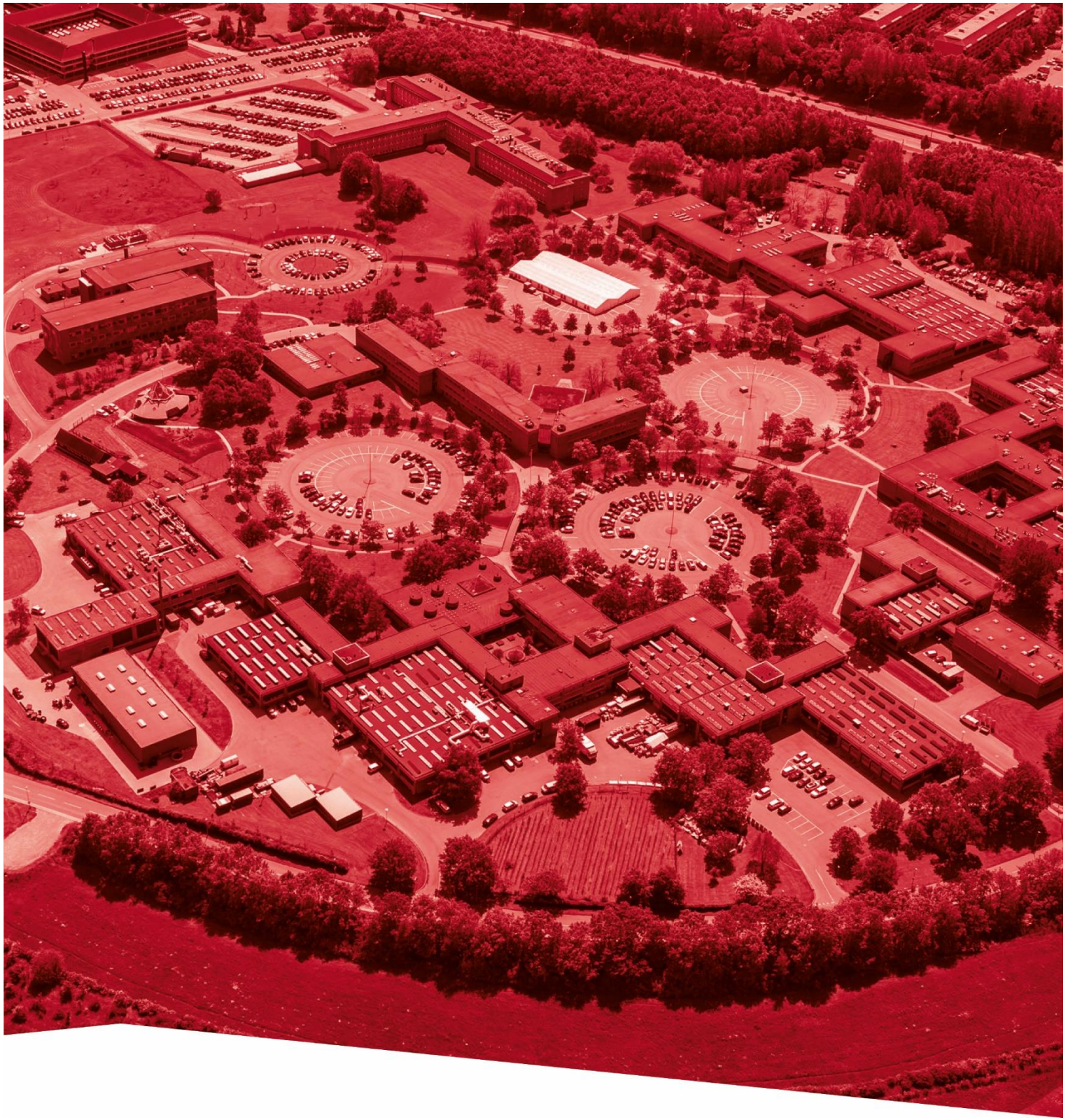




Screening af hangrise og galtgrise

Effekten af øget hangriseproduktion



**TEKNOLOGISK
INSTITUT**



TEKNOLOGISK
INSTITUT

Screening af hangrise og galtgrise

Effekten af øget hangriseproduktion
Relativ sammenligning mellem han- og galtgrise



Udarbejdet af:
Teknologisk Institut
Gregersensvej 1
2630 Taastrup
[Fødevarer og Produktion](#)

Juni 2023
Forfatter: Hellen Khosravi/Dennis Brandborg Nielsen



1. Baggrund og formål

Som en del af et pilotprojekt vil Danish Crown begynde at slagte flere hangrise for at undgå kastration og for at bibeholde den høje kødprocent. I Ringsted slagtes der i dag 450.000 hangrise, men i pilotprojektet forøges dette antal til 1.650.000 hangrise (Danish Crown, 2022).

I forbindelse med projektet "Værdisætning af hangrise", støttet af Svineafgiftsfonden, udføres en præliminær miljøvurdering, hvor miljøaftrykket fra produktionen af hangrise sammenlignes med miljøaftrykket fra galte. Miljøvurderingen foretages sideløbende med den økonomiske værdisætning, som også er en del af projektet. Resultaterne fra miljøvurderingen er offentligt tilgængelige, med slagterierne og Svineafgiftsfonden som hovedmålgruppe.

Formålet med denne vurdering er at give et overslag over miljøpåvirkningerne for 100 kg hhv. hangris og galt. Grundet hangrises højere foderudnyttelse er der en antagelse om, at miljøpåvirkningerne sænkes ved omstilling af produktionen som følge af det mindskede foderforbrug. Der tages en konsekvenstilgang til miljøvurderingen.

Der opfordres til at udarbejde en mere dybdegående livscyklusvurdering (LCA) med mere primære data samt kritisk review. Denne rapport er således ikke en fuld LCA, men blot en screening.

2. Metode og scope

Data er indsamlet baseret på eksisterende litteratur samt databaserne Ecoinvent 3.9 og Agribalyze 3.1.

2.1. Funktionel enhed

Den funktionelle enhed for denne vurdering er 100 kg slagtesvin (levende vægt) ved staldport. Den funktionelle enhed bruges som referenceparameter for at sikre, at sammenligningsgrundlaget er ens for begge produkttyper.

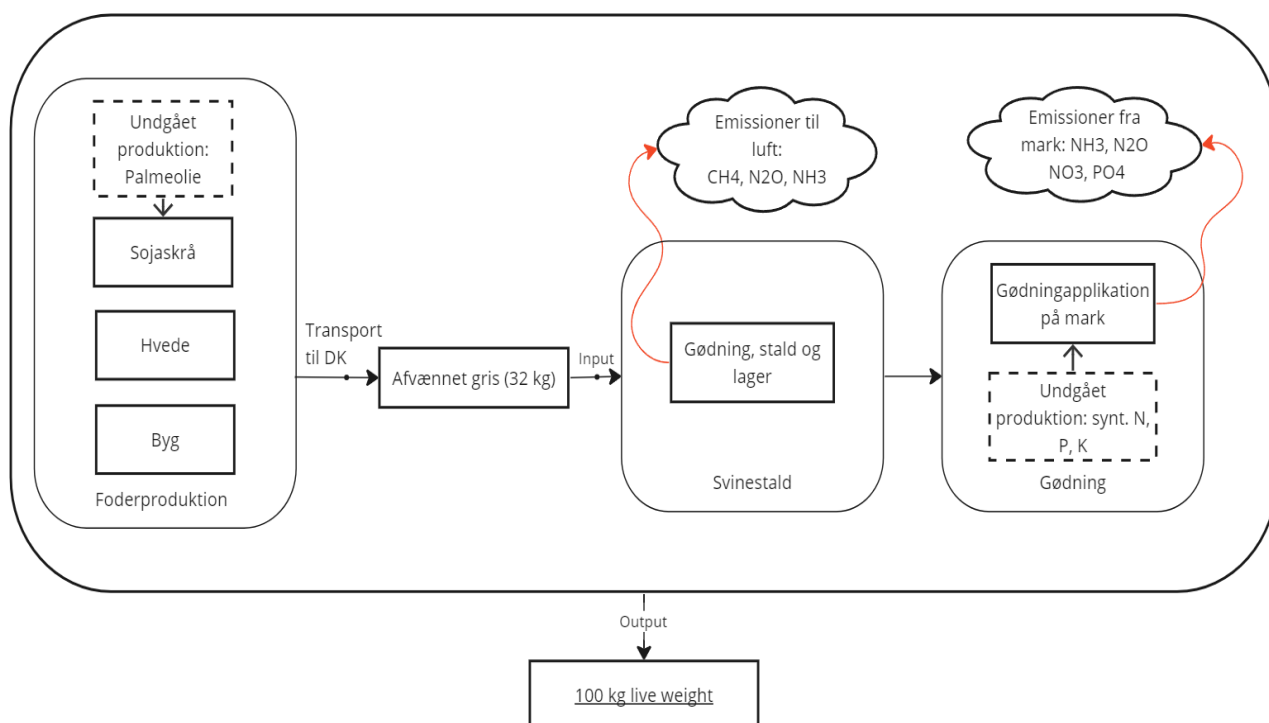
2.2. Systemafgrænsning

Da fokus i denne miljøvurdering især er på forskellen i produceret fodermængde, og dermed også i forskellen i emissioner fra gyllen for hhv. hangris og galt, medtages kun betydelige faktorer, hvor disse adskiller sig fra hinanden. Af samme årsag medtages kun foderproduktion, og transporten deraf, emissioner fra stald samt emissioner fra gødningsapplikation. Slagtegrisen medregnes fra den afvænnelse (28,7 kg) og indtil slagtning, hvilket svarer til ca. 12 uger.

Figur 1 viser systemafgrænsningen i projektet, hvor foderproduktion af soja og korn, emissioner under opstaldning samt lagring af gylle og emissioner fra applikation på marken er medtaget. Generelt er det foderproduktion og emissioner fra gylle, som har størst miljøpåvirkning (Dalgaard et al., 2007), (Nguyen et al., 2011), (Kristensen et al., 2021).



Processer, som ikke inkluderes i denne rapport, er slagteprocesser og den dertilhørende undgåede biogasproduktion, transport fra slagterier til distributører samt forbrug. Der skelnes derfor ikke mellem, hvad kødet bliver brugt til og de dertilhørende processer for forarbejdning. Da slagteprocesserne ikke medtages, og der ikke skelnes mellem de færdige kødprodukter, bliver forskellen i kødprocenten for hangris og galt ikke medtaget som miljøpåvirkninger i denne sammenligning. Dette uddybes i diskussionen.



Figur 1. Systemafgrænsning.

2.3. Metode for modellering og for multifunktionelle systemer

Denne vurdering har en konsekvenstilgang, da den udvidede produktion af hangrise endnu ikke er igangsat, og det derfor er relevant at overveje de miljømæssige *konsekvenser* (positive eller negative) i forbindelse med denne beslutning. Ved konsekvensmodellering medtages derfor kun processer i markeder, som antages at ville ændre sig som følge af et ændret forbrug (Van Zanten et al., 2018) på grund af den udvidede hangriseproduktion. Hertil modelleres baggrundssystemer med marginale processer som respons på forbrugsændringer af produktet (Hauschild et al., 2018).

Svineproduktionens værdikæde indbefatter flere produkter, og hvordan miljøpåvirkningerne skal fordeles, afhænger af modelleringsmetoden. I denne vurdering bruges systemekspansion.



2.4. Impact-kategorier

De impact-kategorier, der benyttes i vurderingen, er: climate change, acidification, eutrophication og land use med LCIA-metoden EF 3.0.

Tabel 1. Impact-kategorier og deres enheder.

Impact-kategori	Enhed
Climate change/ <i>Klimaforandringspotentiale</i>	Kg CO ₂ eq
Acidification/ <i>Forsuring</i>	mol H ⁺ eq
Eutrophication, terrestrial/ <i>Eutrofiering, landjord</i>	mol N eq
Eutrophication, marine/ <i>Eutrofiering, hav</i>	mol N eq
Eutrophication, freshwater/ <i>Eutrofiering, ferskvand</i>	mol P eq
Land Use/ <i>Land brug</i>	P.t.

3. Data – Life Cycle Inventory (LCI)

I de følgende afsnit præsenteres udvalgte data for hvert stadie samt udvalgte overvejelser.

3.1. Foder

Ved at bruge konsekvensmodellering antages det, at det kun er relevant at medtage påvirkninger fra sojaskrå, vinterhvede og vårbyg, da disse er marginale produkter, som påvirkes af en ændret efterspørgsel (Dalgaard et al., 2007), (Dalgaard et al., 2008), (Danmarks statistik, 2022). I realiteten består svinefoder af flere ingredienser, og foderkombinationen er oftest dynamisk afhængig af blandt andet prisændringer. Når sojaskrå modelleres, antages palmeolie som det marginale substituerende produkt for sojaolie. Produces der mere sojaskrå, produceres der mindre palmeolie, og omvendt. Derfor er det relevant for scenariet med hangrise, hvor input af sojaskrå er lavere end for galt, og dermed produceres der mindre sojaskrå og sojaolie, som derfor må erstattes af palmeolie (Dalgaard et al., 2008), (Van Zanten et al., 2018). Der bruges konverteringsrater fra Dalgaard et al. (2008) til modellering af substituerende produkter.

Der medregnes foder, fra grisene bliver afvænnet, dvs. at det antages, at hangrise og galte som smågrise og under afvænning indtager samme fodertype og -mængde, og at ændringen først sker, når de bliver slagtegrise. Derfor regnes fra grisens afvænningsvægt og indtil levende slagtevægt, baseret på Maribo og Christiansen (2013) og Klassificeringsudvalget for Svin, Kvæg og Får (2022). Fordelingen af soja, hvede og byg er på hhv. 12%, 44% og 44%, baseret på data fra Dalgaard, 2007-scenarie for en besætning i 2015, bygget på det givne protein-, energi- og tørfoderindhold. Det antages, at slagtegrisene fodres med tørfoder ad libitum (Maribo og Christiansen, 2013). Værdier for produktionen af foder hentes fra Ecoinvent 3.9 for gennemsnitligt foderforbrug for det danske marked.



I udregningerne for foderindtag tages der højde for grisenes tilvækst samt foderudnyttelse. Den faktiske tilvækst er forskellen i indsættelsesvægt og levende slagtevægt baseret på litteratur (Maribo & Christiansen, 2013), (Klassificeringsudvalget for Svin, Kvæg og Får, 2022), (Danish Crown, 2019). Tilvækst pr. 100 kg slagtesvin afspejler denne rapportes funktionelle enhed, og derfor korrigeres den faktiske tilvækst til denne baseret på omregningsfaktor fra levende slagtevægt på 109 og 112 kg for hhv. hangris og galt. I tabel 2 kan det aflæses, at hangrisenes foderbehov er 9,2% mindre end for galt. Alle inputværdier findes i tabel B1 i bilaget.

Tabel 2. Udregninger for fodermængde.

Foder	Hangris	Galt
Indsættelsesvægt, kg (Maribo og Christiansen, 2013)	28,65	28,65
Levende slagtevægt, kg Levende slagtevægt = $1,19 \times \text{slagtevægt} + 7,01$ (Danish Crown, 2019)	109	112
<i>Slagtevægt i parentes</i> (Klassificeringsudvalget for Svin, Kvæg og Får, 2022)	(86)	(88)
Faktisk tilvækst, kg	+80,7	+83,1
Tilvækst pr. 100 kg slagtesvin (FU)	+73,8	+74,4
Foderudnyttelse FEsv/kg (Maribo og Christiansen, 2013)	2,53	2,77
Fodermængde pr. 100 kg slagtegris (FU)	187	206

3.2. Stald og lager

I denne fase inkluderes processer fra gødning og tarmgas, som slagtegrisene producerer. Tallene for udskilt gødning (tons) samt N, P, K ab-dyr baseres på normtallene fra 2022/23 (Børsting et al., 2022), hvor der i denne rapport korrigeres for tilvæksten for hangris og galt på hhv. 73,8 og 74,4 kg for 100 kg slagtesvin. Baseret på udskilte værdier udregnes emissionerne fra gylle.

Tabel 3. Output fra gris i stald.

Gylle, ab-dyr	Enhed	Hangris	Galt
Mængde	Ton	0,439	0,443
N	Kg	2,37	2,39
P	Kg	0,40	0,41
K	Kg	1,11	1,12



Metan fra enterisk fermentering omregnes fra IPCC's (2006) anvisninger på 1,5 kg CH₄/år til 12 uger svarende til slagtesvinenes tilvækstperiode, hvilket svarer til 0,346 kg CH₄, hvor der antages linearitet over tid. IPCC's vejledning gælder for svin pr. år, og derfor skelnes der ikke mellem galt og hangris. Metanudledning fra gylle fra stald og lager baseres på dansk vægtet gennemsnit for søer, smågrise og slagtesvin på 2,39 kg CH₄/tons gylle (Landbrugsstyrelsen, 2021), (Petersen, 2020). Dette vil give en CH₄-emission fra stald og lager på 1,037 og 1,045 kg CH₄ for hhv. hangris og galt.

Værdier for lattergas udregnes ligeledes ud fra IPCC (2006) Tier one og baseres på mængden af udskilt N. Derfor ses der en forskel mellem hangris og galt. For fuld inventory henvises til tabel B1 i bilaget.

Fra stald og lager udledes ammoniak, NH₃. Denne værdi, ligesom andre værdier for gylleemissioner, afhænger kraftigt af miljøteknologi, opbevaring, temperatur og fugtighed m.m. (Dalgaard et al., 2007). Ammoniakemissioner fra stald og lager udregnes fra normtallene, 2022/23 (Børsting et al., 2022). Her bruges værdien for delvist spaltegulv, 50-75% fast gulv, og disse tilrettes rapportens værdier for slagtegrise. Samlede værdier for emissioner fra svinestald og lager kan aflæses i bilag 1.

I beregningerne medtages ikke værdier for energi til lys, ventilation, køling af gødning og opbevaring samt opvarmning af stald. Da der udføres en konsekvensmodellering, belyses forskellene mellem hangris og galt, og der antages ikke betydelig forskel i energi- og varmebehovet for disse.

3.3. Spredning af gylle

Der medtages både processer for selve spredningen af gylle, altså transport og spredning på mark, emissioner af NO₃, NH₃, N₂O og PO₄ samt den udgåede produktion af syntetisk N, P, K-gødning. Der antages 10 km transport til mark med traktor og trailer, og data for transport og spredning hentes i Ecoinvent 3.9. Der benyttes IPCC Tier One-værdier til udregning af lattergas-, nitrat-, fosfat- og ammoniakemissioner. Utilitetsraten for næringsstofferne i gødning sættes til 75% (Plantedirektoratet, 2010), 97% og 100% (Nguyen et al., 2011) for hhv. nitrogen, fosfor og kalium, og derfor undgår man en del produktion af syntetisk gødning, som medregnes som undgået produktion i inventory. Al syntetisk gødning antages indkøbt på verdensmarkedet.



4. Resultater

4.1. Miljøpåvirkninger fra 100 kg slagtegris, levende vægt

Tabel 4. Værdier for impact-kategorier for 100 kg hangris og galt.

Impact category	Enhed	Hangris, absolut impact	Hangris, relativ impact %	Galt, absolut impact	Galt, relativ impact %
Acidification	mol H+ eq	3,25	93,9	3,46	100
Climate Change	Kg CO ₂ eq	351	93,9	374	100
Eutrophication, Freshwater	mol P eq	0,117	92,9	0,126	100
Eutrophication, Marine	mol N eq	1,98	92,0	2,15	100
Eutrophication, Terrestrial	mol N eq	11,5	93,6	12,3	100
Land Use	Pt	25664	90,8	28273	100

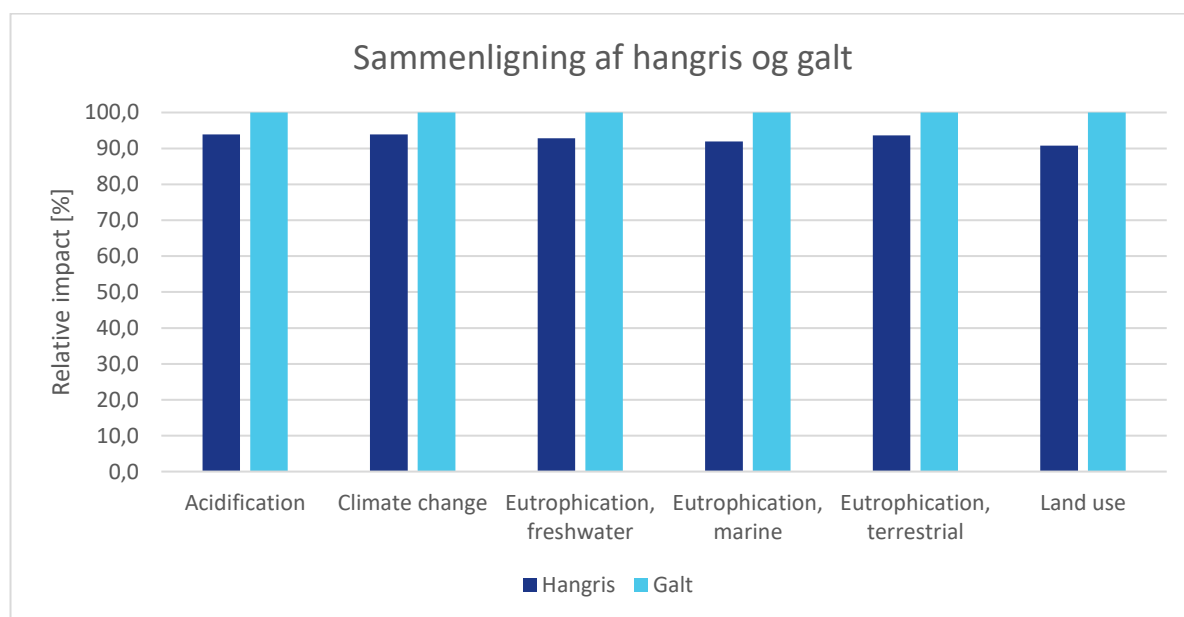


Diagram 1. Relativ sammenligning af alle miljøpåvirkningskategorier for hangris og galt.



I alle impact-kategorier ses det, at hangrise ligger mellem 6% og 10% under galtgrise. Den største forskel ses i land use og eutrophication, marine. Diagrammet viser ikke forholdet mellem de forskellige impact-kategorier, blot sammenligningen indbyrdes mellem hangris og galt.

Den mest betydelige forskel mellem input for hangris og galt er fodermængden, hvor hangrise kun indtager 91% af, hvad galtgrise har behov for. For foder ligger forskellen på impacts også mellem 9,34% og 9,68%, hvilket derfor stemmer overens.

4.2. Klimaforandringspotentiale

En af de mere kendte impact-kategorier, klimaforandringspotentiale, leder til global opvarmning som følge af drivhusgasudledning og måles i kg CO₂-ækvivalenter (eq). Her tæller CO₂ som 1 CO₂-eq, mens metan tæller som 34, og lattergas som 298 CO₂-eq (IPCC, 2001). Klimaforandringspotentialet ligger på 315 og 375 kg CO₂-eq pr. 100 kg hhv. hangris og galt. Samlet set udgør foderet 58% og 60% af belastningen for hhv. hangris og galt.

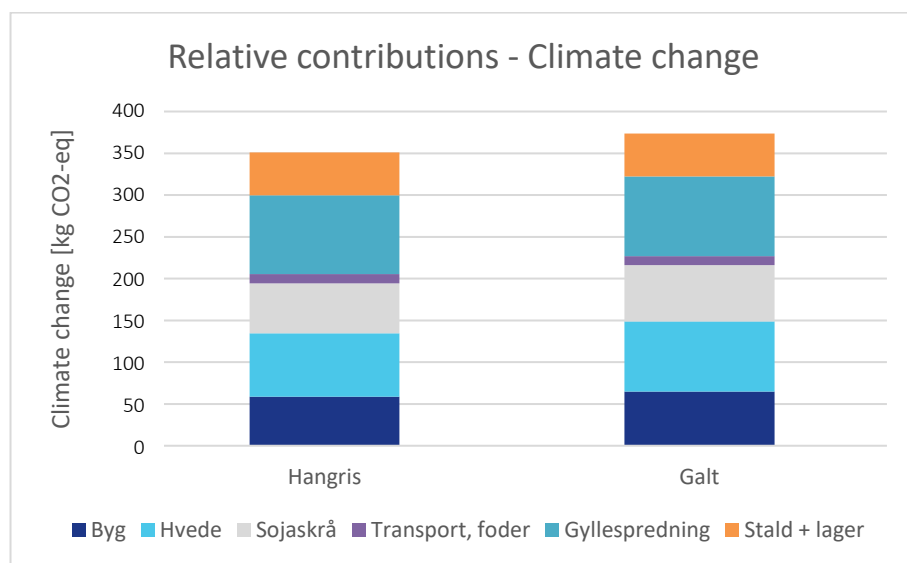


Diagram 2. Den relative påvirkning, klimaforandringspotentiale.

For gyllespredning stammer miljøpåvirkningerne fra udledningen af metan og lattergas fra marken samt CO₂ fra transport og spredning. Selvom der er undgået produktion og spredning af syntetisk N, P og K, fremgår det ikke i denne modellering som en negativ påvirkning, da udledningerne fra marken stadig opvejer gevinsten ved den sparede produktion.

Samlet set er der en mindre forskel (6%) i klimaforandringspotentiale mellem hangris og galt.



4.3. Forsuring

Forsuring skyldes især ammoniak og udledning fra fossile brændsler ved fx transport.

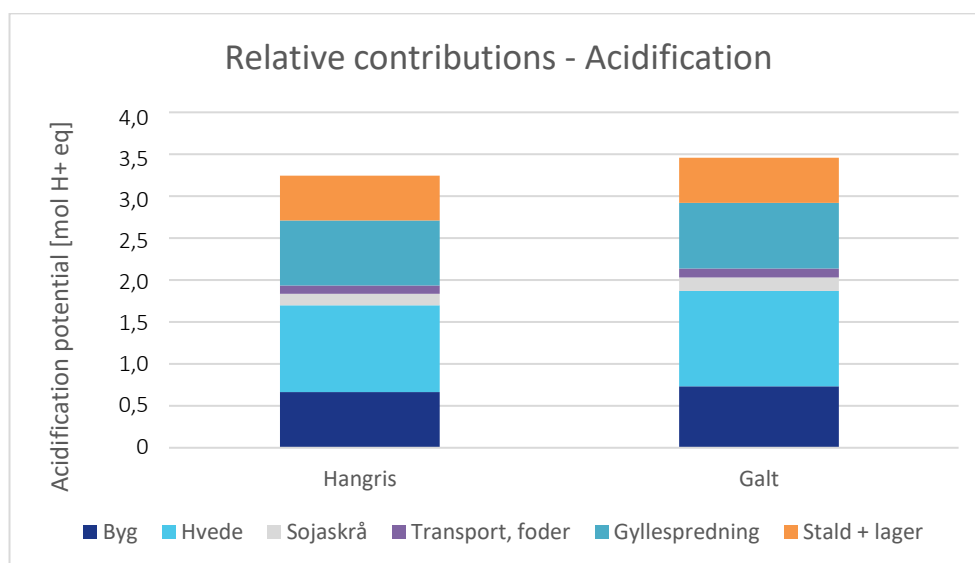


Diagram 3. Relativ påvirkning, forsuring.

Forskellen mellem hangris og galt ligger på 7%. Belastningen stammer primært fra hvedeproduktionen efterfulgt af gyllespredning og byg. Ved stald + lager og ved gyllespredningen stammer påvirkningen primært fra den udledte ammoniak fra gyllen og gyllespredningen.



4.4. Eutrofiering

Eutrofiering sker, når næringsstofindholdet stiger i søer, havområder og på land som følge af udledning af især nitrat, ammoniak og fosfat. Dette kan lede til algeopblomstring, som kan medføre iltvind i hav og ferskvand (Schou og Hassager, 2002), men også påvirke landjorden (Clark et al., 2017).

I alle kategorier har hvedeproduktion en væsentlig belastning, hvorefter byg og gyllespredning også har en betydelig påvirkning i alle kategorier. Ved gyllespredning er det især udledningen fra nitrat, ammoniak og fosfat på marken.

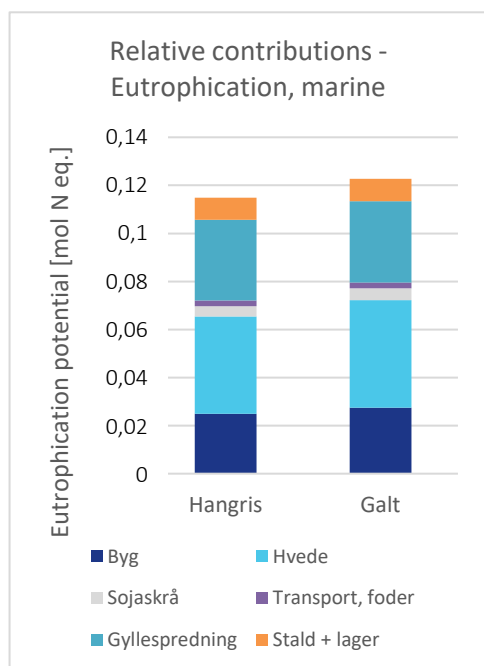


Diagram 4. Eutrofiering, marine.

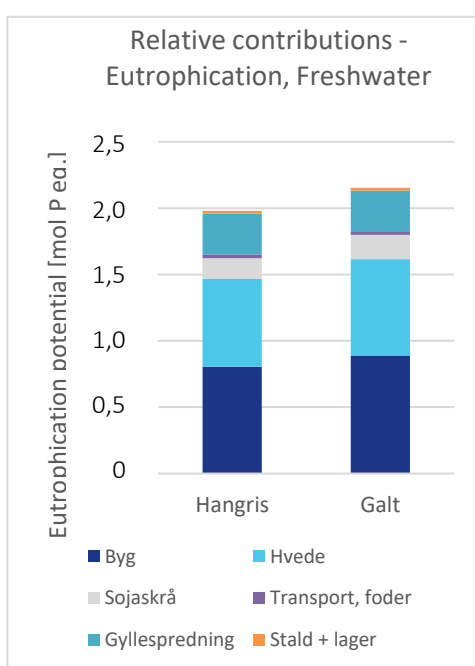


Diagram 5. Eutrofiering, ferskvand.

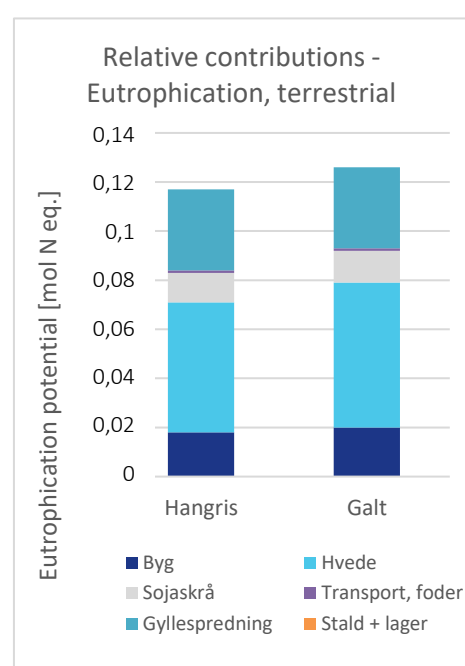


Diagram 6. Eutrofiering, landjord.



4.5. Land use

Land use er en vægtet parameter, der tager flere forskellige påvirkninger af landarealer i betragtning – herunder jordbundskvalitet, produktionsareal, erosionsmodstand, mekanisk filtreringsevne og forbrug af grundvand (De Laurentis et al., 2019). 98% af det samlede land use kommer fra foderproduktionen og tilhørende transport (hvoraf transport kun udgør 0,5%). 52% af land use-påvirkningen kommer fra hvede, dernæst byg (31%), og sojaproduktionen udgør 16%. Fordelingen er nær den samme for galt og hangris. Produktion af afgrøder til foder udgør en betragtelig mængde areal, og det er også i denne impact-kategori, at forskellen mellem hangris og galt er størst (10%).

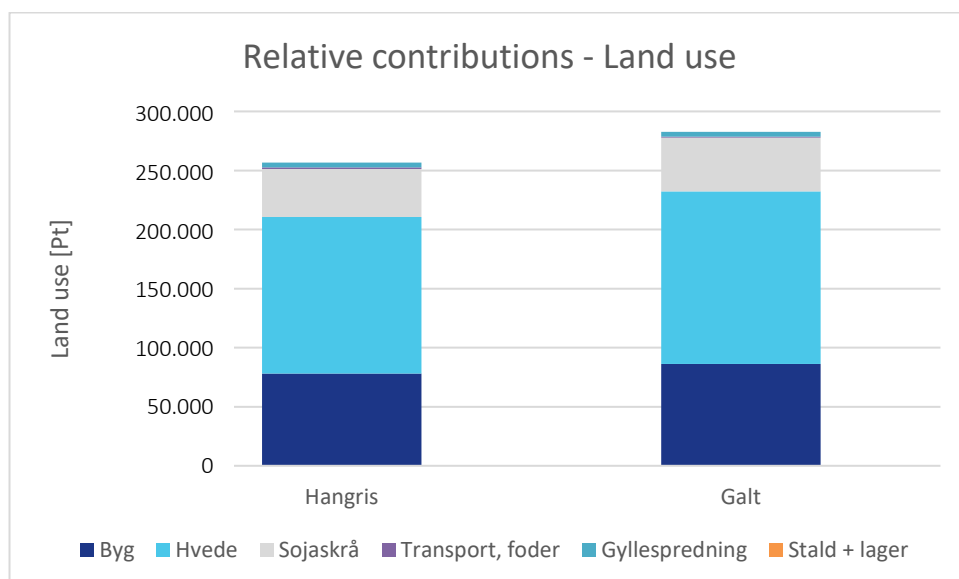


Diagram 7. Land use.

5. Sensitivity analysis

Der udføres en sensitivity analyse for at vurdere, hvor kritiske forskellige parametre er for de endelige resultater. Der er derfor udvalgt tre scenarier for at reducere usikkerheden ved de dertilhørende antagelser.

5.1. Rapsolie som substituerende produkt for sojaolie

I modelleringen blev palmeolie brugt som det substituerende produkt for sojaolie. I dette scenarie erstattes det af rapsolie, og her findes konverteringsraten også i Dalgaard et al. (2008).

Den relative forskel mellem hangris og galt er ikke stor ved udskiftning af palmeolie med rapsolie, se diagram 8. Det skyldes nok, at den relative fodermængde er fastholdt ved udskiftning af palmeolie, samt at miljøpåvirkningerne fra sojaskrå kun udgør en lille del af de samlede miljøpåvirkninger fra både hangris og galt.

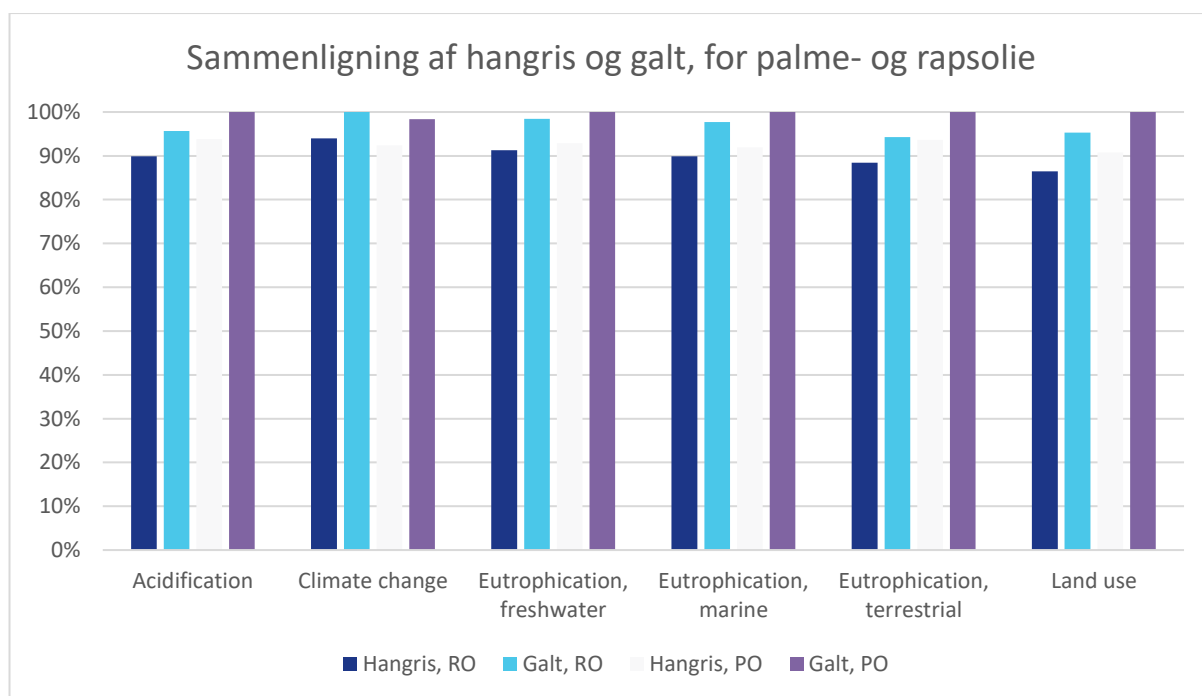


Diagram 8. Sammenligning af galt og hangris for palmeolie (PO) og rapsolie (RO).

Det kan dog aflæses i tabel 5, at substitutionen har en væsentlig effekt på den absolutte belastning for hele livscyklussen for både hangris og galt. Kun ved climate change udgør erstatningen med rapsolie en større miljøbelastning.

Tabel 5. Absolut og relativ belastning for rapsolie og palmeolie for hhv. galt og hangris.

Impact-kategori	Hangris <i>Palmeolie</i>	Hangris <i>Rapsolie</i>	Relativ forskell	Galt <i>Palmeolie</i>	Galt <i>Rapsolie</i>	Relativ forskell
Acidification	3,25	3,11	-4,54%	3,46	3,31	-4,63%
Climate change	351	357	1,62%	374	380	1,52%
Eutrophication, freshwater	0,117	0,115	-1,74%	0,126	0,124	-1,61%
Eutrophication, marine	1,98	1,94	-2,33%	2,15	2,10	-2,19%
Eutrophication, terrestrial	11,5	10,9	-5,94%	12,3	11,6	-6,28%
Land use	25664	24451	-4,96%	28273	26940	-4,95%



Erstatningen finder sted ved sojaskråproduktionen, og isolerer man miljøpåvirkningerne udelukkende for denne fase, ses en mere betydelig forskel mellem palme- og rapsolie i diagram 9. I alle kategorier udover *climate change* har rapsolie en væsentlig mindre miljøpåvirkning, og ved acidification og eutrophication, terrestrial har rapsolie en negativ miljøpåvirkning.

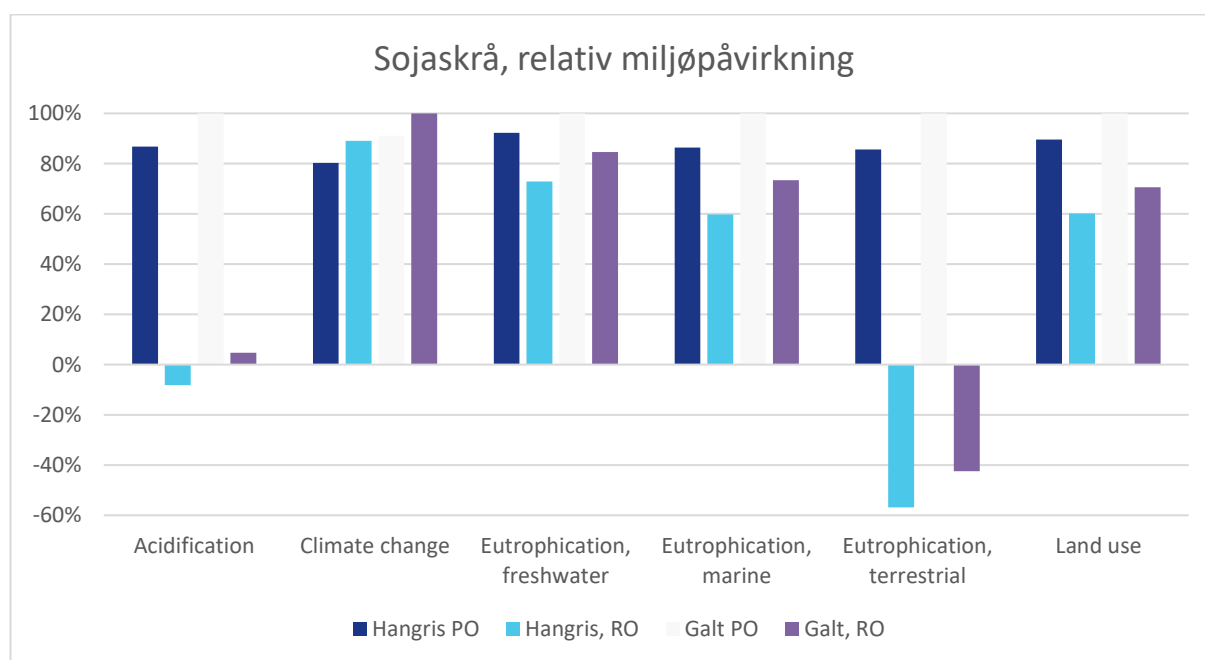


Diagram 9. Relativ miljøpåvirkning for sojaskrå, for hhv. palmeolie og rapsolie v. galt og hangris.

Konkluderende udgør erstatningen af palmeolie med rapsolie ikke den store forskel mellem hangris og galt. Ser man dog på de absolutte tal for miljøpåvirkningerne, kan der i alle andre impact-kategorier end *climate change* være en fordel i at bruge rapsolie i stedet. Ved sojaskråproduktionen ses den relative forskel mest, hvor det endda tydeliggøres, at rapsolie ved nogle af kategorierne har en negativ miljøpåvirkning.

5.2. Undgået produktion af N, P, K +50%

I vurderingen blev der brugt system expansion til at modellere den undgåede produktion af syntetisk N, P og K. I dette tredje scenarie modelleres mere effektiv gylle, dvs. at mængden af "undgået produktion af N, P og K" steg med 50%. Dette viste sig dog at gøre en insignifikant forskel (0-1%) på de samlede miljøpåvirkninger i alle kategorier og især i sammenligningen mellem hangris og galt. Dog kunne forskellen være tydeligere, havde data for gylle været mere repræsentativ, som der nævnes i diskussionsafsnittet.



5.3. Højere metanudledning ved slagtesvin, fuldspaltegulv

I modelleringen blev emissionsfaktoren for metan ved stald og lager hentet fra Landbrugsstyrelsen (2021) og Petersen (2020). Denne blev sat til 2,39 kg CH₄/tons gylle og er et gennemsnit for danske stalde med søer, smågrise og slagtesvin. Tallene blev opdateret fra Mikkelsen et al. (2016), som udelukkende afspejler slagtesvin på fuldspaltegulv, svarende til 2,86 CH₄/tons gylle. Her var der dog ikke signifikant forskel, da det kun var climate change, som var ændret med en forskel på 2% mellem værdierne.

6. Diskussion

Denne screening vurderer miljøpåvirkningerne fra hangris og galt i faserne fodring, stald og spredning af gylle. Data er primært baseret på litteratur og databaser.

For alle impact-kategorier har fodring den største miljøpåvirkning for både hangris og galt. I tilfældet med hangris spiser de 9,2% mindre foder end galt og har i gennemsnit af alle impact-kategorier 9,4% mindre miljøpåvirkning ved fodring. Der kan derfor formodes at være en sammenhæng mellem disse. Denne vurdering har centraliseret sig om hangrisenes højere foderudnyttelse og har derfor været den primære parameter, der er fokuseret på, mens andre variable er holdt statiske. Det kan dog især være relevant at undersøge mere aktuelle data for foderkombinationen for hangris og galt, og om disse kommer til at variere i praksis, da denne kan påvirke de endelige impacts fra foder og gylle.

Generelt er forskellen i miljøpåvirkningerne lav for gylle, både i stald og opbevaring samt ved spredning. Gyllemængderne for både hangris og galt blev baseret på samme datasæt fra normtal 2022/23 (Børsting et al., 2022) og blev korrigeret til den individuelle tilvækst. Derfor blev gyllemængderne ikke udledt fra foderemængderne, hvilket skal overvejes til en uddybende LCA, hvor det anbefales at basere gyllemængderne på en massebalancetilgang.

I denne vurdering blev slagteprocesser og brug udeladt. Derfor blev biogasprocesser udeladt, som erstatte elektricitet og varmeproduktion.

En anden væsentlig fordel ved hangriseproduktion er den højere kødprocent, som økonomisk kan omsættes til højere værdi som hovedprodukt. I denne vurdering er der ikke udført økonomisk allokering til at afspejle de økonomiske fordele, men der henvises her til den økonomiske værdisætning af hangrise under samme projekt. En ulempe ved hangrise er en hangriselugt, der er forårsaget af skatol og androstenon, hvor marginalforskellene mellem frasorteringen grundet skatol lå på 2,5% og 4,8% for hhv. våd- og tørfoderbesætning (Maribo og Christiansen, 2013). Det kan derfor påvirke miljøvurderingen, hvis de frasorterede hangrise bliver til yderligere processerede produkter, hvorfor slagteprocesserne skal medtages. Samme betragtning kan være gældende for galkød ved den lavere kødprocent. Dog har slagteprocesser oftest en lavere belastning end foder og gyllehåndtering (Dalgaard et al., 2007), (Nguyen et al., 2011).



Overordnet kan der også gøres overvejelser ift. den temporale og geografiske datarepræsentativitet. Denne vurdering skal derfor mere bruges til at give et fingerpeg ift. den relative forskel mellem hangris og galt i de udvalgte impact-kategorier og kan ikke ses som en akkurat repræsentation af de absolutte miljøpåvirkninger.

7. Konklusion

Denne rapport er en screening for de potentielle besparelser i miljøpåvirkninger, når der omstilles til hangriseproduktion. Generelt over impact-kategorierne, klimaforandringspotentiale, forsuring, eutrofi-ering og land use ligger besparelserne på 6-10% af miljøpåvirkningerne ved skift til hangris, hvor den mest signifikante besparelse lå ved land use (10%). For begge typer grise ligger den største miljøbelastning (alle impact-kategorier) ved fodring, hvorfor en signifikant parameter kan være den forbedrede foderudnyttelse hos hangrisene, som har et foderbehov, der er 9,2% mindre end for galt. Dette resulterer i en miljøbesparelse på mellem 9,34% (eutrof. marine) og 9,68% (eutrof. ferskvand) for foder hen over de forskellige impact-kategorier. Vurderingen viser også en betydelig forskel på sojaskråproduktionen ift. om det substituerende produkt for sojaolie er palme- eller rapsolie. Dog betyder denne forskel betydeligt mindre i den samlede miljøbelastning for hele livscyklussen. Udover foderudnyttelsen og tilvæksten, som gyllemængderne er baseret på, er alle andre parametre holdt statiske. Det kan derfor være relevant at undersøge, om foderkombinationen og dermed N, P og K-værdier samt emissioner fra gylle kan være anderledes for hangrise end for galte. Der opfordres derfor til at udarbejde en dybdegående LCA med mere primære data for hangrise og galte.



8. Referencer

Agribalyze 3.1 (2022)

Børsting, C. F., Hellwing, A. L. F. *Normtal for husdyrgødning – 2022/23* (2022). Aarhus Universitet.

Clark, Christopher M.; Bell, Michael D.; Boyd, James W.; Compton, Jana E.; Davidson, Eric A.; Davis, Christine; Fenn, Mark E.; Geiser, Linda; Jones, Laurence; Blett, Tamara F. (2017). *Nitrogen-induced terrestrial eutrophication: cascading effects and impacts on ecosystem services*. Ecosphere

Dalgaard, R., Halberg, N., Hermansen, J. E. (2007, 8. november): *Danish Pork Production. An environmental assessment*. DJF Animal Science no. 82. Aarhus Universitet.

Dalgaard R, Schmidt J, Halberg N, Christensen P, Thrane M, Pengue W A (2008). *LCA of soybean meal*. International Journal of Life Cycle Assessment, 13(3):240-254

Danish Crown (2019, 3. april): *Levende – slagtevægt, vejledende*.

Danish Crown, (2022, 29. november): *Danish Crown udvider slagtningen af hangrise*.

Danmarks statistik, (2022, 24. november). *Høsten af korn, raps og bælgssæd 2022*. Nyt fra Danmarks Statistik, Nr. 396

De Laurentis, V., Secchi, M., Bos, U., Horn, R., Laurent, A., Sala, S. (2019) *Soil quality index: Exploring options for a comprehensive assessment of land use impacts in LCA*, Journal of Cleaner Production, Volume 215, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.238>.

Ecoinvent Version 3.9 (2022)

EF. 3.0 (2018)

Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K., & Olsen, S. I. (Eds.) (2018). *Life Cycle Assessment - Theory and Practice*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3>

IPCC (2006). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (eds). Published: IGES, Japan.



IPCC, 2001: *Climate Change 2001: Synthesis Report*. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Watson, R.T. and the Core Writing Team (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, and New York, NY, USA

Klassificeringsudvalget for Svin, Kvæg og Får (2022). *Klassificeringskontrollens statistik over slagtedata for svin, søer i 2022*

Kristensen, T., Andersen, H. M. L., Mogensen, L., Hansen, B. I., Udesen, F., (2021, 12. oktober). *Klimapåvirkningen ved produktion af slagtegrise*. SEGES Svineproduktion.

Landbrugsstyrelsen (2021, 7. januar) *Rådgivningsordning for biogasfællesanlæg og deres leverandører af gylle om muligheder for at reducere gylles opholdstid i stalde og på lagre 2018-2020*. Nielsen, K. J., Nørgaard, A. H., Borup, L., Mortensen, J. R., Mortensen, K. S., Schmidt, G., Jacobsen, S., Hvam, C., Rousing, H., Mikkelsen, A. B., Møller, H. B.

Maribo, H., Christiansen, M. G., (2013, 24. september). *Økonomi i hangriseproduktion i 2 besætninger*. Videnscenter for Svineproduktion.

Mikkelsen MH, Albrechtsen R, Gyldenkerne S, 2016. *Biogasproduktions konsekvenser for drivhusgasudledning i landbruget*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 41 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 197

Nguyen, T. L. T., Hermansen, J. E., & Mogensen, L. (2011). *Environmental assessment of Danish pork*. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet.

Petersen, S. O., 2020. *Opdatering af klimaeffekter for virkemidler i landbruget bl.a. som følge af nyt kvælstofvirkemiddel*. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. <https://www.ft.dk/samling/20191/almdel/MOF/bilag/679/2233643/index.htm>

Plantedirektoratet, (2010) Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2010 til 31. juli 2011.

Schou, M. & Hassager, T. K., (2002) Rapport om Miljøpåvirkninger og Fiskeriressourcer 2002. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

Van Zanten, Hannah & Bikker, Paul & Meerburg, Bastiaan & Boer, I.J.M. (2018). *Attributional versus consequential life cycle assessment and feed optimization: alternative protein sources in pig diets*. The International Journal of Life Cycle Assessment. 23. 10.1007/s11367-017-1299-6.



9. Bilag

Tabel B1. Inventory.

Inventory	Hangris	Galt	Datakilde
Slagtegris, afvænning til slagtning			
Foder [kg]			
Vårbyg	82,2	90,7	Barley grain, feed {GLO} market for Ecolnvent 3.9
Vinterhvede	82,2	90,7	Wheat grain, feed {GLO} market for Ecolnvent 3.9
Sojaskrå	22,3	24,6	Soybean, feed {GLO} market for Ecolnvent 3.9
Transport, foder [Tkm]			
Skib	267	295	Transport, freight, sea, transoceanic ship {GLO} market for Ecolnvent 3.9
Lastbil	41,22	45,47	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, euro6 {RER} market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton Ecolnvent 3.9
Gylle, ab-dyr			
Mængde [ton]	0,439	0,443	
N [kg]	2,37	2,39	Ingen, output
P [kg]	0,40	0,41	Ingen, output
K [kg]	1,11	1,12	Ingen, output
Emissioner, stald og lager			
CH ₄ , gyllehåndtering [kg]	1,037	1,045	Elementar flow
CH ₄ , enterisk	0,346	0,346	Elementar flow
NH ₃ [kg]	0,228	0,230	Elementar flow
N ₂ O, [kg]	2,30 * 10 ⁻⁴	2,31 * 10 ⁻⁴	IPCC-omregningsfaktor fra NH ₃ -emissioner
Gyllespredning på mark			
Transport til mark [Tkm]	4,39	4,43	Transport, tractor and trailer, agricultural {GLO} market for Ecolnvent 3.9
Spredning på mark [Ha]	3,07	3,10	Fertilising, by broadcaster {GLO} market for Ecolnvent 3.9
N ₂ O [kg]	0,0483	0,0488	IPCC-tier 1
NH ₃ [kg]	0,00237	0,00239	IPCC-tier 1
NO ₃ [kg]	4,91	4,96	IPCC-tier 1
PO ₄ [kg]	1,23	1,26	IPCC-tier 1



Undgået produktion af syntetisk gødning [kg]	Hangris	Galt	Datakilde
N	1,78	1,79	Average mineral fertilizer, as N, at regional storehouse/DK Agribalyze 3.1
P	0,386	0,399	Average mineral fertilizer, as P ₂ O ₅ , at regional storehouse/DK Agribalyze 3.1
K	1,11	1,12	Average mineral fertilizer, as K ₂ O, at regional storehouse/DK Agribalyze 3.1



TEKNOLOGISK
INSTITUT