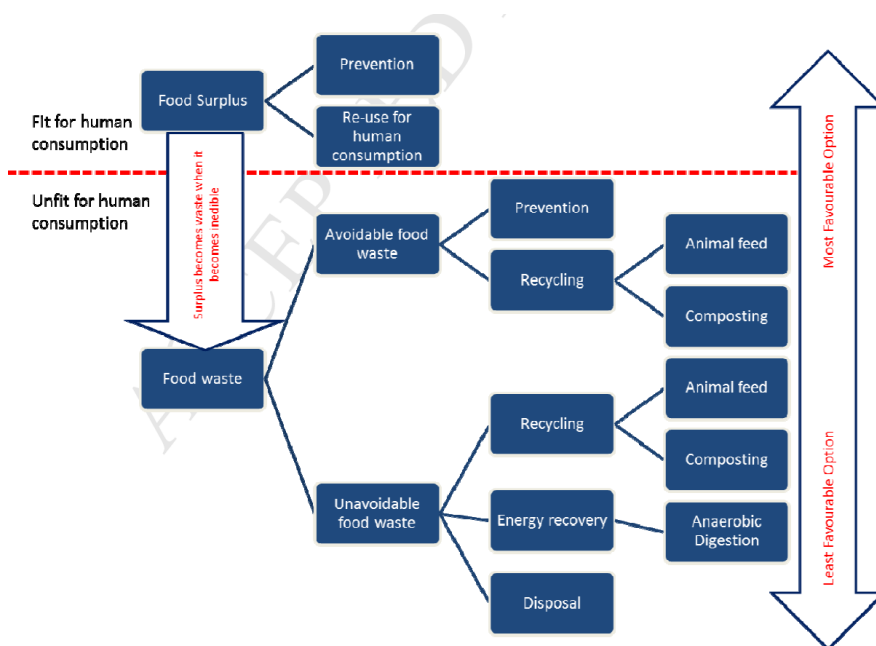
alternativ beskrivs deponering. Principen bakom avfallshierarkin introducerades i EU policy tidigt 1970-tal i *Directive on Waste*.



Figur 14. EU:s mål att reducera livsmedels avfallet illustreras i en avfallshierarki. Här en av Jordbruksverket modifierad version (Jordbruksverket, 2020).

I en artikel av Papargyropoulou m fl. (2014) diskuteras avfallstrappan som en ram för att omhänderta matöverskott och livsmedelsrester. Man hade intervjuat specialister i livsmedelsavfallsfrågor. Efter det diskuterar man om hur man ska ta om hand överskott av livsmedel, vilka livsmedelsrester som kan undvikas och vilka som inte kan undvikas. Vidare diskuterar man vilken strategi som är bäst att förhindra att det uppkommer livsmedelsavfall eller att lägga fokus på hur de som uppkommer kan hanteras på bästa sätt. Man kommer fram till att den bästa strategin är att minska att det blir ett överskott av livsmedel och undvika att det blir livsmedelsrester överhuvudtaget.

En annan viktig distinktion är om livsmedelsresten kan användas som föda till människor eller inte (Papargyropoulou m fl. 2014). Figur 15, nedan från rapporten visar olika flöden och ett liknande sätt att beskriva avfallshierarkin. Det mest fördelaktiga för ett livsmedel är att förhindra att restprodukter det uppstår, eller alternativt att återcirkulera en restprodukt och förädla till ett nytt livsmedel. Om inte det går så finns det olika nivåer hur man kan ta hand om restprodukten alltifrån att återanvända livsmedelsresten till foder till att använda restprodukten till bioenergiproduktion.



Figur 15. Överskott av livsmedel och överblick av avfallsflödena från Papargyropoulou m fl. (2014).

I FAO rapporten från 2018, som handlar om framtida mat och jordbrukssystemet, nämns att *business as usual* inte längre är ett alternativ. För att kunna möta uthållighetsmålen i *Agenda for Sustainable Development* till 2030 krävs fred, reduktion av växthusgaser, en bördig mark, en resursintensiv produktion, minskade förluster av livsmedelssvinn etc. Man diskuterar ett antal åtgärder som behövs för att uppfylla målen, recirkulation av livsmedelsrester nämns inte explicit, men däremot nämns resurseffektiv produktion flera gånger. (FAO 2018).

5.4 Vad styr flödena av restprodukter

Är målen i avfallshierarkitrappan ett kraftfullt verktyg och vilket inflytande har det på flöden av livsmedelsavfall? Vilka andra krafter styr flödet av livsmedelsavfall? Grisproducenter har tidigare kunnat ta emot ett förhållandevis billigt foder från livsmedelsavfallet. Idag finns en ökande efterfrågan på livsmedelsavfallet som substrat i bioenergiproduktion vilket har gett livsmedelsrester ett högre pris.

Det finns ett antal faktorer som har gjort att många tidigare flöden av livsmedelsrester nu istället går till bioenergiproduktion. En livsmedelsrest som ska gå som foder har ett högre kvalitetskrav än om det ska gå in i en bioenergiproduktion. Det finns ett EU-krav på att man som foderleverantör måste registrera sig, vilket innebär administration och kostnader för livsmedelsproducenten. Med färre mejerier och en även i övrigt centraliserad livsmedelsproduktion kan logistiken och transportavstånden också bidra till att det är lättare att avyttra livsmedelsrester till bioenergi än till foder.

Man kan diskutera hur vägledande och styrande avfallshierarkitrappan är i relation till vad marknaden styr i form av priser, logistik och enkelhet. Samhället har också högt uppsatta mål att fasa ut fossil energi som ska ersättas med andra energikällor. Det finns ett antal stöd för omställning till mer biogas och stödpaket för att öka biogasproduktionen.

I en studie från Köpenhamns universitet (Jensen m fl., 2018) har man gått igenom möjliga bi- och restprodukter och hur dessa kan utnyttjas bäst. Förutom att använda produkterna till foder och biogas, beskrivs andra möjliga användningsområden såsom produktion av bioetanol, oljor och bioplaster.

Frågan är om avfallshierarkitrappan fångar komplexiteten och helhetsperspektivet, eller om det behövs ett större grepp och analysera frågorna utifrån systemperspektiv. Är det alltid mest klimatsmart att undvika restprodukter eller är det bättre att tänka flera produkter samtidigt? Näringsvärdet i vasslen har minskat för att man har blivit bättre på att ta förädla innehållet till humankonsumtion. Om man istället för att titta på en process, ser på vad man får ut av flera processer i ett system och hur de kan samverka, så kanske det kan vara intressant att utnyttja en mer näringsrik vassle till grisfoder än att krama all näring ur mjölken. Tänket på grisen som ”hushållsgris” kanske ger en klimavinst för samhället istället för att räkna på varje produktionskedja för sig. Frågan är om avfallshierarkitrappan behöver utvecklas för att bättre spegla komplexa flöden.

Höjgård och Wilhelmsson (2012) beskriver potentialen av biogasproduktion från gödsel. Det saknas studier som visar effekten av att använda biprodukter som foder till grisar och sen använda gödseln till biogasproduktion jämfört med att låta biprodukterna användas direkt i bioenergiproduktionen. Här finns ett stort behov att ta ett större angreppssätt och studera helheter. Det finns en tendens att fler livsmedelbiprodukter används till biogasproduktion eller går till etanolproduktion vilket resulterar i att grisproducenter måste köpa annat foder till ett högre pris och som antagligen resulterar i en totalt sett större klimatpåverkan.

5.5 Livsmedelsrester till foder eller energi

Det har genomförts några studier där man närmat sig frågan om det är bäst ur klimatsynpunkt om en livsmedelsrest går till foder eller till energi. De är inte upplagda på samma sätt, så det går inte att jämföra dem rakt av. Några av studierna har också några år på nacken, och produktionen har utvecklats och förutsättningarna har ändrats och därför kan man inte likställa resultaten med dagens produktion.

Det finns en viktig princip som sannolikt många aktörer är överens om och det är att biomassaråvaror ska utnyttjas där det är mest samhällsekonomiskt effektivt, och att de samhällsekonomiskt mest effektiva råvarorna ska utnyttjas först. Vad som är samhällsekonomiskt mest effektivt beror på vad som läggs in i begreppet. (Energimyndigheten, 2020). En hållning som framförs i debatten är att bioenergi som baseras på råvaror som även kan användas för att producera mat och foder, t ex. spannmål, bör undvikas. En invändning mot det är att efterfrågan från bioenergisektorn leder till att jordbrukets produktionskapacitet ökar och att denna högre kapacitet utgör en slags buffert som mildrar effekter av stora skördebortfall under missväxtår. Vidare för Energimyndigheten fram i sin rapport att en förändrad diet kan ha stor betydelse för markanspåk. En förändring mot minskad animaliekonsumtion och även skifte från nötkött till kyckling och griskött kan både minska markbehovet och växthusgasutsläppen från jordbruket. Man fortsätter argumentationen om att det inte handlar om mat eller bioenergi utan om mat och bioenergi. (Energimyndigheten, 2020).

I en LCA-analys (Tufvesson och Lantz, 2012) studerades biogas producerad från ett antal olika restprodukter som drank, rapskaka, permeatvassle, fodermjölk, fiskrens, bageri-

avfall och glycerol. En av målsättningarna med studien var att jämföra biogasproduktion från biprodukter jämfört med att odlade grödor används till biogasproduktion. Samtliga substrat reducerar emissionerna av växthusgaser jämfört med bensin och diesel och uppfyller också kraven enligt hållbarhetskriterierna i direktivet för förnybara bränslen (Direktiv 2009/28/EG). Då gav drank 91 % lägre utsläpp av växthusgaser, rapskakan 54 %, vassle 89–92 % och fodermjolk 92 %. Genom att göra en systemexpansion jämfördes miljöprestandan om restprodukterna måste ersättas med annat djurfoder. En systemexpansion reducerade växthusgaserna för drank med 42 %, rapskaka med 50 %, vassle med 48% och för fodermjolk med 28 %.

Här görs också en beräkning då rötresten ersätter mineralgödsel, så kallad rötrestkreditering. Vid systemexpansionen ökar emissionerna av växthusgaser vilket beror på att biogassystemet belastas med produktion av foder. Detta får särskilt stor betydelse för substrat som är attraktiva som fodermedel, till exempel fodermjolk. Slutsatsen är att om restprodukterna måste ersättas med djurfoder i en annan djurproduktion ökar biogasens miljöpåverkan. Samtliga substrat ger dock fortfarande en reduktion av växthusgaser jämfört med fossila bränslen. Resultaten pekar på att restprodukter lämpar sig väl för produktion av biogas om de inte har någon avsättning som djurfoder. I denna studie har man antagit att biprodukterna ersätts med soja och korn. (Tufvesson och Lantz, 2012).

En bidragande orsak till resultatet är att rötresten ersätter en del av mineralgödseln. Det innebär minskad påverkan från produktion av mineralgödsel. I denna studie har antagits att 30 % av mineralgödseln kommer från produktion med katalytisk rening. Idag är det en väsentligt högre andel vilket ger en liten mindre fördel för scenariot när restprodukterna går till biogas. Resultaten visar att livscykelanalyser av olika biogassystem är komplexa och att många olika parametrar påverkar resultaten. Detta gör att det är svårt att göra helt rättvisa bedömningar för alla studerade substrat. Exempelvis för rapskaka som i denna studie gynnas tack vare en hög TS-halt och ett högt metanutbyte. I realiteten kan dock rapskaka sannolikt inte rötas separat utan måste samrötas med annat substrat (Tufvesson och Lantz, 2012).

I en studie av Tufvesson m fl. (2013) blev slutsatsen att beräkningssättet i direktivet för förnybara bränslen är begränsad och kan leda till en suboptimering av användningen industriella restprodukter, beroende på vilket alternativt system man använder som jämförelse.

I en engelsk studie (Salemdeeb m fl., 2017) där man studerade om livsmedelsrester kan användas till grisfoder beskriver man det ökande intresset att använda livsmedelsrester i England till foder. I England blir 15 miljoner ton mat enbart blir avfall av de livsmedel som produceras årligen. England har också avfallstrappan som riktmärke, men beroende på historiska sjukdomsutbrott så är det inte tillåtet att använda livsmedelsrester som foder till djur. Mycket av dagens livsmedelsrester går därför till deponi, via kompostering eller biogasproduktion. I denna rapport beskrivs olika metoder för att recirkulera livsmedelsrester till foder. Här betonar man att det behövs nya regler och ny policy samt en acceptans från samhället för att öka recirkulationen av livsmedelsrester. Slutsatsen är att en recirkulation av livsmedelsrester till grisproduktion skulle kunna ge stora miljö- och hälsofördelar.

I en systemanalys av biogasproduktion av Lindkvist m fl. (2019) betonas vikten av att fler än livsmedelsindustrin själva bör bestämma hur biprodukterna ska användas.

Flödena är komplexa och alternativa scenarier behöver tas med. Man visade också att kvaliteten på biprodukten har stor betydelse för hur livsmedelsresterna ska användas.

I en engelsk studie (Ermgassen 2016) beräknar man att en femtedel av dagens markanvändning, motsvarande 1,8 miljoner hektar mark kan sparas till andra ändamål om mer biprodukter går till foder. Förutsättningen är att matavfall i större utsträckning kan användas som djurfoder till framförallt grisar. Djurproduktionen använder idag 75 % av jordbruksmarken och konsumerar 35 % av spannmålen och alstrar 14,5 % av de antropogena växthusgaserna (utsläpp från mänsklig aktivitet).

6 Koppling mellan djurhälsa och klimatavtryck

Författare till detta kapitel är Malin Axel-Nilsson (RISE), Per Wallgren (SVA) samt Ulf Sonesson (RISE).

6.1 Introduktion

Sjukdomar leder till försämrad tillväxt med ökad foderförbrukning och gödselproduktion som konsekvens, vilket leder till ökad klimatbelastning. Djur som dör under produktionen påverkar miljöbelastningen negativt eftersom beräkningar av klimatavtryck tar hänsyn till alla faktorer inom systemet och klimatavtrycket fördelas sedan på antalet slaktade grisar. Svenska grisar har internationellt sett ett gott hälsoläge, en hög tillväxt och en låg antibiotikaanvändning (Wallgren m fl., 2012). Sammantaget bidrar dessa egenskaper till att hålla nere klimatavtrycket från svensk grisproduktion.

Ett av målen med projektet var att undersöka möjligheten att inkludera effekten av antibiotikaanvändning inom svensk grisproduktion i livscykelanalyser. En inventering av tillgängliga metoder gjordes, men det visade sig att det inte fanns någon metod som gick att applicera för livscykelanalyser. Dessutom saknades detaljerad information kring förskrivning och behandling med olika preparat fördelat mellan djurslagen. För att belysa kopplingen mellan djurhälsa och klimatavtryck gjordes istället beräkningar av hur mycket olika sjukdomar i svenska grisbesättningar påverkar klimatavtrycket.

Enligt resultat från den här studien (se kap 4.7) var klimatavtrycket från 2019 års svenska medelgris 2,54 kg CO₂e/kg slaktad gris. Det motsvarar 229 kg CO₂e per producerad gris, eftersom medelslaktvikten under år 2019 var 91,6 kg. I dessa beräkningar är den totala belastningen från infektioner, sjukdomar och suboptimala förhållanden inräknade. För att tydliggöra sjukdomarnas inflytande på klimatavtrycket måste man utgå från förekomsten av olika sjukdomar, liksom konsekvensen av dem. Vi har valt att åskådliggöra följande fyra olika sjukdomars påverkan på klimatavtrycket inom svensk grisproduktion. De är antingen vanliga och/eller medför signifikanta problem i drabbade besättningar (Wallgren m fl., 2012).

Ledinflammationer. Bland diande smågrisar förekommer hälta i samtliga svenska besättningar. Det beräknas att mellan 5 och 10 % av grisarna behandlas med antibiotika på grund av ledinflammationer (Zoric, 2008). Därigenom utgör hälta och ledinflammationer ett av de största problemen inom svensk grisproduktion som påverkar både djurhälsa och djurvelfärd. Ledinflammationer medför även ekonomiska förluster i form av döda grisar, avdrag vid slakt, samt ett ökat klimatavtryck på grund av försämrad tillväxt.

Avvänjningsdiarré. Vid avvänjningen sker en abrupt övergång från en mjölkbaserad till spannmålsbaserad diet. Följden blir att tarmfloran förändras och de tarmbakterier som bättre klarar denna övergång förökar sig på de övrigas bekostnad (Melin och Wallgren, 2002). Följden kan bli diarré, så kallad avvänjningsdiarré, som ofta är *E coli*-associerad och debuterar cirka en vecka efter avvänjningen. Cirka 10 % av landets besättningar riskerar att drabbas av avvänjningsdiarré om inte förebyggande åtgärder sätts in (Odensvik m fl., 1999). En sådan åtgärd kan vara att tillsätta zinkoxid till fodret

under 14 dagar kring avvänjning, vilket dock av miljöskäl kommer att förbjudas inom EU i juni 2022 (European Medicines Agency, 2017).

Dysenteri. Dysenteri är en ovanlig men allvarlig grovtarmssjukdom som orsakas av *Brachyspira hyodysenteriae* och drabbar avvanda grisar, främst under slaktgrisperioden. Dysenteri orsakar slemmig och ofta blodig diarré och en ökad dödlighet. Cirka 1 % av landets grisbesättningar har problem med sjukdomen. Under perioden 2016–2019 diagnostiserades dysenteri i 25 svenska grisbesättningar, varav 16 friskförklarats (Wallgren, 2020).

Luftvägsinfektioner. Luftvägsinfektioner ses oftast hos växande grisar och har främst associerats till *Mycoplasma hyopneumoniae*, en av världens mest spridda och därmed också mest betydelsefulla infektioner hos gris (Thacker och Minion, 2006). Det är en kronisk infektion med låg dödlighet, men med en hög insjuknandeprocent och blir därmed en infektion av stor betydelse. Konsekvenserna kan även öka dramatiskt om sekundärinfektioner tillstöter. I Sverige har problemet med denna infektion minskat betydligt sedan införandet av ålderssektionerad produktion från födsel till slakt (Holmgren och Lundeheim, 2002), vilket inleddes redan 1986 till följd av förbudet mot att använda lågdosantibiotika som tillväxtbefrämjande medel, men infektionen finns ännu kvar.

6.2 Metod

Wallgren m fl. (2012) har beräknat hur mycket uppfödningstiden för grisar förlängs om grisarna drabbas av olika diagnostiserade sjukdomar, se Tabell 15. Syftet med den studien var att beräkna ökade kostnader och förluster inom lantbruket till följd av sjukdomsutbrott. I den här studien har vi utgått från beräkningarna om förlängd uppfödningstid för att uppskatta och belysa hur mycket klimatavtrycket från svenskt griskött ökar om grisarna drabbas av olika sjukdomar. Även underlag kring dödlighet, incidens och genomsnittlig livslängd för respektive diagnos hämtades ur studien publicerad av Wallgren m fl. (2012).

Tabell 15 Förlängd uppfödningstid, incidens och dödlighet för de fyra sjukdomar vars påverkan på klimatavtrycket från svensk grisproduktion undersökts (Wallgren m fl., 2012).

	Förlängd uppfödningstid (dagar)	Incidens på nationell nivå (%)	Dödlighet i drabbade besättningar (%)	Dödlighet på nationell nivå (%)
Ledinflammationer	8	5	5	0,25
Avvänjningsdiarré	8	10	5	0,5
Dysenteri (<i>Brachyspira hyodysenteriae</i>)	8,5	1	7	0,07
Mycoplasmapneumonier (<i>Mycoplasma hyopneumoniae</i>)	6	2,5	-	-

Emissioner från foder och stallgödsel står gemensamt för 90 % (54 respektive 36) av klimatavtrycket från ett kilo slaktad gris (se kap. 4.7). Eftersom mängden producerad gödsel är proportionerlig gentemot den mängd foder som grisarna konsumerat, har vi valt att fokusera på hur mycket olika sjukdomar ökar foderförbrukningen för att sedan beräkna sjukdomarnas bidrag till det totala klimatavtrycket med hjälp av det procentuella bidraget från både foder och gödsel.

Grisens liv kan delas in i tre faser, som diande, tillväxtgris och slaktgris. Tabell 16 nedan visar den svenska medelgrisens intag av fast foder under uppfödningens olika tillväxtstadier. Foderförbrukningen för diande smågrisar är angiven som antal MJ som smågrisen uppskattas få i sig via suggans mjölk.

Tabell 16. Mängd foder (MJ) en svensk medelgris förbrukar under sin uppväxt. Tabellen visar även hur denna förbrukning fördelar sig över de olika tillväxtstadierna diande gris, tillväxtgris och slaktsvin (WinPig, 2017).

	Diande gris	Tillväxtgris	Slaktgris	TOTALT
Antal dagar per period	32	47	98	177
kg tillväxt	8,5	21,5	91,3	121,3
MJ/kg tillväxt	14	19	26,5	-
MJ /dag	4,4	8,7	24,7	-
Foderåtgång (MJ / respektive tillväxtperiod)	140,8	408,9	2420,6	2 970,3
% av totala MJ per dag	0,15	0,29	0,83	-
% av totala MJ per period	5	14	82	-

6.3 Resultat

6.3.1 Ledinflammation

Förlängd uppfödning

Individuell gris

- Ledinflammationer hos diande smågrisar orsakar en förlängd uppfödning om 8 dagar.
- Foderförbrukningen ökar därmed med: $8 \cdot 0,83$ (**slaktgrisens** förbrukning (%/dag)) = 6,64 % per drabbad gris.
- Foderförbrukningen ökar med: $8 \cdot 24,7$ (MJ foderförbrukning/dag **slaktgris**) = 197,6 MJ eller 21 kg foder) per drabbad gris.

Nationell nivå

- Incidens på riksnivå beräknas till 5 % (Zoric, 2008).
- Foderförbrukningen på riksnivå ökar därmed med $0,05 \cdot 6,64\% = 0,33\%$ för samtliga grisar.
- Foderförbrukningen på riksnivå ökar därmed med 2141 ton (257 kg foder/gris exkl. dödlighet $\cdot 2\,524\,721$ grisar som slaktas $\cdot 0,0033$).

Ökad dödlighet

Individuell gris

- Efter 63 dagars ålder är dödligheten till följd av ledinflammation hos smågrisar försumbar. De smågrisar som drabbats av ledinflammation och som dör, gör det innan dag 63. Genomsnittsåldern för att dö av ledinflammation bedöms till 45 dagar, dvs 13 dagar efter avvänjningen.

- Grisar som dör efter 45 dagar har konsumerat:
 - $13 \cdot 0,29\% = 3,77\%$ av totalgivan under sina dagar som tillväxtgris
 - $32 \cdot 0,15\% = 4,8\%$ av totalgivan som diande smågris
- Sammantaget har de grisar som dör av ledinflammation i genomsnitt konsumerat 8,57 % ($3,77+4,8$) av totalgivan foder.

Nationell nivå

- 5 % av smågrisarna drabbas av ledinflammation varav 5 % dör till dag 63.
- Därmed dör $0,05 \cdot 0,05$ grisar på grund av ledinflammationer = 0,25 % av alla grisar.
- Som konsekvens ökar foderförbrukningen totalt med 0,014% ($0,0025 \cdot 8,57 = 0,02$) p.g.a. de grisar som dör av ledinflammation.

Totalt för ledinflammationer

Ledinflammationer ökar enligt ovan foderåtgången i genomsnitt med totalt 0,35 % ($0,33 + 0,02$). Emissioner från foder och stallgödsel står gemensamt för 90 % (54 respektive 36) av klimatavtrycket från ett kilo slaktad gris.

Det betyder att ledinflammationer orsakar $0,90 \cdot 0,35 = 0,32\%$ av det totala klimatavtrycket för grisproduktionen på grund av förlängd uppfödningstid och ökad dödlighet vid en nationell incidens av 5 %.

I hårt drabbade besättningar (10–15 % ledinflammationer) två- till tredubblas denna siffra.

6.3.2 Avvänjningsdiarré

Förlängd uppfödning

Individuell gris

- Avvänjningsdiarré hos grisar orsakar en förlängd uppfödning om 8 dagar.
- Foderförbrukningen ökar därmed med: $8 \cdot 0,83$ (**slaktgrisens** förbrukning (%/dag)) = 6,64 % per drabbad gris.
- Foderförbrukningen ökar med: $8 \cdot 24,7$ (MJ foderförbrukning/dag **slaktgris**) = 197,6 MJ eller 21kg foder) per drabbad gris.

Nationell nivå

- Incidens på riksnivå beräknas till 10 % (Odensvik m fl., 1999).
- Foderförbrukningen på riksnivå ökar därmed med $0,1 \cdot 6,64\% = 0,664\%$.

Ökad dödlighet

Individuell gris

- Efter 63 dagars ålder är dödligheten till följd av avvänjningsdiarré försumbar.
- De smågrisar som drabbats av avvänjningsdiarré som dör gör det innan dag 63, genomsnittsåldern bedöms till 45 dagars ålder, dvs 13 dagar efter avvänjningen.
- Grisar som dör 13 dagar efter avvänjning har konsumerat:
 - $13 \cdot 0,29\% = 3,77\%$ av totalgivan under sina dagar som tillväxtgris.
 - $32 \cdot 0,15\% = 4,8\%$ av totalgivan som diande smågris.
- Sammantaget har varje individuell gris som dör av avvänjningsdiarré i genomsnitt konsumerat 8,57 % ($3,77+4,8$) av totalgivan foder.

Nationell nivå

- 10 % av smågrisarna drabbas av avvänjningsdiarré.
- Dödligheten i drabbade besättningar är 5 %.
- Därmed dör $0,10 \cdot 5$ % av alla grisar på grund av avvänjningsdiarré = 0,5 % av alla grisar.
- Dessa djur har då konsumerat motsvarande $0,005 \cdot 8,57 = 0,04$ % av allt foder för en uppfödningssperiod.

Totalt för avvänjningsdiarré

Totalt orsakar därmed avvänjningsdiarréer en ökad foderkonsumtion med $0,664 + 0,04 = 0,7$ %.

Emissioner från foder och stallgödsel står gemensamt för 90 % (54 respektive 36) av klimatavtrycket från ett kilo slaktad gris. Detta betyder att avvänjningsdiarré bidrar med $0,90 \cdot 0,7 = 0,64$ % av den totala klimatpåverkan från svensk grisproduktion på grund av sänkt tillväxthastighet och ökad dödlighet.

Som nämnts ovan förekommer inte problem med avvänjningsdiarré i 90 % av landets besättningar. I drabbade besättningar ökar därför klimatavtrycket till följd av avvänjningsdiarréer med faktor 10, dvs till 6,4 % av klimatavtrycket.

6.3.3 Dysenteri

Förlängd uppfödning***Individuell gris***

- Dysenteri hos grisar orsakar en förlängd uppfödning om 8,5 dagar.
- Foderförbrukningen ökar därmed med: $8,5 \cdot 0,83$ (**slaktgrisens** förbrukning (%/dag)) = 7,06 % per drabbad gris.
- Foderförbrukningen ökar med: $8,5 \cdot 24,7$ (MJ foderförbrukning/dag **slaktgris**) = 210MJ eller 22,3 kg foder per drabbad gris.

Nationell nivå

- Incidens på riksnivå beräknas till 1 % (Wallgren, 2020).
- Foderförbrukningen på riksnivå ökar därmed med $0,01 \cdot 7,06\% = 0,07$ %.

Ökad dödlighet***Individuell gris***

- 1 % av landets grisar drabbas av Dysenteri. Dödligheten i drabbade besättningar är 7 %. Därmed dör $0,01 \cdot 7 = 0,07$ % av alla landets slaktgrisar.
- De grisar som dör i dysenteri gör det vid i genomsnitt 90 dagars ålder.
- Grisar som dör i dysenteri har då de dör konsumerat $(32 \cdot 0,15) + (47 \cdot 0,29) + (11 \cdot 0,83) = 4,8 + 13,63 + 9,13 = 27,6$ % av totalgivan under en uppfödningssperiod.

Nationell nivå

- Totalt har de grisar som dör av Dysenteri konsumerat motsvarande $0,07 \cdot 27,6 = 1,9$ % av allt foder för en uppfödningssperiod.

Totalt för dysenteri

Totalt ökar därmed förekomst av dysenteri foderförbrukningen med $7,06 + 1,9 = 9$ % i en drabbad besättning.

Emissioner från foder och stallgödsel står gemensamt för 90 % (54 respektive 36) av klimatavtrycket från ett kilo slaktad gris. Det betyder att dysenteri bidrar med $0,9 * 8,9842 = 8,1$ % av den totala klimatbelastningen i en drabbad besättning på grund av sänkt tillväxthastighet och ökad dödlighet. Till detta skall en ökad antibiotikaanvändning om 300 SEK per sugga kopplas, vilket även är negativt sett ur ett resistensperspektiv.

Som nämnts ovan förekom problem med dysenteri i 9 av landets besättningar vid årsskiftet 2019–2020, motsvarande cirka 1 % av dem. Den totala belastningen till följd av dysenteri motsvarar därmed cirka 0,1 % av klimatbelastningen för landets grisproduktion.

Även om belastningen på nationell nivå kan förefalla hanterbar så motiverar den höga effekten på besättningsnivå väl det branschorganisationsöverskridande beslut som nyligen fattats om att söka eliminera dysenteri på nationell basis.

6.3.4 Mycoplasmapneumonier

Förlängd uppfödning

På grund av att *Mycoplasma hyopneumoniae* är så spridd kan det vara svårt att estimerar dess betydelse för tillväxt och därmed även klimatavtrycket.

Individuell gris

- I Danmark, som har olika hälsoklasser i sin grisproduktion, är det dock allmänt etablerat att SPF-besättningar (Specific Pathogen Free) som smittas med mycoplasma växer cirka 5 % långsammare och äter cirka 5 % mer foder än tidigare. Samma produktionssiffror har uppmätts i svenska grisbesättningar som sanerats för mycoplasma men som återinfekterats (Wallgren, opublicerade data). Vi använder därför denna faktor.
- Mycoplasmalunginflammationer hos grisar orsakar en ökad foderförbrukning med 5 %, vilket motsvarar 6 dagars ökad uppfödningstid (5 %/0,83 % av total foderförbrukning per dag).
- Denna siffra gäller för besättningar där samtliga djur serokonverterar (bildar antikroppar) mot mycoplasma.

Nationell nivå

- I väl sektionerade besättningar med ett högt smittskydd i Sverige kan djuren nå marknadsvikt utan att serokonvertera mot mycoplasma trots att infektionen finns bland avelsdjuren. En liknande effekt kan även uppnås genom att vaccinera djuren mot mycoplasma. Här uppskattas att cirka 50 % av landets besättningar tillhör någon av dessa kategorier. Tillväxttakten i dessa besättningar är som regel hög. Därmed minskas inflytandet av mycoplasmainfektioner till cirka hälften.
- På nationell nivå ökar därmed foderkonsumtionen med cirka 2,5 %.

Ökad dödlighet

- Dödligheten till följd av en okomplicerad mycoplasmainfektion är försumbar.

Totalt för Mycoplasmapneumonier

Totalt orsakar därmed mycoplasmainfektioner en ökad foderkonsumtion med 2,5 %.

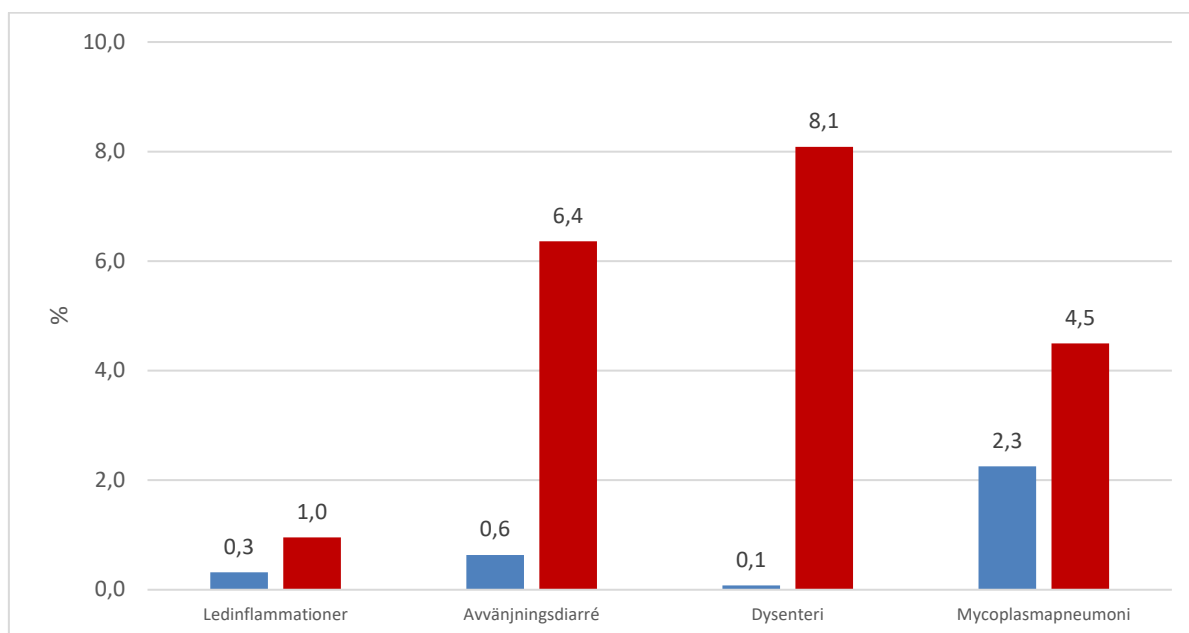
Emissioner från foder och stallgödsel står gemensamt för 90 % (54 respektive 36) av klimatavtrycket från ett kilo slaktad gris. Det betyder att mycoplasmainfektioner bidrar med $0,9 \cdot 2,5 \% = 2,3 \%$ av den totala klimatbelastningen från svensk grisproduktion trots att inga grisar dör i infektionen.

I besättningar som inte lyckas förebygga mycoplasmainfektionen stiger denna siffra till $0,9 \cdot 5 \% = 4,5 \%$ av det totala klimatavtrycket trots att inga grisar dör i infektionen. Orsaken till detta är att alla grisar drabbas av infektionen.

6.3.5 Sammanfattning av resultat

Klimatavtrycket från ett kilo slaktad gris är enligt denna studie 2,54 kg CO₂e (se kapitel 3.7.1). Det innebär att under 2019 var klimatpåverkan omkring 229 kg CO₂e per slaktad gris, när man räknar med en slaktvikt om 91,6 kg. I Sverige slaktades under 2019 drygt 2,5 miljoner grisar, det totala klimatavtrycket från svensk grisproduktion motsvarade därmed 578 161 ton koldioxidekvivalenter.

Som framgår av Figur 16 nedan är det inte bara grisarna och deras ägare som tjänar på en god hälsa, det gör även miljön.



Figur 16 De blå staplarna visar några sjukdomars procentuella andel av det totala klimatavtrycket för Sveriges grisproduktion på riksnivå. De röda staplarna visar denna andel i besättningar som drabbats av sjukdomarna. I besättningar som har utrotat dysenteri och mycoplasmapneumoni är naturligtvis det ökade klimatavtrycket noll.

Av grisproduktionens totala klimatavtryck:

- Beror cirka 0,32 % på ledinflammationer hos smågrisar. Eftersom incidensen är cirka 5 % betyder det att denna siffra två- till tredubblas i besättningar med problem.

- Beror cirka 0,64 % på avvänjningsdiarré. Eftersom incidensen är cirka 10 % betyder det att denna siffra tiodubblas i besättningar med avvänjningsdiarré.
- Beror cirka 0,1 % på dysenteri. Eftersom incidensen är cirka 1 % skall denna siffra multipliceras med faktor 100 i besättningar som drabbas av dysenteri.
- Beror cirka 2,3 % på mycoplasmainfektioner. Siffran är 4,5 % i besättningar som ej lyckas kontrollera sjukdomsförekomsten. Detta trots att inga grisar dör i denna sjukdom, alla blir dock infekterade. Om infekterade grisar drabbas av sekundärinfektioner kan hälsostörningarna och därmed även klimatbelastningen öka dramatiskt (det ökade klimatavtrycket är 0 % i besättningar som utrotat infektionen)

Sammantaget utgör alltså de fyra sjukdomarnas påverkan 3,4 % av det totala klimatavtrycket från svensk grisproduktion.

6.4 Potentialen av ytterligare förbättrad djurhälsa

Förutom att orsaka djurlidande försämrar sjukdomar även produktionsförmågan och ökar därmed klimatavtrycket. Ytterligare optimeringar av produktion och smittskyddsarbete förbättrar såväl hälsa som produktionsförmåga, och om detta bidrar till en förkortad uppfödningstid så kommer klimatavtrycket att minska.

Enligt data från WinPig nådde under år 2017 medelgrisen 30 kg vikt vid 79 dagars ålder och slaktmognad vid 175 dagar. Som nämnts ovan bidrar svensk grisproduktion till en emission av växthusgaser om 229 kg CO₂e per producerad gris med en slaktvikt av 91,6 kg, eller 2,54 kg per slaktat kg griskött.

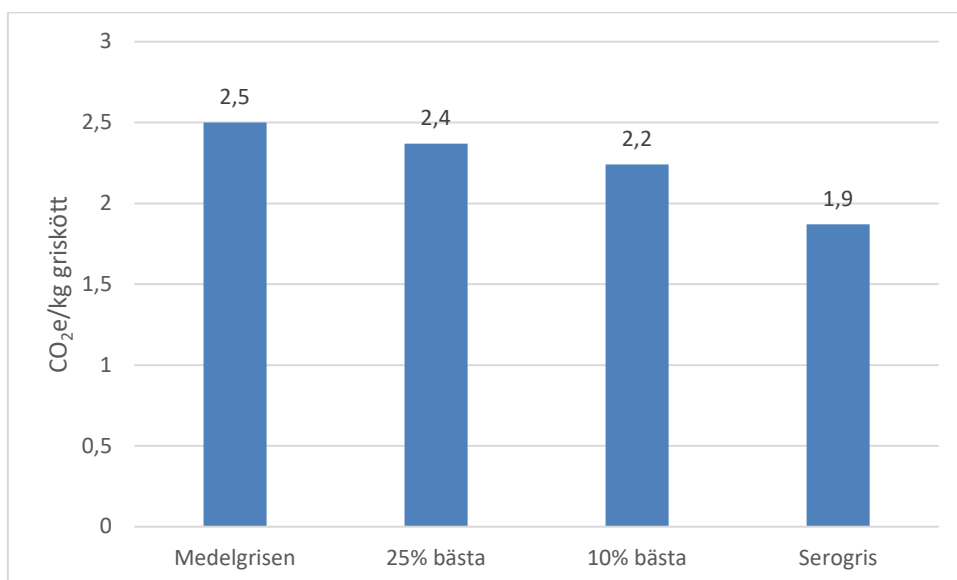
För att belysa skillnader i klimatavtryck mellan besättningar med olika snabb tillväxt utgick vi från data från WinPig för år 2017, och applicerade samma värden för foderförbrukning (se Tabell 16), som vi använt ovan för att beräkna sjukdomars bidrag till klimatavtrycket från den svenska medelgrisen.

I de 25 % av besättningarna med högst tillväxt i WinPig 2017 nådde grisarna 30 kg vikt vid 77 dagars ålder och slaktmognad vid 168 dagar, dvs 7 dagar snabbare än medelgrisen. Foderförbrukningen minskar därmed med: $7 \cdot 0,83$ (slaktgrisens förbrukning i %/dag) = 5,81 % per gris, vilket motsvarar $7 \cdot 24,7$ (MJ foderförbrukning/dag & slaktgris) = 172,9 MJ eller 18,4 kg foder (foderstat med 9,4 MJ/kg foder har antagits) per gris. Foder och gödsel står för cirka 90 % av klimatavtrycket. Detta betyder att den förkortade uppfödningstiden minskar klimatbelastningen med $0,90 \cdot 5,81 = 5,2$ %. I dessa besättningar motsvarar därmed klimatbelastningen 2,37 kg CO₂e per kg producerat fläskkött respektive 217 kg CO₂e per producerad gris.

I de 10 % av besättningarna med högst tillväxt i WinPig 2017 nådde grisarna 30 kg vikt vid 75 dagars ålder och slaktmognad vid 161 dagar, dvs 14 dagar snabbare än medelgrisen. Foderförbrukningen minskar därmed med: $14 \cdot 0,83$ (slaktgrisens förbrukning i %/dag) = 11,62 % per gris, vilket motsvarar $14 \cdot 24,7$ (MJ foderförbrukning/dag och slaktgris) = 345,8 MJ eller 36,8 kg foder per gris. Foder och gödsel står för cirka 90 % av klimatavtrycket. Detta betyder att den förkortade uppfödningstiden minskar klimatbelastningen med $0,90 \cdot 11,62 = 10,5$ %. I dessa besättningar motsvarar därmed klimatbe-

lastningen 2,24 kg CO₂e per kg producerat fläskkött respektive 205 kg CO₂e per producerad gris.

Serogrisar är definierat fria från ett antal infektioner som drabbar grisar (Wallgren och Vallgård, 1993) och möjligen även från infektioner som inte kontrolleras. Grisarna i slutna serobesättningar som endast tar in nya gener via semin har visat sig kunna nå slaktmognad vid en ålder av 141 dagar på besättningsnivå (Wallgren m fl., 2011), vilket är 34 dagar tidigare än medelgrisen av år 2017. Foderförbrukningen minskar därmed med: $34 \cdot 0,83$ (slaktgrisens förbrukning i %/dag) = 28,22 % per gris, vilket motsvarar $34 \cdot 24,7$ (MJ foderförbrukning/dag och slaktgris) = 839,8 MJ eller 89,3 kg foder per gris. Foder och gödsel står för 90 % av klimatavtrycket. Detta betyder att den förkortade uppfödningstiden minskar klimatbelastningen med $0,90 \cdot 28,22 = 25,4$ %. I dessa besättningar motsvarar därmed klimatbelastningen 1,87 kg CO₂e per kg producerat fläskkött respektive 171 kg CO₂e per producerad gris. Se Figur 17 nedan för jämförelse av klimatavtryck per kg producerat griskött i besättningar med olika produktions- och hälsostatus.



Figur 17 Klimatavtryck per kg producerat griskött i besättningar med olika produktions- och hälsostatus (beräknat på underlag från WinPig, 2017).

6.5 Antibiotika

Antibiotikans inflytande på klimatavtrycket är vanskligt att beräkna. Belastningen i samband med produktion av läkemedel skall redovisas där produktionen sker och inte här. På gårdsnivå skulle antibiotikaanvändning sett ur ett kortsiktigt perspektiv kunna ses som positivt för miljön eftersom antibiotika förhindrar och botar sjukdomar och därmed leder till en snabbare tillväxt och en lägre miljöbelastning per producerad enhet. Den alltmer oroande problematiken kring antimikrobiell resistens gör dock detta till ett tveeggat svärd. Om eller när en antimikrobiell resistens uppstår förlorar antibiotikan sin effekt, och det kan på sikt medföra betydande konsekvenser såväl för grisproduktionen som för folkhälsan (Bengtsson och Greko, 2014, Laxminarayan m fl., 2013). Antibiotika skall därmed ses som en ändlig resurs och ansvarsfull användning är viktigt. I ett mer långsiktigt perspektiv bör sjuklighet därför förebyggas så att behovet av antibiotika minimeras.

7 Diskussion

7.1 Livscykelanalys

Resultatet för ett miljöavtryck är avhängigt metodval vilket är viktigt att ha i åtanke om resultaten ska jämföras med andra studier av miljöavtryck. Exempelvis har emissionsfaktorerna för stallgödsemissioner en signifikant effekt på resultatet, och om emissionsfaktorerna enligt NIR hade använts hade klimatavtrycket ökat med cirka 20 %.

I denna studie har miljöavtrycket för biprodukter satts till noll enligt den metod som föreslås i direktivet för förnybara bränslen (Direktiv 2009/28/EG). Detta påverkar resultatet vilket känslighetsanalyserna visar. Se vidare diskussion kring behovet av utökade systemstudier i Kapitel 7.3.

7.2 Foder

Foder bidrar med så mycket som 54 % av det totala klimatavtrycket från svensk slaktgrisproduktion och resultatet påverkas av vilka råvaror som ingår i foderstaten. Som exempel utgör sojan 14 % av fodrets klimatpåverkan, och 8 % av det totala klimatavtrycket från svensk grisproduktion (se kapitel 3.7).

Soja är en proteinrik råvara med hög biotillgänglighet vilket gör att den passar utmärkt som foder i djuruppfödning. Med ökad global efterfrågan på animaliska produkter ökar också sojaodlingen i världen. Bidraget till klimatpåverkan från förändrad markanvändning för sojaodling kan vara betydande och gäller framförallt soja från Sydamerika. Frågan är komplex, och det finns en diskussion om att all sojaanvändning, inklusive användning av certifierad soja, driver på avskogning indirekt genom att öka den totala efterfrågan. En tidigare studie har visat att beroende på sojans ursprung (samt med eller utan bidrag från förändrad markanvändning) kan klimatavtrycket på sojamjöl variera från 0,3 till 9 kg CO₂e/kg soja (Woodhouse, 2019). Inom svensk grisproduktion används soja som är producerad i enlighet med Sojodialogens regler om ansvarsfull produktion (www.sojodialogen.se). På grund av svårigheter att spåra sojans ursprung går det inte att med 100 % säkerhet fastställa att sojan som går till svensk grisproduktion har producerats på mark som inte avskogats de senaste 20 åren, vilken är IPCC:s krav för att dLUC kan exkluderas från LCA beräkningar. Som känslighetsanalysen visar ökar klimatavtrycket för grisen med 10 % till 2,80 kg CO₂e/kg slaktvikt om en faktor för dLUC läggs på, vilket ökar sojans klimatavtryck med 67 %. Att utesluta soja (exkl. dLUC) i foderstaten och ersätta med proteinfoder med lägre klimatavtryck som t ex. ärtor, åkerböna och lupin kan sänka klimatavtrycket för gris till 2,45 kg CO₂e/kg slaktvikt vilket är en minskning med 3,5 %.

Känslighetsanalysen visar att störst potential till en minskning i klimatavtryck fås med fossilfri odling där utbyte av diesel för fältarbeten mot HVO och övergång till fossilfritt framställd handelsgödsel reducerar klimatavtrycken för spannmål och oljeväxter med ca 30 %. Det resulterar i en minskning av grisens klimatavtryck med 13,5 %. Att gå över till fossilfritt jordbruk är praktiskt möjligt idag men ännu finns ingen fossilfritt producerad mineralgödsel att tillgå, den antas vara ute på marknaden år 2023 (Yara, 2020). Effekten

av en mer effektiv foderodling har inte analyserats, vilket skulle vara värdefullt och sannolikt sänka klimat- och miljöavtrycket ytterligare.

7.3 Användning av biprodukter

Grisen har en viktig roll i livsmedelskedjan genom sin förmåga att utnyttja och förädla det människan inte kan eller vill konsumera, exempelvis rest- och biprodukter i livsmedelskedjan eller andra produkter som inte klarar kvalitetskraven för livsmedel, exempelvis brödvete med för låg proteinhalt. Det är tydligt att konkurrensen om restprodukter från livsmedelsindustrin ökat och att det blivit svårare för grisproducenter att få tillgång till biprodukter. En del vidareförädlas till livsmedel, exempelvis till olika proteinprodukter för human konsumtion. Andra går till bioenergiproduktion, vilket kan vara enklare och billigare för livsmedelsföretagen eftersom man inte behöver uppfylla de hygienkrav som ställs på foder. Efterfrågan på biobränsle har ökat och produktionen gynnas av politiska styrmedel.

Vad gäller framtida användning tror grisproducenter på en oförändrad användning av biprodukter i foder, medan foderoptimerare tror på en minskad användning. De hinder man ser är bland annat krav på hygien och särhållning av produkter. Dessutom innebär det krånglig administration, något som betonades av små livsmedelsföretag. Andra orsaker som nämns är att det är få animalieproducenter i närområdet och att transportkostnaderna blir höga eftersom biprodukterna ofta innehåller mycket vatten.

Det pågår en diskussion inom EU kring detta för att minska beroende av sojaprotein. En möjlighet att öka resurshushållningen och användningen av biprodukter till foder är att återinföra möjligheten till utfodring med animaliska restprodukter. Historiskt ledde det till ett antal sjukdomsutbrott både hos människor och djur, och här krävs en ordentlig genomlysning av risker och möjligheter. Idag är den gemensamma EU-lagstiftningen tydlig på att det i princip alltid är förbjudet.

Det finns ingen offentlig statistik på vad rest- och biprodukter används till, och det går inte att få tag på officiella uppgifter på hur mycket som används till foder för olika djur. Det är av samhällsintresse att veta var flöden av rest- och biprodukter går. Detta faktum är något som även Jordbruksverket påpekar i en nyligen publicerad rapport (Jordbruksverket, 2020).

Avfallshierarkitrappan anger att man ska använda biprodukter i första till främst till foder (Jordbruksverket, 2020). En studie av Tufvesson m fl. 2013 visade på att det var fördelaktigt att använda ett antal biprodukter till bioenergiproduktion, även när en biprodukt måste ersättas av produktion av annat foder. Det saknas dock studier som tar med hela perspektivet och som utgår ifrån att samhället behöver både mat och energi i lagom mängd. Frågan är komplex och tillgänglig litteratur visar inte om det är resurs- och miljömässigt bättre att biprodukter används till foder eller till bioenergi. Studierna är för enkelt uppbyggda och speglar inte den komplexa verkligheten där olika råvaror kan ersätta varandra. Minskad mängd biprodukter i djurfoder har betydelse för livsmedelssäkerhet (Davis m fl., 2014; Davis och D'Odorico, 2015), för markanvändning (Schader m fl., 2015; Van Kernebeek m fl., 2016), kväveöverskott, fosforöverskott, växthusgasutsläpp, fossil energianvändning, vattenförbrukning, bekämpningsmedelsanvändning, avskogning och vatteninducerad jorderosion (Van Zanten m fl., 2018). Därför behöver animalieproduktionens potential att utnyttja lågkvalitativa biprodukter som inte kan an-

vändas till humankonsumtion eller ge ett bra utbyte vid bioenergiproduktion, utforskas ytterligare (Muscat m fl., 2020). Det behövs mer forskning på vilka djur eller system som är bäst lämpade för att uppgradera biprodukter och vilka biprodukter som borde användas till foder (van Hal m fl., 2019). Vi ser ett behov av en utökad systemstudie som visar dynamiken mellan energiproduktion och jordbruk, utifrån svenska förhållanden.

7.4 Stallgödsel

Typ av stallgödselsystem påverkar i hög grad miljövtrycket, men här är det svårt att peka på enskilda åtgärder som kan minska utsläppen väsentligt. Åtgärder som kylning av gödsel i stallarna och produktion av biogas från gödseln har potential att minska klimatpåverkan ytterligare. I detta projekt har vi inte lyckats samla in tillförlitliga data över hur utbrett dessa tekniker är inom grisproduktionen och har därför inte tagit hänsyn till det i våra beräkningar.

7.5 Produktionseffektivitet

De parametrar som prövades gällande produktionseffektivitet var ditid på 4 veckor istället för referensscenariot på 5 veckor, och om ytterligare en mer smågris går till slakt per årssugga. Dessa faktorer minskade klimatavtrycket med 0,4 % vardera vilket visar att just dessa faktorer inte behöver prioriteras, utan andra aspekter är viktigare. Dessutom kan det uppkomma nya problem med en minskad ditid. De parametrar som gällde foderstat och foderproduktion hade större potential för att reducera klimatavtrycket.

För scenariot Optimalgrisen där vi lade ihop flera potentiella förbättringsåtgärder reducerades klimatavtrycket totalt med 17 % jämfört med referensen, till 2,11 kg CO₂e/kg slaktvikt, vilket visar att det finns potential att minska klimatavtrycket i grisproduktionen. Det finns ytterligare ett antal andra åtgärder inom foder- och grisproduktionen som potentiellt kan minska klimatavtrycket (se t ex. Landquist m fl., 2020).

7.6 Djurhälsans betydelse

Det finns få studier som belyser djurhälsans betydelse för miljöpåverkan från djurhållningen (Lindberg m fl., 2020). Förutom att orsaka djurlidande försämrar sjukdomar även produktionsförmågan och ökar därmed klimatavtrycket (Lindberg m fl., 2020). De beräkningar som redovisas här visar tydligt på de negativa konsekvenser för miljön som sjukdomar medför och ger ytterligare argument för att bekämpa sjukdomar och genomföra effektiva smittskyddsåtgärder, liksom andra produktionshöjande åtgärder. Den markant minskade klimatbelastningen vid förbättrad produktion som visas i Figur 17 indikerar betydelsen av friska grisar. Ett intressant koncept i sammanhanget är Sero-grisbesättningar. Där är sjukdomsfrekvensen mycket låg, och våra beräkningar visar på stor potential till minskat klimatavtryck.

Antibiotikans inflytande på klimatavtrycket är vanskligt att beräkna. Möjligheten att kvantifiera antibiotikaanvändning för att använda som komplement till livscykelanalys har undersökts i den här studien, men inte resulterat i något förslag till metodutveckling. Det saknas befintliga modeller för hur antibiotika skulle kunna inkluderas i livscykelanalys, och trots att det finns nationella data över total antibiotikaförskrivning till djur, saknas detaljerad information kring förskrivning av och behandling med olika preparat

fördelat mellan djurslagen. På gårdsnivå skulle antibiotikaanvändning sett ur ett kort-siktigt perspektiv kunna ses som positivt för miljön, eftersom antibiotika förhindrar och botar sjukdomar och därmed leder till en snabbare tillväxt och en lägre miljöbelastning per producerad enhet. Den alltmer oroande problematiken kring antimikrobiell resistens gör dock detta till ett tveeggat svärd. Om eller när en antimikrobiell resistens uppstår, så förlorar antibiotikan sin effekt och det kan på sikt medföra betydande konsekvenser såväl för grisproduktionen som för folkhälsan (Bengtsson och Greko, 2014, Laxminarayan m fl., 2013). Även om antibiotikaanvändningen inom svensk grisproduktion är lägst inom EU (LRF, 2019), skall antibiotika ses som en ändlig resurs och ansvarsfull användning är viktigt. I ett mer långsiktigt perspektiv bör sjuklighet därför förebyggas så att behovet av antibiotika minimeras.

Det bör beaktas att vi i de beräkningar som gjorts för att visualisera belastningen av sjukdomar respektive förbättrat hälsoläge och därmed även förbättrad produktion, endast tagit med effekten av ökad respektive minskad foderkonsumtion samt utsläpp från gödsel. Även om transporter till och från besättningarna, bränsleförbrukning eller kemikalieanvändning inte påverkas nämnvärt av hälsoläget så är av praktiska skäl bidrag till klimatavtrycket från andra delar av produktionen exkluderade. Det innebär att våra beräkningar sannolikt är att betrakta som konservativa, det vill säga ger ett något lägre resultat än verkliga förhållanden, och kan underskatta de olika sjukdomarnas effekt på klimatavtrycket från svenskt griskött. Resultaten är trots detta mycket tydliga och enligt vår värdering är betydelsen av utelämnade svårbedömda effekter av andra parametrar än foder och gödsel marginella.

När det gäller potentialen för serogrisar att uppnå ett väsentligt lägre klimatavtryck än den svenska medelgrisen, ska här framhållas att dessa beräkningar gjorts utifrån en förenklad modell, och i jämförelsen har en foderstat för den svenska medelgrisen antagits. I verkliga förhållanden påverkar många olika faktorer den individuella producentens möjligheter att hålla nere klimatavtrycket från sin produktion. Det är dock betydelsefullt att visa på vikten av förebyggande arbete för att främja friska grisar, vilket påverkar både grisproducentens ekonomi och miljön positivt.

7.7 Klimatavtryck svensk grisproduktion jämfört med andra länder

Det är svårt att jämföra LCA studier med varandra på grund av olikheter i metodik men resultatet från vår litteraturstudie pekar på att klimatavtrycket för svensk gris ligger på en låg och internationellt konkurrenskraftig nivå. Både det låga och det höga klimatavtrycket för svensk gris ligger på en av de lägsta nivåerna i Europa och världen. Inom Europa är skillnaderna små men detta är kanske något positivt – att ”trots” strängare djurvälståndslagar där t ex. suggan inte får vara fixerad, samt en hög smågrisödlighet så ligger svensk grisproduktion på en nivå lika eller lägre än EU-länder och lägre än EU medlet.

8 Slutsatser

Klimatavtrycket från ett kilo slaktad gris beräknat som ett medelvärde för svensk grisproduktion är enligt denna studie 2,54 kg CO₂e/kg slaktvikt. Produktionen av foderråvaror bidrar med 54 % av klimatavtrycket medan lagring och hantering av stallgödsel bidrar med 36 %. Foderråvaror och stallgödsel bidrar även med merparten av miljöpåverkan för övergödning, försurning och användning av fosfor, däremot är relationen mellan bidragen från dem olika stora beroende på vilken miljöaspekt som studeras.

Svenskt griskött har ett lågt och internationellt konkurrenskraftigt klimatavtryck. Användningen av biprodukter till foder bidrar till detta liksom en i övrigt effektiv produktion.

Soja utgör 4 % av foderstaten i svensk grisproduktion, vilket är en betydande minskning från tidigare studier som visat på över 10 % (Göransson m fl., 2014). Bidraget till klimatpåverkan från förändrad markanvändning i sojaodlingen kan vara betydande och gäller framförallt soja från Sydamerika. Känslighetsanalysen visar att klimatavtrycket blir 10 % högre om förändrad markanvändning inkluderas. Frågan är komplex, och det finns en diskussion om att all sojaanvändning, det vill säga även certifierad soja, driver på avskogning indirekt genom att öka den totala efterfrågan. Det är därför viktigt att minska eller utesluta sojan där det är möjligt.

Användningen av biprodukter har minskat med sedan 2005, vilket beror på ökad användning av biprodukter till livsmedel och bioenergi, det sistnämnda många gånger med politiska subventioner. Om biprodukter som används idag till foder till grisar blir svåra att få tag på och ersätts med bland annat importerad soja, kommer det att öka klimatavtrycket och även påverka andra miljöaspekter negativt. Det saknas systemstudier där man tar ett helhetsgrepp om hur restprodukter ska användas och utgår från att både mat och bioenergi behöver produceras. Systemen är komplexa och resultaten omvärldsberoende, och ett större grepp behövs för att optimera systemen.

Klimatavtrycket kan reduceras med 17 % enligt det scenario där flera olika åtgärder lades samman. Produktionshöjande åtgärder inom foderproduktionen liksom utbyte av diesel till förnybara bränslen och övergång till handelsgödsel tillverkad med förnybara bränslen har en betydande effekt på klimatavtrycket för fodret och därmed klimatavtrycket för griskött. En effektiv produktion med friska grisar är också miljövänlig, rapporten visar att de fyra sjukdomar som studerats bidrar med 3,4 % av klimatavtrycket. Om målet är att minska utsläppen av växthusgaser bör därför produktionshöjande åtgärder främjas förutsatt att de inte påverkar djurhälsa eller djurvälstånd negativt.

9 Nyttan för näringen och rekommendationer

Resultatet från detta projekt ger ökad kunskap om vad den enskilde grisproducenten och hela näringen ska koncentrera sig på utifrån ett hållbarhetsperspektiv. Det ger också ett bättre underlag för kommunikation kring den svenska grisenäringen, både för den enskilda producenten och för näringen i stort.

Resultatet ger underlag för klimatkommunikation till konsument. För att sådan kommunikation ska driva utveckling krävs en fortsättning där mer producent-specifika kvalitetsgranskade miljödata tas fram. Även offentlig upphandling kan utnyttja bra data för miljöeffektivare inköp.

Fortsatt tillgång till biprodukter från livsmedelsindustrin som foder till grisar har stor betydelse för klimatavtrycket för svensk grisproduktion. Det behövs mer komplexa systemstudier som visar hur systemet rest- och biprodukter till foder och till bioenergi kan förenas på bästa sätt.

För att ta nästa steg i utveckling av branschen mot ökad hållbarhet krävs fortsatt utvärdering och utveckling av utfodring av gris med hållbarhet som fokus. Exempelvis genom mindre soja och mer inhemskt producerade proteingrödor och minskade och anpassade proteinhalter. Även potentialen med ökad effektivitet i foderodlingen och tätare växt-näringsflöden vore värdefullt att inkludera.

Foderstater måste utvecklas mot lägre proteinhalter som möjliggörs med mer renframställda aminosyror allt efter de blir lönsamma att brukas i konventionellt foder. Det är också önskvärt med fortsatt minskning av fosfor genom ökad användning av fytas, som ökar fosforutnyttjandet i grisen. Detta är viktigt för minskad övergödning vid stallgödselanvändning och sparar på fosfor, som är en begränsad resurs.

Hantering och lagring av stallgödseln har en stor miljöpåverkan. Åtgärder som kylning av gödsel i stallarna och produktion av biogas från gödseln har potential att minska klimatpåverkan ytterligare, och det kan belysas i nya studier.

Friska grisar lönar sig, både för plånboken och miljön. Investering i god djurhälsa minskar klimatavtrycket. Allt som gör produktionen mer effektiv och lönsam kommer också att gynna miljön.

10 Referenser

- Ahlgren, S., Bernesson, S., Nordberg, A., Hansson, P. A. 2010. Nitrogen fertiliser production based on biogas - Energy input, environmental impact and land use. *Bioresource Technology*, 101: 7192–7195
- Andersson, A.S., Paulsson, T. 2001. Avvänjning vid fyra veckors ålder, Praktiskt Inriktade Grisförsök, nr 26, https://www.gardochdjurhalsan.se/wp-content/uploads/2019/01/pigrapporter-pigrapport_26_avvanjning_vid_fyra_veckors_alder.pdf
- Andrén, O., Kätterer, T., 1997. ICBM: the introductory carbon balance model for exploration of soil carbon balances. *Ecology Applied*, 7:1226–1236 Hietala, Sanna, LUKE- Finnish Environmental and Resource Institute, personal communication, March 20, 2020
- Bava, L., Zucali, M., Sandrucci, A., Tamburini, A., 2017. Environmental impact of the typical heavy pig production in Italy, *Journal of Cleaner Production*, 140, Part 2, 685-691
- Bengtsson, B and Greko C. 2014. Antibiotic resistance – consequences for animal health, welfare and food production. *Uppsala Journal of Medical Science*. 119: 96–102
- Blonk Agri-footprint BV. 2019 Blonk Agri-footprint BV. 2019. Agri-Footprint - Part 1 - Methodology and basic principles. Part 2 - Description of data. Blonk Agri-footprint BV, Gouda, The Netherlands, retrieved from: www.agri-footprint.com
- Bonou, A., Birkved, M. 2016. LCA of pork products & evaluation of alternative super-chilling techniques. Technical University of Denmark (DTU).
- Brooks, P. H., Beal J. D, Niven, S. 2001. Liquid feeding of pigs: potential for reducing environmental impact and for improving productivity and food safety. *Recent Advances in Animal Nutrition in Australia*, Volume 13 (2001)
- Cederberg, C., Sonesson, U., Henriksson, M., Sund, V., Davis, J. 2009. Greenhouse gas emissions from Swedish production of meat, milk and eggs 1990 and 2005. SIK report No. 793, SIK Institute for Food and Biotechnology, Gothenburg
- Corrado, S. Galdeira, C. Eriksson, M. Hanssen O, J, Hauser H-E. van Holsteijn F., Liu, G., Östergren, K. Parry, A., Secondi, L., Stenmarck Å., Sala, Serenella. 2019. Food waste accounting methodologies: Challenges, opportunities, and further advancements. *Global Food Security* 20 (2019) 93-100
- Davis, K.F., D'Odorico, P. 2015. Livestock intensification and the influence of dietary change: a calorie-based assessment of competition for crop production. *Sci. Total Environ*. 538, 817–823
- Davis, K.F., D'Odorico, P., Rulli, M.C. 2014. Moderating diets to feed the future. *Earth's Future* 2, 559–565
- Direktiv 2009/28/EG. Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/28/EG av den 23 april 2009 om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor och om ändring och ett senare upphävande av direktiven 2001/77/EG och 2003/30/EG

Dorca-Preda, T., Mogensen, L., Kristensen, T., Hermansen, J m fl. 2019. Grisekød- – produktivitet og miljøpåvirkning år 2005 vs. 2016, Institut for agroøkologi,. Århus Universitet

Dou, Z., Toth, J., Westendorf, M. L. 2018. Food waste for livestock feeding: Feasibility safety, and sustainability implications. *Global Food Security* 17 (2018) 154-161

Dourmad, J.Y., RYschawy, J., Trousson, T., Bonneau, M., Gonzalez, J., Houwers, H.W.J., Hviid, M., Zimmer, C., Nguyen, T.L.T., Morgensen, L., 2014. Evaluating environmental impacts of contrasting pig farming systems with life cycle assessment, *Animal*, 12:2027-37

EC-JRC. 2011. Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union; 2011

ecoinvent Centre 2019 ecoinvent Centre. 2019. ecoinvent data v3.6, Cut-Off model. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich, Switzerland, retrieved from: www.ecoinvent.org

Energimyndigheten. 2019. Drivmedel 2018. Redovisning av rapporterade uppgifter enligt drivmedelslagen, hållbarhetslagen och reduktionsplikten, ER 2019:14

Energimyndigheten. 2020. Vägval och utmaningar för energisystem. Ett underlag till Energimyndighetens utredning Energisystemet efter 2020

Erasmus, K.H.J. zu Ermgassen, Phalan, B., Green, R.E., Balmford, A., 2016. Reducing the land use of EU pork production: where there's swill, there's a way. *Food Policy* 58:35–48

Ermgassen, E., Phalan, B., Green R., Balmford, A. 2016. Reducing the land use of EU pork production; where there's swill, there's a way. *Food Policy* 58 (2016) 35–48

Espagnol, S., Demartini, J., Environmental impacts of extensive outdoor pig production systems in Corsica, IN Schenck, R., Huizenga, D. (Eds.), 2014. Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014), 8-10 October 2014, San Francisco, USA. ACLCA, Vashon, WA, USA

European Medicines Agency, Annual report 2017, retrieved from: https://www.ema.europa.eu/documents/annual-report/2017-annual-report-european-medicines-agency_en.pdf

FAO. 2018. The future of food and agriculture Alternative pathways to 2050. Food and Agriculture Organization of the United Nations

Flysjö, A., Cederberg, C., Strid, I. 2008. LCA-databas för konventionella fodermedel - miljöpåverkan i samband med produktion, SIK rapport nr 772

Garcia-Launay, F., van der Werf, H.M.G., Nguyen, T.T.H., LeTutour, L., Dourmad, J.Y. 2014. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use aminoacids in pig production using Life Cycle Assessment, *Livestock Science*, 161:158–175

Gerber, I., Steinfeld, P.J.H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A., Tempio, G. 2013. Tackling climate change through livestock, A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)

Goedkoop, M., Heijungs, G., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., van Zelm, R. 2009. ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level First edition Report I: Characterisation. Ministry of Housing Spatial planning and Environment, The Netherlands

González-García, S., S., Diasa A. C., Rodrigues, J V., da Costa, R. R., Ferreira, A., Andrade L. P., Arroja, L. 2015. Life cycle assessment of pigmeat production: Portuguese case study and proposal of improvement options, *Journal of Cleaner Production* 100: 126-139

Groen., E.A., van Zanten, H.H.E., Heijungs R., Bokkers, E.A.M., de Boer, E.J.M. 2015. Sensitivity analysis of greenhouse gas emissions from a pork production chain, In: van Znten., H., Feed sources for livestock: recycling towards a green planet, Doctoral thesis, Graduated School of Wageningen, Institute of Animal Sciences (WIAS), Netherlands

Guinée J, Goree M, Heijungs R, Huppel H, Kleijn R, de Koning A, van Oers L, Wegener Sleeswijk A, Suh S, Udo de Haes H, de Bruijn H, van Duin R and Huijbregts M. 2002. Handbook on Life Cycle Assessment, Operational guide to the ISO standards, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers

Göransson, L., Barr, U-K., Borch, E., Florén, B., S., Hamberg, L., Lindbom, I., Lorentzon, K., Nielsen, T., m fl. 2014. Hållbara matvägar – referens- och lösningsscenarier för grisproduktion och framställning av rökt skinka, Rapport steg 3, SIK-rapport 887, SIK- Institutet för Livsmedel och Bioteknologi, Göteborg

Henders, S., Persson, UM., Kastner, T. 2015. Trading forests: land-use change, and carbon emissions embodied in production and exports of forest-risk commodities. *Environmental Research Letters*, 10:125012

Holmgren, N och Lundeheim N. 2002. Utveckling av uppfödningssystem och djurhälsa hos slaktsvin. *Svensk Veterinärtidning*. 54: 469–474

Höjgård, S. Wilhelmsson, F. 2012. Biogas Production from Manure. AgriFood, Working paper 2012:1

IDF, 2015. A common carbon footprint approach for the dairy sector. The IDF guide to standard life cycle assessment methodology. Bulletin of the International Dairy Federation, 479/2015. https://www.fil-idf.org/wp-content/uploads/2016/09/Bulletin479-2015_A-common-carbon-footprint-approach-for-the-dairy-sector.CAT.pdf

IPCC. 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories; Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use - Chapter 10 Emissions from Livestock and Manure Management

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

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

ISO. 2006a. Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. ISO14040:2006(E). International Organization for Standardization. Geneva. Switzerland

ISO. 2006b. Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. ISO14044:2006(E). International Organization for Standardization. Geneva. Switzerland

Jensen, M.V., Gylling, M., Jakobsen, A.B., Hansen, E.W., & Lillethorup, T.R. 2018. Redegørelse om bi- og resptprodukter – fra forbehandling af fodevarer inklusive madspild og fra nonfoodindustrien, og om hvordan denne ressource bedst udnyttes. Frederiksberg: Institut for Fodevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. IFRO Rapport, Nr 268

Jordbruksverket. 2001. Gödselproduktion, lagringsbehov och djurtäthet i olika djurhållningssystem med grisar, Rapport 2001:13

Jordbruksverket. 2020. Ökad foderanvändning från matsvinn och restprodukter Bättre resurseffektivitet för att uppnå miljö- och klimatmål. Rapport 2020:04

Jordbruksverkets statistikdatabas. <https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella-statistik/statistikdatabasen>

Laxminarayan R, Duse A, Wattal C, Zaidi AK, Wertheim HF, Sumpradit N, et al. 2013. Antibiotic resistance-the need for global solutions. *Lancet Infectious Diseases*. 2013; 13:1057–98

Leip, A., F. Weiss, T. Wassenaar, I. Perez, T. Fellmann, P. Loudjani, F. Tubiello, D. Grandgirard, Monni, S., Biala, K. 2010. Evaluation of the Livestock Sector's Contribution to the EU Greenhouse Gas Emissions (GGELS), Final Report; Ispra, Italy, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability

Lesschen, J. P., M. van den Berg, H. J. Westhoek, H. P. Witzke, Oenema, O. 2011. Greenhouse gas emission profiles of European livestock sectors. *Animal Feed Science and Technology*, 166–167: 16-28

Lindberg, M., Lundström, J., Albiñ, A., Gustafson, G., Bertilsson, J., Rydhmer, L., Åhman, B. och Magnusson, U. Djurens roll för livsmedelsförsörjningen i en föränderlig miljö – utmaningar och kunskapsbehov. Future Food Reports 12. Sveriges lantbruksuniversitet, forskningsplattformen SLU Future Food.

Lindkvist, E. Karlsson, M, Invern, J. 2019. System Analysis of Biogas Production – Part II Application in Food Industry Systems. *Energies* 2019, 12

- McAuliffe, G.A., Takahashi, T., Mogensen, L., Hermansen, J.E., Sage, C.L., Chapman, D.V., Lee e, M.R.F. 2017. Environmental trade-offs of pig production systems under varied operational efficiencies. *Journal of Cleaner Production*, 165: 1163-1173
- Melin, L. and Wallgren P. 2002. Post weaning diarrhoea in piglets. Aspects on the influence of feed related prophylactic measures. *Acta Veterinaria Scandinavica*. 43:231–245
- 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, 1715-1728
- Muscat, A., de Olde, M.E., de Boer, I.J.M., Ripoll- Bosch., R. 2020. The battle for biomass: A systematic review of food-feed-fuel competition, *Global Food Security* 25: 100330
- Naturvårdsverket, 2018. National Inventory Report Sweden 2018 - Greenhouse Gas Emission Inventories 1990–2016
- Neuman, L., m. fl., 2009. Kartläggning av energianvändning på Lantbruk 2008. LRF Konsult på uppdrag av LRF
- Noya, I., Aldea, X., González-García, S., Gasol, C.M., Moreira, M.T., Amores, M.J., Marín, D., Boschmonart-Rives, J. 2017b. Environmental assessment of the entire pork value chain in Catalonia – A strategy to work towards Circular Economy, *Science of The Total Environment*, 589: 122–129
- Noya, I., Aldea, X., Gasol, C.M., Gonzalez-García, S., Amores, M.A., Colon, J., Pons, E., Roman, I., Rubio, M.A., Casas, E., Moreira, M.T., Boschmonart-Rives, J. 2016. Carbon and water footprint of pork supply chain in Catalonia: From feed to final products, *Journal of Environmental Management*, 171, 133-143
- Noya, I., Villanueva-Rey, P., Gonzalez-García, S., Fernandez, M.B., Rodriguez, M.R., Moreira, R.T., 2017a. Life Cycle Assessment of pig production: A case study in Galicia, *Journal of Cleaner Production*, 142, Part 4, 4327-4338
- Odensvik, K., Robertsson J.Å. Wallgren P. 1999. Gruppbehandling med läkemedel, inklusive zinkoxid, i foder inom grisproduktionen med särskild inriktning på tarmstörningar (Strategies for in feed medications, including zinc oxide, of pigs with special emphasis on enteric disorders). *Svensk VetTidn*. 51:293-299
- Papargyropoulou, E., Lozano, R., Steinberger, JK. et al. 2014, The food waste hierarchy as a framework for the management of food surplus and food waste. *Journal of Cleaner Production*, 76. 106-115. University of Leeds.
- Papargyropoulou, E., Lozano, R., Steinberger, J., Wright, N., bin Ujang, Z. 2014. The food waste hierarchy as a framework for the management of food surplus and food waste. *Journal of Cleane Production* (2014), doi: 10.1016/j.jclepro.2014.04.020
- PigProgress. 2018. <https://www.pigprogress.net/Nutrition/Articles/2018/11/Feeding-by-products-to-pigs--how-do-the-Dutch-do-it-352656E/>
- Pirlo, G., S. Carèa, G. Della Casa b, R.Marchetti b, G. Ponzoni b, V. Faeti b, V. Fantinc, P.Masoni c, P. Buttol. L. Zerbinatti d, F. Falconi. 2016. Environmental impact of heavy

pig production in a sample of Italian farms. A cradle to farm-gate analysis, *Science of The Total Environment*, 565, 15: 576-585

Posch, M., Seppälä, J., Hettelingh, J.P., Johansson, M., Margni M., Jolliet, O. 2008. The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13:477–486

ProTerra, 2019. ProTerra Standard, version 4.1 September 25, 2019.
<https://www.proterrafoundation.org/>

Reckmann K., Traulsen, I., Krieter, J. 2013. Life Cycle Assessment of pork production: A data inventory for the case of Germany, *Livestock Science*, 157, 586-596

RTRS. 2017. RTRS Standard for Responsible Soy Production Version 3.1, 01 June 2017

Salemdeeb, R., zu Ermgassen E., Kim, M., H , Balmford, A., Al-Tabbaa, A., 2017. Environmental and health impacts of using food waste as animal feed: a comparative analysis of food waste management options. *Journal of Cleaner Production* 140 871e880

Schader, C., Muller, A., Scialabba, N.E.-H., Hecht, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Makkar, H.P.S., Klocke, P., Leiber, F., Schwegler, P., Stolze, M., Niggli, U. 2015. Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. *J. R. Soc. Interface* 12, 20150891

Seppälä, J., Posch, M., Johansson, M., Hettelingh, J.P. 2006. Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11: 403-416

SimaPro7. 2007. PRé Consultants B.V. Amersfoort. Nederlanderna. www.pre.nl

Six, L., De Wilde, B., Vermeiren, F., Van Hemelryck, S., Vercaeren, M., Zamagni, A., Masoni, P., Dewulf, J., De Meester, S. 2017. Using the product environmental footprint for supply chain management: lessons learned from a case study on pork. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22:1354-1372

Sojadialegen: <https://www.sojadialegen.se/>, hemsidan senast nedladdad 2020-06-24

Sonesson, U., Lorentzon, K., Florén, B., Krewer, C., Kumm, K-I., Nilsson, K. och Woodhouse, A. 2014. Hållbara matvägar – resultat och analys. SIK-rapport 891

Struijs, J., Beusen, A., van Jaarsveld, H. and Huijbregts, M.A.J., 2009. Aquatic Eutrophication. Chapter 6 in: Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., De Schryver, A., Struijs, J., Van Zelm, R. (2009). ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation factors, first edition

Thacker, E.L and Minion, C. 2006. Mycoplasmosis. *Ur Diseases of swine*, John Wiley & Sons Ltd, Ames, USA. 10:779-788

Tufvesson, L., Lantz, M. 2012. Livscykelanalys av biogas från restprodukter. Rapport SGC. Lunds Tekniska högskola

- Tufvesson, L., Lantz, M., Börjesson, P. 2013. Environmental performance of biogas produced from industrial residues including competition with animal feed – life-cycle calculations according to different methodologies’ and standards. *Journal of Cleaner Production* 53 (2013) 214–223
- Wallgren, P. 2020 Nu ska skiten bort! Dysenteri – ett gissel för såväl grisen som för bonden. *Grisföretagaren* Nr 2, 20–21
- Wallgren, P. och J. Vallgård. 1993. *Serogrisen - presentation, definition och kravlista. (SPF pigs - presentation, definition and specification of regulations)*. *Svensk VetTidn.* 45:733–735
- Wallgren, P., de Verdier, K. Sjölund M., Zoric M., Hultén C., Ernholm L., och Persson Waller K. 2012. Hur mycket kostar sjukdomar för lantbrukets djur? En faktagenomgång av kostnader och förluster som uppstår i samband med sjukdomsutbrott hos gris och nötkreatur. SVA, Uppsala
- Wallgren, P., N. Lundeheim and C.J. Ehlorsson. 2011. Friska grisar – lönsamma och miljövänliga. *Svensk VetTidn.* 63 (5) 15–22
- van Hal, O., de Boer, I.J.M., Muller, A., de Vries, S., Erb, K.-H., Schader, C., Gerrits, W.J.J., van Zanten, H.H.E., 2019. Upcycling food leftovers and grass resources through livestock: impact of livestock system and productivity. *J. Clean. Prod.* 219, 485–496
- Van Kernebeek, H.R.J., Oosting, S.J., Van Ittersum, M.K., Bikker, P., De Boer, I.J.M., 2016. Saving land to feed a growing population: consequences for consumption of crop and livestock products. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 677–687
- Van Zanten, H.H.E., Herrero, M., Van Hal, O., Rööös, E., Muller, A., Garnett, T., Gerber, P.J., Schader, C., De Boer, I.J.M., 2018. Defining a land boundary for sustainable livestock consumption. *Glob. Chang. Biol.* 24, 4185–4194
- Winkler, T., Schopf, K., Aschemann, R., Winiwarter, W., 2016. From farm to fork - A life cycle assessment of fresh Austrian pork, *Journal of Cleaner Production* 116: 8-89
- WinPig, 2017. *Slaktgrisar årsmedeltal*. www.gardochdjurhalsan.se/wp-content/uploads/2019/05/slaktgris-medel-2017.pdf
- Wirsenius, S., Searchinger, T., Zions, J., Peng, L., Beringer, T., Dumas, P., 2020. Comparing the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Dairy and Pork Systems across Countries Using Land-Use Carbon Opportunity Costs. Working Paper. Washington, DC: World Resources Institute
- Woodhouse, A. 2019. Foderdatabas: deluppdrag 6-uppdaterade klimatavtryck av fodermedel. RISE rapport 2019:35
- Yara. 2020. <https://www.yara.se/vaxtnaring/aktuellt/fossilfri/>, besökt 2020-11-20
- Zoric, M, 2008, Lameness in piglets, Dissertation, SLU, Uppsala, Sweden. 2005:49
- Personlig kommunikation:**
- Eskilsson Klara, Jordbruksverket, 2018 oktober.
- Virta, Leo. Konvex AB. 2018 december.

11 Bilagor

Bilaga 1. Foderstat för en integrerad slaktgris

Foderråvara	Per integrerad slaktgris, kg
Vatten	535,1
Biprodukt mejeriindustri	149,7
Biprodukt etanolindustri	123,4
Vete	119,6
Korn	95,7
Åkerböna	20,7
Biprodukt spannmålsförädling	18,5
Havre	16,1
Biprodukt potatisindustri	15,7
Premix	15,6
Sojamjöl	14,0
Rapsmjöl	10,6
Rågvete	10,2
Biprodukt bryggeriindustri	8,9
Vetekli	5,1
Biprodukt bageri- och pastaindustri	4,7
Vetefodermjöl	4,0
Maltgrodd	1,9
Ärta	1,8
Fiskmjöl	1,3
Majs	1,0
Sojaprotein, Solrosmjöl, Olja/fett, Betmelass Vardera $\geq 0,5$ - $< 1,0$	2,6
Potatisprotein, Drank torr, Betfiber, Havremjöl, Rapsfrö, Biprodukt fiskindustri, Linfrö, Palmkärnexpeller, Vassle torkad Vardera $< 0,5$	2,0
Summa	1178

Bilaga 2. Metod för att beräkna emissioner från stallgödsel hantering och lagring enligt IPCC, 2006.

Växthusgas	Beräkningsätt
Direkt Lustgas-avgång, dN ₂ O	<p>Direkt lustgasavgång [kg N₂O] = N [kg] * EF₁ * 44/28 där:</p> <ul style="list-style-type: none"> - N = mängd kväve (totalkväve) i träck och urin. - EF₁ = emissionsfaktor som anger hur stor andel av N som omvandlas till lustgas i lagret. Emissions-faktorn uttryck som kg N₂O-N/kg N i träck och urin. - EF₁ flyt= 0,01 - EF₁ fast= 0,02 - EF₁ djupströ= 0,07 - 44/28 = Omräkningsfaktor för att konvertera kg lustgaskväve (N₂O-N) till kg lustgas (N₂O)
Indirekt Lustgas-avgång, iN ₂ O	<p>Indirekt lustgasavgång [kg N₂O] = (N [kg] * EF₂)*EF₃ där:</p> <ul style="list-style-type: none"> - N = mängd N i kg som finns kvar i gödsel efter ammoniakförlust - EF₂=emissionsfaktor som anger hur stor andel av N som blir till lustgas - EF₂ flyt= 0,01 - EF₂ fast= 0,01 - EF₂ djupströ= 0,01
Ammoniak, NH ₃	<p>Ammoniak [kg NH₃] = N * EF₃*(17/14)</p> <ul style="list-style-type: none"> - N = mängd kväve (totalkväve) i träck och urin - EF₃= emissionsfaktor för N förlust i stall och lagring - EF₃ flyt= 0,48 - EF₃ fast=0,5 - EF djupströ= 0,5 - 17/14= Omräkningsfaktor för att konvertera kg ammoniumkväve (NH₃-N) till kg ammoniak (NH₃)
Metan, CH ₄	<p>Metanemission [kg CH₄] = 0,67* VS [kg]*Bo [m³ CH₄/kg VS]*MCF [% av Bo] där:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 0,67 = Densiteten för metan (kg/m³) vid temperaturen 19°C och trycket 101 kPa - VS = mängd organiskt material i träck och urin som utsöndras från djuren. - BO = maximal metanproduktionspotential [m³ CH₄/kg VS], 0,45 för gris - MCF = Metankonverteringsfaktor (på engelska <i>Methane Conversion Factor</i>). Denna faktor beskriver hur stor del av Bo som uppnås under givna förutsättningar, och anges som % av Bo. - MCF flyt= 0,1 - MCF fast= 0,02 - MCF djupströ= 0,39

Bilaga 3. Foderstater för känslighetsanalyser

Fodermedel	Referens	Känslighetsanalyser				Scenario
		Inga biprodukter	5 % mindre foder	Sojafritt foder	Ditid 4 v	Optimalgris
	Per integrerad slaktgris, kg					
Biprodukt mejeriindustri	149,7	0	142,2	149,7	144,3	136,2
Biprodukt etanolindustri	123,4	0	117,2	123,4	123,4	112,3
Vete	119,6	151,5	113,6	111,7	117,3	108,8
Korn	95,7	95,7	90,9	95,7	93,8	87,1
Åkerböna	20,7	20,7	19,7	44,0	22,0	18,8
Biprodukt spannmålsförädling	18,5	0	17,6	18,5	18,5	16,8
Havre	16,1	16,1	15,3	16,1	15,9	14,7
Biprodukt potatisindustri	15,7	0	15,0	15,7	15,9	14,3
Premix	15,6	15,6	14,8	15,6	15,3	14,2
Sojamjöl	14,0	17,3	13,3	0	10,8	12,8
Rapsmjöl	10,6	14,1	10,1	12,1	10,4	9,6
Rågvete	10,2	10,2	9,6	10,2	10,1	9,2
Biprodukt bryggeriindustri	8,9	0	8,4	8,9	9,0	8,1
Vetekli	5,1	0,4	4,9	5,1	4,9	4,6
Biprodukt bageri- och pastaindustri	4,7	0	4,5	4,7	4,8	4,3
Vetefodermjöl	4,0	0,1	3,8	4,0	3,9	3,7
Maltgrodd	1,9	1,9	1,8	1,9	1,9	1,7
Ärta	1,8	1,8	1,7	1,8	1,7	1,6
Fiskmjöl	1,3	1,3	1,2	1,3	1,3	1,2
Majs	1,0	0,5	1,0	1,0	1,0	0,9
Sojaprotein, Solrosmjöl, Olja/fett, Betmelass	2,6	2,6	2,5	2,6	2,6	2,4
Potatisprotein, Drank torr, Betfiber, Havremjöl, Rapsfrö, Biprodukt fiskindustri, Linfrö, Palmkärnexpeller, Vassle torkad	2,0	1,9	2,0	2,8	2,0	1,9

Bilaga 4. Karaktäriseringsindex i denna studie

Karaktäriseringsindex för klimat, försurning och övergödning i denna studie

Utsläpp till	Ämne	kg CO ₂ e/kg växthusgas)
Luft	Koldioxid, fossilt ursprung, CO ₂	1
Luft	Koldioxid, biogent ursprung, CO ₂	0
Luft	Metan, fossilt ursprung, CH ₄	25
Luft	Metan, biogent ursprung, CH ₄	25
Luft	Lustgas, N ₂ O	298

Utsläpp till	Ämne	Försurning, mol H ⁺ -ekv/kg ämne
Luft	Ammoniak, NH ₃	3,02
Luft	Ammoniak som N, NH ₃ -N	3,67
Luft	Ammonium, jon, NH ₄ ⁺	
Luft	NO ₂	0,74
Luft	NO	1,13
Luft	NO _x	0,74
Luft	Nitrat, NO ₃ ⁻	
Luft	Nitrit, NO ₂ ⁻	
Luft	SO ₂	1,31
Luft	SO _x	1,31
Luft	SO ₃	1,05

Utsläpp till	Ämne	Marin övergödning, kg N-ekv/kg övergödande ämne
Luft	Ammoniak, NH ₃	0,092
Vatten	Ammoniak, NH ₃	0,824
Luft	Ammoniak som N, NH ₃ -N	0,11
Vatten	Ammoniak som N, NH ₃ -N	1
Luft	Ammonium jon, NH ₄ ⁺	0,087
Vatten	Ammonium jon, NH ₄ ⁺	0,778
Luft	Nitrat, NO ₃ ⁻	0,028
Vatten	Nitrat, NO ₃ ⁻	0,226
Vatten	Nitrit, NO ₂ ⁻	0,304
Vatten	Kväve	1
Luft	NO ₂	0,389
Luft	NO	0,596
Luft	NO _x	0,389
Vatten	Kväve totalt	1

Utsläpp till	Ämne	Övergödning sötvatten, kg P-ekv/kg ämne
Vatten	Fosfat, PO ₄ ³⁻	0,33
Jord	Fosfat, PO ₄ ³⁻	0,33
Vatten	Fosforsyra, H ₃ PO ₄	0,32
Jord	Fosforsyra, H ₃ PO ₄	0,32
Vatten	Fosfor, P	1
Jord	Fosfor, P	1
Vatten	Fosforläckage, P	1
Vatten	Fosfor totalt, P	1
Jord	Fosfor totalt, P	1

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

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



RISE Research Institutes of Sweden AB Ideon Science Park, Beta 5, 223 70 LUND Telefon: 010-516 50 00 E-post: info@ri.se , Internet: www.ri.se	Jordbruk och livsmedel RISE Rapport 2020:59 ISBN: 978-91-89167-44-5
---	---