



Mellangrödor som verktyg för att minska jordbrukets klimatpåverkan

– en jämförande livscykelanalys av olika hanteringsåtgärder

Johan Nilsson, Thomas Prade, Maria Emfors och Per-Anders Hansson



Mistra Food Futures Report #7

Mellangrödor som verktyg för att minska jordbrukets klimatpåverkan – En jämförande livscykelanalys av olika hanteringsåtgärder

Författare: Johan Nilsson, Thomas Prade, Maria Emfors, Per-Anders Hansson

- 1) Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet
- 2) Institutionen för biosystem och teknologi, Sveriges lantbruksuniversitet

Denna rapport är framtagen inom forskningsprogrammet Mistra Food Futures. Det övergripande målet för programmet är att skapa en vetenskapligt baserad plattform som bidrar till att det svenska livsmedelssystemet kan transformeras till ett system som är ekonomiskt, socialt och miljömässigt hållbart samt resilient och kan leverera hälsosam mat. Målet uppnås genom att utveckla ett nära samarbete mellan akademien och ett antal nyckelaktörer i det svenska livsmedelssystemet. Den här rapporten utgör en del av Mistra Food Futures arbete med att beskriva produktionssystem som minskar lantbrukets klimatpåverkan. Detta utgör en av de centrala frågeställningarna inom Mistra Food Futures.

Mistra Food Futures leds och samordnas av Sveriges lantbruksuniversitet SLU i samarbete med forskningsinstitutet RISE och Stockholm Resilience Centre vid Stockholms universitet. Övriga partners inom programmet omfattar en bred representation av aktörer från akademi, näringsliv, branschorganisationer och regioner.

www.mistrafoodfutures.se

Publikation: Mistra Food Futures Report #7
Utgivningsår: 2022
Utgivare: Sveriges lantbruksuniversitet
Omslagsbild: Oljerättika. Foto: Shutterstock
Tryck: SLU Repro, Uppsala
ISBN: 978-91-8046-754-4 (elektronisk), 978-91-8046-755-1 (tryckt)

FUNDED BY



The Swedish Foundation for
Strategic Environmental Research

Sammanfattning

Jordbrukssektorn står idag för en betydande del av de totala antropogena utsläppen av växthusgaser. För att förbättra jordbrukets växthusgasbalans har det föreslagits att åtgärder ska implementeras för att höja markens kolkoncentration. En sådan åtgärd är att odla mellangrödor. Idag odlas mellangrödor i Sverige av många olika anledningar, t.ex. för att bekämpa ogräs, förhindra kväveläckage och främja den biologiska mångfalden, men också för att öka halten organiskt material i marken. Om mellangrödornas biomassa lämnas kvar i fält över vintern finns det dock risk för att N₂O-utsläppen ökar, vilket kan motverka den klimatdämpande effekten av ökad halt av organiskt kol i marken. Att skörda vissa typer av mellangrödor skulle potentiellt kunna minska N₂O-utsläpp under vinterhalvåret, samtidigt som den borttagna ovanjordiska biomassan kan användas som en resurs, till exempel som råmaterial för biogasproduktion.

Syftet med denna studie var att undersöka klimateffekten av olika skötselåtgärder vid odling av mellangrödor, med oljerättika som modellgröda. Kvantifieringen av den potentiella klimatpåverkan utfördes ur ett livscykelperspektiv med fokus på markolseffekt och N₂O-emissioner. Vidare undersöktes betydelsen av mellangrödans etablerings- och skördetidpunkt för resultatet. Två olika scenarion 1) att skörda den ovanjordiska biomassan och 2) att skörda både den ovanjordiska och den underjordiska biomassan, jämfördes med ett *Referensscenario* där biomassan lämnades kvar och brukades ned i marken utan att skördas. Den skördade biomassan i de alternativa scenarierna antogs användas som substrat till biogasproduktion, där biogasen uppgraderades till biometan och ersatte diesel som fordonsbränsle.

Resultatet visade att den potentiella markolseffekten var beroende av etablerings- och skördetidpunkten, där tidig etablering och sen skörd i regel gav högst kolinbindning. Högst markolseffekt beräknades för *Referensscenario*, där mellangrödan inte skördades. I detta scenario motsvarade kolinbindningen som mest 1,7 ton CO₂ per ha och år. I de två alternativa scenarierna, där mellangrödan skördades, var kolinbindningen betydligt lägre från växtresten. Detta kompenenserades delvis av att rötresten återfördes och kolinbindningen motsvarade mellan 77-89 % och 74-81 % av *Referensscenario* i *Scenario 1* respektive *Scenario 2*. Lustgasemissionerna från mellangrödan beräknades med IPCCs "Tier I"-metod. Resultatet visade att klimatpåverkan från de beräknade N₂O-utsläppen var något lägre i de alternativa scenarierna jämfört med *Referensscenario*. Resultat från tidigare studier indikerar dock att N₂O-utsläppen kunde ha varit ännu lägre om tidpunkten för kvävetillförseln hade tagits hänsyn till i beräkningarna. Totalt beräknades klimatpåverkan från *Markanvändningen* vara högre i de alternativa scenarierna jämfört med *Referensscenario*, vilket främst berodde på en lägre markolseffekt. Dock medförde produktionen av biometan i de alternativa scenarierna att diesel substituerades, vilket ledde till en negativ växthusgasbalans totalt för både *Scenario 1* och *Scenario 2*. Större negativ växthusgasbalans modellerades för *Scenario 2* eftersom mer diesel beräknades substitueras i detta scenario. Vid tidig etablering och sen skörd beräknades besparingen av växthusgas till 1,9 respektive 2,3 ton CO₂-ekv per ha och år för *Scenario 1* och *Scenario 2*, jämfört med *Referensscenario*. Detta innebär att det finns en relativt stor potential att minska klimatpåverkan från jordbruket genom att skörda mellangrödan.

Nyckelord: Kolinlagring, LCA, markkol, N₂O emissioner, substitutionseffekt, täckgrödor, växthusgasbalans

Abstract

The agricultural sector is today an important contributor to anthropogenic greenhouse gas emissions. In order to improve its greenhouse gas balance, it has been proposed to implement measures to increase soil carbon concentrations. Intermediate crops are currently grown in Sweden for a variety of reasons, such as to control weeds, prevent nitrogen leakage and promote biodiversity, but also to increase soil carbon content. However, if the biomass of catch crops is left in the field over winter, there may be a risk that N₂O emissions will increase, which could counteract the climate mitigation effect of increased soil organic carbon. Harvesting certain types of catch crops could potentially reduce N₂O emissions during the winter season, while the removed above-ground biomass could be used as a resource, for example as feedstock for biogas production.

The aim of this study was to investigate the climate impact of different management measures in intermediate crop cultivation, using oilseed radish as a model crop. The quantification of the potential climate impact was carried out from a life cycle perspective, focusing on the soil carbon effect and N₂O emissions. Furthermore, the influence of the time of establishment and harvest on the results was investigated. Two different scenarios 1) harvesting the above-ground biomass and 2) harvesting both the above-ground and below-ground biomass, were compared with a *Reference scenario* where the biomass was left and incorporated into the soil without being harvested. The harvested biomass in the alternative scenarios was assumed to be used as a substrate for biogas production, where the biogas was upgraded to biomethane and replaced diesel as a vehicle fuel.

The results showed that the potential soil carbon effect was dependent on the times of establishment and harvest, where an early establishment and late harvest generally resulted in the largest carbon sequestration. The highest soil carbon effect was calculated for the *Reference scenario*, where the intermediate crop was not harvested. In this scenario, the maximum carbon sequestration was equivalent to 1.7 tonnes of CO₂ per ha per year. In the two alternative scenarios, where the intermediate crop was harvested, the carbon sequestration from the plant residues was significantly lower. However, this was partly compensated by the recycling of the digestate as organic fertilizer in the same field. This entailed carbon sequestration corresponding to between 77-89% and 74-81% of the *Reference scenario* in *Scenario 1* and *Scenario 2*, respectively. Nitrous oxide emissions from the intermediate crop cultivation were calculated using the IPCC "Tier I" method. The results showed that the climate impact of the calculated N₂O emissions was slightly lower in the alternative scenarios compared to the *Reference scenario*. However, results from previous studies indicate that the N₂O emission could have been even lower if the timing of the nitrogen application had been accounted for in the calculation. Overall, the climate impact from land-use was estimated to be higher in the alternative scenarios compared to the *Reference scenario*, mainly due to a lower soil carbon effect. However, the production of biomethane in the alternative scenarios resulted in the substitution of diesel, leading to an overall negative greenhouse gas balance for both *Scenario 1* and *Scenario 2*. A larger negative greenhouse gas balance was modelled for *Scenario 2* as more diesel was calculated to be substituted in this scenario. For an early establishment and late harvest of the intermediate crop, the greenhouse gas savings were calculated to be 1.9 for *Scenario 1* and 2.3 tonnes CO_{2-eq} per ha per year for *Scenario 2*, compared to the *Reference scenario*. This means that there is a relatively large potential to reduce the climate impact of agriculture by harvesting catch crops.

Keywords: Carbon sequestration, cover crops, greenhouse gas balance, LCA, N₂O emissions, soil carbon, substitution effect

Innehållsförteckning

1. Inledning.....	5
1.1. Bakgrund	5
1.2. Syfte och mål.....	6
2. Metod och material.....	7
2.1. Mål och omfattning	7
2.2. Livscykelinventering	9
2.2.1. Markanvändning	9
2.2.2. Bränsleproduktion	12
2.3. Bedömning av klimatpåverkan	14
3. Resultat.....	15
3.1. Potentiell markkoleffekt.....	15
3.2. Lustgasemissioner från mark	16
3.3. Klimatpåverkan	18
4. Diskussion.....	21
4.1. Markkolspotential.....	21
4.2. Lustgasemissioner från mark	22
4.3. Klimatpåverkan	24
4.4. Sammanfattande diskussion	24
5. Slutsatser	26
Referenser.....	27

1. Inledning

1.1. Bakgrund

För att undvika de mest skadliga effekterna av den globala uppvärmningen måste utsläppen av växthusgaser omedelbart minska (IPCC 2018). Idag uppskattas jordbrukssektorn ensamt stå för cirka 30 % av de globala antropogena växthusgasutsläppen (FAO 2021). En strategi för att minska jordbrukets klimatbörda är att öka markens förmåga att lagra kol (Smith m fl. 2016; Minx m fl. 2018). Enligt beräkningar av IVA (2019) motsvarar potentialen att öka inbindningen av kol i marken mellan 1.2 till 1.5 miljoner ton koldioxidekvivalenter ($\text{CO}_2\text{-ekv}$) per år. I samma rapport bedöms odling av mellangrödor som en av de möjliga åtgärderna med störst potential för kolinbindning (IVA 2019).

Mellangröda definieras som gröda som odlas mellan två huvudgrödor. Till skillnad från huvudgrödan vars primära syfte är att skördas, är huvudsyftet för mellangrödan att öka halten organiskt material i marken, minska näringsläckage och bidra till ökad biologisk mångfald (Nair 2015). Mellangrödor kan även användas som ett sätt att bekämpa ogräs och kan därmed minska behovet av herbicider (Bårberi & Mazzoncini 2001; Dabney m fl. 2001). Denna effekt har visats högre vid högre biomassatillväxt hos mellangrödan (Bårberi & Mazzoncini 2001). En mellangröda bör vara lättetablerad och ha en god tillväxt på hösten för att på så sätt fånga upp näringsämnen och därmed motverka att de lakas ur marken. Andra viktiga egenskaper hos en mellangröda är förmågan att förbättra markstruktur och konkurrera med ogräs (Aronsson m fl. 2012). Det finns många arter som potentiellt kan fungera som mellangrödor, exempelvis *brassica*-arter som då vanligen sås direkt efter skörd av huvudgrödan. En fördel med denna typ av mellangröda är att den under goda förhållanden har en snabb tillväxt och därmed fungerar bra för att minska näringsläckaget från marken (Aronsson m fl. 2012). Tidigare studier har visat på medelskördar på ca 1 ton TS per hektar i Skåne (Adholm 2005) och mellan 0,5 och 0,9 ton ts per hektar i Västergötland och Västmanland. För att uppnå en hög tillväxt är etableringstidpunkt viktigt (Torstensson m fl. 2011). Flera av *brassica*-grödorna har en pålrot som snabbt breder ut sig på djupet. Detta medför att denna typ av mellangröda kan hämta näring längre ned i marken och därmed minska näringsläckaget ytterligare. Vidare kan pålrotsystemet luckra upp jorden och bidra till en förbättrad markstruktur (Blanco-Canqui m fl. 2015). Oljerättika hör till växtsläktet *brassica* och odlas på flera håll som mellangröda. Den har en kraftig pålrot och utvintrar ofta men inte alltid (Aronsson m fl. 2012). Oljerättikan är i behov tidig etablering och går därför bäst ihop med huvudgrödor som skördas tidigt. De flesta sorter

av oljerättika är toleranta, men inte helt resistenta mot klumprotsjuka. För att minimera riskerna bör oljerättikan därför inte odlas som mellangröda i nära anslutning i växtföljden till andra grödor som är mottagliga för klumprotsjuka (Aronsson m fl. 2012).

Som tidigare nämnts kan odling av mellangröda leda till en ökad mängd organiskt material i marken och därmed lindra den globala uppvärmningen. Tillförseln av organiskt material kan dock även öka denitrifikationsaktiviteten i marken (Li m fl. 2005; Li m fl. 2015; Guenet m fl. 2021), speciellt vid hög markfuktighet. Detta kan i sin tur leda till ökade utsläpp av den potenta växthusgasen N_2O , med en klimateffekt som är 273 - 298 gånger starkare än CO_2 över 100 år (Myhre m fl. 2013; Forster m fl. 2021). I en studie av Petersen m fl. (2011) observerades mer än dubbelt så höga N_2O -emissioner vid nedbrukning av oljerättika jämför med plöjning utan mellangröda. Denitrifikationsprocessen är beroende av tillgång till nitrat i marken. I växande gröda är nitrattillgången i marken begränsad, men om mellangrödornas biomassa lämnas i fältet över vintern kan det leda till att mer nitrat blir tillgängligt, speciellt i samband med frysning och tining av mellangrödan (Olofsson & Ernfors 2022). Denna effekt skulle kunna motverka klimateffekten av en ökad mängd organiskt material i marken. För att minska risken för N_2O emissioner inducerade av mellangrödan kan biomassan skördas (Hansson m fl. 2021), vilket kan förbättra förhållandet mellan markkol och N_2O -utsläpp. Dessutom kan den borttagna ovanjordiska biomassan användas som en resurs, exempelvis som substrat för produktion av biogas, som kan ersätta användning av fossila bränslen. Biogasproduktion genererar även en rötrest som kan återföras till marken som biogödsel. En ökad resurseffektivitet i form av minskat kväveläckage samt energiproduktion kan även bidra till en ökad lokal säkerhet för jordbrukssektorn, genom ett minskat beroende av import av bränsle och mineralgödsel. Detta har fått ett ökat fokus under den senaste tiden på grund av den rådande geopolitiska situationen i det europeiska närområdet (Världsbanken 2022). Vidare är mellangrödor, i likhet med vall, godkända som substrat för produktion av biodrivmedel, vilket har indikerats att innebära skattebefrielser framöver (Regeringen 2020; STEMFS 2021).

För att beakta de ovannämnda aspekterna av klimatpåverkan vid hantering av mellangrödor måste hela systemet studeras. Detta kan göras med hjälp av metoden livscykelanalys, som beaktar alla utsläpp under det studerade systemets livscykel, inklusive alla processer och produktion av insatsvaror (Cherubini & Strømman 2011).

1.2. Syfte och mål

Det övergripande syftet med studien var att bedöma den potentiella klimateffekten av att skörda mellangröda och använda skörden som substrat i biogasproduktion, jämfört med att inte skörda. De specifika målen var att:

- Utvärdera klimateffekten utifrån ett livscykelperspektiv med fokus på markkols-effekt och lustgasemissioner
- Analysera hur olika skördescenarier påverkar klimateffekten
- Analysera hur etablerings- och skördetidpunkt påverkar klimateffekten

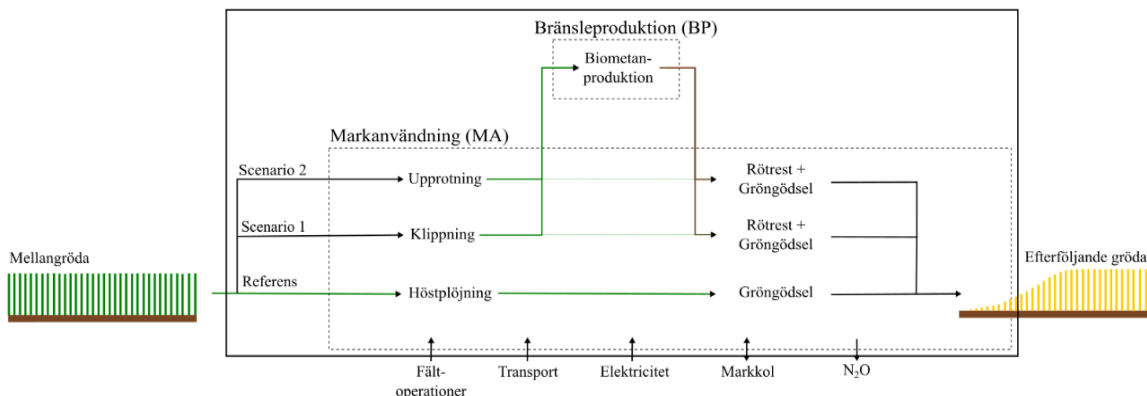
2. Metod och material

I denna del presenteras den metod och det material som har använts för att uppnå syftet med rapporten. Vi börjar med att beskriva det system som har analyserats i studien, därefter deklarerar hur beräkningen har gått till och vilken typ av data som ligger bakom resultaten.

2.1. Mål och omfattning

Metoden livscykelanalys användes för att kvantifiera växthusgasutsläppen från olika scenarier för hantering av mellangröda. Den funktionella enheten som växthusgasutsläppen relaterades till var 1 ha jordbruksmark. Beräkningen utfördes med en så kallad jämförande LCA, där två alternativa scenarier jämförs med ett *Referensscenario* för att undersöka hur olika hanteringsval påverkar växthusgasbalansen vid odling av mellangrödan. I det valda *Referensscenariot* antogs oljerättika som modellmellangröda, som plöjs ned på hösten utan att biomassan skördas. De alternativa scenarier som analyserades var 1) skörd av den ovanjordiska biomassan, 2) skörd av både den ovanjordiska och den underjordiska biomassan, Figur 1. I både *Scenario 1* och *2* antogs grödan skördas på hösten vid samma tidpunkt som plöjningen utfördes. Vidare antogs den skördade biomassan användas som substrat för biogasproduktion, som senare upgraderades till biometan. Den producerade rötresten transporterades tillbaka till fältet och användes som gödningsmedel för den efterföljande grödan i växtföljden.

I jämförande LCA-studier är det viktigt att alla scenarier är jämförbara. I det här fallet undersöktes odling av oljerättika som mellangröda på 1 ha åkermark, med medföljande positiva och negativa följder beskrivna ovan. I de alternativa scenarierna produceras dessutom energi i form av biogas. Denna extra produkt från scenarierna måste kompenseras för att göra scenarierna jämförbara. Därför antogs den producerade biometanen användas för att substituera fossilt fordonsbränsle, dvs. biometanet antogs användas för att minska användningen av fossil energi med associerad klimatpåverkan. Mer information om hur detta beräknades finns i avsnitt 2.2.2.



Figur 1. Konceptuell illustration av det analyserade systemet. Två alternativa scenarier (1 skörd av överjordisk biomassa och, 2 skörd av över- och underjordisk biomassa) jämfördes med ett Referensscenario där ingen skörd utfördes. Det studerade systemet delades in i två steg - Markanvändning (MA) och Bränsleproduktion (BP)

Studiens systemgräns definierades från skörd av mellangrödan fram till spridning av rötresten i efterföljande gröda i växtföljden (Figur 1). Växthusgasemissioner från följande processer var inkluderade i beräkningen:

Referensscenario

- direkta och indirekt N₂O-emissioner, och
- markkolsförändringar

Alternativa scenarion

- fältoperationer vid skörd,
- transport av biomassa till biogasanläggning,
- biogasproduktion och uppgradering till biometan
- hantering av rötrest,
- substitution av fossil diesel,
- direkta och indirekta N₂O-emissioner, samt
- markkolsförändringar

Eftersom syftet med studien var att jämföra klimatpåverkan med *Referensscenariot* kvittades alla processer som antogs vara identiska i *Referensscenariot* och de alternativa scenarierna, exempelvis produktion av frön och vissa fältoperationer som sådd av mellangröda och huvudgrödor samt plöjning efter mellangrödan.

Det studerade systemet delades in i två livscykelstadier, i) *Markanvändning (MA)* och ii) *Bränsleproduktion (BP)*. De nettoutsläpp (U) som lämnar systemgränsen beräknades som skillnaden mellan respektive alternativt scenario och *Referensscenariot*. Beräkningen utfördes enligt följande ekvation:

$$U_{Tot_i} = \overbrace{U_{MA^i} - U_{MAR}}^{U_{\Delta MA_i}} + \overbrace{U_{BP^i} - U_{Diesel}}^{U_{\Delta BP_i}}$$

Där U_{Tot_i} är det totala nettoutsläppet av växthusgaser från odlingen av mellangrödan för scenario i , U_{MA^i} är mängden utsläpp från livscykelsteget *Markanvändning* för det alternativa scenariot i , U_{MAR} är utsläppen från *Markanvändningsfasen* för *Referensscenariot*, medan $U_{\Delta MA_i}$ är nettoutsläppen från *Markanvändningssteget* för scenario i , dvs. differensen mellan det alternativa scenariot och *Referensscenariot*, U_{BP^i} representerar utsläppen från produktionen av biogas i scenario i och U_{Diesel^i} representerar utsläppen från produktion och användning av den fossila dieseln som kan substitueras med den producerade biometanen, vidare är $U_{\Delta BP_i}$ nettoutsläppen från livscykelsteget *Bränsleproduktion*.

2.2. Livscykelinventering

I följande avsnitt beskrivs den utförda livscykelinventeringen, dvs. hur data och information om de olika scenarierna har samlats in och använts.

2.2.1. Markanvändning

Livscykelsteget *Markanvändning* omfattade växthusgasutsläpp från fältoperation och processer i jordbruksmarken som påverkade växthusgasbalansen, exempelvis förändringar av organiskt kol samt N_2O -utsläpp. Exempel på processer som kvittades mellan de alternativa scenarierna och *Referensscenariot* var sådd av mellangrödan, plöjning efter mellangrödan samt sådd av efterföljande gröda. I *Scenario 1* antogs mellangrödan klippas med hjälp av en rotorgräsklippare och i *Scenario 2* drogs mellangrödan upp från marken med hjälp av en upptagare, liknande de maskiner som används för att skörda morötter, rödbetor och palsternackor etc. Utsläpp av växthusgaser från upptagaren uppskattades med dataset för skörd av betor från Ecoinvent, Tabell 4. Eftersom normalskörden för sockerbetor är cirka 65 ton per ha delades utsläppen i datasetet med 10 för att bättre representera upptrötning av oljerättika som mellangröda. Den skördade biomassan antogs samlas in och transporteras till en biogasanläggning.

Resultat från tidigare studier har visat att vikten av tidpunkt för sådd och skörd är essentiell för att få upp en tillräckligt hög biomassavkastning och därmed motivera skörd av mellangrödan från ett ekonomiskt perspektiv (Hansson m fl. 2021). Därför användes biomassaavkastning för flera sådd- och skördetidpunkter för att utvärdera dess påverkan på resultatet. Inhämtade data för biomassaavkastningen är beskriven i efterföljande avsnitt. I *Referensscenariot* antogs all ovanjordisk och underjordisk biomassa lämnas kvar och brukas ned i jorden. I *Scenario 1* skördades den ovanjordiska biomassan, som antogs lämna en stubb på 10 cm. Ovanjordisk stubb och rötter lämnades kvar och brukades ned i jorden. Vid upptrötning i *Scenario 2* antogs all ovanjordisk biomassa och det mesta av den underjordiska biomassan (90 %) skördas och användas som substrat i biogasproduktionen.

Efter biogasproduktionen transporterades rötresten tillbaka till samma fält och spreds i växande gröda med släpplangsteknik och vakuumtank med en kapacitet på 5 m³. Kvävebalansen i *Referensscenariot* jämfördes med kvävebalansen i de alternativa scenarierna. Skillnader i kvävebalanserna beräknades kompenseras med mineralgödsel. Kväveförluster i *Referensscenariot* beräknades uppstå genom utlakning samt utsläpp av NH₃ och direkta N₂- och N₂O-emissioner, vilka uppskattades med hjälp av den uppdaterade versionen av IPCC ”Tier I” för nationell inventering av växthusgaser från 2019 (IPCC 2019). Samma metod användes för att uppskatta förluster av kväve genom utlakning och avgång till atmosfären, dels från växtrester och dels från den applicerade rötresten i de alternativa scenarierna. I de alternativa scenarierna beräknades även kväveförluster uppstå genom biomassa-förluster vid transport och hantering i biogasprocessen. Dessutom beräknades viss kväveförlust uppstå vid lagring av rötresten samt spridning. Kväveförluster under spridningen uppskattades till 15 % av innehållet av NH₄-N i rötresten (Quakernack m fl. 2012), där 1 % av avgången antogs ge upphov till indirekta N₂O utsläpp till atmosfären (IPCC 2019)

Enligt Delin m fl. (2012) kan man förvänta sig högre kväveeffekt av rötade än orötade organiska gödselmedel. Detta har även observerats av De Notaris m fl. (2018) som konstaterade att i genomsnitt hade det rötade materialet 15 % högre gödslingsvärde jämfört med orötat material. Anledningen till det högre gödslingsvärdet är att rötningsprocessen ökar andelen NH₄-N av det totala kväveinnehållet, vilket är en mer växttillgänglig form av kväve (Möller & Müller 2012). För att inkludera den högre gödslingseffekten i det rötade materialet multiplicerades kväveinnehållet i rötresten med faktorn 1,15.

Biomassa

Data för biomassaavkastning och kväveinnehåll i oljerättika togs som en del av två fältförsök etablerade under 2018 respektive 2019, vilka mer detaljerade beskrivs i Hansson m fl. (2021) och Prade m fl. (2022). Oljerättika odlades ogödslad som en sommarmellan-gröda, Tabell 1. Rutorna i fältexperimenten randomiserades och upprepades i tre block.

Tabell 1. Odlingdetaljer för fältexperimenten med oljerättika som modellgröda som användes som datakälla för biomassaavkastningen och kväveinnehållet.

Parameter		2018	2019
Plats		Norra Åsum (55.9688 N, 14.1573 Ö)	Skepparslöv (56.01929 N, 14.0649 Ö)
Föregående gröda		havre	vårkorn
Utsåde (kg/ha)		15	15
Sådatum	Tidigt	9 juli	11 juli
	Mellan	27 juli	29 juli
	Sent	28 augusti	31 augusti
Radavstånd (cm)		12,5	12,5
Rutstorlek (m)		2 x 6	4 x 8

Den 9 september, 11 oktober och 13 november togs prover i fältförsöket för att uppskatta mellangrödornas biomassaavkastning och utifrån detta även mellangrödornas bidrag till markens koluppbbyggnad. I varje låda skördades den ovanjordiska biomassan för hand på en yta av 0,25 m² (4 rader på 50 cm länga, 12,5 cm radavstånd) och där en stubb på 10 cm lämnades kvar. Biomassan torkades vid 65 °C i cirka 48 timmar (tills vikten av provet blev stabil). Biomassaavkastningen bestämdes som mängden torrsbstans (ts) per yta i ton ts per hektar. I LCA-beräkningen antogs torrsbstanshalten i den skördade biomassan vara 10 % för mellan och sen etablering och 15 % för tidig etablering.

För att undersöka sambandet mellan mängden ovanjordisk och underjordisk biomassa, samt för sambandet mellan biomassamängden i stubb (vid en stubbhöjd av 10 cm) och skörd, grävdes 5-10 plantor upp i varje ruta. Plantorna separerades i tre delar; rot (all biomassa under jord), stubb (0-10 cm över marken) och skörd (> 10 cm över marken). Biomassan torkades vid 65°C i cirka 48 timmar (tills vikten blev stabil).

Representativa delprover på 10-20 g från båda skördefraktionerna och rotfraktionen, maldes med en IKA-knivkvarn. Beroende på förväntad kvävehalt vägdes 3-8 mg ± 0,50 mg växtmaterial och överfördes till en tennkapsel (5 * 8 mm). Den exakta vikten noterades och kapseln förseglades noggrant med en pincett.

Den totala halten kol och kväve i skördefraktionerna och mellangrödornas rotfraktion analyserades i proverna med hjälp av en elementaranalysator (Flash 2000, Thermo Scientific) med extern standard acetanilid (N-fenylacetamid) och kända referensprover för kvantifiering.

Uppskattning av potential för kolbindning i marken

Kolhalten från kol/kväve-analyserna användes för att korrigera för föroreningar med jordpartiklar i växtmaterialet, genom att justera vikten av växtmaterialet till en referenskolhalt på 42,5 % (Ma m fl. 2018). Kvävehalten korrigerades med samma förhållande mellan uppmätt kolhalt och referenskolhalt. Viktförhållanden mellan skörd och stubb samt viktförhållanden mellan skörd och rotbiomassa beräknades.

Bidraget av ovan och underjordiska växtdelarna av oljerättika till stabil markkol uppskattades baserat på biomassa-utbytet, viktförhållanden mellan de olika växtdelarna och en humifieringskoefficient på 0,12 för biomassa ovan jord och 0,35 för rotbiomassa (Kätterer m fl. 2011). Utöver själva rotbiomassan antogs även rotexudat bidra till markkolspoolen, vilket uppskattades till 65 % av rötternas koltillskott (Bolinder m fl. 2007). Bidraget från den återförda rötresten till kolinbindningen beräknades med en humifieringskoefficient för stallgödsel på 0,27 (Kätterer m fl. 2011).

Uppskattning av lustgasemission från marken

Lustgasemissionerna från marken, både inkluderat direkta och indirekta utsläpp, uppskattades med hjälp av ”Tier I”-metoden från 2019 års uppdatering av IPCCs riktlinjer för nationell inventering av växthusgaser från 2006 (IPCC 2019). Detta är det vanligaste tillvägagångssättet vid uppskattning av N₂O-utsläpp från jordbruksmark i LCA-studier

(Nilsson m fl. 2020b). De direkta N₂O-utsläppen från odling av mellangrödor bedömdes genom att beräkna kväveinnehållet i skörderesterna, ovan och under jord, för de olika scenarierna baserat på uppmätt data från fältförsöken. För denna uppskattning användes data för biomassatillväxt och N-innehållet i biomassan. Av kvävet i biomassaresterna antogs 0,6 % omvandlas och lämna marken direkt som N₂O. Dessutom beräknades 24 % av kvävet i skörderesterna lämna jordbruksmarken genom urlakning och avrinning, och 1,1 % av denna mängd antogs orsaka ytterligare indirekta N₂O-utsläpp, detta i enlighet med IPCC (2019).

2.2.2. Bränsleproduktion

Den skördade biomassan i *Scenario 1* och *2* antogs transporteras med hjälp av lastbilar och avståndet från fältet till biogasanläggningen antogs vara 25 km. Biomassaförlusten mellan skörd och inmatning i biogasreaktorn uppskattades till 5 %, baserat på resultat från Gissén m fl. (2014). Röttningsprocessen antogs utföras i en större samröttningsanläggning. I vår analys bedömdes endast rötningen och biogasproduktionen från den skördade mellangrödan, dvs. övriga substrat som ingick i samröttningsprocessen inkluderades inte. Andelen VS (92 %) och den specifika metanproduktionen i Nm³ per kg VS (0,3) baserades på tidigare röttningsstudier där vall har använts som substrat (Smyth m fl. 2009). Enligt Avfall Sverige (2009) förväntas potentialen för vall ligga mellan 0,27 – 0,39 Nm³. Mellangrödan beräknades generera en biogas som bestod av 55 % CH₄ och resterande 45 % av CO₂ (Edström m fl. 2008), även här baserat på vall som biogassubstrat (Tabell 2).

Elförbrukningen inkluderades för processenergi, t.ex. omfattande pumpning och omblandning, uppskattades till 36 MJ ton TS⁻¹ substrat (Börjesson m fl. 2016). Metanförluster under röttningsprocessen antogs vara 0,3 % av den totala CH₄-produktionen. Vidare antogs att 4 % av CH₄-produktionen facklas bort under röttningsprocessen, varav 2 % av denna del antogs avgå som CH₄ till atmosfären.

Efter röttningsprocessen uppgraderades biogasen till biometan. Uppgraderingen antogs utföras med water-scrubber-teknik som hade en elektricitetsförbrukning på 0,9 MJ per Nm³ biogas (Börjesson m fl. 2016) och kompression av metangasen, till 200 bar, för att enklare kunna transporteras antogs kräva 0,025 MJ elektricitet per MJ biometan (Björnsson m fl. 2013). Efter uppgraderingen beräknades gasen ha en CH₄ koncentration på 97 %.

Värmebehovet i omvandlingsprocessen av biomassa, 0,126 MJ kg⁻¹ antogs tillgodoses med en del av den producerade biogasen. Metanförlusterna antogs vara 0,5 % från uppgraderingsprocessen (Börjesson m fl. 2016).

Tabell 2. Data för produktionen av biogas.

	Enhet	Värde	Referens
Biomassa			
VS	[% av TS]	92	(Prade m fl. 2015)
TS-halt	[%]	10/15*	antagande
Metanpotential	[Nm ³ kg VS ⁻¹]	0,3	
Process			
Värme	[MJ ton TS ⁻¹]	126	(Börjesson m fl. 2016)
Elektricitet	[MJ ton TS ⁻¹]	36	"
Metanförluster	[% av total produktion]	0,3	"
Metan till fackla	[% av total produktion]	4	"
Metanläckage vid fackla	[% av metan till fackla]	2	"
Metankoncentration i biogas	[%]	55	(Edström m fl. 2008)
Uppgradering			
Elektricitet	[MJ Nm ⁻³]	0,9	(Börjesson m fl. 2016)
Metanförluster	[% av uppgraderad biometan]	0,5	"
Kompression			
Elektricitet	[MJ/MJ uppgraderad biometan]	0,025	(Björnsson m fl. 2013)
Biometan			
Densitet	[kg Nm ⁻³]	0,83	(Gode m fl. 2011)
Metankoncentration	[% i uppgraderad biometan]	97	(SDG 2012)
Energiinnehåll	[MJ Nm ⁻³]	34,9	(Energigas Sverige 2019)
Ersättningsfaktor diesel	[]	0,86	(Börjesson m fl. 2016)
Metanförlust vid förbränning	[g/MJ]	6.6E-3	(Gode m fl. 2011)

*10 % för sen och mellanetablering och 15 % för tidig etablering-

Metanutsläppen från lagring av rötresten bedömdes med samma metod som i Styles m fl. (2016), där 1,5 % av den potentiella metanproduktionen från rötresten antogs gå förlorad till atmosfären (Tabell 3). Denna andel motsvarar förluster vid medelstora till stora biogasanläggningar. Den potentiella metanproduktionen från rötresten, dvs. restmetanpotentialen tillsammans med VS och TS-halt baserades på resultat från Björnsson m fl. (2016).

Vidare antogs N-förlusterna i form av N₂O utgöra 10 % av de totala NH₃-utsläppen från lagring av rötresten och NH₃-förlusterna antogs utgöra 10 % av NH₄-koncentrationen, som i sin tur antogs utgöra 60 % av det totala kväveinnehållet i rötresten (Styles m fl. 2016; Tidåker m fl. 2016). Mängden producerad rötrest beräknades med massbalansmetoden som används i Nilsson m fl. (2020a), där avdrag från inmatad TS substrat i biogasreaktorn beräknades vid biogasproduktionen och under lagring av rötresten.

Tabell 3. Använd data för rötresten

	Enhet	Värde	Referens
Sammansättning			
VS	[% av TS]	71	
TS-halt	[%]	7,8	Björnsson m fl. 2016
NH ₄ -N av tot-N	[%]	60	Tidåker m fl. 2016
Lagring			
Restmetanpotential	[Nm ³ kg VS ⁻¹]	238	(Björnsson m fl. 2016)
Metanförluster vid lagring	[% av potentiell metanproduktion]	1,5	(Styles m fl. 2016)
Ammoniakavgång vid lagring	[% av NH ₄ koncentration]	10	"
Lustgasavgång vid lagring	[% av NH ₃ -avgång]	10	"
Spridning			
Ammoniakavgång vid spridning	[% av NH ₄ koncentration]	15	ref
Ersättningsvärde rötad vs orötad biomassa	[%]	15	Notaris m fl., 2018

Den producerade mängden biometan antogs ersätta fossil diesel, där den högre motoreffektiviteten i dieselmotorer togs hänsyn till i beräkningen, vilket resulterade i att 1 MJ biometan ersatte 0,86 MJ diesel (Börjesson m fl. 2016). Den ersatta dieseln beräknades ha en klimatpåverkan på 81 g CO_{2-ekv} MJ⁻¹ (Gode m fl. 2011). Efter biogasproduktionen antogs rötresten transporteras tillbaka till fältet med samma typ av lastbilar som för biomassatransporten. Vid denna transport uppskattades rötresten ha torrsustanshalt på 7,8 % (Björnsson m fl. 2016).

Tabell 4. Använd inventeringsdata från LCA-databasen Ecoinvent. All data är baserad på version 3.8 av databasen och cut-off baserat på klassificeringsmetod är tillämpat.

Input	LCI dataset
Klippning	Mowing, by rotary mower, CH
Upptagning	Harvesting, by complete harvester, beets, CH
Elektricitet	Electricity, high voltage, production mix, NORDEL
Transport	Market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6
Mineralgödsel	Market for ammonium nitrate, RER
Spridning av rötrest	Liquid manure spreading, by vacuum tanker, CH

2.3. Bedömning av klimatpåverkan

En ökad koncentration av växthusgaser i atmosfären leder till att mer utgående värme-strålning dröjer kvar i atmosfären, vilket leder till en störning av den globala energibalansen. Denna störning, dvs. i skillnaden mellan ingående och utgående strålning, kallas strålningsdrivning. Ökad strålningsdrivning leder till en förstärkt växthuseffekt, vilket innebär att mer energi fångas in i atmosfären vilket i sin tur leder till en ökad global medeltemperatur och klimatförändringar (Myhre m fl. 2013). I LCA är Global Warming Potential (GWP) den vanligaste metoden för att bedöma klimatpåverkan (Cherubini & Strømman 2011). Metoden går ut på att beräkna den totala strålningsdrivningen över en viss period, ofta 100 år, som ett utsläpp orsakar och jämföra med strålningsdrivningen av samma mängd CO₂. Eftersom klimatpåverkan relateras till CO₂ anges den bedömda klimatpåverkan i CO₂-ekvivalenter, och följaktligen blir emissionsfaktorn för ett utsläpp av CO₂ lika med 1. Emissionsfaktorerna för inkluderade övriga växthusgaser var 34 och 298 för CH₄ respektive N₂O, Tabell 5, med beaktande av återkopplingseffekter mellan klimatförändringar och kolcykler på land och i haven. Utsläpp i form av biogen CO₂, dvs. CO₂ som genereras av förbränning eller nedbrytning av biologiskt material, beräknades inte bidra till en ökad strålningsdrivning över ett 100 års perspektiv.

Tabell 5. Emissionsfaktorer använda för att beräkna klimatpåverkan enligt metoden Global Warming Potential (GWP) över 100 år

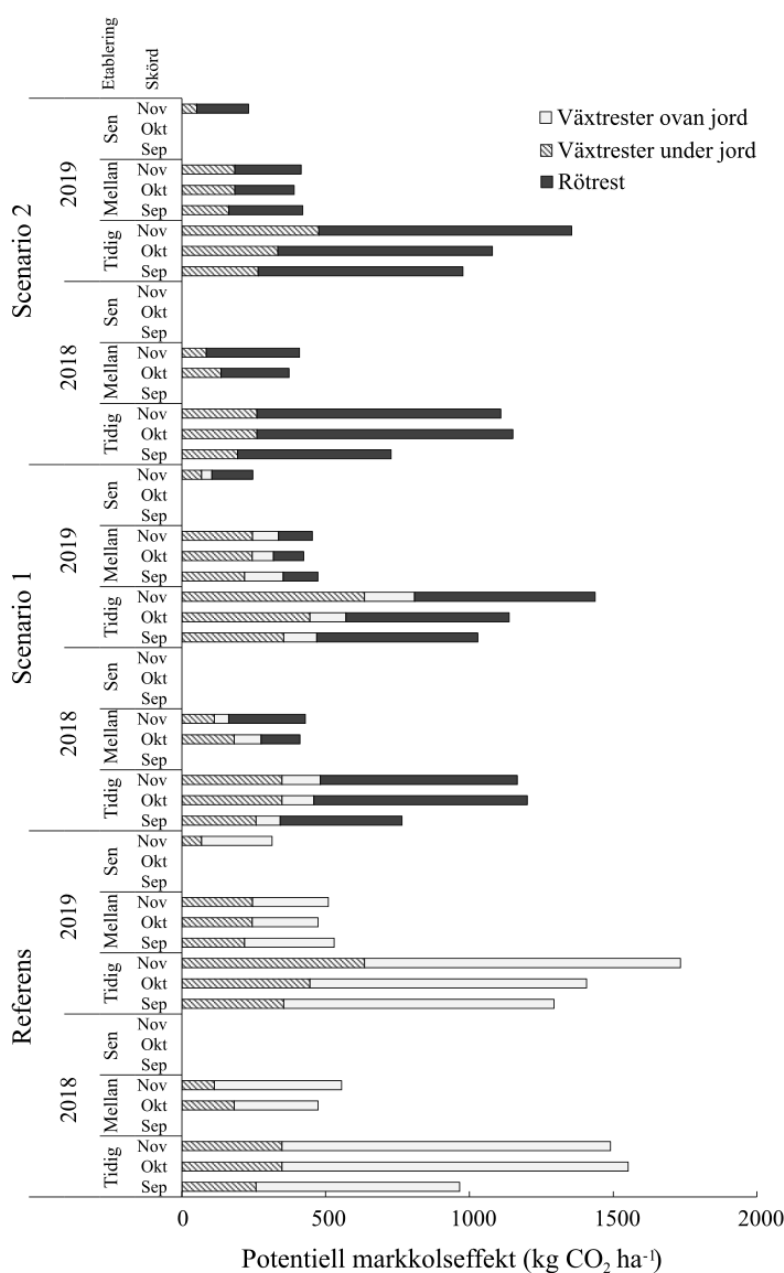
Växthusgas	Växthuseffekt (kg CO _{2ekv} /kg)
CO ₂	1
CH ₄	34
N ₂ O	298

3. Resultat

3.1. Potentiell markkolveffekt

Resultaten av beräkningen av de olika scenariernas potentiella markkolveffekt visade på högst markkolsinbindning i *Referensscenariot*. I *Scenario 1* motsvarande kolinbindningen 77-89 % av kolinbindningen i *Referensscenariot*. Bidraget till kolinlagringen kom från olika källor, i *Referensscenariot* kom större delen av bidraget från de ovanjordiska växtresterna vid hög biomassetillväxt, medan vid låg biomassetillväxt kom största bidraget från växtrester under jord, Figur 2. *Scenario 1* hade lägre bidrag från växtrester, men detta kompenserades med tillförsel av rötrest. I *Scenario 2*, där både den ovanjordiska och underjordiska biomassan skördades, var kolinbindningspotentialen lägre än i *Scenario 1*, motsvarande 74-81 % av kolinbindningen i *Referensscenariot*. Resultatet indikerar att markkolveffekten påverkas av att skörda biomassan, men att en stor del kan kompenseras genom att återföra rötresten till samma fält.

Vidare visar resultaten att tidpunkten för etablering och skörd hade stor betydelse, där en tidig etablering och sen skörd, generellt sett resulterade i en större biomassetillväxt och därmed även större markkolsinbindning, Figur 2. Vid tidig etablering och sen skörd motsvarade den maximala kolinbindningen mellan 1,4 till 1,7 ton CO₂ per ha, beroende på scenario, där *Referensscenariot* och uppvisade högst potentiell kolinbindning därefter *Scenario 1* och lägst markkolspotential beräknades för *Scenario 2*. Vid sen etablering var biomassans tillväxt ofta för låg för att kunna skördas.

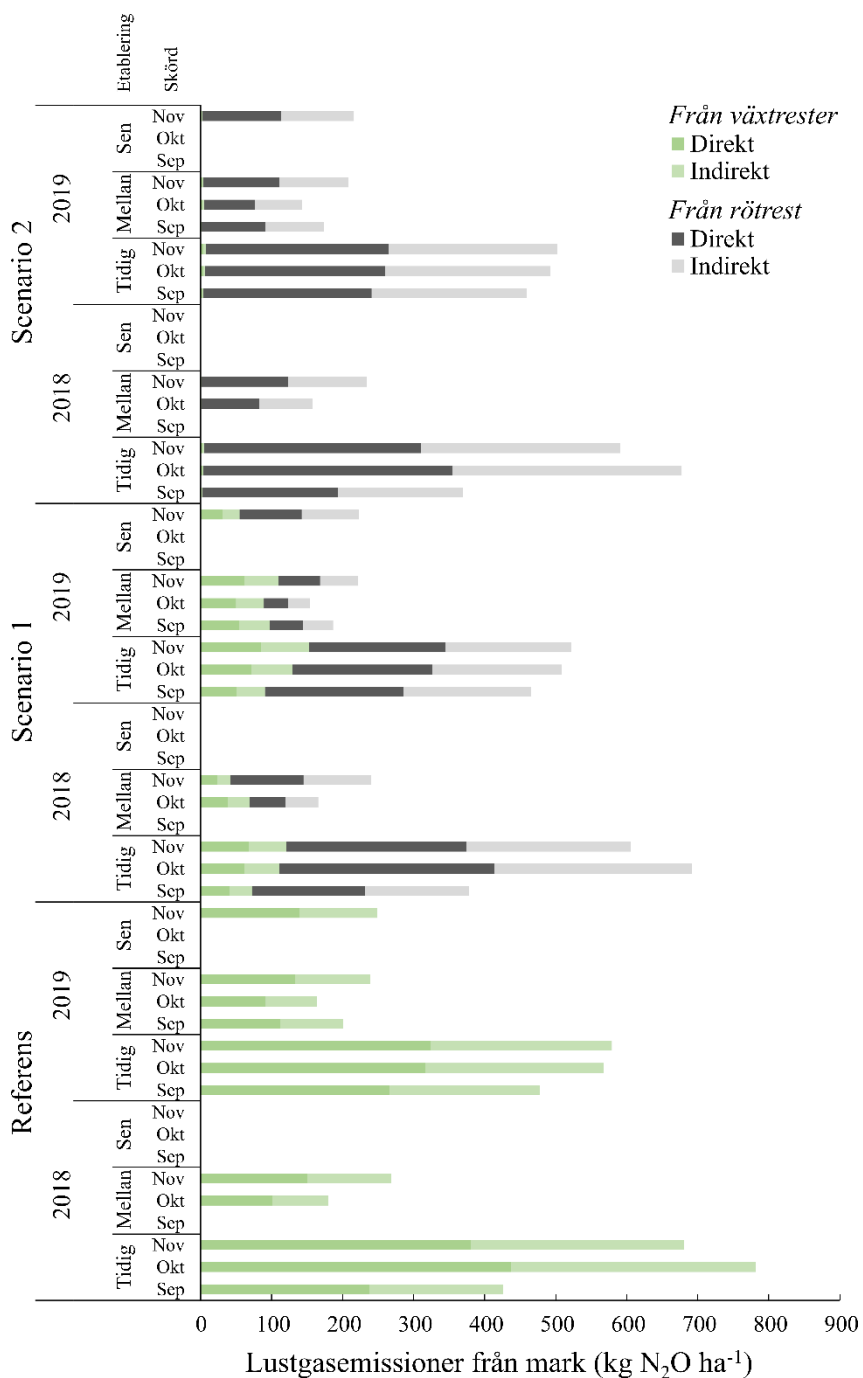


Figur 2. Potentiell markkolsseffekt per ha. Diagrammet visar markkolsseffekten för de olika studerade scenarierna (Referensscenariot samt Scenario 1 och 2), samt för olika tidpunkter för etablering och skörd. Bidraget till den potentiella markkolsupbyggnaden är uppdelat på ovanjordiska växtrester, underjordiska växtrester samt rötrest. De underjordiska växtresterna omfattar både rötter och rotexudat.

3.2. Lustgasemissioner från mark

Direkta och indirekta N₂O-utsläpp beräknades för de olika källorna växtrester (ovan och under jord) och den applicerade rötresten. Resultaten visar på en betydande klimatpåverkan från N₂O-utsläpp vid införandet av mellangrödan, Figur 3. Utsläppen från växtrester beräknades vara mindre i Scenario 1 och 2. Dock beräknades den återförda rötresten bidra

till ytterligare N₂O emissioner som ledde till att skillnaden mellan *Referensscenariot* och *Scenario 1* och *2* reducerades. De totala N₂O emissionerna var högst i referensscenariot, och lägre i *Scenario 1* och *2*. I *Scenario 1* motsvarade utsläppen mellan 89 och 97 % av *Referensscenariot*, medan i *Scenario 2* motsvarade utsläppen 87 till 96 %. Lustgasutsläppen från biogasproduktionen samt hantering av lagring av rötresten är inte inkluderade i detta resultat, men är inkluderat i den utförda livscykelanalysen. Förutom de olika behandlingsmetoderna för mellangrödan påverkades N₂O emissionerna av biomassatillväxt samt de uppmätta kvävekoncentrationerna i biomassan, där högre biomassatillväxt samt kväveinnehåll resulterade i högre N₂O emissioner. Detta innebar att längre tillväxtperiod, dvs. tidiga etablering och sen skörd, ledde generellt till högre N₂O emissioner per ha.



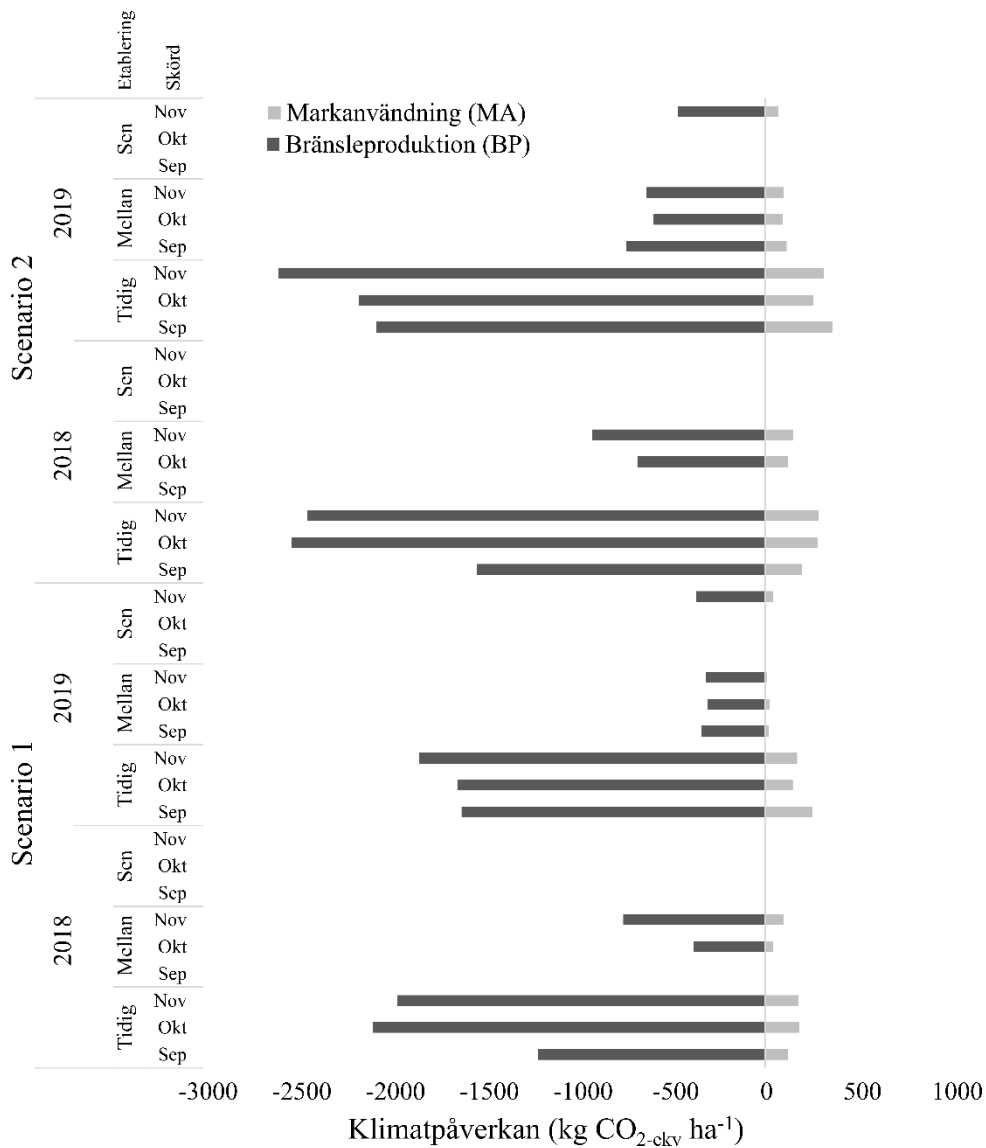
Figur 3. Klimatpåverkan från lustgasemissioner från marken presenterat i kg koldioxidekvivalenter per ha. Utsläppen är uppdelade på direkta och indirekta samt om de genererades av växtrester eller från den applicerade rötresten.

3.3. Klimatpåverkan

Resultatet från bedömningen av klimatpåverkan visar negativa nettoutsläpp för både Scenario 1 och 2 jämfört med Referensscenariot. Den främsta anledningen till detta resultat var att den producerade biogasen antogs användas för att substituera fossil diesel. Större

negativa utsläpp modellerades för *Scenario 2* där en större del av mellangrödan skördades vilket medförde en större biomassaskörd per hektar och därmed även större biogasproduktion, Figur 4. Det största bidraget till växthusgasutsläppen under livscykelsteget *Bränsleproduktion* var CH₄-förlusterna under omvandling av biomassa, uppgradering och lagring av rötresten.

För livscykelsteget *Markanvändningen* var klimatpåverkan högre i de alternativa scenarierna jämfört med *Referensscenariot*. Det berodde främst på den lägre markkols-effekten i de alternativa scenarierna. De alternativa scenarierna genererade dock lägre N₂O utsläpp vilket reducerade skillnaden mellan *Scenario 1* och *2* med *Referensscenariot*. Utsläppen från *Markanvändningen* var högre i *Scenario 2* eftersom detta scenario innebar en större minskning i markkols-effekten jämfört med *Referensscenariot*. Detta var mest tydligt vid hög biomasstillväxt, eftersom skillnaden i markkols-effekt var då var större. Vid tidig etablering och sen skörd av mellangrödan beräknades de största negativa nettoutsläppen till -1,9 och -2,3 ton CO_{2-ekv} per ha år för *Scenario 1* respektive *Scenario 2*.



Figur 4. Beräknad klimatpåverkan i kg CO₂-ekv per ha jordbruksmark för Scenario 1 där den ovanjordiska biomassen skördades och Scenario 2 där både den ovan- och underjordiska biomassen skördades. Resultatet för de olika scenarierna visas med data för olika etablerings- och skördetidpunkter, samt för de två åren då data samlades in 2018 och 2019

4. Diskussion

I följande avsnitt diskuteras studiens resultat. Vi börjar med att diskutera resultaten av analysen av den potentiella markkols effekten av att odla mellangrödan. Därefter diskuteras de beräknade N₂O-emissionerna från de olika scenarierna samt den totala klimatpåverkan från livscykelanalysen. Avsnittet avslutas med en sammanfattade diskussion.

4.1. Markkolspotential

Odling av oljerättika som mellangröda visades ha en stor potentiella markkols effekt. Vid tidig etablering och sen skörd motsvarade den årliga inbindningen mellan 1,4 och 1,7 ton CO₂ per ha. Betydligt lägre inbindning beräknades vid mellan och sen etablering av mellangrödan. I en meta-analys av markkolsförändringar vid odling av mellangröda fann man att markkols effekten var i genomsnitt 560 kg kol per ha och år (Jian m fl. 2020), vilket motsvarar 2,05 ton CO₂. En stor andel av de studier som ingick i meta-analysen var utförda i områden med längre vegetationsperioder än i Sverige och är resultatet är därmed inte direkt applicerbart på svenska förhållanden. Det beräknade bidraget av stabilt kol till marken stämmer dock bra överens med andra liknande bedömningar i liknande förhållanden (Poeplau m fl. 2015).

Tidigare studier har visat att olika typer av organiskt material har olika potential att bygga upp markens kollager. Där det främst är den underjordiska biomassan, dvs. rötter, som bidrar till markkolsuppbyggnaden eftersom motståndskraften mot nedbrytning är större i denna del av växten (Kätterer m fl. 2011). Enligt de använda humifieringskoefficienterna, som anger andel stabilt kol som anses kunna lagras över tid, har den ovanjordiska biomassan förhållandevis låg potential att bidra till markkolsuppbyggnad, 12 % stabilt kol jämfört med t.ex. rötter som beräknades innehålla 35 %. Anledningen till att det stora bidraget av stabilt kol från den ovanjordiska biomassan i *Referensscenariot* är att tillväxten var betydligt större ovan än under jord. För rötresten användes humifieringskoefficienten för stallgödsel som innebär att 27 % av den totala kolmängden betraktas som stabilt kol. Till följd av den relativt höga humifieringskoefficienten för rötresten var skillnaden i den totala markkols effekten relativt liten mellan de alternativa scenarierna och *Referensscenariot* trots att en betydande del av den biomassa som förts bort omvandlades till biogas. Resultatet är i linje med konceptet att det är det mest lättnedbrytbara materialet som bryts ned i reaktorn, dvs. den del av biomassan som ändå hade brutits ned snabbt i marken i det fall biomassan inte skördas. Det finns dock för

tillfället inga tillförlitliga studier som varken har bevisat eller motbevisat detta. Det högre värdet på humifieringskoefficienten för den underjordiska biomassan samt att en större andel av biomassan skördades medförde att markkolveffekten blev något lägre i *Scenario 2*. Antagande om högre andel stabilt kol i rötter jämfört med ovanjordisk biomassa stöds av resultat från tidigare studier (Rasse m fl. 2005; Kätterer m fl. 2011; Menichetti m fl. 2015). Trots att den underjordiska biomassan skördades i *Scenario 2* kvarstod ett relativt stort bidrag. Det beror på det rotexudat som rötterna utsöndrar som uppskattades motsvara 65 % av det stabila kolet från rötterna, baserat på resultat från (Bolinder m fl. 2007).

Markens kolbalans är skillnaden mellan tillförsel av kol, t.ex. genom växtrester eller organiska gödningsmedel, och kolavgång, t.ex. genom nedbrytning av det organiska materialet eller utlakning av kol. Om koltillförseln är större än kolavgången ökas marken kollager och vice versa. Kolförrådet kommer att fortsätta att öka tills marken når en ny dynamisk jämvikt, vilket kan ta lång tid (Smith 2008), särskilt i det relativt kalla klimatet som vi har här i Sverige (Kätterer m fl. 2012). Vid vilken nivå den nya jämvikten nås beror på mängd olika parametrar, som markegenskaper, klimat, vad som odlas och vilka metoder som används. Detta innebär att kolinbindningen i mark som metod för att mildra den globala uppvärmningen alltid har en begränsad kapacitet (Smith 2014), dvs. det finns en gräns för hur mycket kol som kan bindas i marken. Dessutom är kolinbindning i marken en reversibel process, som innebär att det inbundna kolet närsomhelst kan avges till atmosfären igen, tex om markanvändningen ändras. Förlusten av markkolet sker vanligtvis snabbare än uppbyggnaden (Smith 2005). Resultatet från analysen av den potentiella markkolveffekten i denna rapport bör betraktas som den största möjliga kolinbindningen för respektive scenario. Dessutom finns stora osäkerheter i hur länge det stabila kolet kan förväntas finnas kvar i marken. För att få en bättre förståelse om dessa processer behövs fler studier av markkolprocesser, exempelvis genom långliggande försök.

4.2. Lustgasemissioner från mark

Ett annat viktigt flöde av växthusgaser inom jordbrukssystem är N₂O-utsläpp från mark. Lustgas är en mycket kraftig växthusgas, där ett utsläpp orsakar ungefär 273 - 298 gånger starkare påverkan på den globala uppvärmningen jämförd med samma mängd CO₂, utifrån ett 100-årsperspektiv (Myhre m fl. 2013; Forster m fl. 2021). Detta innebär att även relativt små utsläpp kan orsaka stor påverkan på klimatet. De största utsläppen beräknades uppstå i *Referensscenariot* där biomassan antogs plöjas ner direkt i marken (Figur 3). Om istället biomassan skördades och sedan återfördes som rötrest var N₂O-utsläppen något mindre från marken. Detta berodde dock på kväveförluster under hanteringen av rötresten som skapade N₂O-utsläpp i andra delar livscykeln.

Uppskattningar av N₂O-utsläpp från mark är förknippade med stora osäkerheter, både på grund av stora variationer i utsläpp över tid och inom ett fält och att de underliggande processerna som påverkar utsläppen är komplexa och fortfarande inte helt och hållet förstådda (Venterea m fl. 2012; Butterbach-Bahl m fl. 2013). I denna studie använde vi

IPCCs ”Tier I”-metod, från den uppdaterade versionen av IPCCs riktlinjer för nationell inventering av växthusgaser (IPCC 2019). Detta är en grov metod och IPCC rekommenderar att den endast används när dokumenterade landspecifika utsläppsfaktorer saknas. Trots denna grovhet är metoden frekvent använd i LCA-studier av jordbruks-system. Rochette m fl. (2018) lyfte fram som de största begränsningarna med metoden att den inte tar hänsyn till skillnader mellan olika typer av mark samt att emissionsfaktorerna främst är baserade på förhållanden i regioner på de mellersta breddgraderna och därmed inte lika lämpade för förhållanden på mer nordliga breddgrader. Utöver detta innebär det en stor begränsning att uppskatta N₂O-emissioner utifrån den totala mängden kväve som tillförs marken under ett år, i och med att exempelvis markfukt, marktemperatur, tillgång till lättnedbrytbart växtmaterial, tillförsel och mineralisering av kväve och konkurrens om det tillgängliga kvävet (växtupptag) varierar över året och spelar stor roll för N₂O-produktionen (Butterbach-Bahl m fl. 2013; Lashermes m fl. 2022). I synnerhet har det betydelse om olika faktorer sammanfaller och orsakar så kallade ”hot spots” och ”hot moments” för N₂O-avgång (Groffman m fl. 2009; Wagner-Riddle m fl. 2020). I den uppdaterade versionen av IPCCs ”Tier I”-metod anges emissionsfaktorer för två olika regioner, våta och torra klimat (IPCC 2019), men användningen av total mängd tillfört kväve som den huvudsakliga skalningsfaktorn kvarstår. De möjligheter som finns att påverka lustgasemissionerna via skötselåtgärder, exempelvis genom tillförsel av kväve vid lämpliga tidpunkter på året eller i lagom doser (Snyder m fl. 2014), har vi alltså inte tagit hänsyn till i våra beräkningar.

N₂O-emissionernas beroende av faktorer som varierar över året är positivt på så sätt att anpassningar av skötselåtgärder potentiellt kan ge goda effekter. Forskningen på N₂O-emissioner från mellangrödor är hittills begränsad och vi har bedömt att den samlade kunskapen från fältförsök inte är tillräckligt stor för användning i LCA. Mellangrödor som tar upp mineralkväve ur marken och behåller det till våren verkar kunna minska N₂O-emissioner (Wagner-Riddle & Thurtell 1998; Foltz m fl. 2021). Gröna mellangrödor med låg C:N-kvot som avdödas, brukas ned eller fryser sönder under sen höst eller tidig vinter, å andra sidan, tillför lättillgängliga kol- och kväveföreningar till mark som oftast är blöt, vilket medför risk för höga N₂O-emissioner (Groffman m fl. 2009; Butterbach-Bahl m fl. 2013). Oljerättika och andra medlemmar av familjen *Brassicaceae* har ibland gett ovanligt höga emissioner under vintern när de dött av frysning eller plöjts ned (Dörsch 2000; Aziz 2022; Olofsson & Ernfors 2022). De höga N₂O-emissionerna antyder att bortförsel av oljerättika till biogasproduktion skulle kunna fylla dubbla funktioner som klimatåtgärd - biogasen används för att ersätta fossila bränslen samtidigt som risken för lustgasemissioner minskar. Det mesta av kvävet kan återföras till fältet via rötresten på våren, tillsammans med de mer svårnedbrytbara kolföreningarna, men då finns ett upptag av kväve i grödan och marken har börjat torka upp.

Resultaten från de få studier som gjorts på N₂O-emissioner från oljerättika som bortförs eller lämnas kvar har varit blandade. Li m fl. (2015) såg inga signifikanta skillnader i N₂O-emissioner med bortförda respektive kvarlämnade mellangrödor, inklusive oljerättika. I en

nyligen genomförd svensk studie (Lövgren 2022) jämfördes effekten på lustgasemissioner under vintern då oljerättika klipptes och bortfördes eller drogs upp och bortfördes, jämfört med att den lämnades utan åtgärd i fält. Under de första 30 dagarna minskade N₂O-emissionerna med 66 % när oljerättikan drogs upp med roten och bortfördes och 61 % när den klipptes och bortfördes, men när hela perioden på 79 dagar togs med fanns en signifikant skillnad endast när oljerättikan drogs upp och bortfördes. N₂O-emissionerna minskade då med 65 % (Lövgren 2022).

Sammanfattningsvis krävs fler studier för att få klarhet i effekterna på N₂O-emissioner vid odling och hanteringen av biomassa från olika mellangrödor. Eftersom effekter av bortförrel eller kvarlämnande av mellangrödor på N₂O-emissioner har setts även efter vinterperioden, t.ex. i samband med vårbruket (Li m fl. 2015), behövs mätningar som spänner över längre perioder - helårsmätningar och utvärderingar av hela växtföljder.

4.3. Klimatpåverkan

Livscykelanalysen visade att skörd av mellangrödan resulterade i en bättre växthusgasbalans jämfört med att inte skörda. Vid högre biomassatillväxt, dvs. när mellangrödan etablerades tidigt, bedömdes besparingen av växthusgaser vara som mest 1,9 och 2,3 ton CO₂-ekv per hektar för *Scenario 1* respektive *Scenario 2*. Resultaten visar att ur ett klimatperspektiv är det mer fördelaktigt att skörda mellangrödan än att använda den som gröngödsling. Faktum är att ju större del av grödan som skördas, desto mer fördelaktigt blev resultatet, Figur 4. Huvudskälet till detta är att den biogas som produceras kan användas för att ersätta fossil energianvändning. I denna studie antog vi att den producerade biogasen ersatte fossil diesel använt som fordonsbränsle. I LCA-metodik ska biprodukter, som biogas i det här fallet, ersättas med en likvärdig marginalprodukt, dvs. den produkt som tillkommer/försvinner när tillfrågan ändras. I det här fallet bedömde vi att diesel var en lämplig sådan produkt. Men man kan också tänka sig att andra produkter skulle kunna ha ersatts, t.ex. naturgas, el producerat med residualmix.

Att resultatet visar på negativa utsläpp innebär inte nödvändigtvis att scenarierna bidrar till att minska nuvarande mängd växthusgaser i atmosfären, utan att utsläppen var mindre än i *Referensscenariot*. Resultatet är alltså beroende av det valda *Referensscenariot*, och ska tolkas som skillnaden i utsläpp av olika hanteringsåtgärder för odling av mellangröda.

4.4. Sammanfattande diskussion

Tidpunkten för etablering och skörd visades ha stort inflytande på resultatet, eftersom tidigare etablering och senare skörd i regel gav större biomassatillväxt. Att uppnå en god avkastning på biomassa är också viktigt ur ett ekonomiskt perspektiv. Tidigare studier har visat att en avkastning på mindre än 2 ton inte är ekonomiskt möjlig att skörda för biogasproduktion (Molinuevo-Salces m fl. 2013). Denna siffra är beroende av ekonomiska

aspekter, t.ex. marknadspriset för biogas och biometan. Vidare kan det vara en utmaning för jordbrukarna att så mellangrödan i tid för att maximera avkastningen av biomassa.

Effekten av odling av mellangröda kommer att variera beroende på var i landet odlingen sker, t.ex. genom mängden biomassa som mellangrödan hinner bilda innan det är dags för skörd eller nedplöjning. Man kan säga att rent klimatmässigt finns det en gradient från söder (mest biomassa) till norr (minst biomassa). Dock är tillväxten av mellangrödan så klart påverkat av mikroklimatet där den odlas samt hur väl den etableras, vattentillgång, tillgång till växtnäring mm, lika som för andra grödor. Det som förväntas förändras betydligt med en nordligare odlingsplats är att odlingsfönstret minskar. Odlingsfönstret för sommarmellangrödor bestäms av när den föregående grödan skördas, tiden det tar att etablera mellangrödan samt tiden när mellangrödan behöver brytas t ex för att hinna etablera nästa gröda. Lite generaliserat kan man påstå att ju längre norrut man kommer, desto senare kommer föregående gröda att skördas och desto tidigare behöver en eventuell höstgröda sås innan väderförhållandena försvåras, vilket t.ex. kan påverka markbärigheten så att det inte längre går att köra med maskiner på fältet utan att skada markstrukturen. En ungefärlig nordlig gräns för odling av sommarmellangrödor (som ska hinna etablera sig) går vid en latitud i höjd med Uppsala (Prade m fl. 2017), trots att det kan vara möjligt att etablera en sommarmellangröda även längre norrut under gynnsamma förhållanden.

Med en minskande mängd producerad biomassa kommer även markkolsbidraget från mellangrödan att påverkas, ungefär proportionerligt, dock påverkar andelen rotbiomassa markkols effekten mer, eftersom en större andel av kolet i rötterna stabiliseras och därmed bidrar till markkolspoolen.

Nuvarande användning av mellangrödor ligger på ca 75 000 ha i Sverige. Jordbruksverket har haft målsättningen att utöka arealen med mellangrödor (och tillämpning av vårbearbetning) till 138 000 ha (Jordbruksverket 2018), två åtgärder som det har funnits ett stöd att söka för. Vidare har jordbruksverket lagt ett förslag om att förenkla sökandet av stöd för mellangrödor samt lägga till en möjlighet att odla mellangrödor som en markkolsgröda med en mer flexibel ersättning (Jordbruksverket 2020). Detta innebär att det finns en stor, och dessutom ökande, tillgång på biomassa i form av mellangrödor i Sverige. Ett större utnyttjande av denna biomassa skulle kunna användas för att substituera mer klimatskadliga produkter, vilket i sin tur skulle förbättra jordbrukssektorns växthusgasbalans.

5. Slutsatser

I denna studie analyserades klimateffekten av att skörda mellangröda jämfört med att inte skörda. Studien utgick från data från ett fältförsök med oljerättika som omfattade olika etablerings- och skördetidpunkter. Analysen visade att odling av mellangrödan gav en positiv markkolspotential. Störst potential beräknades för *Referensscenariot* där biomassan brukades ned i marken utan att skördas. Lägre markkolspotential analyserades för de alternativa scenarierna där mellangrödan skördades. En stor del av den minskade markkolspotentialen kunde dock kompenseras genom att återföra rötresten till fältet. Totalt motsvarade markkolsseffekten mellan 77-89 % i *Scenario 1* jämfört med *Referensscenariot* och 74-81 % i *Scenario 2*. Detta resultat bygger på hög humifieringskoefficient för rötresten, som i denna studie baserades på stallgödsel. Resultatet är i linje med konceptet att det mest lättnedbrytbara organiska materialet är det som bryts ner i biogasreaktorn, dvs. det som också bryts ned snabbt i marken om växtresterna plöjs ned. Det finns dock för tillfället inga tillförlitliga studier om detta. Vidare beräknades N₂O-emissioner med hjälp av IPCCs "Tier I"-metod, vilken trots dess grovhet ofta används i jordbruks-LCAer för att uppskatta N₂O-emissioner. Grovheten i metoden medför bland annat att tidpunkten för tillförsel inte tas hänsyn till. Resultatet av beräkningen visade på betydande N₂O-avgång vid nedplöjning av mellangrödan. Även i de alternativa scenarierna beräknades betydande N₂O-emissioner. I dessa scenarier kom utsläppen främst från den återförda rötresten. De alternativa scenarierna beräknades ha något lägre N₂O-avgång från marken, detta berodde på kväveförluster under hanteringen av den skördade biomassan samt rötresten. Det finns indikationer i litteraturen på att lustgasemissionerna i de alternativa scenarierna skulle ha kunnat vara lägre om man i beräkningarna tagit hänsyn till tidpunkten för kvävetillförseln, men underlaget för att göra en sådan beräkning är i nuläget för litet. Den totala klimatpåverkan av skörda mellangrödan jämfört med att inte skörda uppvisade en negativ växthusgasbalans, dvs. minskade utsläpp. Det största bidraget kom från substitutionen av fossil diesel. I livscykelsteget *Markanvändning* var dock klimatpåverkan högre i de alternativa scenarierna jämfört med *Referensscenariot*. Det berodde främst på den lägre markkolspotentialen i de scenarion där biomassa skördades. Vidare hade etablering och skördetidpunkt stor inflytande på resultatet. Ju längre tid mellangrödan tilläts växa desto större blev skörden vilket gav större biogasproduktionen som kunde ersätta mer diesel. Vid de största biomassa skördarna kunde biogas produceras motsvarande 54 GJ diesel per ha i *Scenario 1* och 65 GJ diesel i *Scenario 2*. Idag odlas mellangrödor på ca 75 000 ha, och kapaciteten beräknas vara betydligt större. Det innebär att det finns en stor potential att utnyttja mellangrödor som resurs för att substituera klimatskadliga produkter, som fossila bränslen, och därmed förbättra jordbrukssektorns växthusgasbalans.

Referenser

- Adholm, A. (2005). Vårsådd av fånggrödor i höstvete. Skåneforsöken 2005. <http://www.skaneforsoken.nu/dokument/L3-2259-2005.pdf>
- Aronsson, H., Bergkvist, G., Stenberg, M. & Wallenhammer, A.-C. (2012). *Gröda mellan grödorna – samlad kunskap om fånggrödor*. (2012:12). Jordbruksverket.
- Avfall Sverige (2009). *Substrathandbok för biogasproduktion*. (U2009:14). Malmö: Avfall Sverige.
- Aziz, K. (2022). *Effects of cover crops on nitrous oxide (N₂O) emissions in cereal cropping*. (MSc thesis). SLU. <https://stud.epsilon.slu.se/18283/>
- Bårberi, P. & Mazzoncini, M. (2001). Changes in weed community composition as influenced by cover crop and management system in continuous corn. *Weed Science*, 49 (4), 491–499. [https://doi.org/10.1614/0043-1745\(2001\)049\[0491:CIWCCA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1614/0043-1745(2001)049[0491:CIWCCA]2.0.CO;2)
- Björnsson, L., Prade, T. & Lantz, M. (2016). *Grass for biogas – Arable land as a carbon sink; An environmental and economic assessment of carbon sequestration in arable land through introduction of grass for biogas production*. Energiforsk.
- Björnsson, L., Prade, T., Lantz, M., Börjesson, P., Svensson, S.-E. & Eriksson, H. (2013). *Impact of biogas energy crops on greenhouse gas emissions, soil organic matter and food crop production - a case study on farm level*. The Swedish knowledge centre for renewable transportation fuels.
- Blanco-Canqui, H., Shaver, T.M., Lindquist, J.L., Shapiro, C.A., Elmore, R.W., Francis, C.A. & Hergert, G.W. (2015). Cover Crops and Ecosystem Services: Insights from Studies in Temperate Soils. *Agronomy Journal*, 107 (6), 2449–2474. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0086>
- Bolinder, M.A., Janzen, H.H., Gregorich, E.G., Angers, D.A. & VandenBygaart, A.J. (2007). An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118 (1), 29–42. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.013>
- Börjesson, P., Lantz, M., Andersson, J., Björnsson, L., Möller Fredriksson, B., Fröberg, M., Hanarp, P., Hulteberg, C.P., Iverfeldt, E., Lundgren, J., Røj, A., Svensson, H. & Zinn, E. (2016). *Methane as vehicle fuel – a well to wheel analysis (METDRIV)*. The Swedish knowledge centre for renewable transportation fuels. <https://www.researchgate.net/publication/317427637>
- Butterbach-Bahl, K., Baggs, E.M., Dannenmann, M., Kiese, R. & Zechmeister-Boltenstern, S. (2013). Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 368 (1621), 20130122. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>
- Cherubini, F. & Strømman, A.H. (2011). Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges. *Bioresource Technology*, 102 (2), 437–451. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.010>

- Dabney, S.M., Delgado, J.A. & Reeves, D.W. (2001). Using Winter Cover Crops to Improve Soil and Water Quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32 (7–8), 1221–1250. <https://doi.org/10.1081/CSS-100104110>
- De Notaris, C., Sørensen, P., Møller, H.B., Wahid, R. & Eriksen, J. (2018). Nitrogen fertilizer replacement value of digestates from three green manures. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 112 (3), 355–368. <https://doi.org/10.1007/s10705-018-9951-5>
- Delin, S., Stenberg, B., Nyberg, A. & Brohede, L. (2012). Potential methods for estimating nitrogen fertilizer value of organic residues. *Soil Use and Management*, 28 (3), 283–291. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2012.00417.x>
- Dörsch, P. (2000). *Nitrous oxide and methane fluxes in differentially managed agricultural soils of a hilly landscape in southern Germany*. München.
- Edström, M., Jansson, L.-E., Lantz, M., Johansson, L.-G., Nordberg, U. & Nordberg, Å. (2008). *Gårdsbaserad biogasproduktion - System, ekonomi och klimatpåverkan*. (Kretslopp & Avfall, 42). JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- Energigas Sverige (2019). *Vad är energiinnehållet i naturgas, biogas och fordonsgas? Energigas Sverige*. <https://www.energigas.se/fakta-om-gas/biogas/faq-om-biogas/vad-aer-energiinnehaallet-i-naturgas-biogas-och-fordonsgas/> [2019-08-21]
- FAO (2021). *The share of agri-food systems in total greenhouse gas emissions - Global, regional and country trends 1990–2019*. (FAOSTAT Analytical Brief 31). Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO.
- Foltz, M.E., Kent, A.D., Koloutsou-Vakakis, S. & Zilles, J.L. (2021). Influence of rye cover cropping on denitrification potential and year-round field N₂O emissions. *Science of The Total Environment*, 765, 144295. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144295>
- Forster, P., T. Storelvmo, K. Armour, W. Collins, J.-L. Dufresne, D. Frame, D.J. Lunt, T. Mauritsen, M.D. Palmer, M. Watanabe, M. Wild, and H. Zhang, 2021: *The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks, and Climate Sensitivity*. In Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 923–1054, doi:10.1017/9781009157896.009
- Gissén, C., Prade, T., Kreuger, E., Nges, I.A., Rosenqvist, H., Svensson, S.-E., Lantz, M., Mattsson, J.E., Börjesson, P. & Björnsson, L. (2014). Comparing energy crops for biogas production – Yields, energy input and costs in cultivation using digestate and mineral fertilisation. *Biomass and Bioenergy*, 64, 199–210. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.03.061>
- Gode, J., Martinsson, F., Hagberg, L., Öman, A., Höglund, J., Palm, D. & Ekvall, T. (2011). *Miljöfaktaboken 2011 - Estimated emission factors for fuels, electricity, heat and transport in Sweden*. (ANLÄGGNINGS- OCH FÖRBRÄNNINGSTEKNIK, A08-833). Stockholm: VÄRMEFORSK Service AB.
- Groffman, P.M., Butterbach-Bahl, K., Fulweiler, R.W., Gold, A.J., Morse, J.L., Stander, E.K., Tague, C., Tonitto, C. & Vidon, P. (2009). Challenges to incorporating spatially and temporally explicit phenomena (hotspots and hot moments) in denitrification models. *Biogeochemistry*, 93 (1), 49–77. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9277-5>

- Guenet, B., Gabrielle, B., Chenu, C., Arrouays, D., Balesdent, J., Bernoux, M., Bruni, E., Caliman, J.-P., Cardinael, R., Chen, S., Ciais, P., Desbois, D., Fouche, J., Frank, S., Henault, C., Lugato, E., Naipal, V., Nesme, T., Obersteiner, M., Pellerin, S., Powlson, D.S., Rasse, D.P., Rees, F., Soussana, J.-F., Su, Y., Tian, H., Valin, H. & Zhou, F. (2021). Can N₂O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage? *Global Change Biology*, 27 (2), 237–256. <https://doi.org/10.1111/gcb.15342>
- Hansson, D., Svensson, S.-E. & Prade, T. (2021). *Etableringstidpunktens inverkan på sommarmellangrödors ogräsbekämpande egenskaper, markkolsbidrag och potential som biogasråvara – fältförsök Norra Åsum 2018*. (2021–1). Landskapsarkitektur, trädgård, växtproduktionsvetenskap: rapportserie. Alnarp, Biosystem och teknologi, Sveriges lantbruksuniversitet.
- IPCC (2018). Global warming of 1.5C.
- IPCC (2019). *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC.
- IVA (2019). *Så klarar det svenska jordbruket klimatmålen: en delrapport från IVA-projektet Vägval för klimatet*. Stockholm: IVA, Kungl. Ingenjörsvetenskapsakademien.
- Jian, J., Du, X., Reiter, M.S. & Stewart, R.D. (2020). A meta-analysis of global cropland soil carbon changes due to cover cropping. *Soil Biology and Biochemistry*, 143, 107735. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107735>
- Jordbruksverket (2018). *Miljöersättning för minskat kväveläckage – en uppföljning inom landsbygdsprogrammet*. Jönköping: Jordbruksverket.
- Jordbruksverket (2020). *Ersättning för mellangröda för kolinlagring, fånggröda och vårbearbetning för minskat kväveläckage*. Jönköping: Jordbruksverket.
- Kätterer, T., Bolinder, M.A., André, O., Kirchmann, H. & Menichetti, L. (2011). Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141 (1), 184–192. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.029>
- Kätterer, T., Bolinder, M.A., Berglund, K. & Kirchmann, H. (2012). Strategies for carbon sequestration in agricultural soils in northern Europe. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A – Animal Science*, 62 (4), 181–198. <https://doi.org/10.1080/09064702.2013.779316>
- Lashermes, G., Recous, S., Alavoine, G., Janz, B., Butterbach-Bahl, K., Ernfors, M. & Laville, P. (2022). N₂O emissions from decomposing crop residues are strongly linked to their initial soluble fraction and early C mineralization. *Science of The Total Environment*, 806, 150883. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150883>
- Li, C., Frohling, S. & Butterbach-Bahl, K. (2005). Carbon Sequestration in Arable Soils is Likely to Increase Nitrous Oxide Emissions, Offsetting Reductions in Climate Radiative Forcing. *Climatic Change*, 72 (3), 321–338. <https://doi.org/10.1007/s10584-005-6791-5>
- Li, X., Petersen, S.O., Sørensen, P. & Olesen, J.E. (2015). Effects of contrasting catch crops on nitrogen availability and nitrous oxide emissions in an organic cropping system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 199, 382–393. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.016>
- Lövgren (2022). *Complete removal of biomass from oilseed radish as a cover crop decreased nitrous oxide emissions*. (MSc thesis). SLU.
- Ma, S., He, F., Tian, D., Zou, D., Yan, Z., Yang, Y., Zhou, T., Huang, K., Shen, H. & Fang, J. (2018). Variations and determinants of carbon content in plants: a global synthesis. *Biogeosciences*, 15 (3), 693–702. <https://doi.org/10.5194/bg-15-693-2018>

- Menichetti, L., Ekblad, A. & Kätterer, T. (2015). Contribution of roots and amendments to soil carbon accumulation within the soil profile in a long-term field experiment in Sweden. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200, 79–87. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.003>
- Minx, J.C., Lamb, W.F., Callaghan, M.W., Fuss, S., Hilaire, J., Creutzig, F., Thorben Amann, Beringer, T., Garcia, W. de O., Hartmann, J., Khanna, T., Lenzi, D., Gunnar Luderer, Nemet, G.F., Rogelj, J., Smith, P., Vicente, J.L.V., Wilcox, J. & Dominguez, M. del M.Z. (2018). Negative emissions—Part 1: Research landscape and synthesis. *Environmental Research Letters*, 13 (6), 063001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabf9b>
- Molinuevo-Salces, B., Larsen, S.U., Ahring, B.K. & Uellendahl, H. (2013). Biogas production from catch crops: Evaluation of biomass yield and methane potential of catch crops in organic crop rotations. *Biomass and Bioenergy*, 59, 285–292. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.10.008>
- Möller, K. & Müller, T. (2012). Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Engineering in Life Sciences*, 12 (3), 242–257. <https://doi.org/10.1002/elsc.201100085>
- Myhre, G., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J.-F., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T. & Zhang, H. (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Nair, A. (2015). *Cover Crops in Vegetable Production Systems*. Ames, USA: Iowa State University.
- Nilsson, J., Sundberg, C., Tidåker, P. & Hansson, P.-A. (2020a). Regional variation in climate impact of grass-based biogas production: A Swedish case study. *Journal of Cleaner Production*, 275, 122778. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122778>
- Nilsson, J., Tidåker, P., Sundberg, C., Henryson, K., Grant, B., Smith, W. & Hansson, P.-A. (2020b). Assessing the climate and eutrophication impacts of grass cultivation at five sites in Sweden. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 70 (8), 605–619. <https://doi.org/10.1080/09064710.2020.1822436>
- Olofsson, F. & Ernfors, M. (2022). Frost killed cover crops induced high emissions of nitrous oxide. *Science of The Total Environment*, 837, 155634. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155634>
- Petersen, S.O., Mutegi, J.K., Hansen, E.M. & Munkholm, L.J. (2011). Tillage effects on N₂O emissions as influenced by a winter cover crop. *Soil Biology and Biochemistry*, 43 (7), 1509–1517. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.03.028>
- Poeplau, C., Aronsson, H., Myrbeck, Å. & Kätterer, T. (2015). Effect of perennial ryegrass cover crop on soil organic carbon stocks in southern Sweden. *Geoderma Regional*, 4, 126–133. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.01.004>
- Prade, T., Hansson, D. & Svensson, S.-E. (2022). *Etableringstidpunktens inverkan på sommarmellangrödors markkolsbidrag och ogräsbekämpande egenskaper - fältförsök på Helgegården 2019*. Landskapsarkitektur, trädgård, växtproduktionsvetenskap: rapportserie. Alnarp, Biosystem och teknologi, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Prade, T., Svensson, S.-E., Hörndahl, T., Kreuger, E. & Mattsson, J.E. (2015). *Vall och helsäd som biogassubstrat*. (2015:22). Alnarp. <https://pub.epsilon.slu.se/12402/> [2018-01-23]

- Quakernack, R., Pacholski, A., Techow, A., Herrmann, A., Taube, F. & Kage, H. (2012). Ammonia volatilization and yield response of energy crops after fertilization with biogas residues in a coastal marsh of Northern Germany. *Agriculture, ecosystems & environment*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.030> [2022-09-02]
- Rasse, D.P., Rumpel, C. & Dignac, M.-F. (2005). Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 269 (1), 341–356. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>
- Regeringen (2020). *Skattebefrielse möjlig för biogas och biogasol. Regeringskansliet*. [Text]. <https://www.regeringen.se/pressmeddelanden/2020/06/skattebefrielse-mojlig-for-biogas-och-biogasol/> [2022-09-07]
- Rochette, P., Liang, C., Pelster, D., Bergeron, O., Lemke, R., Kroebel, R., MacDonald, D., Yan, W. & Flemming, C. (2018). Soil nitrous oxide emissions from agricultural soils in Canada: Exploring relationships with soil, crop and climatic variables. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 254, 69–81. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.021>
- Smith, P. (2005). An overview of the permanence of soil organic carbon stocks: influence of direct human-induced, indirect and natural effects. *European Journal of Soil Science*, 56 (5), 673–680. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2005.00708.x>
- Smith, P. (2008). Land use change and soil organic carbon dynamics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 81 (2), 169–178. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9138-y>
- Smith, P. (2014). Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Global Change Biology*, 20 (9), 2708–2711. <https://doi.org/10.1111/gcb.12561>
- Smith, P., Haszeldine, R.S. & Smith, S.M. (2016). Preliminary assessment of the potential for, and limitations to, terrestrial negative emission technologies in the UK. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 18 (11), 1400–1405. <https://doi.org/10.1039/C6EM00386A>
- Smyth, B.M., Murphy, J.D. & O'Brien, C.M. (2009). What is the energy balance of grass biomethane in Ireland and other temperate northern European climates? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13 (9), 2349–2360. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.04.003>
- Snyder, C., Davidson, E., Smith, P. & Venterea, R. (2014). Agriculture: sustainable crop and animal production to help mitigate nitrous oxide emissions. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 9–10, 46–54. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.07.005>
- STEMFS (2021). Statens energimyndighets föreskrifter om hållbarhets kriterier för biodrivmedel och biobränslen. Statens energimyndighets författningssamling.
- Styles, D., Dominguez, E.M. & Chadwick, D. (2016). Environmental balance of the UK biogas sector: An evaluation by consequential life cycle assessment. *The Science of the Total Environment*, 560–561, 241–253. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.236>
- Tidåker, P., Rosenqvist, H. & Bergkvist, G. (2016). *Räkna med vall. Hur påverkas ekonomi och miljö när vall införs i spannmålsdominerade växtföljder?* (445). Uppsala: JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- Torstensson, G., Aronsson, H. & Ekre, E. (2011). *Utlakningsförsök med vitsenap och oljerättika som eftersådda fånggrödor*. https://pub.epsilon.slu.se/8063/1/torstensson_g_et_al_110418.pdf [2022-09-01]
- Venterea, R.T., Halvorson, A.D., Kitchen, N., Liebig, M.A., Cavigelli, M.A., Grosso, S.J.D., Motavalli, P.P., Nelson, K.A., Spokas, K.A., Singh, B.P., Stewart, C.E., Ranaivoson, A., Strock, J. & Collins, H. (2012). Challenges and opportunities for

- mitigating nitrous oxide emissions from fertilized cropping systems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10 (10), 562–570. <https://doi.org/10.1890/120062>
- Wagner-Riddle, C., Baggs, E.M., Clough, T.J., Fuchs, K. & Petersen, S.O. (2020). Mitigation of nitrous oxide emissions in the context of nitrogen loss reduction from agroecosystems: managing hot spots and hot moments. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 47, 46–53. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.08.002>
- Wagner-Riddle, C. & Thurtell, G.W. (1998). Nitrous oxide emissions from agricultural fields during winter and spring thaw as affected by management practices. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52 (2), 151–163. <https://doi.org/10.1023/A:1009788411566>
- Världsbanken (2022). *Commodity Markets Outlook - The Impact of the War in Ukraine on Commodity Markets*. 1818 H Street NW, Washington, DC 20433: International Bank for Reconstruction and Development / World Bank. <http://www.worldbank.org/commodities>

