

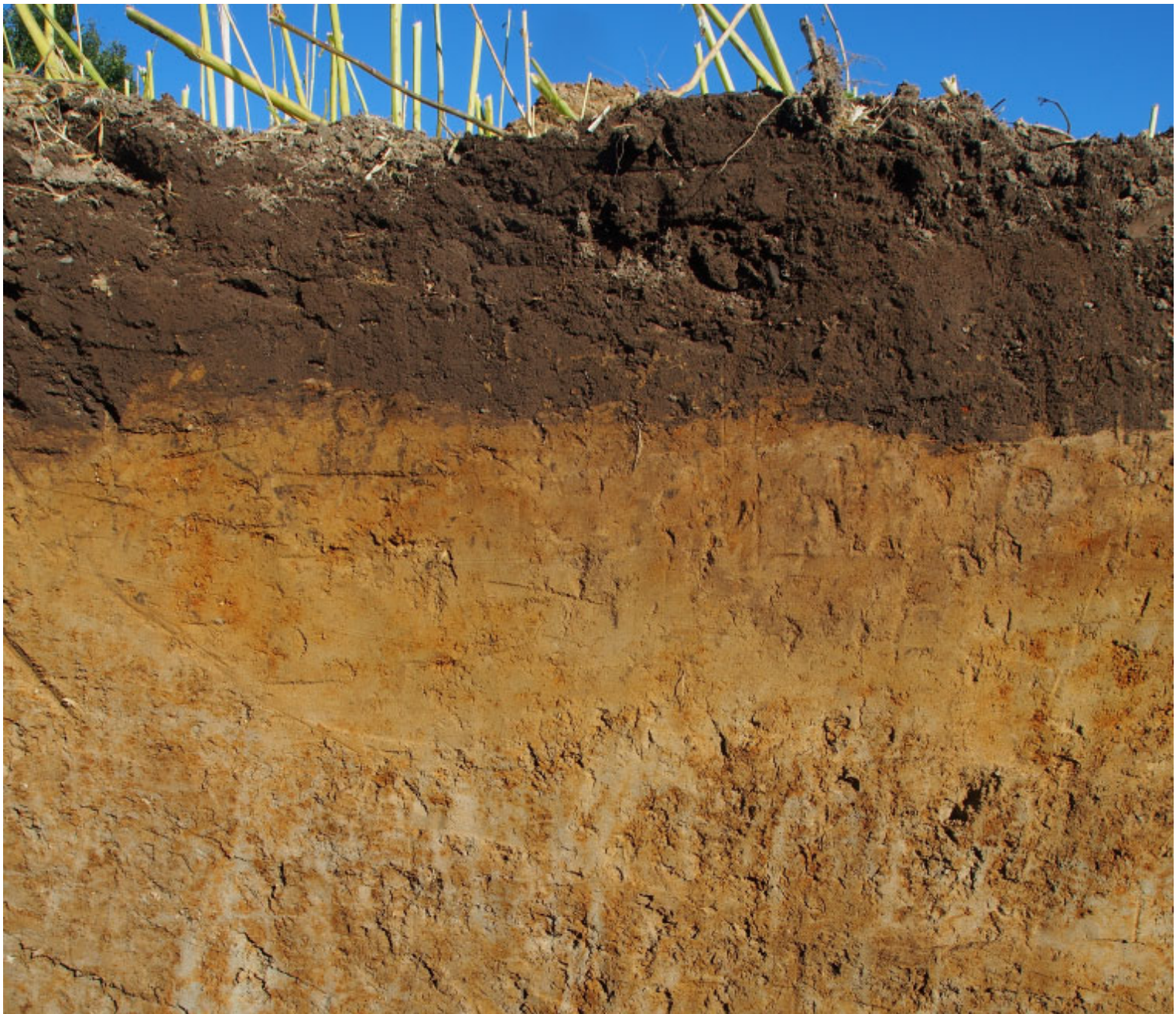


**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Muligheter og utfordringer for økt karbonbinding i jordbruksjord

NIBIO RAPPORT | VOL. 5 | NR. 36 | 2019



Daniel Rasse, Inghild Økland, Teresa G. Bárcena, Hugh Riley, Vegard Martinsen, Ievina Sturite, Erik Joner, Adam O'Toole, Samson Øpstad, Thomas Cottis, Alice Budai.

Divisjon for miljø og naturressurser/Divisjon for matproduksjon og samfunn

**TITTEL/TITLE**

Muligheter og utfordringer for økt karbonbinding i jordbruksjord

**FORFATTER(E)/AUTHOR(S)**

Daniel Rasse, Inghild Økland, Teresa G. Bárcena, Hugh Riley, Vegard Martinsen, Ievina Sturite, Erik Joner, Adam O'Toole, Samsom Øpstad, Thomas Cottis, Alice Budai.

<b>DATO/DATE:</b>	<b>RAPPORT NR./ REPORT NO.:</b>	<b>TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:</b>	<b>PROSJEKTNR./PROJECT NO.:</b>	<b>SAKSNR./ARCHIVE NO.:</b>
15.03.2019	5/36/2019	Åpen	11340	18/01476
<b>ISBN:</b>		<b>ISSN:</b>	<b>ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:</b>	<b>ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:</b>
978-82-17-02298-5		2464-1162	93	

**OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:**

Styret for Forskningsmidler over  
jordbruksavtalen

**KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:**

Eline Kvamme Hagen

**STIKKORD/KEYWORDS:**

Stikkord norske: organisk materiale i jord,  
karboninnhold, klimatiltak

**FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:**

Jordkvalitet og klima

**SAMMENDRAG/SUMMARY:**

Se sidene 7 til 11.

**LAND/COUNTRY:**

Norge

**FYLKE/COUNTY:**

Akershus

**KOMMUNE/MUNICIPALITY:**

Ås Kommune

**STED/LOKALITET:**

Ås

**GODKJENT /APPROVED**

ROALD SØRHEIM

**PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER**

DANIEL P. RASSE



**NIBIO**

NØRSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Forord

Økt karbonlagring i landbruksjord ansees som et viktig klimatiltak både nasjonalt og internasjonalt. Tiltaket er velbegrunnet ved at jord inneholder to til tre ganger så mye karbon som atmosfæren, og ved at ganske små endringer i karbonlagring i jord kan ha betydelig innvirkning på karbondioksidinnholdet i atmosfæren og klimaet.

Styret for Forskningsmidler over Jordbruksavtalen ga i 2018 tilskudd til en kartlegging av eksisterende kunnskap og metoder for å påvise og kvantifisere effekter av karbonfangst i jord. Utredningen ble bestilt av avtalepartene i jordbruksoppjøret 2018, med ønske om ferdigstilling til jordbruksoppjøret i 2019. Resultatene presenteres i denne rapporten. Rapporten gir en vurdering av potensialet for de ulike tiltakene, identifiserer kunnskapshull og gir anbefalinger om aktuelle tiltak som norsk jordbruk kan iverksette for å øke karbonbindingen i jord.

Arbeidet er utført av en rekke personer fra Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) og Høgskolen i Innlandet (INN) som har ekspertise innen de relevante fagområdene. Ti ulike temaer er identifisert og beskrevet mht. effekter på karbonbinding og muligheter for å utnytte disse i spesifikke klimatiltak. Temaene er behandlet i hvert sitt kapittel som er ført i pennen av navngitte forfattere med omfattende kunnskap om de respektive fagområdene. Forfatterne har i liten grad bidratt til kapitler hvor de ikke er oppført.

Ås, 8. mars 2019

Roald Sørheim

# Innhold

Sammendrag.....	7
Oppsummering av tiltakene.....	11
<b>1 Innledning.....</b>	<b>12</b>
1.1 Økt tilførsel av karbon i jord.....	12
1.2 Reduksjon av karbontap fra jordsmonnet – stabilisering av organisk materiale i jord.....	13
1.2.1 Kjemisk stabilitet.....	13
1.2.2 Fysisk beskyttelse.....	14
1.2.3 Fysiokjemisk beskyttelse.....	14
1.3 Begrensninger for å øke karbonlagring i norsk landbruksjord.....	15
<b>2 Behov for verifisering av karbonbinding.....</b>	<b>16</b>
2.1 Hvorfor er det vanskelig å måle karbonbinding?.....	16
2.1.1 Signal og støy – et forholdsproblem.....	16
2.1.2 Variasjoner i karboninnholdet.....	17
2.1.3 Innhold, ikke konsentrasjon: behovet for å måle jordtetthet.....	17
2.1.4 Målinger av dyp jord.....	17
2.1.5 Behov for dyp nok prøvetaking fra begynnelsen av eksperiment.....	18
<b>3 Riktig bruk av organiske ressurser i norsk landbruk.....</b>	<b>19</b>
3.1 Husdyrgjødsel.....	19
3.1.1 Bruk av husdyrgjødsel i Norge.....	19
3.2 Tilbakeføring av halm.....	20
3.3 Kompost og biorest.....	20
3.4 Avløpsslam.....	21
3.5 Oppsummering og forskningsbehov.....	21
<b>4 Endret jordarbeidingspraksis.....</b>	<b>22</b>
4.1 Bakgrunn.....	22
4.2 Tidlige undersøkelser i Norden.....	23
4.3 Undersøkelser av karbonlagring ved endret jordarbeiding under tempererte klimaforhold.....	25
4.4 Norske undersøkelser av karbonlagring i langvarige forsøk med endret jordarbeiding.....	26
4.5 Andre relevante aspekter ifm. karbonutslipp ved endret jordarbeiding.....	32
4.5.1 Drivstoff-forbruk ved ulik jordarbeiding.....	32
4.5.2 Tap av klimagasser ved endret jordarbeiding.....	33
4.6 Sammendrag og hovedkonklusjon:.....	34
<b>5 Utmarksbeite og jordkarbon.....</b>	<b>35</b>
5.1 Generell beskrivelse.....	35
5.2 Hvordan tiltak kobles mot de kjente mekanismer for stabilisering av organiske karbon i jord.....	37
5.3 Egnethet for norske forhold.....	39
5.4 Modenhet for implementering i norsk landbruk mot 2030.....	39
5.5 Målbarehet ift. Klimarapportering.....	40
5.6 Indirekte effekt på N <sub>2</sub> O og CH <sub>4</sub> -utslipp (positiv, negativ eller nøytral interaksjon).....	40
5.7 Karbonlagringspotensial.....	40
5.8 Forskningsbehov.....	41



6	Forbedret drift av eng .....	42
7	Bruk av dekkvekster (fangvekster) .....	46
8	Samspill med sopparter og meitemark (og effekter av mikroorganismer og jordfauna) ...	49
8.1	Til sammendrag:.....	49
8.2	Bakgrunn.....	49
8.3	Mykorrhiza.....	50
8.4	Meitemark .....	51
8.5	Diskusjon .....	53
8.6	Konklusjon .....	54
9	Bruk av planter med større eller dypere rotsystem .....	55
9.1	Generell beskrivelse .....	55
9.2	Hvordan kobles dette tiltaket mot kjente mekanismer for stabilisering av organisk karbon i jord .....	55
9.3	Dypere rotsystem .....	56
9.4	Egnethet for norske forhold .....	56
9.5	Modenhet for implementering i norsk landbruk mot 2030 .....	56
9.6	Målbarheten ift. klimarapportering .....	57
9.7	Forskningsbehov.....	57
10	Bruk av biokull .....	58
10.1	Generell beskrivelse .....	58
10.2	Hvordan måler man biokulls karbon-stabilitet? .....	59
10.3	Hvor stabilt er egentlig biokull?.....	60
10.3.1	Stabiliteten av Biokull-karbon på tvers av pyrolysemetoder, reaktortemperaturer og ulike råstoff	61
10.3.2	Effekt av biokull på utslipp av andre drivhusgasser (N <sub>2</sub> O) .....	63
10.3.3	Hovedkonklusjon fra samlet forskning.....	64
10.4	Egnethet for norske forhold og modenhet for implementering i norsk landbruk mot 2030 .....	64
10.4.1	Produksjon av biokull krever investering i teknologi .....	65
10.4.2	Karbonlagringspotensial basert på tilgjengelig råstoff.....	66
10.5	Forskningsbehov.....	68
11	Omgraving av kultivert myrjord .....	69
11.1	Generell beskrivelse .....	69
11.2	Hvordan tiltak koples mot de kjente mekanismer for stabilisering av organisk karbon i jord .....	69
11.3	Egnethet for norske forhold .....	70
11.4	Indirekte effekt på N <sub>2</sub> O og CH <sub>4</sub> og målbarheten ift. Klimarapportering.....	71
11.5	Litt om omfang av omgraving, potensiale for omgraving .....	71
11.6	Behov for forskning .....	72
12	Regenerativt Landbruk: .....	74
12.1	Generell Beskrivelse .....	74
12.2	Hvordan kobles tiltak mot kjente mekanismer for stabilisering av organisk karbon i jord? .....	75
12.2.1	Kombinert forvaltningspraksis .....	75
12.2.2	Forflytning av organisk materiale.....	76
12.2.3	Utelatelse av kunstgjødsel og sprøytemidler .....	76
12.2.4	Økt fotosyntese .....	76
12.3	Egnethet for norske forhold .....	77

12.4 Tilførsel av kompost .....	77
12.5 Regenerativt jordbruk sammenlignet med konvensjonell drift .....	78
12.6 Helhetlig beitepraksis .....	79
12.7 Målbarheten ift. Klimarapportering .....	79
12.8 Karbonlagringspotensial .....	80
12.9 Modenhet for implementering i norsk landbruk mot 2030 .....	80
12.10 Forskningsbehov .....	80
Referanser .....	81

# Sammendrag

En økning i karbonlagring i landbruksjord er angitt som et viktig klimatiltak både internasjonalt og i Norge. Tiltaket er godt begrunnet: Jorden inneholder to til tre ganger så mye karbon som atmosfæren, noe som innebærer at relative små endringer i innhold av karbon i jord kan ha betydelige effekter på CO<sub>2</sub>-innholdet i atmosfæren og det globale klimaet. Det er godt dokumentert at intensive jordbruksmetoder har ført til en reduksjon i jordkarbon og derfor ønskes det en reversering av denne trenden (dvs. økt karbonbinding i jord), som tiltak både for klima og matproduksjon. I denne rapporten er det gjort vurderinger av hvordan dette kan gjøres i Norge og hvilken klimaeffekt som kan oppnås.

Rollen som karbon i jord har for den globale karbonsyklusen har vært kjent lenge. Men det er først etter klimatoppmøtet i Paris i 2015 at en økning i karbonbinding i jord er blitt foreslått som en viktig storskala løsning for å motvirke klimaendringene, nemlig gjennom «4 promille-initiativet». Dokumentet påpekte at om alle land klarte å øke innholdet av karbon i jord med 0,4 % per år ville det forhindre videre økninger i CO<sub>2</sub> i atmosfæren relatert til menneskelige aktiviteter. Selv om det å øke karboninnholdet i jord kan anses som en lavteknologisk løsning som burde kunne implementeres raskt, ble det også fort tydelig at kunnskapsbehovet for hvordan dette kunne gjøres er stort, og at lokalt klima, jordtyper og driftsformer i stor grad kan avgjøre om et tiltak har noen effekt på karbonbinding.

Så fra å skulle binde alle antropogene utslipp av CO<sub>2</sub> er ambisjonen redusert til å kompensere for landbrukets utslipp som globalt står for ca 17 % av klimagassutslippene, noe som likevel er en formidabel oppgave. På forskningsfronten har flere internasjonale initiativer nylig blitt lansert, som for eksempel, «*Soil Carbon Network of the Global Research Alliance for Agricultural Greenhouse Gases*», «*European Joint Program on Soil*», «*Coordination of International Research Cooperation on Soil Carbon Sequestration in Agriculture (CIRCASA)*». Disse nettverkene er fortsatt i en tidlig fase av arbeidet med å samle inn data som kan gi en oversikt over hvilke metoder som kan gi en reell klimagevinst under gitte regionale forhold.

I denne rapporten har vi tatt med et bredt spekter av muligheter for karbonbinding, selv om de har betydelige forskningsbehov før det kan iverksettes. Vi har likevel begrenset våre anbefalinger til de metodene som gir en relativt sikker uttelling i form av karbonlagring. Det har resultert i en relativt beskjeden verktøykasse, men dette er også tilfellet internasjonalt, inkludert land som ligger i front på dette området, både politisk og forskningsmessig. Vi er sikre på at, som følge av videreutvikling i forskningen både internasjonalt og nasjonalt, vil flere kvantifiserbare løsninger bli tilgjengelige og anvendbare for bønder i årene fremover.

Denne utredningen beskriver muligheter og utfordringer for økt karbonbinding i landbruksjord og forutsetter at Norge fortsatt tilstreber både økt matproduksjon og økt selvforsyningsgrad. I tillegg til bruk av dyrket mark har vi tatt med beiting i utmark som direkte bidrar til matproduksjon. Endret arealbruk (f.eks. restaurering av dyrket myr eller planting av skog på dyrket mark) er derimot ikke vurdert, og heller ikke omlegging av kornarealer til grasdyrking. Omlegging av åker til gras vil med stor sannsynlighet kunne føre til en betydelig økning i karboninnholdet, men kan ikke anses som noe effektivt klimatiltak som følge av metanutslipp ved fordøyelse av gras. Redusert kornproduksjon vil dessuten føre til økt import og redusert selvforsyning. I alt er 10 metoder for å øke karbonbinding i jord vurdert, og hovedfunnene er oppsummert nedenfor:

1. **Bruk av organiske ressurser (husdyrgjødsel, kompost, slam, osv).** Effekten av tilførsel av organiske ressurser på karbonbinding i jord er avhengig av en rekke ulike faktorer (jordegenskaper, næringsstatus, m.m.) og det er derfor vanskelig å forutsi effekter på større skala uten bedre dokumentasjon for ulike scenarier. Litteraturen som er gjennomgått her peker på at organiske ressurser brukes på en fornuftig måte i Norge i dag, men det er rom for forbedring (som

for eksempel det som er forslått i utkastet til ny gjødselsforskrift). Hvis man oppnår karbonbinding i jorda ved bruk av organiske ressurser er det viktig å gjøre dette med en helhetlig tilnærming. Det er spesielt viktig å ta hensyn til at en lokal økning i karboninnholdet i jord ved tilførsel av organisk materiale kan skje på bekostning av en nedgang på et annet sted, fordi den samme mengden karbon bare flyttes fra et sted til et annet. Derfor må alternativ bruk av en ressurs betraktes i et klimaperspektiv, og både livsløpsanalyser og langsiktige forsøk er viktige for å dokumentere en reel karbonbinding- og klimaeffekt.

2. **Endret jordarbeidingspraksis.** Redusert jordarbeiding påvirker sjiktelingen av karboninnholdet i jorda, noe som har positiv innvirkning på jordstruktur og jordstabilitet, men den totale karbonmengden lagret i jordprofilen endres lite under norske forhold. Redusert jordarbeiding gir besparelser i drivstoff-forbruk, særlig ved bruk av direktesåing. Denne fordelingen må imidlertid settes opp mot ulempene ved slike systemer, særlig behovet for økt sprøyting mot ugras og risikoen for mykotoksiner i korn som følge av mer soppangrep.
3. **Drift av utmarksbeite.** Åpen fastmark inneholder betydelige mengder karbon som potensielt kan endres ved endret beiter regime. Studier tyder på at både mengde og kjemisk stabilitet endres ved gjengroing, som følge av reduksjon eller opphør av beite. Imidlertid er det vanskelig å vurdere om en endring i beitetrykk vil gi positive eller negative endringer på systemets totale karbonlagring. I tillegg vil en potensiell økning i karbonbinding i jord måtte veies opp mot klimaeffekten av gjengroing på karbonbinding i vegetasjon og endring i albedo. Kunnskapen her er for begrenset til å gi konkrete anbefalinger, og det er behov for flere kontrollerte forsøk med ulike beitetettheter eller rotasjonsbeite, med ulike tidsintervaller og ulike intensitet.
4. **Forbedret drift av eng.** Eng er viktig for karbonlagring, men potensialet for økning er trolig lite fordi det er mye eng som driftes på en god måte og allerede har et høyt karboninnhold i jorden. Likevel er god agronomi som sørger for god plantevekst både over og under bakken viktig for å opprettholde karbonmengden i jord. Varig eng lagrer ikke betydelig mer karbon i jorda enn kortvarig eng. Fornyning av eng ved pløying påvirker jordkarbonet i liten grad.
5. **Bruk av dekkvekster (fangvekster).** I områder med mye åpen åker vil bruk av fangvekster kunne øke karboninnholdet i jorda betydelig, særlig i jord der det i utgangspunktet er lavt karboninnhold (< 3 %). I motsetning til grasmark har vårsådd korn kun fotosyntese i halve vekstsesongen, slik at planteveksten i liten grad utnytter potensialet for produksjon av organisk materiale. Langvarige studier i Sverige viser at den gjennomsnittlige årlige økningen i karbon i de øverste 20 cm i jorda er på 32 kg karbon/daa ved bruk av dekkvekster. I dag er dekkvekster brukt på 0,8 % av kornarealet i Norge. Økes dette arealet til 60 % av det totale kornarealet kunne det bindes 0,2 Mt CO<sub>2</sub> pr år. Dette er ikke det største potensialet i denne rapporten, men bruk av dekkvekster er trolig den sikreste og letteste måten å øke karbonlagring i norsk landbruksjord. Både implementering og forskning på plantearter, sorter og drift som er best tilpasset norske forhold burde prioriteres.
6. **Sopp og meitemark:** Betydningen av to grupper jordorganismer er behandlet spesielt da de har sentrale roller i karbon strømmene i jord: Mykorrhiza er en symbiose som kanaliserer karbon til jord og bidrar til dannelse og stabilisering av aggregater, og som gjennom dette bidrar til å stabilisere karbon i jord. Noen hevder at mykorrhiza danner stabilt karbon i jord i form av såkalt glomalin, men dette er basert på en feiltolkning av opphav og mengder proteinliknende substanser i jord, og denne teorien ble tilbakevist i 2011. Meitemark er en betydelig faktor for nedbryting og omsetning av organisk materiale i jord og bidrar sterkt til dannelse og stabilisering av aggregater. Mengden meitemark i jord er først og fremst styrt av mengde og sesongmessig fordeling av strø og annen føde. De bidrar ikke direkte til dannelse av stabilt karbon i jord, men til dannelse og stabilisering av aggregater, med den fysiske beskyttelse mot mineralisering som dette innebærer.



7. **Bruk av planter med større eller dypere rotsystem.** Det har vært argumentert internasjonalt at utvikling og bruk av planter med økt karbonallokering til røtter er en av de mest lovende måtene å øke karbonlagring i landbruksjord. Foreløpig har vi for lite data til å tallfeste effekten av å implementere bruk av planter med dype rotsystemer i norsk landbruk. Nyere forskning er i gang på bruk av planter med dypere rotsystemer i norsk landbruksjord, men det er ikke fokusert på effekter på karbonlagring i jord. Det som skjer med røtter i dypere jordlag er en av de dårligst forståtte karbonlagringstiltakene, og forskningsbehovet er stort. I Norge trenger vi å kartlegge arter som har størst potensial for karbonlagring i jord vha. omfattende og dype rotsystemer, som for eksempel lusern, rybs, strandsvingel og bladflaks.
8. **Biokull.** Samlet forskning tilsier at mesteparten (~70%) av karbonet i biokull som tilsettes jord vil være igjen i jorda etter hundre år, men det er viktig at bioenergien fra pyrolyse utnyttes på en fornuftig måte for at klimaeffekten blir maksimalisert. Kun biokull av høy kvalitet (med lavt innhold av tungmetaller og PAH) bør brukes på landbruksjord. Våre fokusgruppesamtaler med landbruks- og skogbruksnæringen som vurderer investering i pyrolyseteknologi, tilsier at tilskudd for lagring av karbon i jord er nødvendig for å igangsette produksjon og bruk av biokull i Norge. Det blir opp til myndighetene å finne ut om eventuelt tilskudd skal rettes mot sluttbrukeren som tilfører biokull til jord (og garanterer for lagring), eller biokullprodusenter som inkluderer biokull i gjødsel-/fôrprodukter som rettes mot landbruksmarkedet, eller begge deler. I og med at det nesten ikke produseres biokull i Norge i dag, kan en satsning på biokull regnes som et særlig klimatiltak utover «business as usual». Vi anbefaler at det utformes en protokoll for å beskrive hvordan biokull som et klimatiltak kan dokumenteres. Med riktig støtte til industri og/eller bønder i form av forskning, formidling og tilskudd, er biokull det tiltaket som har størst potensial (0,9 Mt CO<sub>2</sub>-ekv. pr. år) for å lagre karbon i norsk jord i et langtidsperspektiv.
9. **Omgraving av dyrket myrjord.** Omgraving som dreneringsmåte på tidligere dyrket myrjord som trenger ny og bedre drenering er det gjort gode praktiske erfaringer med. Det som er gjort av forsøk underbygger at det er positiv effekt på avlingsmengde, avlingstabilitet og bæreevne. Ved omgraving av tidligere dyrket myrjord er det registrert lavere utslipp av klimagassene lystgass og metan. Virkning på utslipp av karbondioksid er i liten grad målt. Mineralmasse fra undergrunnen som ved omgraving blir lagt som topplag har lavt innhold av karbon, og det har derfor potensial for å binde karbon i de øvre jordlag. For å kunne forklare og dokumentere forhold knyttet til utslipp av karbondioksid fra omgravd myrjord, og binding av karbon i pålagt topplag må det gjøres mer forskning. Omgraving er ikke egnet for alle myrtyper. Hvor stort areal som omgraving er aktuelt for burde kartlegges for å kunne estimere den samlede effekten.
10. **Regenerativt Landbruk** er hovedsakelig basert på en kombinasjon av flere tiltak presentert i denne rapporten. Om man oppnår et tilleggseffekt ved å kombinere flere tiltak, utover karbonlagringspotensialet av hver enkelt tiltak, er usikkert og burde utforskes. I denne rapporten er det fokusert på helhetlig beiteplanlegging, da flere studier er publisert på denne driftsformen og driftspraksisen allerede er tatt i bruk i Norge. Helhetlig beiteplanlegging muliggjør en forbedret kontroll av beiteintensiteten, som et tiltak for å øke karboninnholdet i jord. Helhetlig beiteplanlegging krever en annen driftsform og tettere oppfølging fra bønder. Det trengs en bedre forståelse og kvantifisering av effektene av helhetlig beiteplanlegging på karboninnholdet i jorden.

Metodene er videre oppsummert og sammenlignet ift. karbonbindingspotensial, sikkerhet for effekt, modenhetsgrad og gjennomførbarhet for bønder (aksept) i Tabell 01. Bruk av dekkvekster treffer godt på alle kategorier. Basert på data fra Sverige mener vi at et incentivprogram for dekkvekster kan oppnå en karbonbinding på ca. 0,2 Mt CO<sub>2</sub>-ekv, forutsatt at det tilpasses norske forhold, videreutvikles og formidles riktig. Dette er dobbelt så mye som tidligere estimert for karbonlagring i jord utenom biokull. Biokull har det største potensialet og har skapt stor interesse i industrien. Likevel krever biokull en del videre utvikling før det kan iverksettes i stor skala. I dag tilføres det store mengder organiske ressurser til norsk jord på en fornuftig måte, med positiv effekt på karbonlagring. Vi må

passe på at dette forsetter i fremtiden. Forvaltning av utmarksbeite og bruk av planter med dype røtter har et stort potensial for å øke karbonlagring og vil antakelig ha god aksept blant bønder, men det er fortsatt svært usikkert hvordan effekten kan oppnås og kvantifiseres. For disse to metodene er det stort sett forskning som anbefales for bedre dokumentasjon. Det samme gjelder omgraving av myr, som kunne brukes på egnete arealer i flere landsdeler når karbonlagringseffekten dokumenteres og det er økonomisk forsvarlig. Denne rapporten understreker også at det er viktig å alltid ta hensyn til norske forhold. Noen metoder som er godt akseptert internasjonalt har en mer begrenset mulighet i Norge, slik som redusert jordarbeiding og forbedret drift av eng. I det siste tilfellet, og i et perspektiv av regenerativ landbruk, burde helhetlig beiteplanlegging undersøkes videre for både effekter på karbon i jord og anvendelighet i Norge.

De tiltakene som er beskrevet i denne rapporten krever god kompetanse og forståelse fra bonden når det gjelder biologiske prosesser og samspill mellom jord, planter og jordbiologi. Kunnskap om jordbiologi, jordkarbon og dekkvekster er et fagområde som har vært ganske fraværende fra tradisjonell landbruksskoleutdanning. I tillegg krever nye tiltak som biokull investering og kunnskap. Derfor anbefaler vi at eventuelle økonomiske incentiver til bønder for igangsetting av slike tiltak kombineres med et kunnskaps-/kompetanseprogram for deltagende bønder.

Ambisjonen med de tiltakene som er presentert i denne rapporten for å øke karbonlagring i jord er å påvirke Jordens klima de neste 100 år og utover det. Det er et akutt behov for svar som gir løsninger for et hundreårsperspektiv. Det er et vanskelig paradoks, men noe både forskere og beslutningstakere må akseptere. Det betyr at vi må planlegge godt og ambisøs nå, slik at vi på en god måte kan dokumentere effektiviteten av de metodene vi har valgt i dag over tid. Denne rapporten vil ikke være det siste ordet som sies om dette, men forhåpentligvis et viktig skritt mot å starte denne prosessen.

## Oppsummering av tiltakene (Tabell 01)

Metode	Karbonbindingspotensial (hvor mye hvis implementert)	Sikkerhet for effekt (sannsynlighet)	Modenhetsgrad (teknologi tilgjengelig)	Gjennomførbarhet for bønder (aksept)
Bruk av organiske ressurser	Middels (mesteparten brukes i dag på en fornuftig måte)	Middels (avhengig av bl.a. jordegenskaper og alternativ bruk)	Høy	Middels (avhengig av tilgjengelighet og økonomi)
Endret jordarbeidingspraksis	Lavt (norske forsøk uten pløying viser ingen økning i C-lagring etter 20-40 år)	Middels (ganske sikkert at effekten er begrenset)	Høy	Høy
Forvaltning av utmarksbeite	Høyt (pga stort areal)	Lav (ikke nok data)	Lav (metoder er ikke på plass og ikke kvantifisert)	Middels
Forbedret drift av eng	Middels	Lav (effekt ikke påvist i Norge)	Høy	Høy
Dekkvekster (fangvekster)	Høyt (0,21 Mt CO <sub>2</sub> per år hvis brukt på 60 % av kornarealet)	Middels-Høy (trenger bedre tall for Norge)	Høy	Høy
Sopparter og meitemark	Middels (viktige aktører i karbonsyklus, C bindes av andre input)	Lav	Lav	Middels (ukjent, avhengig av fremtidige metoder)
Større rotsystemer	Høyt	Lav (nesten ingen data internasjonalt / i Norge)	Lav	Høy (lett å prøve nye arter/sorter)
Biokull	Høyt (0,90 Mt CO <sub>2</sub> -ekv per år)	Middels (høy for karbonlagring, men effekt av alternativ bruk av råstoff er vanskelig å beregne)	Middels (en krevende satsing, men teknologi finnes)	Middels (høy hvis det brukes som granulert biokullgjødsel)
Omgraving av dyrket myrjord	Lavt (gjelder et begrenset areal, kan være aktuelt i flere landsdeler)	Middels-Lav (ingen pålitelige data ennå)	Høy (metode finnes)	Middels (hvis kostnad ikke blir en begrensning)
Regenerativt Landbruk	Middels (effekten allerede beregnet i fangvekster, biokull, ... men kunne være høy for helhetlig beitplanlegging)	Lav (ingen pålitelige data ennå)	Middels (praktiseres allerede av noen motiverte bønder)	Middels-Lav (krever nye driftsformer)

# 1 Innledning

*Daniel Rasse, Inghild Økland, Erik Joner, NIBIO*

Det er bundet opp ca. 2400 Gt karbon i jord til en dybde av 2m, og jord er dermed det største karbonlageret vi har (Paustian mfl., 2016). Til sammenligning finnes det ca. 800 Gt i atmosfæren, og totale menneskeskapte utslipp er ca. 8 Gt per år (Minasny mfl., 2017; Dignac mfl., 2017). Binding i planter gjennom fotosyntesen utgjør ca. 60 Gt karbon per år, og det meste av dette karbonet havner på en eller annen måte i jord. Det er derfor betydelig forventning til at binding av karbon i jord kan bli et viktig klimatiltak. 4 promille-initiativet, lansert under klimatoppmøtet i Paris i 2015, postulerte at om hvert land økte karboninnholdet i jord med 4 % hvert år, ville dette forhindre videre økning av CO<sub>2</sub> i atmosfæren fra menneskelig aktivitet (<https://www.4p1000.org/>). Økt mengde jordkarbon har også den fordel at det virker positivt på jordkvalitet, og kan derfor ha en positiv effekt på matproduksjon (Paustian mfl., 2016; Dignac mfl., 2017). Det er størst potensial for å øke karboninnholdet i jordbruksjord, mens 4 promille-beregningene inkluderer hele den globale mengden jord som lagrer karbon på Jorden (Minasny mfl., 2017). Det er dessuten vanlig at tiltakene kun forholder seg til de øvre 30 cm i toppjorden, ikke hele jordprofilen (Minasny mfl., 2017). For å kunne nå målene er det likevel viktig å ta i bruk også de tiltak som retter seg mot karbonlagring under toppjorden. Hvis karbonlagring i den øverste 1 m med jordbruksjord økte med 4 % verden over, ville dette utjevne 20-35 % av menneskeskapte utslipp årlig (Minasny mfl., 2017). 4-promille initiativet kan derfor ikke regnes som en endelig løsning, men derimot et viktig bidrag for å motvirke klimaendringene og i hvert fall et tiltak som kan balansere jordbrukets egne utslipp.

Karbon finnes i jord som ulike typer molekyler med forskjellig grad av stabilitet. Det skilles mellom labilt (lett nedbrytbart) organisk materiale (OM) som har en levetid i jord på dager til et år, intermediært OM som forblir i jorden i år til årtier, og stabilt OM med retensjonstid på årtier til århundrer (Dignac mfl., 2017). Ved å øke karbonlagrene er det ønskelig å øke mengden intermediært og stabilt OM, da disse vil lagres lengst. Det er imidlertid mange faktorer som påvirker levetiden til organiske molekyler i jord, og kjemisk stabilitet er bare en av dem. Andre faktorer som jorddybde, organismer og aggregater spiller inn (Schmidt mfl., 2011), og vil utdypes nærmere i denne rapporten.

Jordens innhold av karbon er bestemt av forholdet mellom tilførsel og tap (Paustian mfl., 2016). Dette betyr at vi enten kan øke tilførsel av karbon eller minske karbontap fra jordens organiske materiale – og helst gjøre begge deler - for å oppnå de relativt ambisiøse målene satt fram i 4-promille initiativet. Den enkleste delen av ligningen er økningen i tilførsel. Den andre delen av ligningen – tap av karbon i form av CO<sub>2</sub> fra nedbrytning av biomasse og humus – styres av komplekse interaksjoner i jord.

## 1.1 Økt tilførsel av karbon i jord

Med et ønske om å øke tilførselen av karbon i jord, er det lett å tenke at det som skal til er spredning av kompost eller husdyrgjødsel på produktiv jord. På lokalt nivå er det ingen tvil om at det blir en positiv effekt av en slik tilførsel, og det vil gi et økt innhold av karbon i jorden, i alle fall i noen år. Effekten av en slik tilførsel på karbonbinding må imidlertid sees i lys av alternativ bruk (Powlson mfl., 2011; Paustian mfl., 2016). Som eksempel har det vært argumentert at tilførsel av halm ikke nødvendigvis er et klimatiltak, hvis alternativet er at den blir brukt som strø for husdyr og senere som kompost i jorden (Powlson mfl., 2011). I et slikt tilfelle, er den samme mengden karbon bare flyttet fra sted til sted før denne brytes ned. På samme måte har det blitt argumentert at tilførsel av husdyrgjødsel for karbonbinding ikke er et klimatiltak, fordi opp til tre hektar jord kreves for å fremstille gjødsel til hver hektar husdyrgjødslet åkerjord (Schlessinger, 1999). Økte nivåer av jordkarbon der hvor kompost eller husdyrgjødsel tilføres kan dermed forventes å være knyttet til fallende karbonnivå på et forholdsmessig større område med landbruksjord. Bruk av halm og husdyrgjødsel kan ha en betydelig

effekt på jordkarbon på gårdsnivå, men lite innvirkning på nasjonalt nivå hvis disse ressursene uansett blir returnert til jordbruksjord et eller annet sted.

En direkte økning i C-tilførsel ved økt fotosyntese ser ut til å være en sikrere vei til å øke karbonbinding i jord på en meningsfull måte. Samtidig må tiltaket vurderes opp mot mulige substitusjonseffekter, slik at det blir en reell klimaeffekt. En kjent måte å øke karbonbinding i jord er å erstatte kornproduksjon med gras eller skog (Paustian mfl., 2016). Men dersom vi totalt trenger å produsere samme mengde mat, vil kornjord som har blitt tatt ut av drift i en bestemt region måtte erstattes med en økning i kornproduksjon et annet sted, det være seg en annen region eller andre land. De resulterende karbontapene vil sannsynligvis overstige karbonbindingen i tiltaksområdet.

Med tanke på at karbonlagring i jord er et tiltak mot global oppvarming, er det den overordnede, globale effekten av tiltaket som er viktig. Det er derfor viktig å se om tiltaket har en positiv global karbonbindingseffekt. I denne sammenheng virker en direkte økning i CO<sub>2</sub>-opptak ved fotosyntese uten nedgang i matproduksjon som den sikreste veien mot en reell klimaeffekt med økt karbonbinding i jord. Heldigvis, som vi redegjør for i denne rapporten, finnes det flere slike metoder i verktøykassen vår.

## 1.2 Reduksjon av karbontap fra jordsmonnet – stabilisering av organisk materiale i jord

Jord med naturlig, gammel vegetasjon eller vegetasjon som har vært uendret i lang tid, for eksempel skog, langvarig eng og myr, inneholder som oftest mer karbon enn oppdyrket og aktivt drevet jord. Oppdyrking eller annen påvirkning på slike arealer vil oftest føre til rundt 30-50 % tap av lagret karbon i jord (Paustian mfl., 2016). Etter noen tiår med f.eks. ensidig korndyrking vil det etablere seg en ny likevekt med et lavere karbonnivå. På slik åkerjord kan man i en periode på noen tiår øke karbonbindingen med forbedrede driftsmetoder som tar sikte på å binde mer karbon i jord, men deretter vil det igjen oppstå en balanse. I systemer i balanse, når jorden har nådd et såkalt metningspunkt, vil det være vanskelig å øke karbonlagring ytterligere. Restaurering av forringet jord, eller restriksjoner på utbygging og oppdyrking, vil derfor kunne være betydelige bidrag som klimatiltak. Men da dette kan komme i konflikt med andre samfunnshensyn er det viktig å se på helhetsbildet og netto karbonbinding både nasjonalt og globalt, for å vurdere om tiltakene er hensiktsmessige.

Hvordan kan vi stabilisere organisk materiale i landbruksjord? Et enkelt spørsmål, men de underliggende mekanismene er kompliserte, og forskningen på dette pågår fortsatt. Samtidig er det viktig å få en god forståelse av disse prosessene, for at vi best skal kunne vurdere sannsynligheten for suksess med langvarig karbonlagring under norske forhold. Dette til tross for at det foreløpig er begrensninger på tilgjengelige data.

Det finnes hovedsakelig tre mekanismer som beskytter det organiske materialet i jord mot nedbryting og mineralisering:

### 1.2.1 Kjemisk stabilitet

Veldig lenge har teorien for dette vært ganske enkel: Kjemisk stabilitet er den viktigste faktoren som påvirker karbonstabilitet i jord, og robuste molekyler som lignin er byggesteinene til nye, stabile humus-makromolekyler. Dette er humusteorien, som var en fin teori, bortsett av vi nå vet at den hovedsakelig er feil, som vist av Schmidt mfl. (2011). Opphavet til humusteorien kom fra: 1) kortsiktige inkubasjoner (<2 år) og 2) studier der man brukte svært sterke kjemiske ekstraksjoner som skapte nye molekyler som faktisk ikke eksisterer i jord. For cirka 15 år siden skjedde det to ting: 1) Forskerne ble i stand til å spore karbonatomer direkte i jord, og 2) vi kunne måle den kjemiske sammensetningen av organisk materiale direkte i uforstyrret jord. Resultatene var oppsiktsvekkende: karbon fra «stabile»



molekyler som lignin forsvant nesten totalt fra jord (ble til CO<sub>2</sub>) etter noen få år (Rasse mfl., 2006) og man fant at organisk materiale i jord hovedsakelig består av enkle molekyler som stammer direkte fra planter eller mikrobiell biomasse. Dette betyr ikke at noen komplekse «humus-molekyler» ikke kan dannes i jord, men det betyr at denne prosessen er marginal og bidrar lite til lagring av stabilt karbon i jord. Siden humusteorien hovedsakelig er feil, foretrekker nå det vitenskapelige samfunn å snakke om organisk materiale i jord heller enn å bruke ordet «humus». Det finnes likevel stabile molekyler i jord som brytes ned veldig sakte, men de er hovedsakelig laget under høy temperatur, enten av vegetasjonsbrann eller av mennesker i form av biokull (se seksjon om biokull i denne rapporten). I mindre grad forekommer det også noen stabile molekyler som er laget av jordlevende mikroorganismer. Bortsett fra disse spesielle mikrobielle molekylerne og biokull, betyr den nye teorien at kjemisk stabilitet ikke er noen viktig faktor for hoveddelen av karbonet fra planter og mikroorganismer, og at det er disse molekylenes interaksjoner med jordas fysiske og kjemiske egenskaper som påvirker stabilitet: fysisk beskyttelse og fysiokjemisk beskyttelse (se nedenfor).

### 1.2.2 Fysisk beskyttelse

Fysisk beskyttelse, en barriere mellom nedbryterorganismer og organisk materiale, er trolig en viktig årsak til karbonlagring i jord (Schmidt mfl., 2011). Hvordan kan fysisk mikrostruktur i jorda beskytte organisk materiale fra nedbrytning? Dette er ganske enkelt: Mikroorganismer må være i nærheten av matkilden sin for å bryte den ned. Teorien sier at organiske molekyler blir beskyttet i tilstrekkelig små aggregatporer på grunn av: 1) at mikroorganismer ikke kan komme inn i aggregatene, 2) svært små porer hindrer diffusjon av nedbrytningsenzymmer, 3) svært små porer hindrer diffusjon av oksygen som trengs i nedbrytingen (Lützow mfl., 2006). Fysisk beskyttelse kan også skje på jordprofilskala, f.eks som funksjon av jorddybde. Siden det er større biologisk aktivitet i de øvre jordlagene, vil jordkarbon i dypere lag være mer beskyttet mot nedbrytning (Schmidt mfl., 2011). Det som er spesielt interessant med fysisk beskyttelse er at det er hovedsakelig biologisk aktivitet i jord som skaper beskyttende mikroaggregater. Kan mikroorganismenes dannelse av beskyttende mikroaggregater kompensere noe for den økte nedbrytningshastigheten som tilførsel av organisk materiale vil føre til? Dette er et sentralt og spennende spørsmål for forskningen på effekter av en rekke tiltak som øker tilførselen av organisk materiale til jord.

### 1.2.3 Fysiokjemisk beskyttelse.

Organiske molekyler kan beskyttes via fysisk-kjemiske prosesser. I slike tilfeller bindes molekylerne kjemisk med mineraler, og dermed blir de utilgjengelige for nedbrytning (Fernandez og Kennedy, 2015). Disse mineralene er hovedsakelig leiremineraler og metal-oksihydroksider. Denne effekten, som har vært antatt i nesten 200 år, bekreftes nå med avanserte mikroskopimetoder (Dignac mfl., 2017). Hovedbetydningen av teorien for fysisk-kjemisk beskyttelse er at jordtyper (mengde og type mineraler) i stor grad styrer hvor mye organisk karbon som kan lagres i jord. I tillegg tolkes det ofte som at hver jordtype har et eget metningspunkt for organisk materiale. Kort sagt burde man investere karbonressurser på jordtyper som har størst potensial for karbonbinding. En slik konklusjon må selvfølgelig tas med forbehold fordi, bortsett fra stabilt biokull, anses ikke tilførsel av organisk materiale å være en god metode for å nå klimamålene fordi tilførsel regnes hovedsakelig som en flytting av karbon fra et sted til et annet (se øvrige avsnitt i denne rapporten). Det er stort sett en økning i CO<sub>2</sub>-opptak med økt fotosyntese som er den sikreste veien mot økt karbonbinding i jord, uavhengig av jordtyper.

En fjerde mekanisme begynner å bli belyst som vel så viktig for nedbrytning og retensjon av organisk materiale: Nemlig jordliv. Endringer i jordfauna som følge av for eksempel nitrogentilførsel kan ha en stor effekt på nedbrytning av organisk karbon (Schmidt mfl., 2011). Likeledes viser det seg at røtter i større grad enn overjordiske plantedeler kan bidra substansielt til karbonlagring, og disse vil ofte ha en større affinitet for fysisk-kjemisk beskyttelse med mineraler (Schmidt mfl., 2011). Likevel kan nye,

friske røtter også sette i gang mikrobiell aktivitet eller skape et skifte i jordfaunaen som gjør at gammelt organisk materiale blir nedbrutt (Schmidt mfl., 2011).

En annen viktig mekanisme for beskyttelse av organisk materiale er mangel på oksygen som trengs for å oksidere karbon til CO<sub>2</sub>. Mangel på oksygen i jord begrenser eller forhindrer altså aerobe nedbrytingsprosesser. Da mange av nedbryterne er avhengige av oksygen, og anaerob nedbryting er svært lite effektiv i sammenlikning, vil dette beskytte materialet mot biologisk nedbrytning. Dette er hovedårsaken til bevaringen av materialet som i dag er våre oljereservoarer, et ekstremt tilfelle av karbonretensjon. På land vil denne mekanismen først og fremst inntreffe under vannmettede forhold med stagnert vann, som i myr. Nest etter tilgang på oksygen er det lav temperatur som begrenser nedbryting av organisk materiale i jord. Det er derfor fare for store klimagassutslipp i fremtiden fra myr som følge av global oppvarming, og myr inneholder enorme reservoarer av karbon (Dorrepaal mfl., 2009). Tap av karbon fra jord kan forventes å bli redusert dersom man forhindrer oppdyrking av myr eller restaurerer myrer som har blitt drenert (Knox mfl., 2015; Paustian mfl., 2016). Slike tiltak om endret bruk av myrarealer og dyrket myr er ikke vurdert i denne utredningen som fokuserer på muligheter og utfordringer for økt karbonbinding i landbruksjord dedikert til matproduksjonen.

### 1.3 Begrensninger for å øke karbonlagring i norsk landbruksjord

Karboninnholdet i jord er ulikt fordelt i verden. Generelt vil jord i kalde områder; høye breddegrader og i høyden, inneholde relativt sett mer karbon enn jord nærmere ekvator (Minasny mfl., 2017). Norge ligger langt nord, og jorden her inneholder derfor allerede store mengder karbon. Jorden vil etter hvert nå et metningspunkt, og det vil kreve omfattende tiltak å holde karbonnivået i jord over dette likevekstpunktet over tid. Klimaendringene vil skape et varmere klima. Når jorden varmes opp, vil den ikke kunne holde på like mye karbon som tidligere. Et noe mindre ambisiøst mål vil være å hindre tap av karbon fra norsk jord som følge av varmere klima.

Mens 4-promille-initiativet tar for seg det totale arealet jord ned til en meter dybde, er det mest realistisk å gjøre tiltak på dyrket mark, som utgjør 3% av Norges landarealer. Dessuten er ofte tiltakene begrenset til ploglaget, de øvre 25-30 cm. Forvaltningen av dyrket mark og beiteområder blir derfor ekstra viktig. Om mulig er det også ønskelig å gjøre tiltak i myrområder. Å øke karbonlagringen er ikke en endelig løsning, men et viktig bidrag som vil komplementere andre klimatiltak og kjøpe oss tid.

I Norge dyrkes det gras (inkl. alle former for beite og grovfôrproduksjon basert på flerårige vekster) på ca 70 % av landbruksarealet, og dette arealet har derfor allerede jord med et høyt organisk innhold. Dette gir begrenset mulighet til å øke karboninnholdet i jord ved å øke arealet der det dyrkes gras. Økte grasarealer kan dessuten kun utnyttes av drøvtyggere som slipper ut enterisk metan som utgjør større klimagassutslipp sammenliknet med den økte bindingen av karbon men oppnår ved å gå fra åkerdrift til dyrking av gras (Klimautvalget, 2016). Utfordringen blir derfor å øke (eller, om man er mindre ambisiøse, bevare) karboninnholdet med dagens fordeling av jord som brukes til hhv åpen åker og gras. Det er også viktig å huske at økt temperatur i jord fører til raskere nedbryting av organisk materiale i jord. Ytterligere global oppvarming vil naturlig nok gi en økning i jordtemperatur, som kan slå uforholdsmessig sterkt ut i Norge siden vi har kaldt klima og høyt karboninnhold i jord (fra data fra Minasny mfl., 2017). Det betyr at våre ambisjoner for å øke karbonlagringen i jord må tas med forbehold, men det betyr ikke at temaet blir mindre viktig, tvert imot blir det enda viktigere å sørge for å øke tilførselen av nytt karbon til landbruksjord så vi i det minste kan beholde det karbonet vi har i jord i dag, og forhåpentligvis øke karboninnholdet ytterligere på tross av et varmere klima.

## 2 Behov for verifisering av karbonbinding

*Daniel Rasse, NIBIO*

I denne rapporten presenteres og diskuteres flere driftsmetoder for jordbruk som har til hensikt å øke karbonbinding i norsk jord. For flere av disse metodene er tallene for karbonbinding ganske usikre, og det er heller ikke testet om alle metodene er anvendbare i Norge. Så hvorfor har vi ikke kommet lenger i arbeidet med å forstå effektene av ulik forvaltningspraksis på karbonbinding i jord? En viktig årsak er at mange av metodene er relativt nye, og utviklet med tanke på å motvirke klimaendringer. Men den viktigste grunnen, felles for alle metodene, er at det er svært vanskelig å måle endringer i karboninnholdet i jord. I dette kapitlet tar vi derfor for oss hvorfor det er vanskelig å måle karbonbinding, hvilke metoder som er tilgjengelige og deres presisjon, og ekstrapolering fra små til større systemer.

### 2.1 Hvorfor er det vanskelig å måle karbonbinding?

Med karbonbinding menes det økning av karboninnholdet i jord, ofte uttrykt på årlig basis. Bønder har i samtaler med forfatterne uttrykt at det burde være lett å måle slike økninger. Med enkel logikk vil man tenke at det holder å ta en jordprøve år 1, en ny jordprøve år 2, og få endringer i karbonkonsentrasjon etter et år. Ved å ekstrapolere frem i tid med utgangspunkt i forskjellen i karboninnhold per år, vil man få en indikasjon på karbonbinding i fremtiden. Prinsippet er stort sett riktig, men i praksis er dette vanskelig å gjennomføre av en rekke grunner:

#### 2.1.1 Signal og støy – et forholdsproblem

Den største utfordringen med målinger av karbonbinding er knyttet til den store mengden organisk karbon som allerede finnes i jord. Den mengden vi forsøker å tilføye er til sammenligning forsvinnende liten. En karbonmengde på 1 % i ploglaget utgjør omtrent 3000 kg karbon/daa. Ploglaget i en typisk norsk dyrket jord inneholder omtrent 6000 kg karbon/daa (ca. 2% karbon), og 10000 kg karbon/daa (ca. 3-4% karbon) i beite.

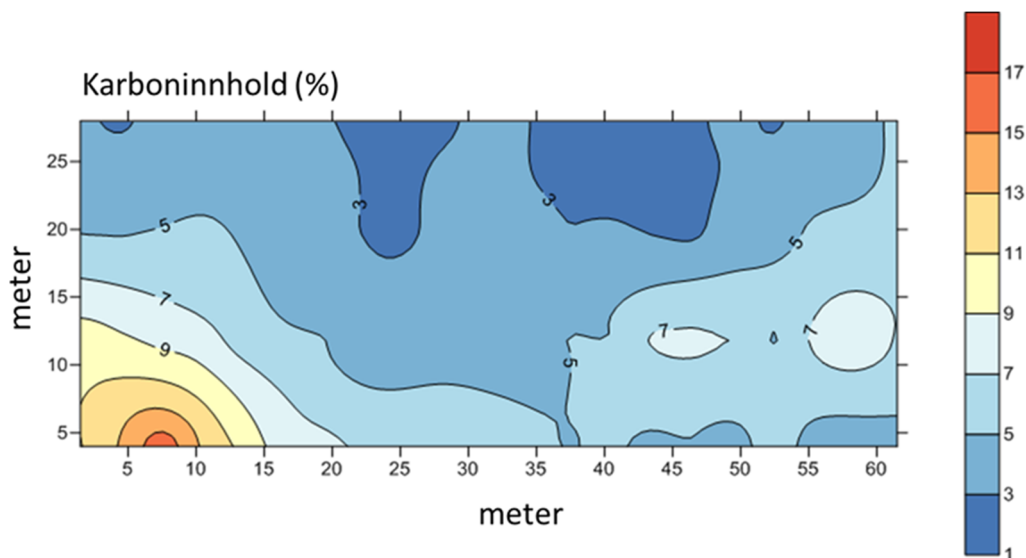
Et studie viste at effekten av den mest lovende metoden, dekkvekster, gir en karbonbinding på 30 kg C/daa (Poeplau og Don, 2015a). På dyrket mark vil dette innebære at man må klare å måle en relativ økning på 0,5% per år (30 kg karbon/daa/år, ift 6000 kg). Den faktiske effekten av dekkvekster i Norge vil i realiteten kunne være mindre enn den som er observert internasjonalt, og mange typer jord vil inneholde mye mer enn 6000 kg karbon/daa i ploglaget. Overvåking av karbonbinding i jord krever derfor målinger med en nøyaktighet bedre enn 0,5 % per år.

Hvis jorden i utgangspunktet ikke inneholdt karbon, ville en økning på 30 kg karbon/daa være lett å måle. Når jorden allerede inneholder 6000 kg/daa blir dette mye vanskeligere. Det kan sammenlignes med å måle en økning på 0,5 km/t for en bil i fart. Hvis bilen ikke beveger seg, men deretter begynner å kjøre med en fart på 0,5 km/t, vil det være enkelt å måle ny fart på en presist måte. Om bilen derimot allerede kjører i 100 km/t, ville en økning til 100,5 km/t være mye vanskeligere å registrere. Slik er det også for karbon i jord, og enda er det mange andre faktorer som spiller inn i et jordsystem, og som gjør det hele komplisert.

Utfordringen kan belyses med tittelen på det internasjonale klimatiltaksinitiativet: «4/1000-initiativet», med en målsetting om å øke jordkarbonnivåer i hvert land med 0,4 % per år for å kompensere menneskelige klimagassutslipp. Dette målet er mindre enn en halv prosent økning, og er derfor gjennomførbart med bruk av dekkvekster på dyrket mark som nevnt ovenfor. Å registrere en så liten økning som 0,4 % jordkarbon er imidlertid en utfordring. Den beste løsningen er å måle over et langt tidsrom, gjerne ti år, slik at man får en tidsserie med målbare økninger i karboninnholdet i jord, for eksempel nærmere 5 %.

### 2.1.2 Variasjoner i karboninnholdet

Karboninnholdet er ikke jevnt fordelt i jorda. Det forekommer store variasjoner som følge av topografi, mikrotopografi og langvarig gårdsdrift. Selv i relativt små felter på 0,4 daa kan jordens karboninnhold variere med 5 %, som er ti ganger den årlige økningen vi ønsker å måle (Vanguelova mfl., 2016). Variasjonen kan også være større enn 100 % av relativt innhold, som vist i et eksempel fra Tingvoll (Norge), hvor karboninnhold varierer fra 3 % til 15 % (500 % variasjon) innenfor ett dekar (Figur 2.1; Løes mfl., 2013). For å omgå problemet med varierende fordeling av organisk materiale er det anbefalt å samle mellom 4 og 36 prøver per felt (< 1 ha) (Vanguelova mfl., 2016).



Figur 2.1. Karboninnhold i jord på Sagmyra-feltet i Tingvoll (data fra Løes mfl, 2013)

### 2.1.3 Innhold, ikke konsentrasjon: behovet for å måle jordtetthet

Karbonbinding representerer den reelle økningen av total karbon lagret i et jordprofil til en gitt dybde. Totalt karboninnhold er et produkt av karbonkonsentrasjon per enhet jordmasse, ganger mengden jord. Mengden jord regnes som volumet av jorden ganger dens jordtetthet. Dette innebærer at karbonkonsentrasjon, dybden prøven representerer og jordtetthet er de tre faktorene man må kjenne for å estimere karboninnholdet. For å kunne måle jordtetthet må man samle jordprøver av uforstyrret jord og med et presist volum, etterfulgt av grundig tørking og veiing. Prosedyren er enkel, men er tidkrevende og stiller krav til nøyaktighet.

Jordtettheten må beregnes presist, fordi den brukes til beregninger av totalt karboninnhold ved start av måleperioden, og fordi jordtettheten avtar etterhvert som konsentrasjonen av organisk materiale øker. Dette er hovedgrunnen til at bønder tilsetter organisk materiale i jorda: for å øke aggregering og forebygge jordpakking, og dermed redusere jordtetthet. En studie rapporterte at for hver 1 % økning i karboninnholdet i jord fra organisk gjødsel, minket jordtettheten med 5 % (Haynes og Naidu, 1998). Løsning: å måle jordtetthet sammen med jordkarbonkonsentrasjon, og slik korrigere verdien av jordkarbon med hensyn på mengden jord i prøven.

### 2.1.4 Målinger av dyp jord

Frem til nå (punkt 1-3) har vi kun sett på ploglaget, de øverste 25-30 cm av jorda. Flere typer dyrkingspraksis ser imidlertid ut til også å påvirke dypere jordlag. For eksempel har det blitt vist at

redusert pløying øker akkumulering av organisk materiale i topplaget, men hvis man inkluderer dypere lag (0-60 cm) kan det vise seg at netto karbonbinding er nær null (Blanco-Canqui og Lal, 2008). Dyrking av planter med dyptgående røtter er en annen praksis som krever analyser gjennom hele jordprofilen for å gi et riktig bilde av netto karbonlagringseffekt. Dyp jord byr imidlertid på utfordringer som vanskeligere prøvetaking, og behov for spesialisert og ofte motorisert utstyr.

### 2.1.5 Behov for dyp nok prøvetaking fra begynnelsen av eksperiment

Som forklart tidligere i dette kapitlet burde jordkarbon helst overvåkes over en lang tidsserie, med den hensikt å vurdere karbonbinding under endret driftspraksis. Et vanlig problem med langvarige feltforsøk i Norge (og internasjonalt) er at pløedybde kan ha endret seg over tid. Dybden av pløying har ofte økt de siste tiårene med utviklingen av kraftigere maskiner. I slike tilfeller har dypere jord med lavere innhold av karbon blitt blandet inn i toppsiktet, noe som gir en brå og kunstig nedgang i jordkarboninnhold. Løsningen er å måle dypt nok fra begynnelsen av et forsøket, slik at totalt karboninnhold, inkludert det som ligger under ploglaget, kan måles konsekvent gjennom årene. En teknisk arbeidsgruppe i FAO, med eksperter fra NIBIO og NMBU, anbefaler derfor at dybde for prøvetaking må være minst 30 cm og helst dypere, og at man må rapportere jordkarboninnhold til minst 30 cm dybde (FAO, 2019).

Det bør også nevnes at karbonbinding i jord kan måles ved hjelp av kontinuerlige målinger av CO<sub>2</sub>-utveksling (opptak og utslipp) mellom jord og atmosfæren. Denne metoden baserer seg på såkalt «eddy-fluksteknologi», og kan gi sikre estimater allerede etter et år. Derimot vil verdiene bare være sanne for ett år, og representerer ikke langtidstrender; til det er det behov for langtidsovervåking med eddy-fluks målinger. Metoden kan dessuten kun brukes på homogene felt på omtrent 100 daa, en begrensning som utelukker sammenligning av ulike driftsmetoder på vanlige forsøksruter. En annen svakhet med metoden er antagelsen om at transport av oppløst eller erodert karbon ut av feltet er ubetydelig. Karbonmengder som blir eksportert ut av feltet (avling, halm) og importert inn i feltet (organisk gjødsel og jordforbedringsprodukter) må måles presist, og inkluderes i ligningen:

$$\begin{aligned} \text{Karbonbinding i jord} = & \text{ netto CO}_2\text{-fluks} \\ & + \text{ importert karbon (organisk gjødsel)} \\ & - \text{ eksportert karbon (avling)} \\ & - \text{ lateralt karbontap (oppløst, erodert)} \end{aligned}$$

Når eddyfluks-metoden blir godt gjennomført, kan den gi verdifulle data, i form av presise estimater av total karbonbinding i jord over korttidsperioder (ett eller flere år) og variasjoner gjennom året.

Som en oppsummering kan vi si at målinger av karbonbinding i jord er krevende arbeid: Det er behov for lange måleperioder, høyt antall prøver, komplementerende målinger av jordtetthet, og helst prøvetaking i dypere jordlag, eventuelt eddy-fluksmålinger. Denne typen rutinemessige målinger er vanskelige å gjennomføre i praksis. Det er derfor vanligere å presist måle karbonbindingseffekt i velholdte dyrkningsfelt, ofte langvarige forskningsfelter. Karbonbindingsverdier for ulike driftsmetoder blir deretter oppskalert til større regioner, gårder eller lignende, ved hjelp av kalibrerte modeller fra eksisterende data. Denne typen prosedyre brukes også for å rapportere nasjonale klimagassutslipp for jordbruksjord under FNs klimakonvensjon (Tier 3-metoden).



# 3 Riktig bruk av organiske ressurser i norsk landbruk

*Teresa G. Bárcena, NIBIO*

## 3.1 Husdyrgjødsel

Husdyrgjødsel kan tilbakeføre en betydelig mengde karbon til jordbruksjord (Bardalen mfl., 2018). Tiltakene på husdyrgjødselhandtering vil først og fremst ha en direkte effekt på klimagassutslipp. Dessuten kan noe av disse tiltakene ha en indirekte virkning på karbonbinding og -lagring i jorda. Kirchmann mfl. (2004) undersøkte effektene av tilførsel av husdyrgjødsel på jordkarbon i de langvarige Ultuna-feltene i Sverige. Disse feltene var opprinnelig jordbruksjord med eng i rotasjon og tilførsel av husdyrgjødsel. Ved forsøksetablering i 1956 ble det dyrka hovedsakelig korn og i mindre grad raps. Studiet viser at karboninnhold økte etter 42 år med behandling (tilførsel av husdyrgjødsel), og at denne økingen kunne måles i finere mineralpartikler (silt og leire) over årene. Dette resultatet indikerer at karbontilførsel fra husdyrgjødsel kan bidra til å opprettholde eller øke karboninnhold i jorda, og at dette kan ha en langsiktig effekt, da karbonet i større grad blir bundet til mineralpartiklene i jorda. Diochon mfl. (2016) påpeker likevel at tilførsel av karbon kan ha motsatt virkning i nitrogenfattige systemer, ved å stimulere mineralisering av organisk materiale som ellers ville vært stabilt, da mikroorganismene i jorda må finne nitrogenkilder. Fordi effektene av tilført organisk materiale (via for eksempel husdyrgjødsel) på jordkarbon er avhengig av en rekke ulike faktorer, finnes det ingen enkel relasjon mellom mengde tilført organisk materiale og respons i form av karbonbinding (Haynes og Naidu, 1998).

### 3.1.1 Bruk av husdyrgjødsel i Norge

I følge en undersøkelse fra SSB (Gundersen og Heldal, 2015) som dekket 94% prosent av totalt jordbruksareal i drift i 2013, er mengden husdyrgjødsel per dekar betydelig redusert i tiden etter en tidligere undersøkelse fra 2000. Årsaken er at det har blitt færre husdyrprodusenter i Norge siden 2000, og dermed også mindre tilgjengelig husdyrgjødsel til åkerjord. I alt ble det spredd 2 907 100 tonn husdyrgjødsel på vel 1 million dekar åpen åker i 2013, som var 12 prosent mindre enn i 2000 (Gundersen og Heldal, 2015). I samme undersøkelse er det estimert at mineralgjødsel ble tilført på 93 prosent av åkerarealet, mens husdyrgjødsel ble spredd på 30 prosent av arealet. For eng og innmarksbeite ble 84 prosent tilført mineralgjødsel, mens 55 prosent ble tilført husdyrgjødsel. En annen kilde for husdyrgjødsel kan være hestegjødsel. Dette var også omfattet av SSB-undersøkelsen nevnt ovenfor, men det er usikkert i hvilket omfang. I følge Norsøk/NLR produseres det ca. 1 million tonn hestegjødsel hvert år i Norge. Vi fant ikke konkret informasjon om hvordan denne ressursen generelt brukes i dag, men i for eksempel Bergen kommune er dette blitt problematisk da hesteeierne ikke har tilgang til spredeareal og hestegjødsel bare deponeres (hvilket medfører forurensningsproblemer).

Riktig lagring og spredning av husdyrgjødsel er et viktig tiltak på alle nivåer (fra gårdsnivå til globalt nivå). Dette betyr at utnyttelsen av det organiske materialet og alle næringsstoffene i husdyrgjødsel skal være så høy som mulig, slik at man tetter næringsstoffsyklusen. De viktigste tiltakene som er påpekt fra Norsk Landbruksrådgiving i en nyere rapport (Valand mfl., 2018), innebærer å stoppe høstspredningen av husdyrgjødsel og optimalisering av gjødsellagre. Spredning av husdyrgjødsel etter 1. august gir blant annet dårlig utnyttelse av nitrogen og risiko for økt lystgassutslipp. Noe av det organiske materiale i husdyrgjødsel risikerer også å bli vasket ut i de våte høstmånedene slik at det ikke resirkuleres i jorda og dermed ikke kan bidra til å opprettholde eller øke karboninnholdet. Forbedringer i gjødsellagre vil ha stor betydning i forhold til klimagassutslipp og dermed også bidra

betydelig i klimaregnskapet. Indirekte kan dette tiltaket bidra til å redusere spredning på ugunstige tidspunkter, som potensielt vil bety redusert tap av organisk materiale ved utvasking. Bardalen mfl. (2018) gjennomgår en rekke tiltak (utover de som er nevnt ovenfor) for husdyrgjødsel. Disse er mest relevante for klimagassutslipp, men kan også ha en indirekte effekt på karbonbinding. Det ene er en bedre arealmessig utnyttelse av husdyrgjødsel. Arealer med lavest jordkarbon vil ha størst bindingspotensiale, og de burde derfor prioriteres framfor andre mer «karbonmettede» arealer. Samtidig er det viktig å ta hensyn til effekter av transport (Hanserud mfl., 2017), og eventuell prioritering til alternativ bruk som biogassproduksjon. I følge Pettersen mfl. (2017) er dagens utnyttelse av biogassproduksjon fra husdyrgjødsel ca. 1%. Hvis bioresten fra biogassproduksjon (se paragraf under «kompost og biorest») tilbakeføres til jorda (hvor den vil fungere som gjødsel), blir alternativ bruk av husdyrgjødsel til biogass ikke nødvendigvis et konkurrerende tiltak.

I 2018 ble et forslag til ny gjødselvereforskrift lagt ut på høring. Forslaget, fra Landbruksdirektorat sammen med Mattilsynet og Miljødirektoratet, foreslår innstramninger når det gjelder lagring og spredningstidspunkt. Det er dessuten foreslått strengere grenser for hvor mye fosfor som er tillatt å tilføre jorda per år. Med disse endringene vil man sikre en bedre utnyttelse av næringsstoffene i husdyrgjødsel. Hvordan dette vil påvirke jordkarbon er usikkert. Man kan bare anta at en bedre resirkulering av næringsstoffer i husdyrgjødsel kan forbedre resirkulering av det organiske materialet i gjødsel, og dermed bedre sjanser for å opprettholde karboninnholdet i jorda.

## 3.2 Tilbakeføring av halm

Halmen behandles på ulikt vis i norsk jordbruk: En del nyttes til strø eller fôr, en del blir pløyd eller harvet ned, og en mindre del brennes på jordoverflaten (Riley mfl., 2012). I Uhlen (1991) ble det observert at halmnedpløying økte karboninnholdet i jord med eng og korn i omløpet, men effekten av dette tiltak var ganske beskjeden i forhold til effekten av å ha eng i omløp eller langvarig bruk av husdyrgjødsel.

Halmnedpløying som tiltak har vært undersøkt i mange internasjonale studier, og resultatene viser ofte positive effekter på jordkarbon, dog ikke alltid tydelige. Det finnes flere studier som har funnet svakt positive eller ingen effekter (for eksempel Lemke mfl., 2010; Campbell mfl., 2001). Resultater fra langvarige svenske forsøk har vist at effekten av tilbakeføring av halm for å øke jordkarbon er sterkt avhengig av jordtekstur, og at alternativ bruk av halm til bioenergiproduksjon kan være et bedre klimatiltak (Poeplau mfl., 2015d). I en rapport fra NVE (Nybakke mfl., 2014) ble ressurspotensialet for halm som bioenergi vurdert, og konklusjonen var at selv om skog utgjør den største energikilden til bioenergi, kunne biomasse til biogassproduksjon der husdyrgjødsel og halm er de største ressurskildene også utgjøre et betydelig bidrag. Ved fremtidige mål om økt bruk av bioenergi, vil etterspørsel av biomasseressurser som halm øke. Med denne utviklingen blir det avgjørende å sikre at tilbakeføring av organisk materiale i jordbruket ved evt. andre tiltak er tilstrekkelig til å opprettholde eller øke mengden karbon i jord.

## 3.3 Kompost og biorest

Kompost er et svært godt jordforbedringsmateriale til landbruk. Kompost kan ha veldig forskjellig organisk innhold avhengig av opprinnelse (Haraldsen og Føreid, 2015). Matavfallskompost kan for eksempel ha >30% karbon, mens landbrukskompost (planterester, hestegjødsel, bark, flis, m.m.) kan ha 10-25% karbon (tall fra Avfall Norge/NLR, Langeland mfl., 2014). Det finnes et stort mangfold i komposterte materialer som kan brukes i landbruket, og effektene av disse på jordkarbon kan variere avhengig av mange faktorer (jordkarbon i utgangspunktet, jordtekstur, agronomi, m.m.). Ikke desto mindre har langvarige forsøk vist at tilførsel av organiske rester som kompost over flere år har en klart positiv effekt på jordkarbon, slik at jordkarbontapet i landbruket over år motvirkes (Diacono og Montemurro, 2010). Under komposteringsprosessen vil lett-nedbrytbart organisk material bli mineralisert. Derfor antar man at når komposten er klar og blir tilført til jorda, vil det organiske

materialet som er igjen være mindre utsatt for rask nedbryting (Haynes og Naidu, 1998). En ny teori om stabilisering av organisk materiale i jord tyder imidlertid på at karbonet fra lett nedbrytbare molekyler blir best bevart i jord på lang sikt, i form av mikrobielle strukturer (Cotrufo mfl., 2015). Effekten av kompost på karbon i jord er derfor usikker. Det finnes relevante studier i Europa (Raupp mfl., 2001; Fliessbach mfl., 2007) og Norden (Granstedt og Kjellenberg, 2017 i Serikstad mfl., 2018) som dokumenterer positive effekter av kompost på jordkarbon, men vi fant ikke noe konkret tall på hvor mye kompost det blir tilført i norsk landbruksjord, eller hvordan dette påvirker jordkarbon.

Biorest er et flytende restprodukt fra biogassproduksjonen. Det er en næringsrik masse som egner seg som gjødsel til planter. Bioresten kan også avvannes, slik at den kan brukes i fremstilling av kompost og jordblandinger (Statens Forurensningstilsyn, 2009). Biorestens innhold av næringsstoffer og organisk materiale kan variere avhengig av opprinnelsen, og karboninnholdet kan ligge mellom 28-47 % (Möller, 2015). Det finnes ingen konkret informasjon om effekten på jordkarbon av å bruke biorest i Norge. Avfall Norge utførte et pilotprosjekt for å undersøke effekter av bruk av biorest og kompost i landbruket, og hvordan disse påvirket avlinger (Langeland mfl., 2014). Effektene på avlingene var generelt positive, men det finnes ikke noe tall for hvordan jordegenskaper, og dermed for eksempel jordkarbon ble påvirket. Ikke desto mindre er testing av effektene av biorest på jordkarbon/jordegenskaper noe som krever langvarige forsøk. I review-artikkelen fra Möller (2015) om effekter av biorest/biogassproduksjon på blant annet jordkarbon argumenteres det for at selv om innhold av organisk materiale i biorest er redusert i forhold til utgangsmaterialet, vil dette tapet sannsynligvis bli kompensert. I biogassprosessen er det lettest nedbrytbare organiske materialet allerede omdannet til metan og CO<sub>2</sub>, slik at det gjenværende organiske materialet i bioresten er mer stabilt og brytes ned sakte.

### 3.4 Avløpsslam

I følge Refsgaard mfl. (2004) er tilskuddet av organisk materiale hovedgrunnen for å motta slam i landbruket. I Norge blir 50-60% av avløpsslammet tilbakeført til landbruksjord (Refsgaard mfl., 2004/SSB). Valand mfl. (2018) beskriver dagens regler omkring bruk av avløpsslam i landbruket i Norge. Avløpsslam behandles og brukes ofte som jordforbedringsmiddel, og kan også inkorporeres i kompost og jordblandinger. Grønlund mfl. (2008) rapporterer at den potensielle karbonbindingen i jorda ved bruk av avløpsslam er litt lavere enn for eksempel ved bruk av kompost eller tilførsel av halm, basert på estimater fra Europeiske studier. En bieffekt av å bruke avløpsslam er at det kan inneholde tungmetaller som kadmium, og dermed bidra til en potensiell forurensing i jorda (Diacono og Montemurro, 2010). Regelverket i Norge tar høyde for dette, og bruken er begrenset til 2-4 tonn/daa hvert 10. år.

### 3.5 Oppsummering og forskningsbehov

Effekten av tilførsel av organiske ressurser på karbonbinding i jord er avhengig av en rekke ulike faktorer (jordegenskaper, næringsstatus m.m.), og det er derfor vanskelig å forutsi effekter på en større skala uten bedre dokumentasjon for ulike scenarier. Litteraturen som er gjennomgått her indikerer at organiske ressurser brukes på en fornuftig måte i Norge i dag, men det er rom for forbedring (som for eksempel det som er forslått på forslaget om ny gjødselsforskrift). Hvis man oppnår økt karbonbinding i jord ved bruk av organiske ressurser, er det viktig å oppveie dette med en helhetlig tilnærming. Det er spesielt viktig å ta hensyn til at en lokal økning i karboninnholdet i jord ved tilførsel av organisk materiale kan skje på bekostning av en nedgang et annet sted, fordi den samme mengden karbon bare flyttes fra sted til sted. Derfor må alternativ bruk av ressurser betraktes i et klimaperspektiv (se innledningen) og både livsløpsanalyser og langsiktige forsøk er viktige for å dokumentere en reel karbonbindings- og klimaeffekt.

## 4 Endret jordarbeidingspraksis

*Hugh Riley, NIBIO*

### 4.1 Bakgrunn

For at jordas karboninnhold skal endres trengs det enten en endring i tilførsel/bortførsel av organisk materiale i form av planterester/husdyrgjødsel ol. eller endring i omsetningen av organisk materiale. Overgangen fra årlig pløying til et jordarbeidingsystem uten pløying, og med bare grunn bearbeiding av jorda, endrer trolig lite på førstnevnte forhold, men det kan ha viktige effekter på sistnevnte. Dette skyldes at planterester nedmoldes til mindre dybde og at jordas temperatur- og fuktighetsforhold kan påvirkes i noen grad. Det har derfor tidligere blitt hevdet at endret jordarbeiding kan føre til betydelige økninger i karbonlagring over tid. Påstanden har fått stor tilslutning i bla. Nord- og Sør-Amerika (Lal, 2004). Han skrev bla. *«en del dyrka jord har tapt halvparten til to tredeler av sitt opprinnelige karboninnhold, med et tap av 30–40 Mg C ha<sup>-1</sup>... en stor del av dette kan gjenopprettes ved tiltak som ‘conservation tillage’ mv.»*. Sentralt i begrepet ‘conservation tillage’ er det å utelate pløying og opprettholde størst mulig grad av jorddekking med planterester eller bruk av fangvekster.

Også i Europa ble det opprinnelig gjort optimistiske anslag: Smith mfl. (1998) estimerte at overgang til ‘conservation tillage’ hadde et lagringspotensiale på ca. 23 Tg-C/år innenfor EU-land eller ca. 43 Tg C/år hvis man inkluderte den tidligere Sovjetunionen i Europa. I tillegg til å øke jordas karboninnhold, estimerte de at opptil 3,2 Tg C/år kunne spares ved reduserte utslipp fra fossilt brensel i jordbruket. Disse forfatterne gikk så langt til å si at 100% overgang til null-jordarbeiding kunne veie opp for hele karbonutslippet fra bruk av fossilt brensel i europeisk jordbruk. I de senere årene er imidlertid betydningen av endret jordarbeiding for karbonlagring blitt trukket i tvil av flere ledende forskere, både i Nord-Amerika og Europa (Baker mfl., 2007; Angers og Eriksen-Hamel 2008; Boddey mfl., 2009; Powlsen mfl., 2011).

I USA spurte Baker mfl. (2007) ‘Jordarbeiding og karbonlagring, hva vet vi egentlig?’. De skrev;

*«Det er en bred oppfatning at intensiv jordarbeiding er den primære årsaken til historiske tap av jordkarbon i Nord Amerika, og at betydelig karbonlagring kan oppnås ved en overgang fra konvensjonell pløying til mindre intensive metoder... Dette er basert på endringer i jordkarbon målt i jordarbeidingsforsøk... Prøvetakingsdybden kan imidlertid ha påvirket resultatene... I de få studiene med prøvetaking dypere enn 30 cm, har endret jordarbeiding ikke vist noen entydig økning i jordkarbon, men heller at det skjer en endring i fordelingen av karbonet, med høyere konsentrasjoner i nærheten av overflaten og lavere konsentrasjoner i dypere sjikt, sett i forhold til konvensjonell jordarbeiding.... Langvarige målinger av gassveksling har heller ikke påvist noen økning i karbon som følge av redusert jordarbeiding...»*. Konklusjonen deres ble *« Det finnes andre gode grunner for å bruke endret jordarbeiding, med dokumentasjonen for at det fører til økt karbonlagring er ikke overbevisende»*.

Luo mfl. (2010) utførte en metaanalyse av 69 forsøk med null-jordarbeiding kontra pløying (hovedsakelig fra Nord-Amerika, men også noen fra andre land). De stilte spørsmålet ‘Kan null-jordarbeiding stimulere karbonlagring i åkerjord?’. De skrev;

*«Overgang til bruk av null-jordarbeiding blir ofte anbefalt som et tiltak for å øke karbonlagring i jord. Imidlertid varierer resultatene av studier fra signifikant økninger til signifikant nedgang. Det er uklart om dette skyldes miljø- eller driftsmessige faktorer, eller feil ved prøvetaking og analysemetoder. Ved bruk av meta-analyse, vurderte vi responsen av jordkarbon til endret jordarbeiding i et globalt datasett av 69 forsøk der prøvetaking ble utført til mer enn 40 cm. Vi fant at dirking av naturlig jordsmonn for mer enn fem år resulterte i et gjennomsnittlig karbontap av mer enn 20 t ha<sup>-1</sup>, med ingen signifikant forskjell mellom konvensjonell og null-jordarbeiding (NT).*

*Overgang til NT endret markert fordelingen av karbon i profilet, men økte ikke den totale C-mengden bortsett fra i system to vekster pr. år. Etter overgang til NT økte jordkarbon med  $3,15 \pm 2,42$  t ha<sup>-1</sup> i det øvre 10 cm jordsjiktet, men avtok med  $3,30 \pm 1,61$  t ha<sup>-1</sup> i sjiktet 20–40 cm. Til sammen hadde NT ingen virkning på den totale karbonmengden ned til 40 cm. Hverken temperaturen, nedbørmengden, N-gjødsling eller varigheten av perioden med NT påvirket utslagene på karbonlagring. Våre resultater viser at rollen til NT i karbonlagring reguleres sterkt av vekstskiftet. Bruk av system med kortere vekstintervall kan være en mer effektiv måte å øke karbonlagring.»*

I UK skrev Powlsen mfl. 2011 en revyartikkel med tittelen 'Karbonlagring i jord: en kritisk revurdering for å skille mellom det sanne og det falske'. De skrev;

*«Økningene i karbonlagring ved redusert jordarbeiding later nå til å være mye mindre enn tidligere påstått, i hvert fall under temperert klimaforhold, og i noen tilfeller kan økte N<sub>2</sub>O utslipp oppheve mulige økninger i karbonlagring.»*

I kontrast til motforestillingene nevnt ovenfor, er det på globalt nivå fortsatt stor interesse for (og til dels stor tro på) redusert jordarbeiding som viktig tiltak mot klimaendringer. Dette kom nylig til uttrykk i en revyartikkel skrevet av mange ledende forskere på området (Mehra mfl., 2018) fra Australia, USA og Ny Zealand. De skriver;

*«Globalt, fører skiftet i jordarbeidingspraksis fra konvensjonell mot null-jordarbeiding til beskyttelse av jord under dyrking og forbedringer i jordkvalitet, eller reduksjon i nedgangen i jordas moldinnhold, så vel som økninger i vekstsystemers bærekraft. Denne revyartikkelen oppsummerer nåværende kunnskap om null-jordarbeidingsteknologi og dens virkninger på jordegenskaper relatert til karbondynamikken i jord, og den utforsker den potensielle rollen av jordarbeidingspraksiser som tiltak mot klimaendring».*

Tross mangfoldet av ulike erfaringer og publikasjoner som finnes fra ulike verdensdeler om potensialet som endret jordarbeiding kan ha for karbonlagring, er det likevel i nåværende utredning valgt å konsentrere seg om undersøkelser som lettest relateres til norske forhold.

## 4.2 Tidlige undersøkelser i Norden

Uten årlig pløying, etterlates planterester på jordoverflaten, noe som etter relativt kort tid resulterer i økt moldinnhold i det øverste jordsjiktet. I en oversikt av erfaringene etter noen år med plogfri jordarbeiding i Norden, viste Rasmussen (1999) til at konsentrasjonen av organisk karbon i det øvre 5 cm jordsjiktet hadde økt med 3-12 g/kg, mens økningen i de øvre 10 cm var noe mindre,  $1 \pm 2,2$  g/kg. I en sammenstilling av resultater fra 20 norske feltforsøk, viste Riley (1988a) til at uten pløying i 3-6 år var glødetapet 0,4% større i sjiktet 0-10 cm enn ved årlig pløying, men bare 0,1% økning i sjiktet 10-20 cm. Etter seks år med direktesåing i et dansk forsøk, fant Rasmussen (1988) at konsentrasjonen av organisk karbon økte med hele 7,9 g/kg i sjiktet 0-2 cm, mens det i sjiktene 2-10 og 10-20 cm ikke ble funnet noen økning. Han viste dessuten til en rekke andre Nordiske undersøkelser der det ikke ble funnet signifikante endringer i moldkonsentrasjon i sjikt dypere enn 10 cm. Dette ble senere bekreftet av Schjønning og Thomsen (2006) for en rekke danske jordtyper. I alle tilfellene som er nevnt her var det snakk om *konsentrasjoner* heller enn *totale mengder* med mold eller karbon.

Små endringer i jordas moldinnhold kan ha relativt stor innvirkning på en rekke viktige jordfysiske egenskaper, f.eks. aggregatstabilitet som er av stor betydning for erosjonsrisikoen. I et 13-årig feltforsøk med rotorharving til 10 cm på upløyd leirjord fant Børresen og Njøs (1993) at stabiliteten mot simulert nedbør økte kraftig, fra 55% til 69%, sett i forhold til årlig pløying. I dette forsøket hadde karboninnholdet i sjiktet 0-5 cm økt fra 2,3 til 2,8% ved den grunnere jordarbeiding. Liknende resultater er funnet, både før og etter, i en rekke andre norske forsøk. Ved siden av moldinnholdet, påvirkes en rekke fysiske egenskaper ved endret jordarbeiding, f.eks. jordtetthet, jordas lufttilgang og vannlagringsevne. Et eksempel på dette ble gitt av Riley mfl. (1994), på bakgrunn av forsøk med



harving og direktesåing, sett i forhold til årlig pløying, på flere representative norske jordarter (tabell 4.1).

**Tabell 4.1. Endringer i noen jordfysiske egenskaper ved to jorddybder etter tre år med harving og direktesåing på upløyd jord, sett i forhold til årlig pløying (middelvrdier fra forsøksfelt på moreneletteleire, siltig mellomleire og siltjord, omtalt i en publikasjon av Riley 1983)**

	Dybde	Pløying	Harving	Direktesåing
Glødetap (%)	0-5 cm	6,9	+0,4	+0,5
	10-15 cm	6,8	-0,2	+0,4
Jordtetthet (kg/l)	0-5 cm	1,17	-0,01	+0,03
	10-15 cm	1,27	+0,08	+0,02
Luftkapasitet (vol%)	0-5 cm	19,2	-1,1	-3,7
	10-15 cm	12,7	-3,5	-2,9
Plantetilgjengelig vann (vol%)	0-5 cm	25,6	+2,2	+3,9
	10-15 cm	27,0	+0,2	+2,3

Dette eksemplet er valgt fordi det viser at årsakssammenhengene er sammensatte. Vi ser f.eks. at moldkonsentrasjonen har økt i begge sjikt ved direktesåing, noe som kan ha bidratt til at vannlagringsevnen har økt. Samtidig har jordtettheten økt ved direktesåing, og dette er trolig årsaken til nedgangene i luftkapasiteten. Av stor betydning i nåværende utredning er at samtidige endringer i moldkonsentrasjon og jordtetthet som følge av endret jordarbeiding, kompliserer kvantitative beregninger av f.eks. karbonbinding i jord, så vel som vannlagring og næringsinnhold. For tilfellet i tabell 1 må et noe dypere sjikt større sjikt tas i betraktning for pløyd jord enn på upløyd jord for å finne samme totale jordmasse.

Et tidlig forsøk i Norge på å ta hensyn til endringene som skjer i moldinnhold og jordtetthet ved ulike pløedybder ble gjort av Riley og Ekeberg (1998). Etter pløying til 10, 20 eller 30 cm på moreneletteleire i seks år, ble begge parameterne målt i flere sjikt ned til 30 cm. Det ble funnet klare forskjeller i sjiktdelingen av mold og tetthet ved de ulike pløedybdene. Pløying til 20 cm ble valgt som referanse, og ekvivalente jorddybder med samme totale masse som referansen ble beregnet for de andre pløedybdene, etter metoden til Ellert og Bettany (1995). Jfr. 30 cm for referansen, var disse dybdene 29,3 og 31,2 cm ved pløying til hhv. 10 og 30 cm. Tross forskjellene i moldkonsentrasjon og jordtetthet mellom de ulike pløedybdene, ble det beregnet omtrent samme totale moldmengde i ekvivalente jorddybder uansett pløedybde (tabell 4.2). Grunn pløying resulterte altså i litt mindre karbonlagring og dyp pløying i litt mer. Det samme gjaldt ved beregning av de totale mengdene av plantetilgjengelig vann (ikke vist).

Tabell 4.2. Endring i glødetap og jordtetthet i tre 10 cm sjikt ned til 30 cm, og beregnede verdier for moldmengder i ekvivalente jorddybder etter seks år med pløying til 10, 20 eller 30 cm

Pløyedybde:	Glødetap (%)			Jordtetthet (kg/liter)			Moldmengde (kg/m <sup>2</sup> )			
	10 cm	20 cm	30 cm	10 cm	20 cm	30 cm	10 cm	20 cm	30 cm	
Øvre sjikt	9,0	8,5	7,8	1,33	1,32	1,32	7,4	7,0	6,3	
Mellomsjikt	8,6	8,4	8,9	1,38	1,31	1,37	7,0	6,9	6,3	
Nedre sjikt	5,4	6,8	8,1	1,59	1,58	1,36	4,7	6,3	7,9	
							<b>Sum:</b>	<b>19,1</b>	<b>20,2</b>	<b>20,5</b>

Liknende resultater ble presentert av Etana mfl. (1999) fra en rekke svenske forsøk med ulike jordarbeidingsdybder. De konkluderte at den totale karbonmengden i jorda ikke påvirkes av jordarbeidingsdybden, og at å redusere en arbeidsdybde av 25 cm til halvparten ikke ville ha noen signifikant effekt på den globale karbonsyklus. Dette ble ytterligere bekreftet av Riley mfl. (2005). Etter en 12-årig sammenlikning av vårharving på upløyd jord med hhv. høst- og vårpløying på to jordarter i Trøndelag (siltig mellomleire og siltig sand), ble både glødetap og jordtetthet målt i tre sjikt ned til 30 cm. Tross at endringer ble funnet i enkelte dybdesjikt, ble den gjennomsnittlige jordtettheten til 30 cm lite påvirket av ulik jordarbeiding. På leirjorda hadde den totale karbonmengden i hele denne dybden økt ved vårharving med 1 kg/m<sup>2</sup>, sett i forhold til høstpløying, mens den på sandjorda hadde avtatt med 0,8 kg/m<sup>2</sup>.

### 4.3 Undersøkelser av karbonlagring ved endret jordarbeiding under tempererte klimaforhold

Det er ulikt klima i Nord-Europa, med generelt fuktigere og kaldere jord enn lenger sør i Europa og mange av landene hvor 'conservation tillage' anbefales. Dette kan gi andre forhold både for plantevekst og for omsetning av organisk materiale i jord. Et ofte sitert eksempel på betydningen av ulike klimaforhold for karbonlagring ved null-jordarbeiding er de avvikende resultatene som ble funnet på prairiejord i vestlig Canada og på fuktigere jord i østlig Canada av hhv. Janzen mfl. (1998) og Gregorich mfl. (2005). Disse undersøkelsene konkluderte med at null-jordarbeiding hadde et estimert potensiale for karbonlagring på >30 kg karbon-daa/år i vest og <-10 kg karbon-daa/år-1 i øst. Forskjellene ble tilskrevet ulikheter i klima, arbeidsdybde, mengden og kvaliteten av planterester mv. Angers mfl. (1997) påpekte at dårlig drenerte jordforhold kunne hemme nedbryting av nedpløyde planterester i østlig Canada, mens Gregorich mfl. (2005) mente at fuktige forhold på jordoverflaten i store deler av året kunne føre til raskere nedbryting av planterester der.

I en sammenlikning av ulike jordarbeidingsystemer i 8 jordarbeidingsforsøk med opptil 11 års varighet i østlig Canada, målte Angers mfl. (1997) karboninnhold og jordtetthet i fire dybder (0–10, 10–20, 20–40 and 40–60 cm). Ingen signifikante forskjeller ble funnet mellom null-jordarbeiding, harving og konvensjonell pløying i det totale innhold av organisk karbon ned til 60 cm, selv om dybdefordelingen varierte mellom systemene. I sjiktet 0-10cm, var karbon-innholdet høyere ved null-jordarbeiding enn ved pløying, mens det motsatte var tilfellet ved 20-40 cm. Det ble konkludert for forholdene i østlig Canada, hvor avlingsnivå og mengde med planterester ikke påvirkes av jordarbeidingsregime, at redusert jordarbeiding ikke vil resultere i lagring av mer organisk materiale i jordprofilen i et 5-10 års perspektiv. Liknende resultat fra østlig Kanada ble rapportert av Deen og Katakai (2003).

Hermle mfl. (2008) undersøkte effekten av ulike jordarbeidingsystem på karbonlagring i jorda under fuktige og relativt kjølige klimaforhold i Sveits. Null-jordarbeiding ble sammen-liknet med grunn harving og konvensjonell pløying i et 19-årig forsøk på sandig lettleire med en årstemperatur på 8,4 °C og 1183 mm nedbør. I tillegg ble utviklingen fulgt på grasareal i forsøkets kantsone. Etter 19 år ble det utført målinger av organisk karbon og jordtetthet i fire 10 cm sjikt ned til 40 cm. Resultatene ble

beregnet med en korreksjonsfaktor for variasjonene i jordtetthet, slik at alle systemene fikk ekvivalent jordmasse.

De to systemene med redusert jordarbeiding hadde mer karbon enn pløying i sjiktene ned til 20 cm, mens det motsatte var tilfellet i sjiktene 20-40 cm. Totalt sett var det ingen signifikant forskjell mellom systemene med ulik jordarbeiding, mens grasarealet hadde et 25-30% større karbonlager enn arealene med jordarbeiding. Konsentrasjonene av karbon i 0-20 cm dybde hadde avtatt markert under forsøksperioden, fra rundt 0,29% ned til ca. 0,21% på grasarealet og ned til ca. 0,17% på arealene med jordarbeiding. I dybden 20-40 cm var det derimot ingen nedgang over tid. Liknende resultater for andre jordarter i Sveits ble presentert av Vullioud mfl. (2006). De konkluderte at redusert jordarbeiding, spesielt direktesåing o.l., muliggjør en varig bevaring av nivået på organisk materiale i det øvre jordsjiktet, men at netto karbonlagring under de klimatiske og pedologiske forhold i deres område virket urealistisk.

#### 4.4 Norske undersøkelser av karbonlagring i langvarige forsøk med endret jordarbeiding

I Norge har vi utført flere langvarige forsøk der aktuelle jordarbeidingsystemer er blitt sammenliknet over lengre tidsrom, med varighet fra ca. 20 til 40 år. Som beskrevet ovenfor, er målingen av evt. endringer i karbonlagring komplisert ved at ulik jordarbeiding over tid også fører til endringer i jordtettheten i ulik dybde. Selv om man ofte har målt en økning i karbonkonsentrasjonen i jordas øvre sjikt etter relativt kort tid, skjer det ofte samtidig en nedgang i jordtetthet i dette sjiktet, noe som medfører at karbonmengden ikke nødvendigvis øker. Hvis det samtidig i dypere sjikt skjer en nedgang i karbonkonsentrasjon og en økning i jordtettheten, betyr dette at det totale karboninnholdet i jordprofilen kan forbli uendret.



Figur 4.1. Fra ett av de langvarige jordarbeidingsforsøkene ved Kise forskingsstasjon, Nes på Hedmark. Venstre: Upløyd og pløyd forsøksruter om våren. Høyre: Samme forsøksfelt like etter såing.

Det presenteres her resultater fra undersøkelser av karbonlagring utført på hhv. mellomleire i Østfold og moreneletteire i Hedmark. En oversikt over forsøksmaterialet er gitt i tabell 4.3.

Tabell 4.3. Oversikt over forsøksmateriale og metoder ved måling av karbonlagring i norske langvarige forsøk med redusert jordarbeiding (uten pløying) kontra konvensjonell pløying

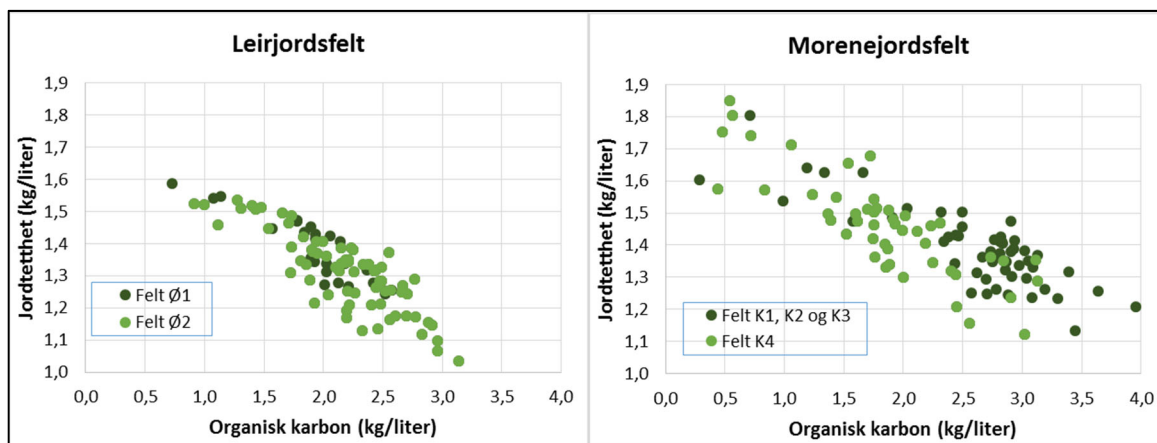
Forsøkssted	Øsaker, Østfold		Kise, Hedmark	
Jordart	Mellomleire		Moreneletteire	
Forsøksnavn	Ø1: Plogfri jordarbeiding	Ø2: Høsthvete, havre og rybs i omløp	K1, K2, K3: Div. forsøk med red- usert jordarbeid.	K4: Storskala-forsøk med redus-ert jordarbeiding
Startår	1977	1985	1977, 1980, 1980	1980
Prøvetaking	2017	2007	2007-2008	2008
Prøver tatt fra forsøksledd	1. Høstpløyd, vårharvet 2. Upløyd, vårharvet	1. Høstpløyd, høst- /vårharvet 2. Upløyd, vårharvet 3. Direktesådd	1. Høstpløyd, vårharvet 2. Upløyd, vårharvet	1. Høstpløyd, vårharvet 2. Upløyd, vårharvet
Halmrester	Hakket, som regel beholdt	Ofte fjernet	Hakket, beholdt siden ca. 1990	Hakket, beholdt siden ca. 1990
Prøvedybder	3-8 cm 13-18 cm 23-28 cm	3-8 cm 13-18 cm 23-28 cm	3-8 cm 13-18 cm 23-28 cm	3-8 cm 13-18 cm 23-28 cm
Antall gjentak pr. forsøksledd	4	8	9 (3 pr. felt)	8
Mer info om feltene her:	Riley, Børresen og Lindemark, 2009		Riley, 2006; 2014	

Prøvetaking skjedde før evt. jordarbeiding om høsten, med 2-3 stålsylindrer (100 cm<sup>3</sup>) pr. sjikt og forsøksrute. Analysene ble utført på enkeltsylinderbasis og resultatene midlet for hvert sjikt i hvert forsøksrute. Jord-tetthet ble målt etter tørking til 105°C. Prøvene ble såldet og materialet <2 mm ble brukt til glødetapanalyse. For morenejordfeltene ble mengden med grus og stein veid, og brukt til korrigering av de utregnete karbonkonsentrasjonene. Sistnevnte ble beregnet med pedo-transferfunksjoner. For morenejord ble det brukt en likning (1) med korreksjon for leirinnholdet basert på 144 prøver fra Mjøsområdet, og for leirjord ble det brukt en likning (2) basert på 14 prøver fra Øsaker:

Likning (1): Organisk C % = 0,446 x glødetap% – 0,039 x leir% (R<sup>2</sup>=0,97)

Likning (2): Organisk C % = 0,498 x glødetap% – 1,61 (R<sup>2</sup>=0,96)

Verdiene på morenejordfeltene ble justert for vektprosent grus (>2 mm) i hele prøven. Det var klare nedganger i jordtetthet ved stigende konsentrasjon av organisk karbon (figur 4.2). Det var noe forskjell mellom leirjord og morenejord, trolig pga. grusinnholdet hos sistnevnte. Disse sammenhengene understreker betydningen av å ta hensyn til endringene i jordtetthet som oppstår ved ulike jordarbeiding, og bekrefter behovet for å bruke ekvivalente jordmasser i beregninger av karbonmengdene i jordprofilen.



Figur 4.2. Nedgangen i jordtetthet ved stigende konsentrasjon av organisk karbon i jorda

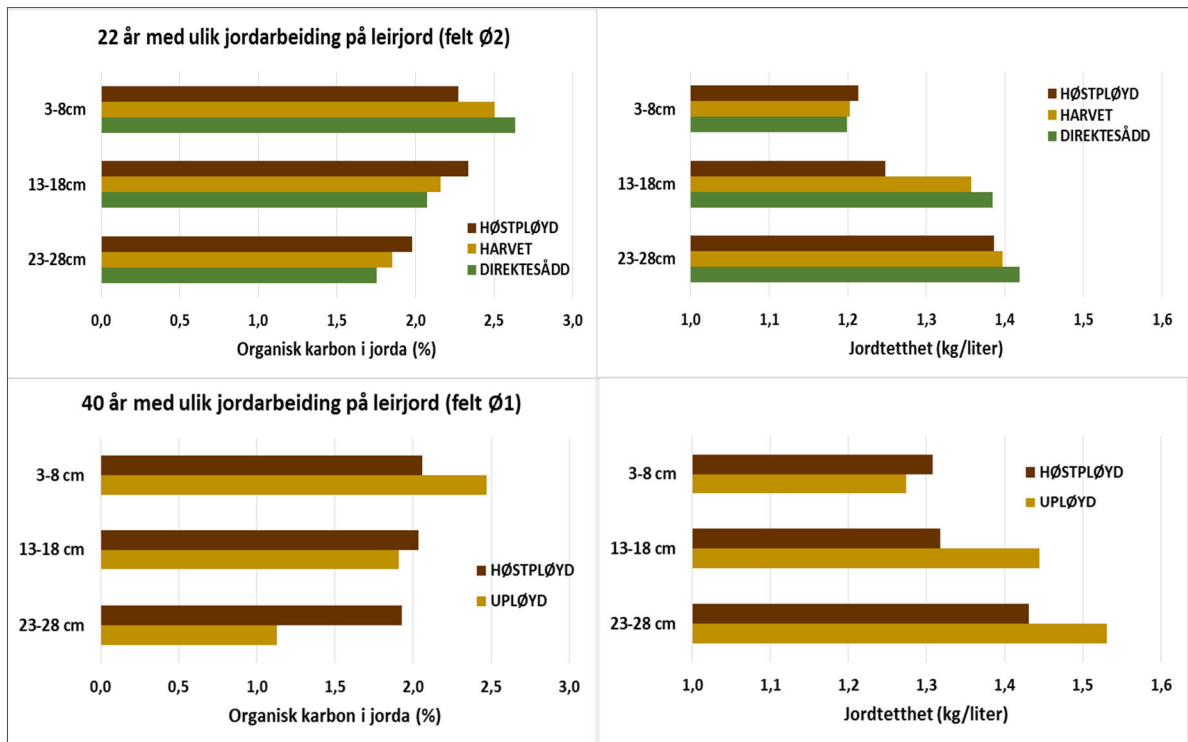
Mengdene av karbon i hvert 10 cm sjikt ned til 30 cm dybde ble beregnet ved å multiplisere konsentrasjonene med gjeldende jordtetthet. Skillet mellom matjord og undergrunn var på alle feltene mellom 25 og 30 cm. Dette samsvarer med den maksimale jordarbeidingsdybden. En undersøkelse fra 30 til 60 cm dybde på et av feltene avspeilte ikke forskjell i moldinnhold mellom oppløyde og oppløyde ledd. For beregninger med ekvivalent jordmasse ble det derfor brukt faste verdier av jordtetthet og organisk karbon i sjiktet 30-40 cm. Disse verdiene ble estimerte på bakgrunn av undersøkelser utført tidligere på de samme lokalitetene:

Leirjordsfelt: Jordtetthet 30-40 cm = 1,40 kg/liter, Organisk karbon = 0,7%

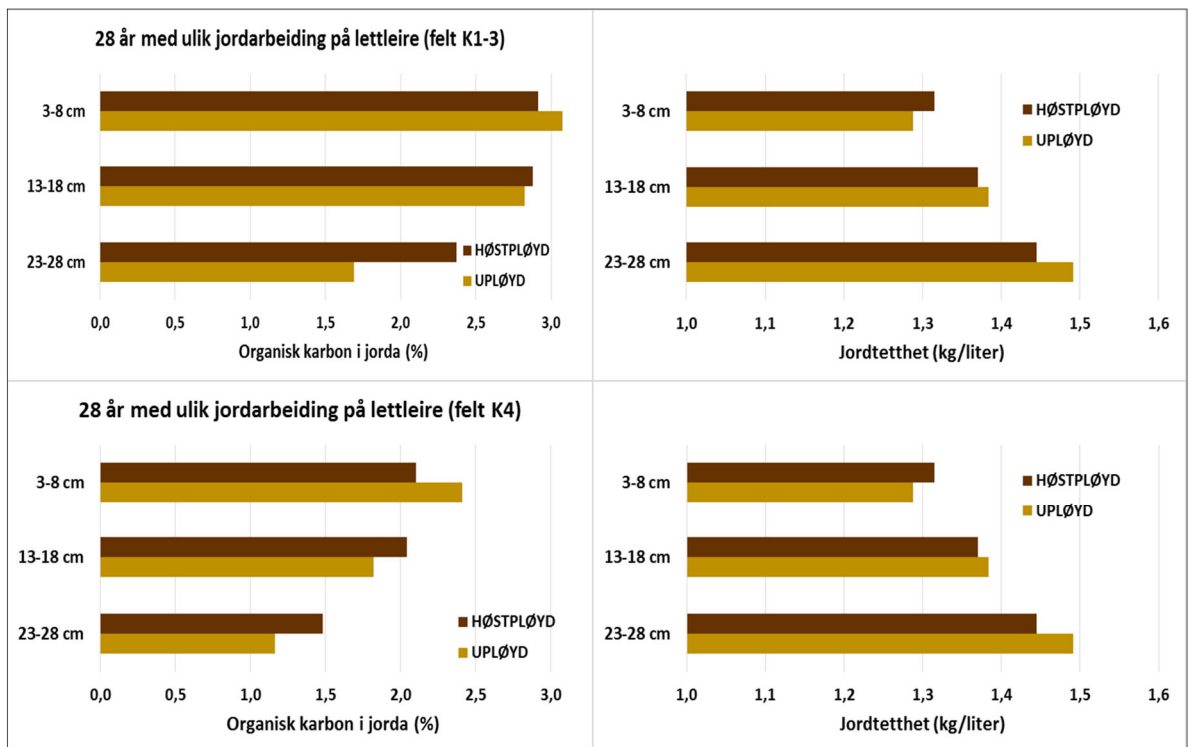
Morenejordsfelt: Jordtetthet 30-40 cm = 1,50 kg/liter, Organisk karbon = 0,6%

Korrigeringer av den totale karbonmengden for ekvivalente jordmasser ble deretter beregnet som beskrevet av Hermle mfl. (2008), jfr, figur 4.2.





Figur 4.3. Prosent organisk karbon og jordtetthet i langvarige jordarbeidingsforsøk på leirjord.



Figur 4.4. Prosent organisk karbon og jordtetthet i langvarige jordarbeidingsforsøk på lettleire.

Som vist i figur 4.3 og 4.4, ble det funnet større konsentrasjoner av organisk karbon i det øvre sjiktet av upløyd jord enn i pløyd jord, samtidig som jordtettheten var lavere i dette sjiktet. Det samme gjaldt i noe mindre grad i det midtre sjikt, mens i det nedre sjiktet var situasjonen helt motsatt: Der var konsentrasjonen i upløyd jord alltid lavere enn i pløyd jord, mens jord-tettheten var høyere. De beregnede mengdene med organisk karbon er vist i tabell 4.4 og 4.5.

Tabell 4.4. Sjiktvis mengder av organisk C i ulike dybde etter 20-40 år med ulike jordarbeiding (kg C/m<sup>2</sup>, tonn C/daa)

Felt Ø1 (n=4)	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	Sum 0-30 cm
HØSTPLØYD	2,69	2,68	2,76	8,13
UPLØYD	3,14	2,75	1,71	7,61
<b>Felt Ø2 (n=8)</b>				
HØSTPLØYD	2,75	2,91	2,69	8,35
UPLØYD	3,00	2,91	2,56	8,47
DIREKTESÅDD	3,10	2,84	2,45	8,40
<b>Felt K1,2,3 (n=9)</b>				
HØSTPLØYD	3,81	3,92	3,39	11,13
UPLØYD	3,87	3,93	2,48	10,28
<b>Felt K4 (n=8)</b>				
HØSTPLØYD	2,95	2,88	2,26	8,09
UPLØYD	3,06	2,65	1,77	7,48
<b>Alle felt (n=29)</b>				
HØSTPLØYD	3,13	3,18	2,80	9,11
UPLØYD	3,31	3,13	2,20	8,64

Tabell 4.4 viser at karbon-mengden i det øvre sjiktet hadde økt på alle felt ved redusert jordarbeiding (dvs. harving på upløyd jord) kontra høstpløying, med i snitt ca. 0,2 kg/m<sup>2</sup>. I det midtre sjiktet hadde den avtatt noe i to av de fire tilfellene, med i snitt 0,05 kg/m<sup>2</sup>, mens i det nedre sjiktet, som tilsvarer overgangen mellom matjord og undergrunn, var det en klart mindre karbon-mengde i upløyd jord enn i pløyd jord, med i snitt 0,6 kg/m<sup>2</sup>. For hele dybden 0-30 cm var det dermed 0,47 kg/m<sup>2</sup> mindre karbon i jorda etter 20-40 år uten pløying enn ved årlig pløying. Statistisk sett var endringen i det midtre sjiktet ikke signifikant, mens økningen i det øvre sjiktet var 'nesten' signifikant (p=0,08) og nedgangen i det nedre sjiktet var signifikant (p=0,004). Forskjellene summert for hele dybden 0-30 cm var ikke signifikant (p=0,16). På det ene feltet hvor direktesåing også var inkludert (Ø2), var det litt høyere økning i karbon-mengden i det øvre sjiktet enn ved redusert jordarbeiding og desto større nedgang i det nedre sjiktet.

Tabell 4.5. Summen av organisk karbon i dybden (tonn karbon/daa) og gjennomsnittlig jordtetthet i 0-30 cm dybde, og korrigert karbon-mengde i ekvivalent jordmasse ned til ~40 cm (forklaring i teksten)

	Org. Karbon		Jordtetthet		Korr. org. Karbon	
	(tonn karbon/daa)		(kg/l)		(tonn karbon/daa)	
<b>Felt Ø1 (n=4)</b>	0 - 30 cm	m.feil	0 - 30 cm	m.feil	0 - ~40 cm	m.feil
<b>PLØYD, HARVET</b>	8,13	0,19	1,35	0,01	9,21	0,20
<b>UPLØYD, HARVET</b>	7,61	0,27	1,42	0,01	8,55	0,29
<b>Felt Ø2 (n=8)</b>						
<b>PLØYD, HARVET</b>	8,35	0,44	1,28	0,02	9,58	0,44
<b>UPLØYD, HARVET</b>	8,47	0,34	1,32	0,02	9,62	0,37
<b>DIREKTESÅDD</b>	8,40	0,39	1,33	0,03	9,52	0,47
<b>Felt K1,2,3 (n=9)</b>						
<b>PLØYD, HARVET</b>	11,13	0,43	1,38	0,02	12,25	0,45
<b>UPLØYD, HARVET</b>	10,28	0,47	1,40	0,02	11,36	0,49
<b>Felt K4 (n=8)</b>						
<b>PLØYD, HARVET</b>	8,09	0,80	1,47	0,03	9,04	0,85
<b>UPLØYD, HARVET</b>	7,48	0,36	1,45	0,04	8,48	0,42
<b>Alle felt (n=29)</b>						
<b>PLØYD, HARVET</b>	9,11	0,38	1,37	0,02	10,21	0,39
<b>UPLØYD, HARVET</b>	8,64	0,29	1,39	0,02	9,70	0,31

Som det går fram av tabell 4.5, var den gjennomsnittlige jordtettheten ofte noe lavere på pløyd jord enn på upløyd jord, men dette var ikke alltid tilfellet. Korrigeringer for å gi ekvivalent jordmasse i hele profilet 0-40 cm ble gjort som beskrevet ovenfor, men dette endret ikke nevneverdig forskjellene i total karbonlagring mellom pløyd og upløyd jord. Konklusjonen er dermed at mens redusert jordarbeiding gir en litt større karbon-mengde i det øverste jordsjiktet, sett i forhold til pløying, er denne økningen oppveid av minst like stor nedgang i dypere sjikt.

Ved vurdering av mulige feilkilder i disse analysene kan det nevnes at prøvetakingen ble utført med små stålsylindere (100 ml), og ikke ved å ta sammenhengige prøver av hele profilet. Prøvetakingen ble gjort primært for å undersøke endringer i jordstruktur (porestørrelser, luftveksling, vannlagring) ved redusert jordarbeiding, heller enn for å måle endringer i jordas totale karboninnhold. Utelatelsen av overflatesjiktet 0-3 cm kan ha medført underestimert karbonlagring på upløyd jord, da det kan ha vært lite nedbrutte planterester i dette sjiktet. Det samme kan innvendes fordi det ikke ble tatt prøver i dybden 30-40 cm på alle felt. Det er likevel lite sannsynlig at disse sjiktene ville ha bidratt med mer enn ca. 0,5 kg karbon/m<sup>2</sup> i ekstra karbonlagring på upløyd jord. Dette tilsvarer den målte forskjellen mellom upløyd og pløyd jord i 0-30 cm dybde (en slik karbon-mengde ville man få ved karbon-konsentrasjoner som var 0,5% høyere i 0-3 cm sjiktet enn i dybden 3-8 cm og 0,2% høyere i dybden 30-40 cm. Begge disse økninger er det maksimale som kan forventes, basert på andre publiserte undersøkelser).

Når det gjelder disse norske undersøkelsene må konklusjonen være at redusert jordarbeiding har i beste fall svært begrenset potensiale for å øke jordas totale karboninnhold, til tross for endringer i karbonets sjiktdeling som kan ha positiv innvirkning på f.eks. jordstabilitet og andre strukturegenskaper. Konklusjonen er i tråd med en oppsummering gitt av Kätterer mfl. (2012), som i en revyartikkel om strategier for karbonlagring i Nord-Europa, fant begrensede muligheter for å redusere karbonutslipp ved redusert jordarbeiding under nordiske forhold.

## 4.5 Andre relevante aspekter ifm. karbonutslipp ved endret jordarbeiding

### 4.5.1 Drivstoff-forbruk ved ulike jordarbeiding

Et argument for endret (reduisert) jordarbeiding er besparelser i drivstoff og maskinslitasje. Forbrenning av én liter diesel-drivstoff gir et utslipp av 2,64 kg CO<sub>2</sub>. I tillegg kommer energi-forbruket til raffinering, som tilsvarer et tillegg av ca. 20% når det gjelder diesel.

Det finnes lite informasjon om drivstoff-forbruk til jordarbeiding under norske forhold. Noen målinger ble gjort på lettleire i Hedmark av Riley (1988b), og Langeland (2015) presenterte målinger av nyere dato utført av en rekke gårdbrukere på leirjord på Romerike. I Tyskland finnes det en nettside som gir detaljert informasjon for en rekke arbeidsoperasjoner (KTBL- Darmstadt, pers. medd T. Seehusen). Tabell 4.6 viser tall for dieselforbruk fra disse tre kildene.

De tidligste målinger ble gjort med traktor- og redskapsstørrelser som er lite representative for det som brukes i dag, mens tallene fra Romerike er trolig fortsatt representative. Tallene fra Tyskland er utført med relativt likt utstyr som i sistnevnte undersøkelse, men det er særlig forbruket til pløying som avviker fra de norske målinger (75% høyere). Årsaken til dette er uklar, men det kan sammenheng med arbeidsdybden eller jordfuktighet på måletidspunktet. Tallene fra Norge overensstemmer godt med tidligere tall fra Danmark (Nielsen 1987).

Tabell 4.6. Drivstoff-forbruk (liter diesel/daa) ved ulike jordarbeidingsoperasjoner, og summene for konvensjonell jordarbeiding (uten stubbharving), redusert jordarbeiding (med to gangers harving) og direktesåing, samt tilhørende besparelser ved bruk av ulike system

	Norge (Riley 1988)	Norge (Langeland 2015)	Tyskland (KTBL)
Stubbharving	-	0,97	0,92
Pløying	1,63	1,32	2,58
Slodding	0,53	0,49	-
Harving	0,37	0,54	0,72
Vanlig såing	0,58	0,61	0,61
Direktesåing	0,62	-	0,79
Tromling	0,15	0,37	-
Konvensjonell	3,26	3,33	3,91
Redusert (2 x harv.)	1,47	2,06	2,05
Direktesåing	0,77	-	0,79
Spart ved red.j.arb.	1,79	1,27	1,86
Spart ved dir.såing	2,49	-	3,12

Ut fra disse tallene ser det ut til at besparelsen i drivstoff ved en overgang fra konvensjonell til redusert jordarbeiding er ca. 1,3-1,9 l/daa, mens ved direktesåing spares ca. 2,5-3,1 l/daa. Dersom det brukes stubbharving i tillegg til pløying vil det spares ytterligere nesten én liter ved systemene med endra jordarbeiding.

Tallene bør betraktes som eksempler, og det er flere andre forhold som påvirker drivstoff-forbruk, som f.eks. dekktrykk, skiftestørrelse, arrondering mv. Det bør også tas hensyn til andre forhold som påvirkes ved endra jordarbeiding, som f.eks. behovet for sprøyting mot ugras. Framstilling av f.eks. glyfosat krever 45 MJ/kg aktivt stoff (Green 1987, Helsel 2006), og dette bør trekkes fra besparelsen nevnt ovenfor. Diesel inneholder ca. 40 MJ/l, mens bruk av f.eks. 0,3 l/daa glyfosat med 360 aktivt stoff/l innebærer et energibruk på ca. 5 MJ/daa. I motsatt retning virker større forbruk av energi ved

konvensjonell jordarbeiding som følge av maskinslitasje. Det er altså behov for en detaljert LCA analyse for å belyse hele dette bildet.

#### 4.5.2 Tap av klimagasser ved endret jordarbeiding

Ved siden av effekten på fordelingen av karbon i jordprofilen, kan redusert jordarbeiding påvirke ulike fysiske forhold i jorda, som f.eks. temperatur, jordtetthet, vanninnholdet, mengden luftfylte porer og forbindelsen mellom porene. Slike endringer kan tenkes å ha innvirkning på utslipp av f.eks. CO<sub>2</sub> eller N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub> (Gregorich mfl., 2006). Spørsmålet er blitt undersøkt i relativt mange land, med varierende konklusjoner, men det er utført få norske undersøkelser av hvordan jordarbeiding påvirker slike utslipp.

En av de tidligste undersøkelsene ble utført i Skottland av Ball mfl. (1999). De tenkte at null-jordarbeiding kanskje kunne øke N<sub>2</sub>O utslipp og redusere CO<sub>2</sub> utslipp, mens jordarbeiding kunne øke oksideringen av metan. Det de fant var at både N<sub>2</sub>O og CO<sub>2</sub> utslipp var sterkt avhengig av nedbørsepisoder etter gjødsling, spesielt i ubearbeidet og kompakt jord. I ukene etter såing ble ikke CO<sub>2</sub> utslipp påvirket av jordarbeidingsregimet. De fant også at perioder med lavt CO<sub>2</sub> utslipp og svært høyt N<sub>2</sub>O utslipp ved null-jordarbeiding kunne forbindes med redusert gassdiffusjon og lavt luftfylt porevolum, begge forårsaket av store nedbørsmengder. I samme undersøkelse ble det funnet at oksideringen av metan ble opprettholdt ved null-jordarbeiding (dvs. at CH<sub>4</sub> utslipp ikke økte). Under skotske klima- og jordforhold anbefalte de pløying og unngåelse av jordpakking som tiltak for å minimalisere klimagass tap.

Jordas luftstatus og de rådende klimaforhold er altså trolig avgjørende for risikoen for økte utslipp av klimagass ved endret jordarbeiding. Rochette (2008) oppsummerte resultatene fra 25 undersøkelser av N<sub>2</sub>O-tap ved direktesåing null-jordarbeiding kontra konvensjonell pløying. Undersøkelsene stammet fra mange land, med ulike klima- og jordbunnsforhold. Rochette klassifiserte jordas luftstatus som 'god', 'moderat' eller 'dårlig' på bakgrunn av dreneringsstatus og nedbørmengden. Denne sammenstillingen viste at direktesåing som regel økte N<sub>2</sub>O utslipp i jord med dårlig luftstatus (f.eks. stiv leire), mens det var nøytral i jord med god eller moderat luftstatus (f.eks. lett- og mellomleire). I gjennomsnitt for hver gruppering var N<sub>2</sub>O utslippene ved direktesåing 0,006-kg N/daa lavere, 0,012 kg-N/daa høyere og 0,2 kg-N/daa høyere enn ved pløying i jord med hhv. god, moderat og dårlig luftstatus. Uttrykt i prosent, utgjør disse tallene endringer i utslipp på ca. -10%, +10% og + 50%. Det var imidlertid betydelig variasjon mellom de enkelte studiene innenfor hver gruppe, og det kan nevnes at utslippsendringen i gruppen med dårlig luftstatus var dominert av bare to av de åtte studiene bak middeltallet. Det ble konkludert med at redusert jordarbeiding har liten effekt på N<sub>2</sub>O utslipp på godt drenert jord, men at det kan resultere i økte utslipp på dårlig drenert jord i et fuktig klima.

I Danmark studerte Chatskikh mfl. (2008) miljøeffekten av endret jordarbeiding på siltig sand i en sammenlikning av konvensjonell pløying til 20 cm, redusert jordarbeiding til 8–10 cm og direktesåing. De målte utslipp av CO<sub>2</sub> og N<sub>2</sub>O over to år og brukte modellberegninger for å kvantifisere utslippene over en lengre periode. De fant at det kombinerte potensialet for globalvarming fra CO<sub>2</sub> og N<sub>2</sub>O utslipp var noen lavere ved endret jordarbeiding enn ved pløying.

I et forsøk på leirjord i Norge fant Nadeem mfl. (2014), høyere N<sub>2</sub>O utslipp like etter tining om våren på oppløyd jord enn på høstpløyd jord, noe de tolket dithen at pløvedatoen påvirket N-tilgjengeligheten fra planterester året etterpå. De fant imidlertid at høstpløying resulterte i høyere N<sub>2</sub>O utslipp under perioder med opptørring og oppfukning senere på sommeren, slik at dette veid opp for den førstnevnte effekten.

Det er et klart behov for flere norske undersøkelser, men som en foreløpig konklusjon om effekten av redusert jordarbeiding på klimagassutslipp under norske forhold, kan det trolig antydes at risikoen for økte utslipp av klimagasser er liten på lettere, godt drenerte jord, som f.eks. lettleire, særlig under et



relativt tørt Østlandsklima. Risikoen kan imidlertid være større på tyngre leirjord og på siltjord, særlig når disse samtidig er dårlig drenert. Det er verdt å merke seg at denne konklusjonen sammenfaller nært med tidligere anbefalinger om ulike jordtypers egnethet for endret jordarbeiding, vurdert ut fra rent agronomiske perspektiv (Børresen mfl., 1990). Sistnevnte forfattere fraråder bruk av endra jordarbeiding på slik jord.

## 4.6 Sammendrag og hovedkonklusjon

Redusert jordarbeiding påvirker sjiktelingen av karboninnholdet i jorda, noe som har positiv innvirkning på jordstruktur og jordstabilitet, men den totale karbonmengden lagret i jordprofilen endres lite under norske forhold.

Redusert jordarbeiding gir besparelser i drivstoff-forbruk, særlig ved bruk av direktesåing. Denne fordelene må imidlertid settes opp mot ulempene ved slike system, særlig behovet for økt sprøyting mot ugras og risikoen for mykotoksiner i korn som følge av mer soppangrep.

Faren for økte tap av lystgass ved redusert jordarbeiding regnes som liten på veldrenert jord i Norge, men det kan være større fare for dette på tyngre og dårlig drenert jord.

# 5 Utmarksbeite og jordkarbon

*Vegard Martinsen, NMBU*

## 5.1 Generell beskrivelse

Målet med denne delen av utredningen er å sammenstille eksisterende kunnskap fra studier i Norge, som omhandler påvirkning av beiting på karbonlagring i jord. Resultater fra studier internasjonalt som kan være av betydning for norske forhold, vil bli brukt til å belyse prosesser som styrer stabilisering og nedbrytning av organisk materiale i jord. Utredningen belyser muligheter og utfordringer knyttet til økt karbonlagring i jord fra områder som brukes til utmarksbeite. Utslipp fra fordøyelse hos drøvtyggere (CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) og påvirkning av vegetasjonssammensetning på albedo er en del av den totale klimaeffekten av beiting, men er bare kort omtalt. Fokuset er heller rettet mot mer kjente forhold i utmarkssystemer. Resultater fra studier i dyrkede systemer er inkludert, for å belyse sentrale mekanismer for lagring av karbon i jord som blir påvirket av beiting. Myrjord er ikke behandlet spesielt, selv om noe beiting kan foregå på myrområder.

Husdyrhold har lange tradisjoner i Norge, og bruk av utmark til beite er en viktig økologisk faktor i norsk landbruk. Beitebruken i Norge skiller seg fra beitebruken i mange andre land ved at hjortedyr og husdyr ofte beiter sammen i utmarka (Austrheim mfl., 2008b). I løpet av de siste tiår har det vært en reduksjon i utmarksbeiting av husdyr, særlig i kystregionen (Austrheim mfl., 2008b). Det er imidlertid store regionale forskjeller (Kilden, 2019), der noen områder har høye tettheter av husdyr (særlig sau), mens andre ikke blir utnyttet og gror igjen. Til tross for at det slippes mer enn 1.5 millioner beitedyr i Norge (Organisert beitebruk, 2016) er det store kunnskapshull om hvordan beitedyrene påvirker økosystemet. Både høy og lav tetthet av sau, ved henholdsvis overbeiting og underbeiting, påvirker indirekte eller direkte biologisk mangfold og en rekke økosystemtjenester, inkludert lagring av karbon i jord (Austrheim mfl., 2016). Det finnes relativt lite publisert materiale på muligheter og utfordringer for økt karbonlagring i jord fra områder som brukes til utmarksbeite. Vegetasjonsendringer kan påvirke balansen mellom karbon lagret i jord og biomasse, samt påvirke kvalitet og omsetning av organisk materiale i jord, noe som vil ha stor innvirkning på langtidslagring av karbon (Fornara og Tilman, 2008; Kammer mfl., 2009; Leifeld og Fuhrer, 2009a; Meyer mfl., 2012; Rasse mfl., 2005; Schmitz mfl., 2014; Sjögersten mfl., 2011b; Sjögersten og Wookey, 2009; Speed mfl., 2015). Schmitz mfl. (2014) gir et fint eksempel på at beiting, gjennom påvirkning på primærproduksjon, kan innvirke på det globale karbonbudsjettet. En reduksjon i tetthet av elg fra 1,5 til 0,5 elg/km<sup>2</sup> i den nordamerikanske boreale regionen kan øke karbonlagring i størrelsesorden 66 til 141 Tg karbon/år, primært som følge av økt netto primærproduksjon ved redusert beite. Dette tilsvarer mellom 42% og 95% av Canadas totale fossile CO<sub>2</sub>-utslipp (Schmitz mfl., 2014). I følge arealregnskap for utmark (Bjørklund mfl., 2017; Hofsten mfl., 2018) er om lag 46% av det totale landarealet i Norge i kategoriene godt eller svært godt utmarksbeite, med noe variasjon mellom de ulike landsdelene. Arealbruk som påvirker karbonlagring i disse områdene vil dermed kunne gi store utslag på det nasjonale karbonbudsjettet.

Store planteetere kan direkte og indirekte påvirke karbonlagring i jord. Beiting kan påvirke mengde og type biomasse i et økosystem, ved en direkte påvirkning når dyrene spiser for å vokse, eller indirekte ved endret omsetning av næringsstoffer. Påvirkning som følge av tråkk eller tilførsel av husdyrgjødsel vil endre både fysiske og kjemiske prosesser og egenskaper i jordsmonnet, som er viktig for bevaring og nedbrytning av organisk materiale og dermed lagring av karbon (Piñeiro mfl., 2010).

Konsekvensene av beiting antas å avhenge av beitetetthet (Martinsen mfl., 2011b), i tillegg til systemets produktivitet og steds spesifikke jordsmonnsfaktorer. Det meste av publisert litteratur om beiteeffekter på jordas karboninnhold er fra dyrkede systemer (Abdalla mfl., 2018; Conant mfl., 2017; McSherry og Ritchie, 2013), mens det finnes lite fra semi-naturlig vegetasjon, særlig fra fjellområder i Norge (de Wit mfl., 2015; Grønlund mfl., 2010; Grønlund mfl., 2008). De få studiene som omhandler

effekter av beite i utdyrkede og ikke-gjødslende systemer viser imidlertid at beiting har en betydelig innvirkning på vegetasjonsdynamikk og dermed også potensielt for mengde karbon som kan lagres i jorden. Potensialet for endring av jordas organiske karbonlager som følge av beiting avhenger av jordsmonnets nåværende karbonlager og likevektssituasjon (dvs. hvor tilførsel er lik nedbryting og karbonmengden er stabil over tid). Generelt vil degradert jordsmonn med lavt innhold av karbon (lavt likevektsnivå) ha et større potensial for lagring, før det når et metningspunkt ved et høyere likevektsnivå enn et jordsmonn med i utgangspunktet høyt innhold av karbon (EIP-AGRI-Focus-Group, 2018). I en nylig rapport (EIP-AGRI-Focus-Group, 2018) har en gruppe på 20 eksperter sett på muligheter og utfordringer knyttet til karbonlagring i ulike beitesystemer. Det påpekes at grassystemer i Europa har et stort potensial for lagring av karbon, men at det er uklart hvorvidt beiting vil bidra til karbonbinding. Med tanke på forvaltning av beitemarker i Norge trengs det mer kunnskap om regionspesifikke tiltak som kan øke eller forhindre tap av organisk karbon fra jorden.

Langtidsstudier på økologiske effekter av sauebeite er gjennomført i et relativt produktivt fjellmiljø i Hol i Buskerud (2002-2015), samt fra et mindre produktivt fjellområde i Setesdal-Vesthei (2000, pågår fortsatt). Resultatene viser at beiting har stor innvirkning på biodiversitet og ulike økosystemtjenester slik som kjøttproduksjon, biomasseproduksjon og karbonlagring (Austrheim mfl., 2008a; Austrheim mfl., 2016). Beitende sau påvirker plantekvalitet og biomasseproduksjon (Austrheim mfl., 2014; Mysterud mfl., 2011; Speed mfl., 2012; Speed mfl., 2015; Speed mfl., 2014), og opprettholder kulturlandskapet ved å forhindre gjengroing (Speed mfl., 2010; Speed mfl., 2014). Studier av beiteeffekter på jord og jordprosesser viser en tetthetsavhengig respons av beiting på omsetning og lagring av organisk materiale og nitrogen (Martinsen mfl., 2012; Martinsen mfl., 2011b).

I Setesdal studerte Speed mfl. (2014) effekten av langtids ekskludering av sau ved å sammenligne områder med relativt høyt beitetrykk (mellom 44 og 88 sau/km<sup>2</sup>) med områder som ikke var beitet på mer enn 50 år. Langtidsekskludering av sau resulterte i etablering av bjørkeskog og en signifikant økning i overjordisk karbonlagring. Jordas karbonlager var større i områdene som ikke var beitet (ca. 21 tonn/daa ved gjennomsnittlig O-sjikt på 21,5 cm) enn i de med høyt beitetrykk (ca. 13 tonn/daa ved gjennomsnittlig O-sjikt på 15 cm). Hovedforskjellen i jordas karbonlager skyldes imidlertid ulik tykkelse på jordsmonnet, samt innslag av myrjord i ubeitete områder som forårsaket av forskjeller i topografi og fuktighetsforhold, mer enn endringer i beitemønster og vegetasjonssammensetning (Speed mfl., 2014).

I Hol ble virkningene av ulike sauetettheter (ubeita; ingen sau, moderat beitetrykk; 25 søyer med lam per km<sup>2</sup> og høyt beitetrykk; 80 søyer med lam per km<sup>2</sup>) på grasmark i fjellet studert på landskapsnivå. Syv år med høyt beitetrykk førte til mindre organisk karbon i jordens O-sjikt i forhold til ubeita områder, mens moderat beitetrykk økte jordas organiske karbonlager (Martinsen mfl., 2011b). Både reduksjon og økning av organisk karbon skjedde mest i form av partikulært organisk materiale (POM) som er relativt ungt, labilt og lett nedbrytbart (Golchin mfl., 1994). Gjennomsnittlige lager av organisk karbon i grashabitat i Hol er ca. 5,5 tonn/daa ved gjennomsnittlig jorddybde på 8,4 cm for O-sjikt og ca. 2,4 tonn/daa ved gjennomsnittlig jorddybde på 17,8 cm for mineralsjiktet (Martinsen, 2011c). Dette er sammenlignbart med karbonlager i grasmark i europeiske fjellsystemer (600-1400 meter over havet) som viser karbonlager mellom 8-10 tonn/daa (0-30 cm jorddybde) (Sjögersten mfl., 2011a). Det kan bemerkes at jordas karbonmengde per arealenheter er vesentlig lavere under det tørre klimaet i Hol enn i det våte, mer oseaniske klimaet i Setesdal, noe som først og fremst skyldes en lavere nedbrytningshastighet av organisk materiale i våtere jordsmonn i Setesdal. Gjennomsnittlig karbonlager i dyrket jord i Norge (ned til berggrunn eller maksimalt 1 meter) er til sammenligning 15,5 tonn-karbon/daa for uplanert mineraljord (Grønlund mfl., 2010; Grønlund mfl., 2008), som er lavere enn karbonlagrene estimert for Setesdal, men vesentlig høyere enn karbonlagrene estimert for Hol (7,9 tonn/daa i sum for O-sjikt og mineraljord, (Martinsen, 2011c)).

Et studie fra Hol viser at karbonlagring er forskjellig under og over tregrensa (Speed mfl. 2015). Karbon i vegetasjon (biomasse) reduseres med økende høyde over havet, og er viktigst under

tregrensa. Organisk jord (O-sjikt) har økt karbonlagring med høyde over havet, og størst over tregrensa. Samlet vil den totale karbonlagringen (i biomasse og organisk jord) minke opp mot tregrensa, nå et minimum på tregrensa, og øke igjen over tregrensa. Karbonlageret i mineraljorden endret seg ikke signifikant gjennom høydegradienten. Resultater fra Storbritannia rapporterer høyere omsetning av organisk materiale under skogsjord i forhold til jord under annen semi-naturlig vegetasjon (Mills mfl., 2014). Resultatene tyder på at gjengroing (heving av tregrensen) som følge av opphør av beite (Speed mfl., 2010) ikke endrer total karbonlagring i økosystemet, men at karbonlagring flyttes fra jord til vegetasjon.

Flere studier viser at utmarkssystemer, både skog og områder over tregrensa, inneholder betydelige mengder karbon (Jobbagy og Jackson, 2000; Grønlund mfl., 2010; Sjøgersten mfl., 2011a; Strand mfl., 2016). Selv med en stor variasjon og usikkerhet i estimatene, belyser de behovet for å inkludere udyrkede, ikke-gjødslede utmarkssystemer i det totale karbonregnskapet for Norge. Forvaltning av disse områdene kan i stor grad virke inn på jordas innhold av organisk karbon. Når beiting opphører og gjengroing finner sted, vil det kunne etableres skog i fjelløkosystemer. Ifølge de Wit mfl. (2015) vil økt karbonlagring i skogbiomasse i fjellbjørkeskog kunne oppveies av oppvarmingseffekten av skogsflater fremfor åpen fjellvegetasjon uten trær (absorbent solinnstråling, albedo). Her vil det imidlertid være en gradient, fra høyfjell til lavland, og på et punkt vil forholdet være motsatt; hvor effekten knyttet til økt karbonlagring i skogbiomasse overstiger albedoeffekten ved etablering av skog (Bright mfl., 2016, Schwaab mfl., 2015).

Studiene beskrevet over viser at skogekspansjon som følge av endret arealbruk (beiting, planting, gjengroing) eller endringer i klima både kan ha positive og negative effekter på lagring av karbon i jord. Imidlertid er det et behov for en bedre mekanistisk forståelse av prosessene som styrer lagring og nedbrytning av karbon i disse systemene.

## 5.2 Hvordan tiltak kobles mot de kjente mekanismer for stabilisering av organiske karbon i jord

I følge Piñeiro mfl. (2010) påvirker beiting mengde organisk karbon i jorden gjennom (1) påvirkning av netto primærproduksjon (2) påvirkning av mengde og omsetning av nitrogen og (3) påvirkning av nedbrytning av organisk materiale. Studier har vist at beiting kan øke (Leifeld og Fuhrer, 2009a), redusere (Steffens mfl., 2008) eller ha liten eller ingen effekt på mengde organisk karbon i jorden (Speed mfl., 2015; Steffens mfl., 2008). Beitedyrenes påvirkning på karbonlagring avhenger av systemets produktivitet, klima og beitetrykk (Martinsen mfl., 2011b; McSherry og Ritchie, 2013; Sjøgersten mfl., 2011a; Wardle mfl., 2004).

Store planteetere har en direkte og indirekte påvirkning på karbonlagring i jord. Beiting påvirker jordas fysiske egenskaper slik som jordtetthet, temperatur og vassusholdning (vannlagringskapasitet og fordampning) gjennom fjerning av biomasse, endret artssammensetning og tråkk. Fjerning av biomasse medfører en økning i andel bart jordsmonn og dermed større fluktuasjoner i temperatur og fuktighet (Taboada mfl., 2011), mens fravær av beiting vil medføre en økning i tilbakeført strø og dermed et tykkere O-sjikt som reduserer temperatur, omsetning av næringsstoffer og nedbrytning av organisk materiale (Harrison og Bardgett, 2008). I en studie fra Trøndelag så Kolstad mfl. (2017) på effekter av 8 års ekskludering av elgbeiting på vegetasjonssammensetning og ulike jordparametere. Studien viste at opphør av elgbeite førte til vegetasjonsendringer, en signifikant økning i tykkelsen på O-sjikt og en signifikant reduksjon i jordtetthet og temperatur. De fant imidlertid ingen endring i tilgjengelighet av næringsstoffer eller karbonlagre mellom beitede og ikke beitede områder. Totalt karbonlager (0-30 cm) var i gjennomsnitt 8,7 tonn/daa (Kolstad mfl., 2017).

Direkte effekter av tråkk (pakking) inkluderer endret jordtetthet, infiltrasjonsevne, porestørrelsesfordeling og aggregatstabilitet (Martinsen mfl., 2013; Taboada mfl., 2011). Martinsen mfl. (2013) studerte effekter av sauebeite (høyt beitetrykk; 80 søyer med lam per km<sup>2</sup> og fravær av

sau) i tre ulike vegetasjonstyper (snøleie, rishei og høgstaudeeng) på jordtetthet og infiltrasjonsevne i Hol, Buskerud. Resultatene viste at pakking fra snø avgjør jordtetthet ved fravær av sau, mens sauebeite forårsaker signifikant høyere jordtetthet (Martinsen mfl., 2011b), spesielt i habitat som er preferert av sauen (Mobæk mfl., 2009). Studiet viste også at under høyt beitetrykk er det en større andel mineraler i organisk toppjord, som indikerer at sauetrakk forårsaker blanding av organisk materiale med mineraljord. Dette vil kunne ha betydning for sterkere kjemisk og økt fysisk stabilisering av det organiske materialet (Six mfl., 2002).

Studier i de sveitsiske Alper har vist at fraksjonen med ustabil organisk materiale øker med høyde over havet (Leifeld mfl., 2009b), og støtter antagelsen om at alpine jordsmonn inneholder en stor andel ustabil karbon (Budge mfl., 2011). Dette kan raskt brytes ned ved endringer i arealbruk og klima. Sammensetning og mengdeforhold av ulike typer organisk karbon kan gi en tidlig indikasjon på endringer i lagret jordkarbon som følge av endringer i arealbruk (Leifeld og Fuhrer, 2009a; Meyer mfl., 2012). Studier viser at beiting (opphør av beiting eller endring av beitetrykk) indirekte (biomasseproduksjon) eller direkte (trakk) kan påvirke labilitet og mengde av karbon i jorden (Leifeld og Fuhrer, 2009a; Steffens mfl., 2011; 2009; Martinsen mfl., 2011b; Austrheim mfl., 2014). Selv om man observerer en økning i jordas karboninnhold f.eks. som følge av opphør av beite og gjengroing, behøver nødvendigvis ikke denne økningen være stabil i et klimaperspektiv hvis endringen primært skjer i den partikulære -fraksjonen og ikke i mer stabiliserte former av organisk materiale (Meyer mfl., 2012).

Beiting påvirker jordas fysiske egenskaper, men vil i tillegg tilbakeføre organisk materiale i form av urin og møkk, og fjerne biomasse via beiting. Dette påvirker omsetning av næringsstoffer og nedbrytning av organisk materiale (Harrison og Bardgett, 2008; Martinsen mfl., 2012; Soussana og Lemaire, 2014; van der Wal mfl., 2004). Beiting kan derfor innvirke på artssammensetning, samt mengde og kvalitet av tilbakeført strø til jorden (Wardle mfl., 2004), i tillegg til endringer i forholdet mellom overjordisk og underjordisk biomasse. Økosystemets produktivitet og geografiske beliggenhet, i tillegg til selektivitet i valg av beiteplanter og tettheten av beitedyr, bestemmer effekten av beite på biogeokjemiske prosesser som påvirker karbonlagring (Austrheim mfl., 2008b; Piñeiro mfl., 2010; Soussana og Lemaire, 2014; Taboada mfl., 2011). I produktive systemer, slik som i grasmarksvegetasjon foretrukket av graseter, vil man forvente en positiv effekt av beiting på jordbiota og omsetning av næringsstoffer, fordi beiting fremmer grasmarkdominert vegetasjon samtidig som suksesjonstrær holdes tilbake (Austrheim mfl., 2008b; Harrison og Bardgett, 2008; Wardle mfl., 2004). Beitingen vil dermed resultere i strø av høy kvalitet (lavt C:N forhold), høy bioturbasjon, og økt nedbrytning av organisk materiale (reduert karbonlagring). Sistnevnte er ikke gunstig med tanke på lagring av karbon i jord, men kan være gunstig med tanke på produksjon av kvalitetsfôr for beitedyr. I mindre produktive systemer hvor det er mer vanlig med lauv- og kvisteter vil beiting ha negativ effekt på jordbiota og omsetning av næringsstoffer grunnet selektiv valg av næringsrike beiteplanter som øker andelen av planter med høyere karbon:nitrogen forhold og dermed et mindre nedbrytbart strø (Harrison og Bardgett, 2008; Wardle mfl., 2004). Dette kan være fordelaktig for karbonlagring i jord fordi nedbrytningen av organisk materiale hemmes. I utmarksområder i Norge med stor variasjon i ulike vegetasjonstyper og beiteverdi (Rekdal, 2001) vil man imidlertid kunne forvente store variasjoner i påvirkning av beitedyr grunnet tetthetsavhenging beiting i foretrukne habitater (Mobæk mfl., 2009). Beitetrykket vil ha innvirkning på selekterte fôrplanter og produktive habitat, og dermed konkurransen mellom grasarter, busker og trær. Resultat fra det relativt næringsfattige fjelløkosystemet i Setesdal viste at områder med høyt beitetrykk hadde en annen vegetasjonssammensetning og lavere karbonmengde enn områder uten beiting av sau (Speed mfl., 2014). Til tross for endringer i artssammensetning ble det imidlertid ikke påvist signifikante forskjeller i jordas innhold av organisk karbon mellom kontinuerlig beitede områder og inngjerdede områder hvor det ikke hadde vært beitet på 12 år i Setesdal (Speed mfl., 2014). Grunnen til dette kan være stor heterogenitet i jordsmonnet (Histosols, Gleysols og Podzols; (WRB, 2006)) kombinert med relativt kort tidsperiode med fravær av beiting, som gjør det vanskelig å påvise signifikante endringer i jordas karbonlager.



Beitingseffekt må sees i sammenheng med nedbørsforhold og jordtype. Effekten av beiting på jordkarbon vil ifølge Taboada mfl. (2011) variere fra negativ i tørre områder til nøytrale eller positive i mer fuktige områder. I middels fuktige til fuktige områder vil karboninnholdet enten økes eller reduseres, avhengig av balansen mellom rot og biomasseproduksjon (tilførsel) og nedbrytning av strø og jordorganisk materiale (tap). I svært tørre områder forventes beiting å ha en negativ effekt grunnet redusert tilførsel av strø (mindre biomasseproduksjon), økt erosjon og nedbrytning av strø (Taboada mfl., 2011). En global undersøkelse av effekter av beiting på jordkarbon viste en signifikant samspillseffekt mellom nedbør og tekstur (McSherry og Ritchie, 2013). I jord med høyt innhold av leire var det en negativ effekt av beiting med økende nedbør (fuktighet), mens det i mer sandige jordsmonn var en positiv effekt av beiting. Selv om tidligere studier har vist en positiv effekt av økt nedbør og leirinnhold på karbonlagring i jord (Jobbago og Jackson, 2000), tyder nye undersøkelser på at beiting på leirrik jord gjør at jorda lettere blir vannmettet og får pakkingsskader, slik at rotvekst og dermed tilførsel av organisk materiale til jorden hemmes (McSherry og Ritchie, 2013). I mer sandige jordsmonn vil beiting i tørre områder redusere stående biomasse, som vil kunne øke andelen bart jordsmonn og dermed føre til økt uttørking og erosjon. Den negative innvirkningen vil avta med økende nedbør fordi plantene får bedre vekstvilkår (McSherry og Ritchie, 2013).

### 5.3 Egnethet for norske forhold

I utredningen er det gitt eksempler på at norsk utmark er viktig, både arealmessig, men også med tanke på lagring av karbon i biomasse og jord. Norske utmarkssystemer inneholder store mengder organisk karbon. Det lagres stadig mer karbon i biomasse som følge av gjengroing og økt skogareal. Det er imidlertid store usikkerheter i hva som skjer med langtidslagring av karbon i jord som følge av f.eks. gjengroing grunnet opphør av seterdrift og beite. Studier har påpekt at særlig fjellsystemer har en begrenset evne til å lagre karbon i vegetasjon (de Wit mfl., 2015; de Wit mfl., 2014). Det er også vist at etablering av bjørk i tundrajord kan øke mineraliseringen av jordas karbon og dermed redusere organisk materiale i jorden (Sjögersten og Wookey, 2009; Speed mfl., 2015). Små endringer i beitetrykk kan ha effekt på omsetting av organisk materiale, og et beitetrykk tilpasset systemets produktivitet kan stimulere plantevekst og dermed øke karboninnholdet i jorden (Martinsen mfl., 2011b). Med tanke på beiting i utmark som en strategi for karbonlagring i jord, må det tas hensyn til flere aspekter, inkludert andre økosystemtjenester og biodiversitet (Austrheim mfl., 2016; EIP-AGRI-Focus-Group, 2018). Austrheim mfl. (2016) fant synergier mellom ulike økosystemtjenester, gjennom en analyse av sauetetthet og effekter på økosystemtjenester og biodiversitet. Høy tetthet av sau kan bl.a. øke produksjon av sauekjøtt, og øke omsetning og tilgjengelighet av nitrogen. En del av de positive effektene av høyt beitetrykk ble imidlertid «byttet» mot andre økosystemtjenester slik som karbon- og nitrogenlagring i jord, samt at planteproduktivitet ble redusert ved høy sauetetthet. Et redusert beitetrykk førte bl.a. til at biomasse av bjørk og nitrogenlagring økte. Studien viste at en videreføring av lav beiteintensitet samlet sett har den mest positive effekten på økosystemtjenestene (Austrheim mfl., 2016). Det er viktig å øke forståelsen for ulike strategier som påvirker karbonlagring, siden dette varierer mye mellom ulike jordtyper og klimatiske regioner (EIP-AGRI-Focus-Group, 2018). Studien til Austrheim mfl. (2016) viste tydelig at et for høyt beitetrykk kan få negative effekter på økosystemet. Lave tettheter av sau er tilstrekkelig til å holde landskapet åpent, mens opphør av beite selv på kort sikt vil øke etableringsevnen for bjørk, og et høyt beitetrykk vil forringe flere økosystemtjenester. Studien gir dermed klare praktiske anbefalinger for forvaltning.

### 5.4 Modenhet for implementering i norsk landbruk mot 2030

Det finnes i dag en god del generell kunnskap om hvordan ulike tettheter av beitedyr påvirker forskjellige økosystemtjenester slik som binding av karbon og omsetning av næringsstoffer. De fleste studier er imidlertid gjennomført på grasmark hvor det tilføres gjødsel eller på annen måte er dyrket. Studiene av utmarkssystemer er ikke entydige på hva som skjer med karbonlagring i jord f.eks. som

følge av opphør av beite, siden dette vil variere enormt avhengig av klima og jordbunnsforhold. Frem mot 2030 blir det viktig å fremskaffe mer informasjon om disse sammenhengene i norske systemer, slik at man kan ha en målrettet forvaltning av beitedyr i utmark. Fokuset bør både være på klima (lagring av karbon i biomasse og jord) og andre økosystemtjenester inkludert produksjon av kjøtt, opprettholdelse av kulturlandskap og bevaring av biologiske mangfold.

## 5.5 Målbarheten ift. Klimarapportering

I det nasjonale klimagassregnskapet for Norge under FNs klimakonvensjon regnes overflatedyrka arealer og innmarksbeite med som beitearealer. Det beregnes imidlertid ikke utslipp eller opptak fra åpne utmarksbeitearealer i fjell og langs kyst (arealer uten skog) per i dag.. Refleksjon av solinnstråling (albedo) fra beitemark er heller ikke tatt med i klimagassregnskapet. Det trengs mer kunnskap om nettoeffekten av ulike beitepraksiser i utmarksarealer før utslipp eller opptak fra disse systemene kan inngå i det nasjonale klimagassregnskapet.

## 5.6 Indirekte effekt på N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub>-utslipp (positiv, negativ eller nøytral interaksjon)

I systemer med beitedyr vil de viktigste fluksene av klimagasser være CO<sub>2</sub> som tas opp eller frigis fra jord og vegetasjon, N<sub>2</sub>O som frigis fra jorda, og CH<sub>4</sub> som frigis fra beitedyr og potensielt fra jord (Soussana mfl., 2004). Mengde klimagasser som frigis eller lagres vil variere med klima, jordtype, vegetasjon og arealbruk, derav beiting og ulik beiteintensitet (Soussana mfl., 2004). Beiting kan stimulere mineralisering og omsetning av nitrogen, som påvirkes av blant annet klima (temperatur og fuktighet), tetthet av beitedyr, nitrogenavsetning og systemets generelle produktivitet (Martinsen mfl., 2011a; Martinsen mfl., 2012; Piñeiro mfl., 2010). Det ble nylig observert i Setesdal og Hol (Martinsen mfl., 2018. Upublisert materiale) at lave temperaturer i fjellsystemer begrenser mikrobielle prosesser, som fører til en sakte omsetning av nitrogen (Martinsen mfl., 2012) og et lavt nitrifikasjonspotensiale. Frank og Groffman (1998) rapporterte økt denitrifikasjon som følge av beiting i Yellowstone nasjonalpark, som var opp til to ganger høyere enn tilført mengde nitrogen gjennom avsetning. Hvis beiting stimulerer omsetning av nitrogen og nitrifikasjonsrater, i tillegg til å påvirke f.eks. jordpakking og fuktighet, vil dette kunne øke potensialet for denitrifikasjon (Butterbach-Bahl mfl., 2013) og dermed utslipp av N<sub>2</sub>O. Som tidligere beskrevet vil opphør av beite som medfører gjengroing resultere i en økt andel kjemisk ustabil karbon i jorden. Dette skaper økte CO<sub>2</sub>-utslipp og redusert karbonlagring (Sjögersten og Wookey, 2009). I tillegg til indirekte og direkte påvirkning av beiting på utslipp av klimagasser bør også gjødsling (ikke så relevant for utmarkssystemer) og direkte utslipp av bl.a. CH<sub>4</sub> fra drøvtyggere tas i betraktning og vurderes nøyere, siden dette kan overskygge en grasmarks potensiale for å binde karbon (Grønlund mfl., 2008). Det finnes imidlertid lite litteratur på beiting i utmark og utslipp av klimagasser fra utmark i Norge.

## 5.7 Karbonlagringspotensial

Det finnes ulike estimater på karbonmengder i jord fra åpen fastmark og semi-naturlig vegetasjon i Norge. I Setesdal varierte jordas karbonlager med 13-21 tonn/daa (Speed mfl., 2014). I Hol var gjennomsnittlige lager av organisk karbon i grashabitat ca. 5,5 tonn/daa for O-sjikt og ca. 2,4 tonn/daa for mineralsjiktet (Martinsen, 2011c). Dette er sammenlignbart med karbonlager i grasmark i europeiske fjellsystemer, som ble rapportert til 8-10 tonn-karbon/daa i høyden 600-1400 meter over havet (Sjögersten mfl., 2011a). I Storgama, Telemark rapporterte Strand mfl. (2008) stor variasjon i estimert karboninnhold, som varierte med 3,2-14,4 tonn-karbon/daa. Til sammenligning er det globale estimatet for karbonlager i tundrajord ca. 18 tonn-karbon/daa, mens det for boreal skog er 12,5 tonn karbon daa<sup>-1</sup> (Jobbogy og Jackson, 2000). Karbon i norsk skogsjord ble av Strand mfl. (2016) estimert til mellom 10,8-31,3 tonn-karbon/daa, med stor variasjon mellom ulike jordtyper. Generelt

viser studiene at åpen fastmark og annen semi-naturlig vegetasjon som ikke er dekt med skog, inneholder betydelige mengder karbon som potensielt kan endres ved endret beiter regime. Studier tyder på at både mengde og kjemisk stabilitet endres ved gjengroing, som følge av reduksjon eller opphør av beite. Hvis gjengroing som følge av opphør av beite medfører økt karbonlagring vil klimaeffekten knyttet til endret albedo kunne oppveie økt CO<sub>2</sub>-opptak ved etablering av skog. Hvis gjengroing medfører redusert karbonlagring grunnet tap av karbon fra jorda, som ikke kompenseres ved økt karbon i vegetasjon, vil endret albedo forsterke en negativ klimaeffekt. Fokuset bør være på økt karbonlagring i områder hvor dette er mulig. Potensialet er størst i områder med dypt jordsmonn og lavt karboninnhold, mens det er mindre i områder med tynt jordsmonn hvor jorddybden er begrenset av berggrunn. Det viktigste er imidlertid å fokusere på å unngå reduksjon av karbon som følge av ugunstig beitepraksis.

## 5.8 Forskningsbehov

Til tross for at flere studier har vist at beiting kan påvirke karbonlagring i jord på åpen fastmark og semi-naturlig mark (Speed mfl., 2015; Speed mfl., 2014), viser denne utredningen, i likhet med den til Grønlund mfl. (2010), at det trengs mer forskning for å kartlegge karbonmengde og prosesser som påvirker lagring og frigivelse av karbon både i vegetasjon og jord. For å oppnå god beitepraksis må man bedre forståelsen av økosystemenes respons på beiting. Det er behov for flere kontrollerte forsøk med ulike beitetettheter eller rotasjonsbeite (gjeting), med ulik tidsintervall og intensitet, for å bedre forståelsen av hvordan dette påvirker økosystemenes karbonlagring (EIP-AGRI-Focus-Group, 2018). Endring i artssammensetning vil endre forhold mellom røtter og overjordisk biomasse, noe som kan ha betydning for jordas karbonlager. Generelt er kunnskapsbehovet stort når det gjelder endringer i jordas karboninnhold som følge av gjengroing og endret beitetrykk, og fordelingen av kvisteter og graseter. Hva er f.eks. effekten av beiting fra husdyr vs. hjortevilt? Det trengs også mer kunnskap om endring i karbonlagring over tid i grasmarkvegetasjon sammenlignet med skog. I tillegg er det ønskelig med flere studier med et større mekanistisk fokus for å forstå langtidseffekten av endret arealbruk. Et eksempel på dette er å se på hva slags former av organisk materiale som endres ved endret arealbruk. Det bør også nevnes at i tillegg til fokus på karbonlagring per se, bør karbonlagringspotensialet også sees i sammenheng med andre økosystemtjenester som direkte eller indirekte blir påvirket av beiting (Austrheim mfl., 2016; EIP-AGRI-Focus-Group, 2018). Økt kunnskap om dette vil gi grunnlag for en økt forståelse av effekter ulik arealbruk har og dermed en bedre forvaltning av beitedyr i norsk utmark.

## 6 Forbedret drift av eng

*Ievina Sturite, NIBIO*

Eng utgjør et betydelig karbonlager i jord, som i flere områder kan være tilsvarende det som finnes i skogsjord, noe som er observert på verdensbasis (Lal, 2004). Grunnen til dette er at i eng er det et tett lag med planterøtter som danner grunnlag for oppbygning av organisk materiale i jord. Rasse mfl (2005) rapporterer at røttene bidrar 2,4 ganger mer til karbonlagring i jord enn overjordisk biomasse. Tilstedeværelse av bakterier, sopp og andre organismer i rotsonen er av betydning for oppbygning av jordstruktur og binding av organisk materiale.

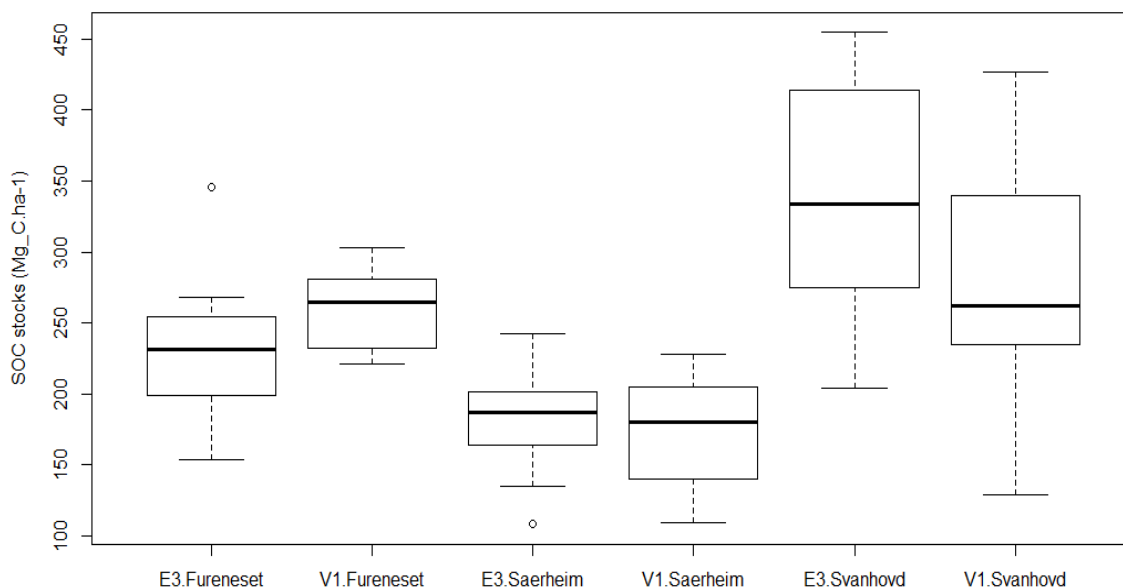
I de siste 25 år har det i Sverige vært endringer i arealbruken generelt. Andelen eng og antall hester har økt betydelig siden 80-tallet og dette har resultert i økt karbonbinding i svensk landbruksjord (Poeplau mfl., 2015b). Resultater fra langvarige forsøk i Sverige og Danmark støtter betydningen av eng for karbonbinding. Forsøkene viser at fem år med gras-kløvereng i 6-års vekstskifte lagrer mer karbon enn to- eller tre-år med eng i vekstskifte (Bolinder mfl., 2010; Jarvis mfl., 2017). I Danmark viste langvarig korndyrking, med gradvis introdusering av eng, samme resultat – jo flere eng-år i vekstskiftet, jo mer karbon ble lagret (Christensen mfl., 2009). Basert på langvarige forsøk på Ås ved NMBU (etablert i 1953), konkluderte Bleken (2019) at 33% -66% eng i vekstskiftet reduserer CO<sub>2</sub> utslipp med 35-60% i forhold til et vekstskifte med kun ettårige vekster, hovedsakelig korn.



Figur 6.1. Langvarige engforsøk på NIBIO stasjonene Særheim (venstre) og Fureneset (høyre). Foto: Ievina Sturite

I Norge brukes 70 % av jordbruksarealet til grovfôrproduksjon. Alder og produksjonsnivå på eng varierer mellom de ulike landsdelene og mellom hver enkelt gård. På grunn av begrenset vekstsesong og vanskelige jordforhold har Norge betydelige arealer med eng eldre enn 10 år, og et avlingsnivå som ofte er lavere enn ønskelig (Lunnan og Todnem, 2014). Danske forsøk viser at rotbiomasse er betydelig større i en 17-år gammel eng enn i en 4-årig gammel eng (Acharya mfl., 2012). Derfor kan varig grasmark inneholde store mengder karbon. En har tidligere ment at langvarig eng lagrer mer karbon enn kortvarig eng. I NIBIO sitt pågående prosjekt «*Engareal som lagringsmedium for karbon*» (268175/E50) er det brukt langvarige forsøksfelt ved NIBIO- stasjonene Særheim (Klepp, Rogaland), Fureneset (Fjaler, Sogn og Fjordane) og Svanhovd (Sør-Varanger, Finnmark). Disse forsøksfeltene har vært i drift i om lag 50 år. Målingene viser at eng som ble pløyd og fornyet hvert tredje år uten åkerår mellom eng-periodene, inneholder like mye karbon i jordprofilen 0-60 cm som eng uten fornying (Fig 6.2). I langvarig og varig eng er mye karbon konsentrert i det øverste laget (0-5 cm) og det avtar ved økende dybde. Innholdet av karbon holder seg derimot ganske jevnt i de øverste 30 cm ved kortvarig eng. Våre resultater er noe annerledes enn tidligere vist i andre land, der man har funnet at konvertering fra kortvarig til permanent eng kan gi økt binding av karbon svarende til 30-40 kg-

karbon/daa (Soussana mfl., 2004). Disse beregningene er basert på forsøk i Frankrike og med lengre vekstsesong i kombinasjon med høyere temperatur. Dette kan medvirke til forklaring på disse forskjellene. Våre resultater er i samsvar med konklusjonen til Linsler mfl. (2013) som fant at sporadisk jordbearbeiding i eng (fornyng av eng) påvirker jordkarbon i liten grad. Derfor er det trygt å si at uansett alder, så har eng en positiv effekt på lagring av karbon sammenliknet med ettårige driftsformer som korndyrking. Det er det varige plantedekket som sørger at fotosyntesen kan starte tidlig på våren og fortsette utover høsten. Jordart, partikkelfordeling og opphavsmateriale påvirker bindingsmekanismer og bindingskapasitet av karbon, i tillegg til andre jordfysiske forhold.



**Figur 6.2.** Totalt organisk karbon i jordprofilen 0-60cm i kortvarig eng (E3) og langvarig eng (V1) på Fureneset og Særheim (mineral jord) og Svanhovd (organisk jord). Jordprøver tatt ut i 2017 (Fureneset, Svanhovd) og i 2018 (Særheim). Sturite mfl., ikke publisert

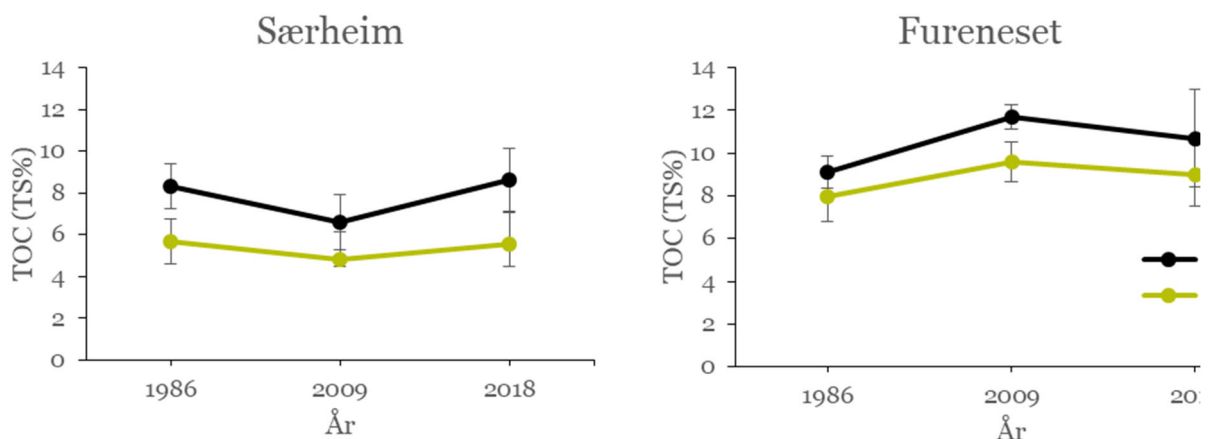
I Norden er innholdet av organisk materiale i jord ofte høyere enn i andre deler av Europa, på grunn av kaldt klima og en dominans av eng for husdyrproduksjon. Forskning har vist at det er enklere å øke karbonbinding i jord hvor utgangspunktet er lavt – under 3% karbon eller lavere (Bolinder mfl., 2010). I langvarig perspektiv jevnes jordkarboninnholdet ut (100-150 år), og oppnår metning (Smith, 2014; Fig 6.2). Det finnes ikke tall for naturlig likevekstnivå for karboninnhold i norsk jord, men en antar at mineraljord med langvarig eng er omtrent i likevekt (Serikstad mfl., 2018). Samtidig anslår Grønlund (2013) at en netto årlig karbonbinding i jord ved grasdyrking er på 10 kg-karbon/dekar. Dette er et relativt optimistisk anslag. Langvarige forsøk fra England tyder på at det med redusert jordarbeiding er mindre økning over tid i karbon innhold i eng enn i åker (Powlson, 2014). Målingene av totalt organisk karbon i langvarige engforsøk på Særheim og Fureneset tyder på at endringene skjer langsomt (Fig. 6.4). I en 32-års periode finner vi ikke betydelige endringer i karboninnholdet i 0-20 cm jordsjiktet i eng som ble ikke pløyd siden etablering i 1968 (Særheim) og i 1974 (Fureneset).





Figur 6.3. Jordprofiler fra langvarige engforsøk. Organisk jordsjikt på Fureneset (ca 55cm; venstre), Særheim (ca 18cm; i midten) og Svanhovd (ca 40cm; høyre). Foto: Christophe Moni

Nye studier fra Canada påpeker at avlingsnivå er viktig for å opprettholde eller øke karboninnhold i jord (Fan mfl., 2019). Vedlikeholdssåing av grasfrø og kløver i eng med direktesåingsutstyr er en egnet måte å opprettholde god eng. En kan så direkte i eng som tynnes, og ved det forlenge omløpstida til eng før den må fornyes. Metoden har fortrinn på overflatedyrka arealer, grunnlendte arealer eller andre arealer som kan være krevende å fornye med tradisjonell jordarbeiding. Vedlikeholdssåing i eng og drift med langvarig eng virker positivt på karbonlagring i jord, og kan redusere CO<sub>2</sub>- tap fra jord på utsatte steder. I en meta-analyse har forskere fra New Zealand oppsummert hvordan ulike tiltak påvirker karboninnholdet i eng (Whitehead mfl., 2018). Deres viktigste konklusjoner fra metaanalysen passer bra for norske forhold og er oppsummert i tabell 6.1. I tillegg er det viktig at svovel-innholdet i jorda er optimalt. Negativ svovel-budsjett bidrar til nedbryting av organisk materiale og dermed karbon-tap (Bailey mfl., 2001).



Figur 6.4. Gjennomsnittsinhold av totalt organisk karbon (TOC) i 0-5cm og 5-20cm jordsjikt målt i varig eng på Særheim og Fureneset i 1986, 2009 og 2017-2018. Gjennomsnittsverdier er for ledd gjødslet med handelsgjødsel og handelsgjødsel i kombinasjon med husdyrgjødsel og to gjødslingsnivå.

I norsk eng er potensialet for økt karbonlagring relativt lite, men god agronomi er viktig for å ta vare på lagret av karbon i jord og for å redusere N<sub>2</sub>O utslipp (Rivedal og Aune, 2019). Forskjellene mellom gårder og dyrkingspraksis er store. Godt drenert jord, lite jordpakking, vedlikehetssåing, bruk av frøblandinger som består av gras og belgvekster kan virke positiv på karbonbevaring/-øking i jord.

Tabell 6.1. Virkning av innsatsfaktorer på karboninnhold i eng (konklusjoner fra Whitehead mfl., 2018)

Tiltak	Endringer i jordkarbon
<b>Gjødsling:</b>	
<b>Fosfor</b>	Ingen endringer
<b>Nitrogen</b>	Uvisst, men på areal med lav N-innhold i jord kan det virke positiv
<b>pH-økning</b>	Uvisst
<b>Husdyrgjødsel</b>	Øker karbon-innholdet i jorda, men lite av det blir stabilt karbon
<b>Fornyng av eng (ved pløying)</b>	Tap av karbon, men tapet kan være minimalt med valg av rett tidspunkt og jordforhold for fornyng av eng
<b>Frøblandinger som inneholder arter med dype rotsystem.</b>	Opprettholder karbon. I eng >5 år er det registrert en økning av karbon
<b>Beitingsintensitet</b>	Opprettholder eller øker karbon-innhold i jord, men avhengig av beiteintensitet, engas botaniske sammensetning og klimaforhold

I Norge har det vært lite forskning på karbonbinding i eng. Omdanning og oppbygging av organisk materiale i jord er en langsom prosess. NIBIO har hatt feltforsøk på langvarige eng siden 1968, som har vært brukt til ulike formål og er nå også studert i forhold til karboninnhold gjennom prosjektet «Engareal som lagringsmedium for karbon». Forskjellene i karboninnholdet ned til 60 cm mellom langvarig eng (aldri fornyet) og kortvarig eng (fornyet regelmessig) var ikke signifikante. Imidlertid tyder forsøkshistorien til forsøksfeltene på at tidligere behandlinger inntil 1991 som beiting, omløpstid og deretter endringer i gjødseltype kan ha resultert i skyggeeffekter på karbonlagring i eng med ulik varighet. De nevnte faktorene kan ha effekt på karbonbinding i seg selv, derfor er det behov for andre forsøk som spesifikk retter seg mot karbonlagring i eng. I tillegg trengs målinger fra ulike typer gårdsdrift (konvensjonell, økologisk, integrert) for å dokumentere den beste dyrkingspraksis.

## 7 Bruk av dekkvekster (fangvekster)

*Ievina Sturite, NIBIO*

Dekkevekster brukes for å oppnå en kontinuerlig dekning av jorda gjennom hele året for å øke fotosyntesen, beskytte jorden mot erosjon, og ta opp overskudd av næringsstoffer. I sistnevnte tilfelle kalles plantedekket for fangvekster: planter som vokser og tar opp næring (N - Nitrogen og P - fosfor) etter at hovedkulturen (hovedsakelig korn) er høstet (Molteberg mfl., 2004). Dekkvekster kan, på samme måte som gjenlegg, også brukes i form av underkultur i korn slik at dekning av jorden blir kontinuerlig gjennom året. I denne rapporten referer vi bare til dekkvekster som et generelt uttrykk for et plantedekke som har som mål å dekke jorden for å øke binding av CO<sub>2</sub>. Forutsetningen for å få en god nyttevirkning av dekkvekster er at de er godt etablert og dekker jordoverflaten utover høsten og i mange tilfeller tidlig på våren. Det er likevel gunstig at dekkvekster utvikler seg langsomt, mens kornet har et aktivt næringsopptak.



Figur 7.1. Gras-kløver blanding undersådd i bygg. Foto Ievina Sturite

Åpen åker og mye jordarbeiding igjennom mange år er uheldig ikke bare for tap av næringsstoffer i jorden, men også for karbonlagring. Dette er godt dokumentert fra langvarige forsøk utført på Østlandet som viser at organisk materiale i jord reduseres over tid (Riley, 2017). Derfor kan bruk av dekkvekster og vekstskifte mellom åkervekster og engvekster være et viktig tiltak både for å ta vare på næringsstoffer (Molteberg mfl., 2004) og for å maksimere fotosyntese-aktiviteten utover vekstsesongen og øke karboninnholdet i jorda (Poeplau mfl., 2015c). Bruk av dekkvekster øker innholdet av organisk materiale i jord som følge av økt biomasse av planter over og under bakken. På kort sikt er endringene små og vanskelig å måle grunnet heterogen jord eller store forskjeller innenfor et forsøksfelt (Bøe mfl., 2019). Dekkvekster av grasarter er generelt bedre egnet til å øke karboninnholdet enn belgvekster grunnet et større rotsystem. Videre er det mer effektivt med bruk av fangvekster og ingen jordarbeiding for å binde karbon enn med pløying hvor biomassen brytes ned raskere (Poeplau og Don, 2015a). Plantartene som blir mest omtalt som dekkvekster (hovedsakelig som fangvekster) i Norge og andre land er vist i tabell 7.1.

Tabell 7.1. Plantearter som ble brukt som dekkvekst/fangvekst

Plantart	Relevante for Norge
Ettårig raigras ( <i>Lolium multiflorum</i> Lam. var. <i>westerwoldicum</i> )	Ja
Toårig raigras (Italiensk) ( <i>Lolium multiflorum</i> Lam.)	Ja
Flerårig raigras ( <i>Lolium perenne</i> L.)	Ja
Hvitkløver ( <i>Trifolium repens</i> L.)	Ja
Rødkløver ( <i>Trifolium pratense</i> L.)	Ja
Reddik ( <i>Raphanus sativus</i> )	Ja, men må undersøkes som dekkvekst
Hvitsennep ( <i>Sinapis alba</i> )	Ja, men må undersøkes som dekkvekst
Førreddik ( <i>Raphanus sativus</i> var. <i>oleiformis</i> )	Ja, men må undersøkes som dekkvekst
Rug ( <i>Secale</i> )	Ja
Sikori ( <i>Cichorium intybus</i> )	Mindre aktuelt

Det er ingen studier i Norge som har fokusert på potensialet dekkvekster har for å øke innholdet av organisk karbon i jorda. Det finnes derfor et potensial for å finne arter som spesifikt øker organisk innhold i jord (Valand mfl., 2018). Dette er undersøkt i Sverige. Poeplau mfl. (2015) har oppsummert effekten av undersådd flerårig raigras (såmengde: 0,5 – 1 kg/daa) på karbon i jord basert på langvarige forsøk (16 til 24 år) sørvest i Sverige. Effekten av nedmoldet raigras varierte fra en reduksjon på 0,2 til en økning på 1,48 tonn-karbon/daa. Effekten var størst i ruter som ble gjødslet. På en av forsøksplassene (Mellby) økte lagringen av organisk karbon med 120 kg-karbon/daa etter 23 år (5,2 kg karbon/daa/år) med dekkvekst i ruter der det ikke ble gjødslet. I gjødslete ruter var det mye større karbonlagring; 1,4 tonn-karbon/daa i samme periode. Dette gir en økt lagring på ca. 61 kg-karbon/daa/år. Basert på nevnte forsøk benyttet forskere av studien en modell for beregning av massebalanse av karbon (ICBM) for å undersøke hvor effektivt raigras kan binde karbon. Beregningene viste at dekkveksten førte til økt karboninnhold i jorda i nordlige strøk (55-58°N) med en gjennomsnittlig effekt på 32 ± 28 kg karbon/daa/år. Potensialet for karbonbinding varierte fra -10 til 64 kg karbon/daa/år. En negativ verdi ble målt på ruter som ved starten av forsøket innholdt mye organisk karbon. Når karboninnholdet er høyt går nedbrytningen raskere, noe som kan ha overskygget effekten av dekkveksten. Studien påpekte at effekten av raigras på organisk karbon i jord var omtrent like stor som effekten av husdyrgjødsel og avløpslam (Poeplau mfl., 2015).

I en meta-analyse av 30 studier der 76 % av studiene ble gjennomført i temperert sone, ble effekten av belgvekster og ikke-belgvekster på organisk karbon i jord undersøkt (Poeplau og Don, 2015). I analysen ble det ikke differensiert mellom dekkvekster og klimasoner. For å undersøke lagring av organisk karbon i jorda brukte forfatterne følgende formel:

$$1) \text{SOC}_{\text{lager}} = \text{SOC}_{\text{konsentrasjon}} \times \sigma_{\text{jord}} \times D$$

der tettheten til jorda ( $\sigma$ ) i de fleste tilfeller ble beregnet ut fra den negative sammenhengen mellom konsentrasjonen av karbon og jordtetthet og D er jorddybden målingene ble tatt. Basert på beregningene konkluderte Poeplau and Don (2015) at i snitt kan dekkvekster binde 32 ± 8 kg-karbon/daa årlig. I en litteraturstudie av Blanco-Canqui mfl. (2015) konkluderte forfatterne at bruk av dekkvekster kan øke organisk karbon i jorda fra 10 til 100 kg-karbon/daa/år. Dette var avhengig av hvor stor biomasse dekkvekstene produserte, hvilket opprinnelig karbonnivå jorda hadde og antall år med bruk av dekkvekster. Dette er i samsvar med resultatene fra langvarige forsøk i konvensjonelle og økologiske dyrkingssystemer i Danmark. Danske forskere rapporterer at dekkvekstene kan binde i gjennomsnitt fra 43 til 111 kg-karbon/daa/år (Hu mfl., 2018).

I den nylig publiserte NIBIO rapporten «Fangvekstenes Økosystemtjenester» (Bøe mfl., 2019) ble potensialet for å binde karbon ved bruk av dekkvekster beregnet. Med dagens dekkvekstareal på 0,8 %



av kornarealet (22 400 daa) (Bye mfl., 2019), og med utgangspunkt i Poeplau mfl. (2015) sitt estimat for binding av karbon i jord (32 kg/daa/år), blir estimert potensial for binding av karbon i jord:  $22\,400 \text{ daa} \times 32 \text{ kg/daa/år} = 717 \text{ tonn-karbon/år}$  (tilsvarer 2464 tonn CO<sub>2</sub> årlig). Øker en dekkvekst-areale til 60 % av det totale kornarealet (1 710 420 daa) kan en potensielt binde 54 733 tonn-karbon/år (200 689 tonn CO<sub>2</sub>). Dette er dobbelt så mye som tidligere estimert for karbon lagring i jord utenom biokull (Klimautvalget 2016). Beregninger referert i Bardalen mfl. (2018) estimerte årlige reduserte utslipp til 40 000 tonn og 66 000 tonn CO<sub>2</sub> ekvivalenter med henholdsvis 20 % av det potensielle dekkvekstareale og 20% av kornarealet. 20 % av det potensielle dekkvekstareale tilsvare 342 000 daa. Det kan potensielt redusere utslippet med 10 947 tonn-karbon/år (~ 40 000 tonn CO<sub>2</sub>). Tilsvarende beregninger kan gjøres for 20 % av kornarealet:  $2\,850\,700 \text{ daa} \times 0,2 = 570\,140 \text{ daa}$ . Redusert utslipp blir da 18 245 tonn-karbon/år (~ 66 000 tonn CO<sub>2</sub>). Disse beregningene er basert på det øvre jordlaget (0-20 cm). Bruk av dekkvekster med dypere rotsystem vil også kunne lagre karbon i dypere jordsjikt. Forfatterne påpeker også at det ikke er tatt hensyn til avtagende effekt som følge av at likevekten mellom tilførsel og tap av organisk materiale etter hvert vil nås.

Under lange norske vintere kan dekkvekster bli utsatt for fryse-tine sykluser og tidligere forskning viser at raigras som er mye brukt som dekkvekst kan være utsatt for tap av nitrogen og fosfor fra overjordisk biomasse (Sturite mfl., 2007). Dette kan videre føre til økt N<sub>2</sub>O utslipp utenfor vekstsesongen.

Så langt er det ingen av studiene i Norge som har vurdert dekkveksters potensial for å binde karbon i jorda. Svenske resultater tyder på at dekkvekster har et stort potensial for å binde karbon i kornarealer. Det trenges kortvarige og langvarige forsøk som kan gi oss svar på hvilke dekkvekster som bidrar mest til å binde karbon i jorden. Vi må finne vekster som konkurrerer minst med korn, som taper lite nitrogen og fosfor fra overjordiske plantematerialet gjennom vinteren og som binder karbon. Her er forskningsbehovet stort.

# 8 Samspill med sopparter og meitemark (og effekter av mikroorganismer og jordfauna)

*Erik Jøner, NIBIO*

## 8.1 Til sammendrag

Betydningen av to grupper jordorganismer er behandlet spesielt da de har sentrale roller i karbonstrømmene i jord: Mykorrhiza er en symbiose som kanalisere karbon til jord og bidrar til dannelse og stabilisering av aggregater, og som gjennom dette bidrar til å stabilisere karbon i jord. Noen hevder at mykorrhiza danner stabilt karbon i jord i form av såkalt glomalin, men dette er basert på en feiltolkning av opphav og mengder proteinliknende substanser i jord, og denne teorien ble tilbakevist i 2011. Meitemark er en betydelig faktor for nedbryting og omsetning av organisk materiale i jord og bidrar sterkt til dannelse og stabilisering av aggregater. Mengden meitemark i jord er først og fremst styrt av mengde og sesongmessig fordeling av strø og annen føde. De bidrar ikke direkte til dannelse av stabilt karbon i jord, men til dannelse og stabilisering av aggregater, med den fysiske beskyttelse mot mineralisering som dette innebærer.

## 8.2 Bakgrunn

Mikroorganismer i jord domineres av nedbrytere: De aller fleste sopp og bakterier lever av å spise organisk materiale og omdanne karbonet i dette til egen biomasse + CO<sub>2</sub>. Den generelle tilstanden til disse mikroorganismer er at de sulter, så de er enten på konstant jakt etter næring eller i ulike tilstander av dvale. Tilfører man næring i form av planterester, husdyrgjødsel eller andre former for nedbrytbart organisk materiale vil disse organismene blomstre opp (både i aktivitet og antall), og når maten er spist vil de dø eller gå tilbake i dvale. Etter oppblomstringen av nedbryterorganismene følger en periode der større organismer som spiser bakterier og sopp (protozoer, nematoder, insekter, m.m.) beiter intensivt på den økte biomassen, slik at antallet bakterier og sopp ganske snart er nede på samme nivå som før tilførselen av organisk materiale. Den mikrobielle biomassen påvirkes således lite over tid, og som en generell regel antas den å utgjøre 2 % av jordas organiske materiale til enhver tid. Rester etter døde mikroorganismer inngår som en del av det stabile organiske materiale i jord, men de er ikke mer stabile enn andre molekyler som inngår i død biomasse (f.eks. strø og døde røtter) (Schmidt mfl., 2011).

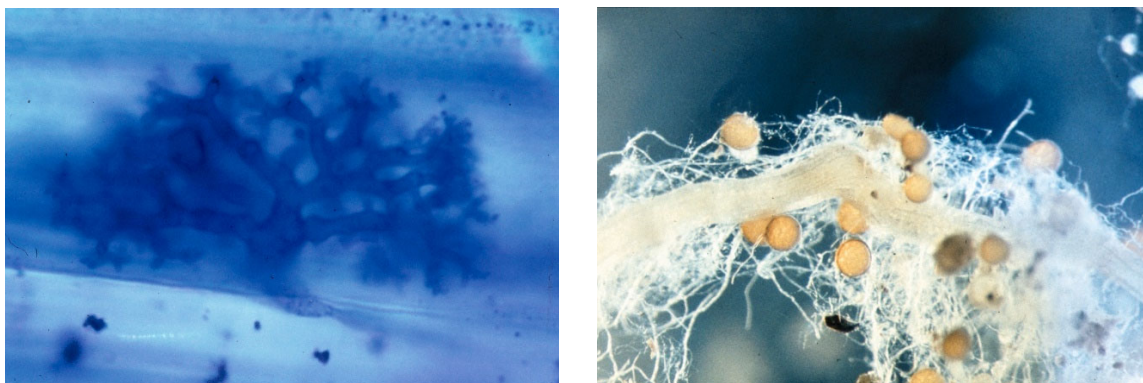
To andre grupper mikroorganismer i jord er viktig i sammenheng med tilførsler, tap og lagring av karbon i jord: 1) Primærprodusenter som driver fotosyntese (f.eks. blågrønnbakterier og alger) og dermed binder CO<sub>2</sub> ved fotosyntese på samme måte som planter. Disse bidrar svært lite til karbonbinding i landbruksjord da de vokser og etablerer seg langsomt, og dessuten bokstavelig talt overskygges av planter i store deler av året (på Svalbard er de derimot av betydning, selv om de årlige mengdene karbon de binder heller ikke her er særlig store). 2) Symbiotiske mikroorganismer som får sitt karbon og sin energi fra planter. De viktigste her er Nitrogen-fikserende bakterier av typen *Rhizobium*, og mykorrhiza-sopp.

Nitrogen-fikserende bakterier er først og fremst viktige for planters nitrogen-forsyning, men har også en viss betydning for lagring av karbon i jord ved at de skaffer til veie nitrogen på en klimanøytral måte. Stabilt karbon i jord har et karbon/nitrogen-forhold på ca 10, noe som betyr at binding av f.eks. 1 Mt karbon som økt jordkarbon krever tilførsel av 100 000 ton nitrogen. Om dette skal skaffes til veie som mineralgjødsel har det et klimaavtrykk som minst tilsvarer energikostnaden av å produsere denne gjødselen.



## 8.3 Mykorrhiza

I landbruksjord finnes det kun én type mykorrhiza, såkalt arbuskulær<sup>1</sup> mykorrhiza (AM, tidligere kalt VA-mykorrhiza/VAM). I motsetning til *Rhizobium* og alle andre mikroorganismer i jord, kan ikke AM-sopp bryte ned organisk materiale og skaffe seg karbon og næring fra jorda. De er avhengige av vertsplanter som forsyner dem med slik næring (de er såkalt obligate symbionter). Arbuskulær mykorrhiza består av tre typer strukturer: Hyfer inni planterøttene, inkl. arbuskler (s.k. intracellulære hyfer), hyfer som vokser ut av rota og rundt omkring i jorda (s.k. eksterne hyfer eller «ekstraradikale<sup>2</sup>» hyfer), og sporer som dannes i jord (og noen ganger inni røtter), og som kan overleve i lange perioder på tilsvarende måte som plantefrø.



Figur 8.1. Arbuskel inni en plantecelle (venstre) og eksterne hyfer og sporer rundt en kløverrot. Foto: Iver Jakobsen.

Arbuskulær mykorrhiza er noe de fleste ett- og to-årige planter (men også mange flerårige vekster og en del trær, f.eks. frukttrær) danner for å ta opp immobile plantenæringsstoffer, i første rekke fosfor (P), men også f.eks. ammonium (NH<sub>4</sub>), kobber (Cu) og sink (Zn). I jord med rikelig P danner planter lite eller ingen mykorrhiza, ganske enkelt fordi de har nok P slik at symbiosen blir en kostnad. Hvor mye mykorrhiza ulike planter danner har også sammenheng med hvordan plantens rotsystem ser ut: Planter med mange fine røtter og mye rothår (f.eks. korn) danner mindre mykorrhiza enn planter med grovere rotsystemer og lite rothår (f.eks. løk). Planter som danner store frø eller store lagringsorganer som gir planten en betydelig næringsreserve (f.eks. potet) danner ofte mindre mykorrhiza enn planter med små frø og planter uten lagringsorganer. Og så er det noen plantefamilier som overhode ikke danner mykorrhiza: Korsblomstfamilien (raps, kålrot mfl.), betefamilien (beter) og meldefamilien (spinat). Når disse dyrkes vil etterfølgende vekster danne noe mindre mykorrhiza fordi soppene ikke er blitt oppformert f.eks. i løpet av ett år med kålplanter. For generell bakgrunn om AM henvises det til (Smith og Read, 2008).

Mykorrhizahyfer i jord har blitt tilskrevet en rekke positive effekter på jordkvalitet og sågar langvarig karbon-binding. Siden Sara Wright og Abha Upadhyaya publiserte sine artikler om glomalin på slutten av 90-tallet (Wright og Upadhyaya, 1996; 1998; Wright mfl., 1999) har det kommet en rekke

---

<sup>1</sup>Arbuskel (gresk; liten busk) beskriver en struktur man finner inni planteceller kolonisert av AM-sopp.

<sup>2</sup>«Ekstraradikal» betyr utenfor røttene (eng.: extraradical hyphae (ERH)/extraradical mycelium (ERM)/ extramatrical mycorrhizal hyphae (EMH). På norsk sier man eksterne hyfer eller eksternt mycel.

publikasjoner som peker mot at mykorrhizahyfer og glomalin har stor betydning for både aggregering og karbon-mengde i jord (Rillig mfl., 2001; Rillig mfl., 2002; Wilson mfl., 2009; Wu mfl., 2011; Feng mfl., 2013) og noen har gått så langt som til å hevde at glomalin kan utgjøre så mye som 15 % av stabilt organisk materiale i jord (Miller og Kling, 2000; Rillig mfl., 2001).

Glomalin er omtalt som et glykoprotein som dannes av mykorrhizahyfer, men er kun operasjonelt definert. Det vil si at man har benyttet en relativt enkel og grov metode for ekstraksjon av jord (ekstraksjon med 20 mM sitronsyre, 1t v/120 °C) og antatt at alt man får ut som likner på proteiner (dvs alt reagerer på samme måte som proteiner vha. den s.k. Bradford-metoden) er glomalin (Driver mfl., 2005; Rosier mfl., 2006; Janos mfl., 2008). At mykorrhizahyfer er opphavet til dette glykoproteinet ble underbygget av sammenlikninger der monoklonale antistoffer mot veggkomponenter fra arbuskulære mykorrhiza-sopp også ble vist å binde til opprenset glomalin (Wright og Upadhyaya, 1998). Likevel er de direkte bevisene for at glomalin er et reelt molekyl (eller gruppe av funksjonelt like molekyler) og at mykorrhizahyfer er opphav til en vesentlig andel av stabilt C i jord, kun indirekte.

At mykorrhizahyfer og glomalin har betydning for aggregering og karbon-mengde i jord, som nevnt over, er egentlig en sammenblanding av to antatte prosesser:

1. Hyfer som bidrar til aggregering, og
2. Hyfer som kilde til glomalin som et stabilt molekyl som akkumuleres i jord og, ved sin akkumulering, bidrar til økt innhold av stabilt organisk materiale.

Mykorrhiza-hyfer som bidrar til aggregering ved at de fysisk binder sammen jordpartikler er lite kontroversielt. I tillegg kommer en effekt på aggregering som skyldes at mykorrhizahyfer transporterer og «mater» andre mikroorganismer med fotosynteseprodukter fra vertsplanten sin, slik at andre mikroorganismer får energi og næring til økt vekst og aktivitet, som igjen bidrar til dannelse og stabilisering av aggregater (Godbold mfl., 2006). Denne siste mekanismen er indirekte og vanskelig å kvantifisere, men høyst sannsynlig et betydelig bidrag til aggregering i jord med mye mykorrhiza. Det vil i første rekke si naturlige økosystemer (skog, prairie) og annen permanent vegetasjon som langvarig grasmark (Wilson mfl., 2009; Rillig mfl., 2015).

Både mykorrhiza-hyfer som kilde til glomalin, og glomalin som et stabilt molekyl som akkumuleres i jord er langt på vei tilbakevist og forkastet som fenomen (Gillespie mfl., 2011), men lever videre som en seiglivet myte i en del miljøer som leser publikasjoner på dette området sporadisk eller selektivt (f.eks. (Lønning, 2017). Gillespie mfl. (2011) undersøkte glomalin-ekstrakter med sofistikerte analytiske metoder som synkrotronbasert røntgenabsorpsjon (XANES), pyrolyse-feltonisert massespektrometri (Py-FIMS) og proteomanalyser, og viste for det første at proteiner i glomalinekstrakter ikke har sitt opphav i mykorrhizasopp, og dessuten at glomalin-ekstrakter inneholder en stor andel urenheter som gjør at mengden stabile proteiner som måles med Bradford-metoden gir sterkt overdrevne tall for det reelle innholdet av proteiner/glykoproteiner i slike ekstrakter. At mengden og opphavet til proteiner/glykoproteiner ekstrahert som glomalin, og betydningen det har for jordas moldinnhold, har vært sterkt overdrevet og feilaktig betyr ikke at mykorrhiza ikke spiller en viktig rolle i aggregering og andre viktige prosesser i jord. Det gjør de utvilsomt. Dette var også bunnlinjen professor Mattias Rillig ved Freie Universtät i Berlin, som jobbet sammen med Sara Wright i en årrekke, trakk fram da Erik Jøner (norsk mykorrhizaforsker og forfatter av dette kapittelet) diskuterte dette med ham i 2018 (Rillig, 2018).

## 8.4 Meitemark

Meitemark er også en myteomspunnet organisme i jord, skjønt de er langt lettere å observere og studere, og deres biologi og funksjon i jord er derfor langt bedre kjent både blant leg og lærd. Man kan skille mellom tre typer meitemark etter hvor og hvordan de lever: Noen lever dypt nede i jorda (ca 50-120 cm dypt), men kommer til overflaten for å spise. Disse kalles anesiske (gresk for elastiske), og de

danner permanente ganger som blir til kanaler der vann kan infiltrere og røtter vokse ned til større dyp for å finne vann i tørre perioder. Der meitemarkgangen munner ut på jordoverflaten er det ofte hauger av avføring (Figur 8.2). Disse markene er ofte mørke, i hvert fall på framparten av kroppen. Det gjør at de tåler litt lys, inkludert UV-stråler som ellers dreper mark uten pigment. Stor meitemark (*Lumbricus terrestris*) er en vanlig art i denne kategorien. En annen type meitemark lever i ett sjikt et stykke under overflaten (oftest mellom 5-30 cm), men blir der og går verken til overflaten eller ned i dypere jord. De kalles på latin endogeiske (som lever inni jord; gr. endo=inni, geo=jord). De lever av organisk materiale i jord og løser opp jorda ved stadig å lage nye kanaler. Disse markene mangler pigment i huden og er bleke. Grå meitemark (*Aporrectodea caliginosa*) og rosa meitemark (*A. rosea*) er eksempler på denne kategorien. Den tredje og siste typen meitemark lever i råtne stubber, strø og kompost og svært sjelden i åkerjord (kalles epigeiske, som lever på overflaten; gr. epi= overflate). Men den er vanlig og lett å oppformere, så det er denne typen som brukes i forskning, kompostering, produksjon av fiskeåte osv. Disse har litt mer pigment og kan være rødlige eller stripete. Kompostmeitemark (*Eisenia fetida*) er en av disse.



Figur 8.2. Avføring fra anesiske meitemark. Foto: Erik Joner.

Meitemark ofte sees på hovedsakelig som en organisme som graver i og løsner opp jord, og som danner ganger som bidrar til infiltrering av vann. Men de har også en svært viktig økologisk funksjon ved at de fragmenterer grove planterester og fremskynder nedbrytingen av dødt plantemateriale, og dermed også resirkuleringen av plantenæringsstoffer som frigjøres ved mikrobiell nedbryting. I tillegg har meitemark også en rolle i stabilisering av delvis nedbrutt organisk materiale ved at de bidrar til økt dannelse av aggregater i jord. Et siste aspekt ved meitemark er at de transporterer organisk materiale nedover i jorda og blander mineralmateriale og organisk materiale i tarmen på en måte som også er gunstig for aggregatdannelse og stabilisering av organisk materiale (Bossuyt mfl., 2005; Fonte mfl., 2012).

Den fysiske beskyttelsen av organisk materiale i aggregater er med andre ord den primære mekanismen bak effekten av både mykorrhiza og meitemark på mengde stabilt organisk materiale i jord. I tillegg har anesiske meitemark en effekt på karbon-binding ved at de transporterer organisk materiale ned i dypere jord der det kommer i kontakt med mineraler som har større kapasitet for dannelse av stabile organo-mineralske komplekser enn i overflatejord. Mykorrhiza og meitemark utgjør kun en liten del av både mengden (biomassen) og særlig diversiteten av organismer som bidrar til stabilisering og dannelse av aggregater. Disse prosessene utføres hovedsakelig av andre mikro- og makroorganismer, og drives i stor grad av store, direkte strømmer av organisk materiale (planterester, husdyrmøkk, slam, etc.) som mater de mikrobielle prosessene som inngår i biologisk drevet

aggregatdannelse. I sammenlikning blir strømmen av næring fra planter som går via mykorrhiza ganske beskjedne (Six mfl., 2006; Rillig mfl., 2015), og mengden karbon som tilføres jord fra planter vil være den samme enten dette kanaliseres gjennom mykorrhizaen eller ikke. Eneste unntak her er om mykorrhiza fører til økt plantevekst. Hvordan aggregater fysisk beskytter organisk materiale mot nedbryting og dermed fører til stabilisering av organisk materiale i jord er beskrevet i eget avsnitt og utdypes ikke her.

## 8.5 Diskusjon

Det avgjørende spørsmålet som må stilles i dette kapittelet er: I den grad mykorrhiza og meitemark bidrar til økt binding av karbon i jord, kan man øke dette bidraget? Og hvordan, hvor mye?

Mengden mykorrhiza i jord er i stor grad en funksjon av mengden plantetilgjengelig fosfor (P), uavhengig av om dette fosforet kommer fra mineralgjødning, husdyrgjødsel, kompost eller andre organiske kilder. Arbuskulær mykorrhiza er av den grunn mest aktiv i sterkt forvitret jord der P er sterkt bundet til jern- og aluminiumsmineraler (typisk jord i Middelhavsområdene og i sub-tropiske og tropiske områder), og i jord som ikke, eller i liten grad, gjødsles. Norsk jord er i utgangspunktet ung og lite forvitret, så fosforbinding er langt mindre utpreget hos oss enn i land lengre sør. Videre har norsk landbruksjord blitt sterkt gjødslet med P fra både mineralgjødning og husdyrgjødsel i mange tiår, slik at P-nivåene i norsk jord gjennomgående er høye. Faktisk så høye at det mange steder tilrådes å unngå ytterligere P-gjødsling ved plantedyrking (Hanserud mfl., 2016). Dette er i mange tilfeller vanskelig (der man har begrenset spredeareal for husdyrgjødsel) eller dyrt (NK-gjødsel er gjerne dyrere enn NPK-gjødsel). Økning i mengde mykorrhiza ved utelatelse/reduert bruk av P kan dessuten være beskjedne og ta lang tid. For eksempel fant undertegnede (Joner, 2000) en økning fra 24 til 46 % mykorrhiza-kolonisering i kløverrøtter ved å utelate P i mineralgjødning i 74 år i et langvarig feltforsøk på Møystad, men små eller ingen effekter på mykorrhiza av å bruke husdyrgjødsel med samme mengde tilført P over samme periode.

Ettersom reduksjoner av P-innhold i jord er vanskelig og tar lang tid, gir andre tiltak raskere effekter mht. å øke mengde og aktivitet av mykorrhiza: Man kan i større grad dyrke mykotrofe planter (planter som danner mye mykorrhiza; f.eks. belgvekster) (Graham og Eissenstat, 1994), man kan drive redusert jordarbeiding (Galvez mfl., 2001), man kan bedre jordas drenering der dette er underoptimalt (García mfl., 2008), man kan tilføre relativt P-fattig organisk materiale i form av planterester (Joner og Jakobsen, 1995) og man kan redusere bruken av visse soppdrepende sprøytemidler (Jin mfl., 2013; Buysens mfl., 2015). Alle disse tiltakene virker positivt på mykorrhiza-dannelse, men de har også, i seg selv, en positiv effekt på jordas moldinnhold og/eller aggregatdannelse, slik at effekten av økt mengde mykorrhiza derfor kun vil være et tilleggsbidrag som trolig vil bli relativt beskjedent. Å legge forholdene til rette for økt dannelse og utnyttelse av mykorrhiza i produksjoner med overveiende åpen åker er ikke enkelt, og gir ikke større avlinger (Ryan og Graham, 2018). Til gjengjeld kan det inngå i en strategi der jordkvalitet og bæredyktighet i landbruket anerkjennes som like viktig eller viktigere enn høye avlinger (Rillig mfl., 2019).

Mengden meitemark i jord påvirkes av mange faktorer: Først og fremst mengden, og til en viss grad fordelingen gjennom året, av mat i form av planterester og husdyrgjødsel. Her er næringsrike planterester som strø/grønngjødsel fra belgvekster og husdyrgjødsel bedre enn halm og kompost (Simonsen mfl., 2010; Roarty mfl., 2017; D'Hose mfl., 2018). Videre kan jordarbeiding være negativt, særlig for anesiske mark. Dette skyldes dels at de permanente gangene til marken ødelegges, men hovedsakelig at tilgangen på mat blir lavere (mindre strø på overflaten, raskere mineralisering). Når mattilgangen er god er det observert at jordarbeiding ikke har negativ effekt på mengden mark: Pløying av eng førte ikke til nedgang i antall meitemark første året etter pløying, men fortsatt drift som åpen åker i 5 år førte til stor nedgang sammenliknet med mengden mark i grasmark før og etter pløying (Chan, 2001). Selv om den dominerende tendensen er at jordarbeiding er negativt for meitemark (og da særlig anesiske mark som utgjør hovedmengden av mark landbruksjord (D'Hose



mfl., 2018)), så er det ikke uvanlig at pløying øker mengden endogene mark sammenliknet med plogfri jordarbeiding fordi pløying blander inn planterester og løsner opp jorda (Crittenden mfl., 2014). Sett under ett ser det ut til at mattilgang har 2-3 ganger mer å si for mengden mark i jord sammenliknet med jordarbeiding (Spurgeon mfl., 2013; D'Hose mfl., 2018). Bruk av tunge maskiner som medfører pakking vil også ha negativ effekt på mengde meitemark. Her har jordas dreneringsgrad også betydning, da både pakking og dårlig drenering kan gi lavt luftinnhold i jord. Studier av nettoeffekten av meitemark på nedbryting kontra binding av karbon i jord har vist at meitemark fortrinnsvis øker nedbrytingen av organisk materiale ved å øke produksjon av CO<sub>2</sub> fra mikrobiell nedbryting (Binet mfl., 1998; Wachendorf mfl., 2014; Nieminen mfl., 2015). I kortvarige forsøk har det vært vist at andelen karbon fra strø som ender opp i aggregater reduseres når mark er til stede (Wachendorf mfl., 2014), mens det etter gjentatte tilførsler av strø over lengre tid (2 år, 4 omganger med tilført organisk materiale) har vist at jord med meitemark har en større mengde karbon bundet i aggregater enn i jord uten meitemark (Lubbers mfl., 2017). Men selv i dette langvarige forsøket var CO<sub>2</sub>-produksjonen høyest i nærvær av meitemark. På lengre sikt åpner dette likevel for at meitemark fører til mer stabilt karbon i jord.

## 8.6 Konklusjon

For å konkludere kan man si at både mykorrhiza og meitemark er nøkkelorganismer som har svært viktige funksjoner i jord. I landbrukssammenheng er mykorrhiza først og fremst en symbiose som øker plantenes tilgang til fosfor og andre immobile næringsstoffer når jordas P-nivå er lavt til moderat, men den bidrar da også til aggregatdannelse og stabilisering av aggregater. Meitemark er primært en nedbryter, men bidrar også til god jordstruktur, inkludert aggregering. Verken mykorrhiza eller meitemark har noen evne til direkte å danne stabilt organisk materiale i jord, men bidrar sammen med andre organismer til dannelsen og stabilisering av aggregater som fysisk beskytter organisk materiale mot nedbryting. Begge er på denne måten mer å betegne som indikatorer på høy jordkvalitet enn innsatsfaktorer som kan stimuleres for å øke jordas karbon-innhold direkte. Det er til en viss grad mulig å stimulere til økt forekomst av mykorrhiza ved redusert P-gjødsling, redusert jordarbeiding og dyrking av flerårige vekster, og man kan enkelt øke mengden meitemark ved å sørge for tilførsler av organisk materiale og mer eller mindre permanent plantedekke. Flere av disse virkemidlene bidrar direkte til økt karboninnhold i jord, og en økt aktivitet av mykorrhiza og meitemark er to av mekanismene som er med på å stabilisere dette karbonet.

# 9 Bruk av planter med større eller dypere rotsystem

*Daniel Rasse & Teresa G. Bárcena, NIBIO*

## 9.1 Generell beskrivelse

Karbon fra røtter lagres langt mer effektivt i jord, i gjennomsnitt dobbelt så mye som karbon fra de overjordiske delene av plantene (Rasse mfl., 2005). Dette funnet har blitt bekreftet i flere undersøkelser siden det først ble publisert i 2005 (Kätterer mfl., 2011; Mazilli mfl., 2015), og har blitt et sentralt argument for å utvikle sorter med økt karbonallokering til rotsystemer. Paustian mfl. (2016) argumenterer i Nature for at utvikling og bruk av planter med økt karbonallokering til røtter er en av de mest lovende måtene å øke karbonbinding i jordbruksjord på.

## 9.2 Hvordan kobles dette tiltaket mot kjente mekanismer for stabilisering av organisk karbon i jord

Alle de tre hovedmekanismene for beskyttelse av organisk materiale i jord bidrar til økt stabilisering av organisk materiale fra røtter.

Røtter har høyere kjemisk robusthet mot nedbrytning enn spirer og skudd, fordi røtter inneholder større mengder lignin og suberiner, og lavere konsentrasjoner av nitrogen sammenlignet med skudd (Rasse mfl., 2005). Nitrogen/lignin-forholdet er en vanlig indikator på nedbrytningshastigheten av planterester i jord, slik at ved høyere forholdstall vil det organiske materialet mineraliseres fortere. Fordi røtter inneholder mer stabile molekyler enn resten av plantevevet, skulle man tro at disse bidrar mer til karbonlagrene i jorden. Nyere studier viser derimot at en tregere nedbrytning av stabile molekyler ikke nødvendigvis innebærer en mer langvarig lagring av karbonet i jorda, og at det motsatte ofte er tilfelle (Cotrufo mfl., 2015). Karbonet fra robuste plantemolekyler blir i mindre grad inkorporert i mikrobielle strukturer, og er derfor mindre stabile over tid. Denne teorien har blitt bekreftet via inkubasjonsekspirer av rot sammenliknet med skudd: Den relativt større andelen av kjemisk robuste molekyler med opphav fra røtter kan kun forklare en liten del, om noe, av den økte stabiliteten til de respektive karbonkomponentene i jorden (Rasse mfl., 2005; Sokol mfl., 2019).

Fysiokjemisk beskyttelse gjennom absorpsjon favoriserer trolig biomasse fra røtter fremfor skudd. Leirpartikler i jorden har stor kapasitet til å beskytte organisk materiale fra nedbrytning gjennom absorpsjon, men er begrenset av mengden leire og ledige absorpsjonsplasser. Ettersom disse plassene blir mettet med organisk materiale, vil jorden nå et metningspunkt hvor organisk materiale ikke lenger kan stabiliseres gjennom fysisk-kjemisk beskyttelse (Six mfl., 2002). Metningspunktet bestemmes av typen og mengden leire i jorda. Metningsteorien antyder at røtter, som av natur skaper nye karbonforbindelser dypere i jorda, har en fordel i et karbonbindingskappløp, da de får lettere tilgang til umettede leirkomplekser. Overjordisk plantemateriale vil derimot avsettes i de øverste jordsjiktene, som ofte allerede er nær metningspunktet for absorpsjon av organiske forbindelser. Karbon fra røtter vil derfor lettere kunne stabiliseres i jord, fordi de avsettes direkte i jorddybder som inneholder umettede leirpartikler, som har en større evne til å absorbere organiske molekyler.

Fysisk beskyttelse og aggregatdannelse er den tredje formen for beskyttelse som også muligens favoriserer bevaring av karbon fra røtter i jord. Som det ble forklart tidligere i denne rapporten, foregår fysisk beskyttelse av karbon på mikroskala. Overjordiske planterester måles ofte i cm, fine røtter i mm, mens rothår og mykorrhiza måles i passende mikrometerskala. Røtter vil derfor trolig



bidra i større grad til mikroaggregater, og dermed oftere bli innkapslet i mikroporer, hvor materialet beskyttes mot nedbrytning via semi-permanente anoksiske forhold og utestenging av mikrober.

Hovedgrunnen, oppsummert, til at karbon fra røtter i større grad stabiliseres til jordkarbonlagring, er den nære kontakten med umettede leirpartikler og større sannsynlighet for å danne beskyttende mikroaggregater. Den kjemiske sammensetningen av rotmolekylene spiller trolig mindre inn på bevaringen. Disse betraktningene vil innebære at størrelsen på rotsystemet er mindre viktig, mens fordelingen av fine røtter nedover i dypet kan ha stor innvirkning. I en oppsummerende artikkel av Poirier mfl. (2018) som omhandler mulige mekanismer for favorisert stabilisering av rotkarbon i jord, ble følgende konklusjon trukket: «*root depth distribution is the most important trait to control root C storage and stabilization in the subsoil*».

### 9.3 Dypere rotsystem

Utviklingen av ettårige planter med dypere rotsystemer er utfordrende fordi dypere jordlag er mindre egnet for rotvekst. Begrensningene omfatter giftige nivåer av natrium, bor og salter, sur jord som skaper aluminiumtoksisitet (Al) og kalsiummangel (Ca), fosformangel og mangantoksisitet (Mn), dessuten oksygenmangel, høy jordtetthet og ugunstig temperatur (Lynch og Wojciechowski, 2015).

Luserne med dype røtter har vist seg å ha mer effektiv karbonbinding enn gressarter med grunne rotsystemer (Saliendra mfl., 2018). Denne observasjonen står i motsetning til hypotesen om at gress burde skape mer karbonlagring enn belgvekster, basert på at gressarter generelt produserer større rotbiomasse og finere røtter (Dignac mfl., 2017). Observasjonen er imidlertid i tråd med artikkelen av Poirier mfl. (2018), som indikerer at rottdybde er en nøkkelfaktor for økt stabilisering av karbon i jord mens rotnettverkets arkitektur har mindre betydning.

Høyere arts mangfold bidrar til økte nivåer av jordkarbon (Lange mfl., 2015), trolig fordi større rotbiomasse og aktivitet blir muliggjort gjennom større mangfold av plantearter.

### 9.4 Egnethet for norske forhold

Det finnes lite informasjon om hvordan planter med dypere rotsystemer klarer seg under norske forhold. Utfordringer med stress forårsaket av ugunstige temperaturer og av surt miljø i dyp jord kan forventes for dyp rotutvikling, som for eksempel hos luserne. Dårlig drenering og vannmetning i dypere jordlag er en annen hindring for dyp rotutvikling. I Norge er 8 % av jordbruksarealet dårlig drenert (Bardalen mfl., 2018), noe som antyder at opp til 92 % er tilstrekkelig drenert for utvikling av røtter i dypere jordlagene.

Nyere forskning har blant annet som mål å undersøke effekter av bruk av planter med dypere rotsystemer i norsk landbruksjord. I NIBIO-prosjektet «Proteinrike engbelgvekster under ulike dyrkings- og klimaforhold» undersøkte man potensialet av luserne under norske vekstforhold. I resultatrapporten fra prosjektet (<https://www.landbruksdirektoratet.no/no/fou-midler/jordbruks-og-matforskning/forskningsprosjekter/korn/proteinrike-engbelgvekster-under-ulike-dyrkings-og-klimaforhold>) oppsummeres det konklusjoner fra etablering og overvintring av luserne i ulike forsøksfelter og også i forhold til sorter, men det er ikke noe konkret om effekter på jord. Prosjektet OPTIKORN, koordinert av NIBIO, skal undersøke blant annet effekter av dekkvekster på jord, og et annet pågående prosjekt, SoilCare (finansiert av EU), skal teste blant annet effekter av dekkvekster som inkluderer planter med omfattende rotsystemer som rybs og luserne på ulike jordegenskaper.

### 9.5 Modenhet for implementering i norsk landbruk mot 2030

Foreløpig har vi for lite data til å tallfeste effekten av å implementere bruk av planter med dype rotsystemer i norsk landbruk. Resultater fra de nevnte prosjektene vil bidra til å bygge opp nyttig

kunnskap når det gjelder dyrking av planter med dype rotsystemer under forskjellige forhold (klima, jordtype, m.m.), noe som vil bidra til å utbre bruk av dette tiltaket i Norge.

## 9.6 Målbarheten ift. klimarapportering

Effekten av tiltak som dette er per i dag ikke implementert i metodikken for det offisielle klimagassregnskapet under FNs klimakonvensjon. IPCC (International Panel for Climate Change) jobber nå med en oppdatert versjon av det regelverket som blir brukt i dag (2006 IPCC Guidelines), og som skal forbedre estimater fra de ulike sektorene (2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/home/2019refinement.html>). Det er stadig usikkert hvordan konkrete forbedringer kommer til å fange opp tiltak i blant annet jordbruket. Dokumentet skal vedtas i mai 2019.

Det finnes veldig lite data internasjonalt på karbonlagringspotensialet av arter med dype røtter. En grunn til dette er at måling av karboninnhold i de dypere jordlagene koster mye og er utfordrende.

## 9.7 Forskningsbehov

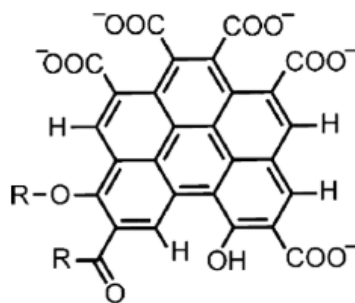
Det som skjer med røtter i dypere jordlag er en av de dårligst forståtte karbonlagringstiltakene, og forskningsbehovet er stort (CIRCASA Prosjekt, Årsmøte, Cali Colombia, februar 2019). I Norge trenger vi å kartlegge hvilke arter som har størst potensial for karbonlagring i jord vha. omfattende og dype rotsystemer, som for eksempel luserne, rybs, strandsvingel og bladflaks.

# 10 Bruk av biokull

Adam O'Toole, NIBIO

## 10.1 Generell beskrivelse

Biokull er de forkullede restene som gjenstår etter at biomasse har blitt varmet opp i en O<sub>2</sub>-fattig atmosfære ved temperaturer høyere enn 370 °C (Mašek mfl., 2013, Budai mfl., 2016). Prosessen kalles pyrolyse og fører til en spaltning av biomasse i tre faser: gass, væske og fast form (biokull). Under pyrolysen løses mesteparten av H<sub>2</sub> og O<sub>2</sub> ut i gassfasen, og gjenstående karbon i biokullet organiserer seg heksagonalt i ringer som ligner på bikuber (Fig.10.1) Disse ringene (også kalt aromatiske ringer) blir mer motstandsdyktige mot biologisk nedbryting sammenlignet med karbon fra ubehandlet biomasse, og er årsaken til at biokull kan bevares lenge i jorda og naturen.



Figur 10.1. Aromatiske karbonringer

(Kilde: Mao mfl. 2012)

Et eksempel på biokulls lange levetid finner man fra arkeologiske kullgroper i Norge, hvor det er bevart trekullrester flere hundre år etter at folk produserte trekull for fremstilling av jern (Narmo, 1996). Et annet eksempel er i midt-vesten i USA, hvor regelmessig brann på gresslettene over tusenvis av år førte til en akkumulering av gresskullrester i jordsmonnet, hvor det har blitt estimert at opptil 38 % av dagens jordkarbon stammer fra biokull-karbon fra brann (Mao mfl., 2012). I Brasil har det blitt oppdaget forekomster av uvanlig fruktbar jordtyper, som ble skapt av mennesker som levde i tett befolkede områder i regnskogen. Jordtypen kalles «*terra preta*» (svart jord), hvor biokull utgjør opptil 45 % av karbon-innholdet (Mao mfl., 2012), som trolig er årsaken til at jorda har beholdt sin fruktbarhet langt over det som er vanlig for tropiske jordsmonn (Glaser mfl., 2012).



Figur 10.2. Jordprofiler av Antrosol i Australia (til venstre) og terra preta-jord fra Brasil (til høyre) hvor biokull har akkumulert på grunn av menneskelig aktivitet over langt tid. (Bilde: Downie, 2011, and Glaser, B, mfl. 2001, med tillatelse).

Oppdagelsen av terra preta-jord og lignende jordtyper rike på biokull inspirerte flere forskere til å undersøke om det var mulig og gjennomførbart å produsere og ta i bruk biokull på en mer systematisk måte. Formålet med dette var å øke karbonlagring i jord, og dermed bidra til å redusere CO<sub>2</sub> i atmosfæren og bremse klimaendringer (Lehmann mfl., 2006, Woolf mfl., 2010). I de siste 10 årene har det foregått en formidabel forskningsinnsats over hele verden for å undersøke dette temaet nærmere (Verheijen mfl., 2014), både i forhold til agronomisk virkning (Jefferey mfl., 2017), og for å verifisere potensialet for bruken av biokull som en karbon-negativ klimaløsning (Smith mfl., 2016). I dette samlede forskningsarbeidet har forskere undersøkt flere nøkkelspørsmål relatert til biokullets nytte som et klimatiltak, blant annet:

1. Hvor stabilt er egentlig biokull-karbon? Hvor mye av karbonet kan vi forvente er igjen etter 100 år?
2. Hvor stabilt er biokull-karbon på tvers av ulike råstoffer, pyrolysemetoder og reaktortemperaturer?
3. Etter tilsetning i jorda, hvordan påvirker biokull omdanningshastighet av organisk karbon som allerede er tilstede (Såkalte «primingseffekt»)?
4. Hvordan påvirker biokull utslipp av andre drivhusgasser (N<sub>2</sub>O)?
5. Hva er netto klimaeffekt fra et livsløpsperspektiv når alle nevnte faktorer er tatt i betraktning?

Svar på disse spørsmålene vil gi en grundig bakgrunn for å evaluere i hvilken grad biokull er egnet som et karbonlagringsmateriale. Fagstoff som blir gjennomgått i denne utredningen kommer hovedsakelig fra metaanalyse og nøkkelstudier på temaene biokull karbon-stabilitet og priming fra anerkjente tidsskrifter og fagekspertter i utlandet, samt de fåtalls studier som er utført på biokull i Norge.

## 10.2 Hvordan måler man biokulls karbon-stabilitet?

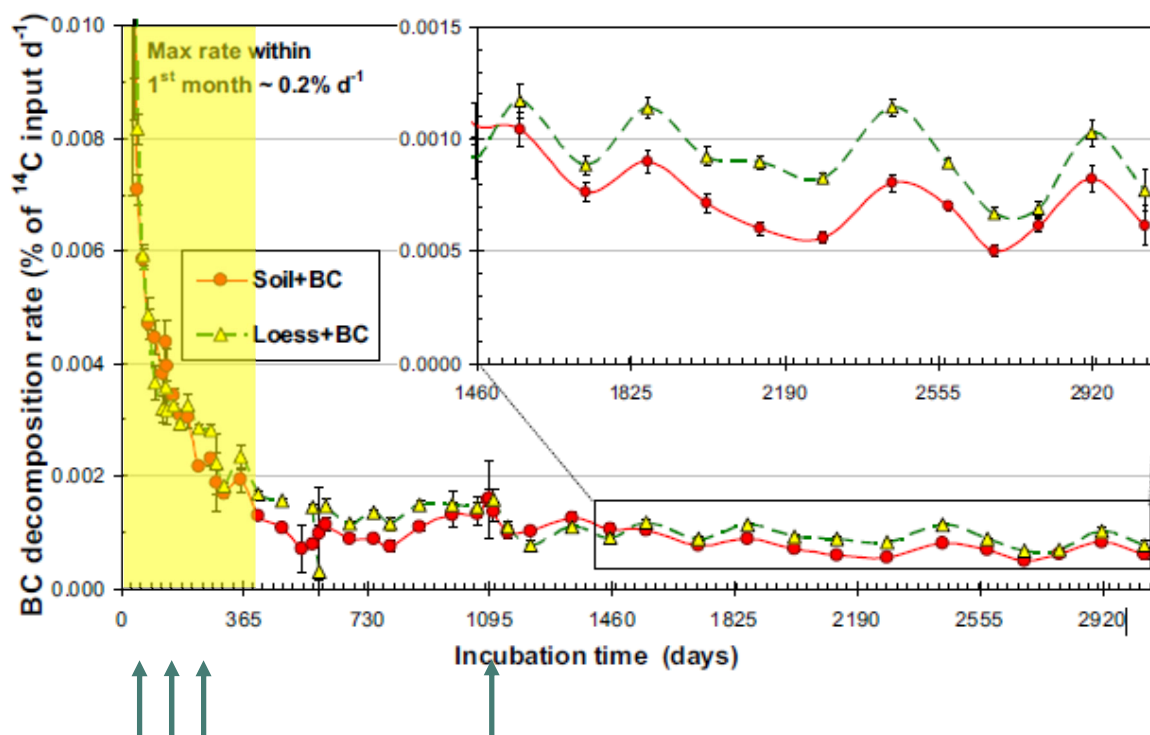
Selv om vi finner bevis for biokullrester i jord etter flere hundre eller tusen år, er det umulig å vite nøyaktig hvor mye biokull som opprinnelig var tilstede og hvor mye som har gått tapt siden. For å gi et estimat av stabilitet og nedbrytningshastighet, bruker forskere flere metoder som kan grupperes under to tilnærminger (indirekte og direkte):

1. En **indirekte** tilnærming tar i bruk karakterisering og studie av de kjemiske egenskapene av nylig produsert biokull, og sammenligner med de kjemiske egenskapene som kjennetegner arkeologiske kullprøver og andre black karbon-materialer (brunkull, sot) som har lang oppholdstid i miljøet. En annen indirekte metode er akselerert oksidering av biokull med H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> eller K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>, som gir et estimat av lett nedbrytbart karbon og ved subtraksjon av den stabile C-andelen (Cross og Sohi, 2013).
2. En **direkte** tilnærming tar direkte målinger av CO<sub>2</sub> som oksideres fra biokull når det er inkubert i jord under kontrollerte forhold. Metoder med stabile isotoper er ofte brukt for å angi mengden CO<sub>2</sub> som kommer fra mineralisering av henholdsvis biokull-karbon eller jord organisk-karbon. Eksperimentperioden er ofte begrenset i tid (0,5-10 år), og derfor er modeller tatt i bruk for å estimere nedbrytningshastighet av biokull-karbon over lengere tidshorisonter. Det er i disse studiene at man finner estimater for biokullets gjennomsnittlige oppholdstid (mean residence time (MRT)) eller halveringstid. (For mer informasjon om metoder for å måle stabilitet av biokull-karbon, se Leng mfl., 2019).

### 10.3 Hvor stabilt er egentlig biokull?

Selv om det forventes at biokull forbilr mye lengre i jord enn ubehandlet biomasse, vil det ikke være der for alltid. Enkelt sagt består biokull av tre fraksjoner med forskjellig gjennomsnittlig oppholdstid (MRT): Labilt; <1 år, semi-stabilt; 10-100 år, og stabilt; 100-4000 år (Wang, mfl., 2016, Lehmann, mfl., 2015). Den stabile andelen dominerer i biokull (Zimmerman og Ouyang, 2018), men store variasjoner i gjennomsnittlig levetid kan oppstå mellom forskjellige typer biokull. Dette kan forklares av ulike parametere som inngår i produksjonen av biokull (råstofftype, reaktortemperatur, pyrolysemetoder) og de miljø- og lagringsforholdene som biokull eksponeres for (oksygen, jordtyper, temperatur, fuktighet, mikrobielle forhold osv.). Den labile andelen av biokull er lett tilgjengelig for mikrober som en energikilde, som vist av Zimmermann (2010) som observerte en dobling av nedbrytningshastigheten av biokull-karbon i biologisk aktiv jord sammenlignet med sterilisert jord. Den stabile andelen består av kondenserte aromatiske ringer, hvor det er vanskelig for mikrober å åpne bindingene mellom karbonatomene. Over tid kan disse aromatiske ringene gjennomgå både fysiske og kjemiske endringer, som vil gjøre det lettere for noen mikrober å få tak i karbonet som en energikilde.

I de mest langvarige inkubasjonsstudiene av biokull-karbon-stabilitet, fant Kuzyakov mfl. (2014) at 6% (eller 0,7%/år) av biokull-karbon var oksidert til CO<sub>2</sub> i løpet av 8,5 år. Mesteparten av nedbrytningen skjer i de første årene (Fig. 10.2), fordi biokull også inneholder en mindre andel av karbon-holdige substrater (lipider og polysakkarider) som er tilgjengelige for mikrobene (Kuzyakov mfl., 2014). Etter ett år er mesteparten av disse lett tilgjengelige karbon-substratene spist opp av mikrobene, og nedbrytningshastigheten for det resterende biokullet synker raskt (Fig. 10.2). Dette fenomenet er også bekreftet i en norsk studie hvor både nedbrytning av biokull og priming av karbon i jord avtok etter 1 år (Budai mfl., 2016).



Figur 10.2. Nedbrytningshastighet av biokull (% av opprinnelig biokull-karbon tilsatt). Pilene indikerer når tilsetning av glukose og fysisk forstyrrelse fant sted i studieperioden (Kuzyakov, 2014 [med tillatelse]).

### 10.3.1 Stabiliteten av Biokull-karbon på tvers av pyrolysemetoder, reaktortemperaturer og ulike råstoff

Hvis biokull skal brukes aktivt som en måte å øke karbonets oppholdstid i jorda, er det viktig å vite hvordan følgende faktorer i produksjonsprosessen bidrar til høy karbon-stabilitet:

#### 10.3.1.1 Pyrolysemetoder og -temperatur

Reaktortemperatur og -oppholdstid under pyrolyse viser seg å være de avgjørende faktorene for stabilisering av biokull-karbon (Crombie mfl., 2013). Pyrolyse er en eksoterm reaksjon, og når temperaturen har steget over en viss terskel blir O<sub>2</sub> og H<sub>2</sub> drevet ut i gassfase, og aromatisk karbon vil bli dannet i større grad. For å undersøke nærmere terskelen hvor aromatisk karbon dannes, lagde Budai mfl. (2016) biokull fra to råstoffer (maiskolber, og miscanthus gress) ved bruk av tre pyrolysemetoder (hydrotermisk-, flash- og sakte pyrolyse), og ved ti ulike temperaturer mellom 250 og 796 °C. Tilstrekkelig C-stabilitet ble oppnådd ved pyrolysereaktortemperaturer >370 °C (Budai mfl., 2016). Dette er et viktig funn, fordi økninger i reaktortemperatur fra 350 til 450 °C vil føre til at utbyttet av biokull fra biomasse reduseres med ca. 25%, som påvist av Mašek mfl. (2013).

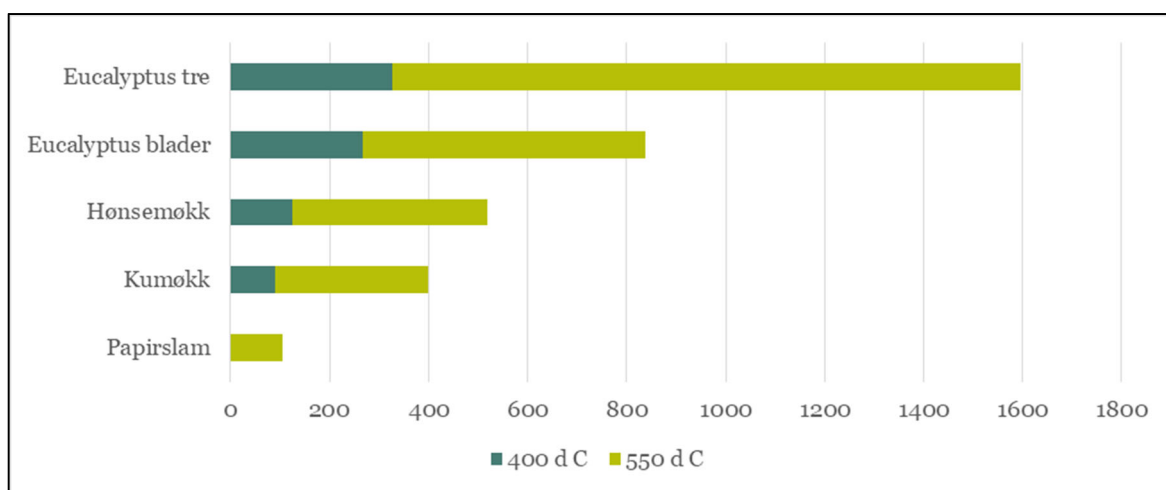
Hydrotermisk pyrolyse er en metode for behandling av våt biomasse, hvor temperaturen stiger til ca. 250°C under trykk. Biokull laget fra denne prosessen (kjent som HTC-char) har et karboninnhold som er mer tilgjengelig for mikrobiell nedbrytning (Malghani mfl., 2013), og sluttproduktet har vist å forårsake spirehemming i planter på kort sikt. Derfor er konvensjonell pyrolyse ved bruk av tørr biomasse ansett å være mest aktuell å ta i bruk av de tilgjengelige pyrolysemetodene. Gassifisering er en annen metode som kan brukes, og hvor hovedproduktet er syntesegasser (H<sub>2</sub> og CO), med en mindre andel biokull (ca. 10%). Dette er mest aktuelt der hensikten er å produsere biodrivstoff fra raffinering av syntesegassene. Hvis biokull fra gassifisering skal brukes innen landbruk, må det sjekkes at innholdet av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) ikke er for høyt, siden relativt høye



mengder PAHs har blitt funnet i biokull fra gassifiserings sammenlignet med biokull laget fra langsom pyrolyse (Hale mfl., 2012; Schimmelpfennig og Glaser, 2012)

### 10.3.1.2 Råstoff

Det er mange forskjellige råstoffer som kan forkulles og som kan være aktuelle i Norge, inkludert: treflis, halm, kornavrens, hestemøkk, sautalle, avtørket biorest, fiskeslam og avløpsslam. Generelt kan det forventes at råstoff med høyt karbon- og lavt mineralinnhold, som for eksempel tre, er mer stabilt enn mineralrike råstoff som slam og møkk (Fig. 10.3) (Singh, mfl., 2012; Schimmelpfennig og Glaser, 2012).



Figur. 10.3. Gjennomsnittlig oppholdstid (år) for biokull-karbon fra ulike råstoff pyrolysert ved 400 og 550 °C ( data fra Singh mfl. 2012 – 5 års inkubasjonsstudie)

### 10.3.1.3 Effekt av biokull på omdanningshastighet av organisk karbon (mold) som allerede finnes i jorda («primingeffekt»)

Biokull har blitt påvist å føre til både redusert (negativ priming) og akselerert (positiv priming) nedbrytning av organisk karbon som allerede finnes i jorda (Zimmerman, 2010). Årsakene til dette er komplekse, og effektene skyldes interaksjoner mellom jordforhold, typen biokull, mikrobielle forhold og tilstedeværelse av andre karbon substrater (roteksudater, planterester). Det har blitt utført to metaanalyser som oppsummerer effekten av biokull på nedbrytningshastigheten til karbon i jord. Metaanalysen utført av Maestrini mfl. (2015) analyserte data fra 18 studier og konkluderte at biokull førte til økt nedbrytning av mold på kort sikt rett etter tilsetning i jorden (under 20 dager), men at det generelt var en opphoping av organisk karbon på lengere sikt i jord tilsatt biokull. Weng mfl. (2017) bekreftet denne økningen av total mengde karbon i jord over tid som resultat av tilført biokull, ved observasjoner av mer stabilt humus-karbon i en tropisk ferrasol-jord 9 år etter at biokull ble tilsatt. Dette er et eksempel på «negativ priming» hvor tilstedeværelse av biokull fører til større binding av karbon i jord enn i jord uten biokull.

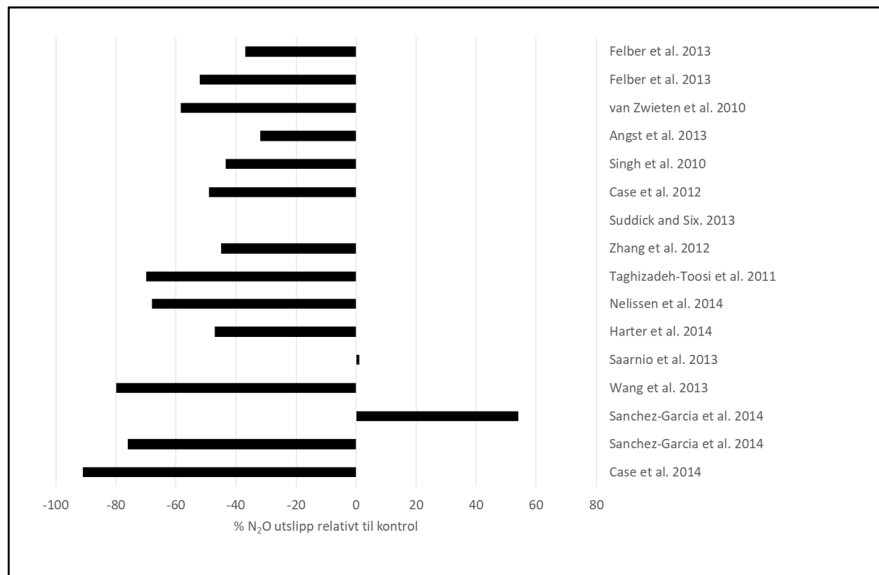
De fleste studier som har blitt gjort på dette temaet ble utført i laboratorier under optimale nedbrytningsforhold (20-30 °C og med optimalt vanninnhold for mikrobiell aktivitet). Under optimale nedbrytningsforhold estimerte Kuzyokov (2014) en gjennomsnittlig oppholdstid (MRT) på 200 år. Studien viser også at biokull med høyere andel av biotilgjengelig karbon i større grad vil forårsake økt nedbrytning av humus. Nyere forskning har kastet lys på de mikrobielle prosessene som forårsaker enten positiv eller negativ priming av organisk materiale i jord etter tilsetning av biokull. Zimmerman og Ouyang (2019) viste i et inkubasjonseksperiment at typen karbon-substrat (labilt kontra semi-

labilt) som er tilstede i jorda har stor betydning for i hvilken grad biokull angripes av mikrobiell nedbryting, slik at mer lett nedbrytbart karbon gir større nedbryting av biokull gjennom gjennom såkalt co-metabolisme.

### 10.3.2 Effekt av biokull på utslipp av andre drivhusgasser (N<sub>2</sub>O)<sup>3</sup>

Effekten av biokull på N<sub>2</sub>O-utslipp er tidligere undersøkt av NIBIO. Vi målte N<sub>2</sub>O-gass fra forsøksfelt på NMBU campus Ås i 2012 og 2014, ved bruk av standardiserte metoder for måling av drivhusgasser fra jord. I 2012 var akkumulert N<sub>2</sub>O-utslipp 27 % og 45 % lavere i de to biokullfeltene sammenlignet med kontrollfeltet. Men på grunn av høy variabilitet innenfor hvert delfelt var disse forskjellene ikke statistisk signifikante, og bør dermed betraktes som generelle trender heller enn effekter. I våte perioder, hvor denitrifikasjon og høyt N<sub>2</sub>O-utslipp ofte finner sted, observerte vi at nylig tilført biokull i større grad hemmet dannelse av N<sub>2</sub>O enn biokull som hadde vært i jorda siden 2010. Vårt arbeid tyder på at tilsetning av biokull ihvertfall ikke vil føre til høyere N<sub>2</sub>O-utslipp fra jord, og gir derfor større sikkerhet for biokullets totale bidrag til et positivt klimaregnskap i et livsløpsperspektiv (O'Toole mfl., 2016).

En gjennomgang av litteratur som omhandler effekter av biokull på N<sub>2</sub>O-utslipp er oppsummert i Fig 10.4. De fleste studier er laboratorieforsøk, og et mindre antall er feltforsøk med maks varighet på to år. Generelt vises det at biokull bidrar til en reduksjon i N<sub>2</sub>O-utslipp, men med mindre utslag for feltforsøk. Redusert effekt i felt er forventet på grunn av økt variasjon i jord- og værforhold, og ujevn innblanding av biokull i feltjord sammenlignet med jordblandinger brukt i laboratorieforsøk. Innenfor hvert forsøk kan man se at biokull i noen tilfeller også har ført til økt N<sub>2</sub>O-utslipp, ofte fordi biokullet i slike tilfeller har vært laget av et nitrogenrikt råstoff, for eksempel strø fra fjørfeproduksjon.



Figur.10.4. Litteraturgjennomgang av studier som har undersøkt effekten av biokull på N<sub>2</sub>O-utslipp. (- = reduksjon / += økning i N<sub>2</sub>O pga. biokull).

<sup>3</sup> I dyrket mineraljord er CH<sub>4</sub>-utslippene ubetydelige, derfor ser vi her kun på effekt av biokull på N<sub>2</sub>O-utslipp

#### 10.3.2.1 Netto klimaeffekt i et livsløpsperspektiv når alle nevnte faktorer er tatt i betraktning?

Tidligere studier som har vurdert biokullets klimaeffekt via vurdering av hele livsløpet, viser at effekten i klimagassreduksjon i snitt er ca. 1 tonn CO<sub>2</sub>/tonn råstoff som blir brukt til biokullproduksjon, eller ca. 3 tonn CO<sub>2</sub>/tonn produsert biokull (begge målt i CO<sub>2</sub>-ekvivalenter) (Tabell 10.1)

Tabell 10.1. Scenarier for CO<sub>2</sub>-ekv-reduksjonseffekt i biokullsystemer (beregnet via livsløpsanalysemetodikk)

CO <sub>2</sub> -ekv t <sup>-1</sup> råstoff	CO <sub>2</sub> -ekv t <sup>-1</sup> biokull produsert	Land	Referanser
-	2,7	Chile	Muñoz mfl., 2017
1	3	UK	Hammond mfl., 2011
1,1	3,3		McCarl mfl., 2009
0,8	2,4	USA	Roberts mfl., 2010
<b>GJ. snitt</b>	<b>1</b>		<b>3</b>

(tabellen gjentrukket fra Bardalen mfl. 2018)

Ulike scenarier (råstofftype, energisubstitusjon, avlingseffekt) og systemgrenser er årsak til at det kan oppstå forskjeller mellom livsløpsanalyser, men bruk av gjennomsnittstall kan være en forenklet måte å beregne teoretisk potensial i Norge. Livsløpsanalyser tar i betraktning mange faktorer som ikke nødvendigvis er koblet til karbonlagring i jord. Siden denne utredningen handler om karbonlagring i jord, bruker vi derfor en konverteringsfaktor på 3,66 for karbon til CO<sub>2</sub> i de følgende beregningene, heller enn 3,0 som er brukt i Tabell 10.1.

### 10.3.3 Hovedkonklusjon fra samlet forskning

Ut fra samlet forskning er hovedbudskapet en bekreftelse på at mesteparten av biokull-karbonet blir værende i jorden i mer enn 100 år. Det oppstår mer usikkerhet rundt hvor mye humus som blir raskere nedbrutt eller motsatt (positiv kontra negativ priming), men generelt er det observert at positiv priming kun skjer de første årene, på grunn av en lav andel labilt karbon som finnes i biokull. Dette kompenseres muligvis av en kortsiktig reduksjon av N<sub>2</sub>O, som har blitt påvist i de fleste studier som har målt effekt av biokull på N<sub>2</sub>O. En forenklet måte å betrakte problemstillingen er derfor å se bort fra både de kortsiktige effektene av positiv priming og redusert N<sub>2</sub>O (som nuller hverandre ut), og kun vektlegge den stabile karbon-andelen i biokull når vi regner ut biokullets potensial for karbonlagring i jord.

## 10.4 Egnethet for norske forhold og modenhet for implementering i norsk landbruk mot 2030

Biokull finnes allerede i norsk jordsmonn, som rester fra halmbrenning og tidligere skogbranner. Tiltaket er ikke begrenset av klimatiske eller værmessige forhold. Biokull- og pyrolyseteknologi er også egnet i Norge på grunn av et stort behov for biovarme til oppvarming av boliger, driftsbygninger, og andre bygg (f.eks. biokull-fjernvarmeanlegg i Sandnes kommune [et. 2018]). Pyrolyseteknologi som produserer biokull og varme er relativt enkelt og billig sammenlignet med teknologi som konverterer pyrolysegass til elektrisitet eller drivstoff. Land lengere sør som ikke har like stort behov for varme må derimot sikte mot elektrisitets- eller drivstoffmarkeder for energi som biprodukt ved biokullproduksjon, hvis målet er å utnytte biomasse på en effektiv måte. Bruk av enklere teknologi som produserer kun biokull og varme, kan bety at Norge og land som har behov for varmeenergi har et fordel om de setter igang biokullsystemer raskere enn land nærmere Ekvator. Norge har i dag et stort overskudd av biomasse som kan brukes til bioenergiformål. Det er estimert at 22 TWh potensielt kan

utnyttes til bioenergi i Norge (Melbye mfl., 2014), og i 2016 ble kun 12,9 TWh av dette utnyttet (SSB, 2017).

Det er også viktig å påpeke at Norge i verdenssammenheng har et unikt institusjonelt samarbeid mellom landbruksektoren og Staten. De årlige jordbruksforhandlingene som bl.a. avtaler overføring av tilskudd til bønder for matproduksjon og miljøtiltak, gjør det mulig å prioritere bruk av biokull i norsk landbruk for lagring i jord, hvis Staten og næringen er enig i at dette er et fornuftig veivalg. I den nye regjeringsplattformen som ble forhandlet frem nylig mellom de fire høyre-sentrums-partiene, ble biokull og jordkarbon nevnt direkte som et av miljø- og klimatiltakene som det skal satses videre på:

«Regjeringen vil ... bidra til å utvikle enklere teknologier for karbonfangst og -lagring som bruk av biokull, og nye jordbrukspraksiser som fører til økt karbonbinding i jord.» (Granavolden-plattformen, 2019, s.86).

### 10.4.1 Produksjon av biokull krever investering i teknologi

Investering i moderne pyrolyseteknologi er en forutsetning for å lykkes med bruk og utvikling av biokull som et klimatiltak i landbruket. Siden Klimakur-rapporten i 2010 har det skjedd mye på teknologifronten, og det er nå mange flere valgmuligheter mht. teknologi enn det var i 2010. I Norge er NIBIO kjent med tre selskaper som jobber med utvikling av pyrolyseteknologi:

1. Standard Bio, som utvikler en biokullbasert organisk gjødselvarer i Bø, Telemark
2. AquaGreen Norge AS, som utvikler en damptørke og pyrolyseenhet for fiskeslam i Lofoten
3. Helge Hauge (Sætre), som utvikler en biokull/varme-batchovn som bruker greiner og hogstavfall.

Det planlegges bygging av en stor 2.gen. biodrivstoff-fabrikk av Biozin Holding AS i Åmli, som kan produsere opptil 35 000 tonn biokull per år, men deres plan er foreløpig å forbrenne biokull til produksjon av strøm for eget bruk (pers. comm. Thomas Skadal CEO, Biozin 22.12.18). Derfor vil ikke dette anlegget bidra til produksjon av biokull for markedet i Norge.

I Europa er det flere firmaer som har kommet lengere i kommersialisering av pyrolyseteknologi. Pyreg GmbH fra Tyskland er et eksempel, og deres maskin som passer inn i en fraktbeholder kan produsere opptil 300 tonn biokull/år, og koster omtrent 4,4 M NOK.

I tillegg til bedre pyrolyseanlegg trenger vi bedre teknologi for å lage gjødselprodukter med biokull. Til tross for de positive sidene ved biokull som klimatiltak har satsingen på biokull ennå ikke kommet så langt. Dette skyldes blant annet at bruk av ubehandlet biokull har relativt liten dokumentert effekt på å øke avlinger (O'Toole mfl., 2018). En mulighet er å utvikle gjødselprodukter med biokull - en kombinasjon av biokull og næringsrikt organisk materiale – som utnytter synergier ved biokull som absorbent for å redusere tap av næringsstoffer, og dermed bli en positiv løsning for både plantevekst og karbonlagring. Dette forskes det på i prosjektet CARBO-FERTIL ([www.nibio.no/carbo-fertil](http://www.nibio.no/carbo-fertil)) og utvikling er underveis industrielt (Standard Bio)

I 2019 ble Norsk biokullnettverk dannet. Nettverket er organisert administrativt gjennom Norsk Bioenergiforening (NOBIO), og består av ulike aktører fra næring, forskning, og bondeorganisasjonene. Deres mål er å samle aktører fra biokullverdikjedene i Norge og akselere utviklingen så at biokull kan bidra som en viktig klimaløsning for Norge. Nettverket vil være et viktig bindeledd for å koble interesserte aktører til relevant kunnskap, kompetanse og teknologi som trengs for igangsetting av nye prosjekter.

#### 10.4.1.1 Teknologikapasitet vs. utnyttbar biomasse

Hvis 10% av de tilgjengelige sekundærstoffene ble utnyttet til biokullproduksjon i Norge, ville det kreve etablering av 500 Pyreg biokullanlegg som produserer 300 tonn biokull/år, samt en total investering på 2,2 Mrd Kr. Dette innebærer en ca. 30% økning i bygging av gårdsvarmeanlegg utover de ca. 1 800 anleggene som eksisterer i Norge i dag (<http://norskebioenergianlegg.no>).

#### 10.4.1.2 Målbarehet ift. Klimarapportering

Biokull har noen fordeler med rapportering sammenlignet med andre tiltak, siden den mengden karbon som er stabilisert i biokull i teorien kan bokføres basert på kjennskap til produksjonsprosessen, f.eks. reaktortemperatur og kjemisk innhold i biokullet f.eks.  $H/C_{org}^4$ . Andelen av biokull-karbon som er stabilt mer enn 100 år har en sterk korrelasjon med  $H/C_{org}$  og  $O/C^5$ - forholdene i biokull (Budai mfl., 2013). Det har blitt foreslått internasjonalt å ta hensyn til biokull i den nye IPCC-protokollen «2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories», men utfallet og formuleringen er fortsatt usikre.

Tidsperspektivet med biokull som klimatiltak er det også viktig å ta hensyn til. Det kan oppstå en «karbondjeldsperiode» for konvertering av greiner og toppler (GROT) til biokull sammenlignet med det alternative scenarioet hvor GROT råtner sakte over mange år på skogbunnen. Bioressurser som allerede er tatt ut av naturen og hvor karboninnholdet returneres til atmosfæren innen 5-10 år (sagbruksavfall, bark, returvirke, hageavfall, halm, heste- og hønsemøkk, kjøttbeinmel osv.), kan være et sikrere råstoff for klimatiltak via biokull innen 10 år, mens biokull fra GROT trolig kan oppnå en karbonbesparelse først etter 20 år. Hvis alternativ bruk for GROT blir bioenergi ved flisfyring er derimot klimagevinsten umiddelbar. Dette skal beskrives nærmere av NTNU i en livsløpsanalyse i CarboFertil-prosjektet ledet av NIBIO i perioden 2018-2022.

### 10.4.2 Karbonlagringspotensial basert på tilgjengelig råstoff

Biokull har tidligere vært utredet i Klimakur 2020-rapporten som klimatiltaket med størst teoretisk potensial for et forbedret klimaregnskap i norsk landbruk (-560 000 t CO<sub>2</sub>). Tallet var basert på konvertering av 75% av halm fra landbruk til biokull. En Bioforsk-rapport (Grønlund, 2010) var grunnlaget for estimatet i Klimakur 2020 av biokullproduksjon og CO<sub>2</sub>-ekv reduksjonspotensial, der mengde biomasseressurser tilgjengelig for biokullproduksjon ble estimert til å være 1 M tonn halm per år. Estimater var en forenklet beregning basert på gjennomsnittlig halmmengde produsert per dekar totalt kornareal (-25% svinn). En nyere studie av Belbo mfl. (2014) dokumenterte halmressurser og kostnader på syv bioenergisystemer i Sør Øst Norge over tre år. Det ble rapportert at halmmengden som er forsvarlig å bruke for bioenergi er ca. 400 000 tonn/år (etter at andre viktige og alternative bruksområder har blitt dekket – fôring, husdyrstrø og vedlikehold av jordkvalitet). Belbos studie viser derfor at mengde halm som er (bærekraftig) tilgjengelig for biokullproduksjon er under halvparten av det som tidligere har vært anslått i Grønlund (2010), og som ble brukt som grunnlag i Klimakur 2020-estimatene.

Det oppsto en kritisk grovfôrmangel i 2018 på grunn av langvarig tørke som rammet Norge og Nord-Europa. Dette førte til at mye av halmen ble ammoniakkbehandlet og brukt som fôr. Hvis tørkeperioder rammer grovfôrproduksjonen i framtiden med større frekvens, kan dette bety at mer av

---

<sup>4</sup>  $H/C_{org}$  er hydrogen til karbonforhold og kan bli brukt som en indikator på forbrenningsgrad. Lavere verdier er på grunnen av mindre Hydrogen til karbon og reflektere at Hydrogen er tapt gjennom forbrenning mens karbon er bevart.

<sup>5</sup>  $O/C$  er Oksygen til karbonforhold og viser omtrent det samme som  $H/C_{org}$ .

halmressursene blir brukt til fôr og dermed vil være mindre tilgjengelig som bioenergiressurs. Alternativt kan det stimuleres til økt grovforproduksjon på grasarealer ved å endre arealtilskudd i retning produksjonstilskudd, noe som vil redusere bruken av halm til fôr og frigjøre halm til biokull.

#### 10.4.2.1 Sekundære skogressurser, hestemøkk + halm som biokullråstoff

I tillegg til halm er det svært sannsynlig at skogsflis blir brukt som biobrensel til pyrolyseanlegg. Omfanget og tilgjengelighet av sekundære skogressurser for produksjon av bioenergi (og biokull) er oppdatert i NIBIO-rapporten Alfredsen mfl. (2018). Et sammendrag av mengde råstoff som beskrevet i rapporten er gitt i tabell 10.2. Hestemøkk med kutterflis er en bioressurs som finnes i store mengder i Norge og er lite utnyttet. Møkkhauger er et vanlig syn utenfor hestegårder og har i noen tilfeller blitt identifisert som en kilde til forurensing av vassdrag (Paruch mfl., 2016). Det er estimert at det finnes ca. 125 000 hester i Norge (Vik og Farstad, 2012), som hver produserer ca. 35 kg møkk/døgn (med 35% TS) (Hofstad, 2018). Det utgjør ca. 500 000 t (TS)/år av materiale som potensielt kan brukes til biokullproduksjon. Vi gjør et konservativt anslag på at kun 50% av oppført råstoff i Tabell 10.2 er tilgjengelig for biokullproduksjon for å ta hensyn til alternative bruksområder.

Tabell. 10.2. Teoretisk CO<sub>2</sub>-ekv reduksjons potensial knyttet til biokull produksjon fra halm og skog ressurser

Råstoff	M fm <sup>3</sup>	Mt (0,4 x fm <sup>3</sup> )	Biomasse tilgjengelig for biokull produksjon (Mt) (forutsettes maks 50% utnyttelse av råstoff)	Potensial Biokull produksjon (Mt) (ca. 30% utbytte fra biomasse)
GROT <sup>1</sup>	3,7	1,48	0,74	0,22
Bark <sup>1</sup>	0,47	0,19	0,095	0,03
Sagflis <sup>1</sup>	0,4	0,16	0,08	0,02
Hestemøkk med kutterflis <sup>2</sup>		0,5	0,25	0,08
Halm*		0,93	0,4	0,12
<sup>1</sup> Sum fra skogråstoff			<b>1,17 Mt biomasse</b>	<b>0,35 Mt biokull</b>
<b>Totalt</b>			<b>1,57 Mt biomasse</b>	<b>0,47 Mt biokull</b>

\*Tilgjengelighet av halm (som tar hensyn til alternativt bruk og bærekraft) antatt fra Belbo (2014)

<sup>2</sup>Hestemøkk mengde basert forutt 35kg/døgn avføring (35% TS) x 125 000 hester i Norge (Vik og Farstad, 2012; Hofstad, 2018)

Basert på metaanalyse-resultater (Lehmann mfl., 2015) antar vi at omtrent 70% av opprinnelig karbon i biokull fortsatt er igjen i jorden etter 100 år (C100). Vi antar også at karbon-innholdet i biokull er 75%. Ligningen for å regne ut karbonlagringspotensialet av biokull blir derfor:

$$\text{Biokull-karbon lagringspotensial} = \text{Årlig biokullproduksjon (t)} \times \text{Biokull karbon (\%)} \times \text{Biokull C100}$$

Utregnet blir dette:

$$\begin{aligned} \text{Biokull-karbon lagringspotensial:} &= 0,47 \times 0,75 \times 0,7 \\ &= 0,25 \text{ M t C / år} \\ &\text{eller} \\ &= 0,90 \text{ M t CO}_2\text{-ekv. / år} \end{aligned}$$



Dette potensialet forutsetter at 50% av GROT, bark, sagflis, og hestemøkk/kutterflis + halm brukes. Hvis bruk av skogsråstoff reduseres til 10% av det som er tilgjengelig + GROT er karbonlagringspotensialet redusert til 0.1 M t karbon /år eller 0,37 M t CO<sub>2</sub>-ekv. /år.

Agronomiske forsøk med biokull i Norge (O'Toole mfl., 2018) viser at biokull kan tilføres i opptil 2,5 t karbon/daa uten uheldige effekter på avling. Derfor estimerer vi at minimum areal som trengs for å spre alt biokull som potensielt kan produseres er  $(210\ 000 / 2.5 = 84\ 000\ \text{daa})$  som tilsvarer kornarealet i Hedmark (2017, SSB).

## 10.5 Forskningsbehov

- Livsløpsanalyse av biokull-energisystemer
- Anvendt forskning i bruk av biokull i nye produkter – f.eks. dyrefôr, gjødselprodukter med biokull
- Optimalisering av pyrolyseprosessen og for-/etterbehandling for å produsere biokull på en slik måte at man kan forutsi sluttegenskaper og virkning for ulike anvendelser.
- Testing av karbonstabilitet av biokull basert på ulike råstoffvalg (avløpsslam, fiskeslam, treverk, halm)
- Videreføring av arbeid for kvantifisering av biokull i jord, og langtidsforsøk for måling av karbonstabilitet
- Effekt av fryse/tinemekanismer og jordfauna på fysisk nedbrytning som muligvis akselererer videre mikrobiell nedbrytning.

# 11 Omgraving av kultivert myrjord

*Samson Øpstad, NIBIO*

## 11.1 Generell beskrivelse

Det er utfordringer med drenering av kultivert myr og annen organisk jord knyttet til faktorene jord, klima, samspill jord x klima. Det er både agronomiske og miljømessige utfordringer. Agronomiske utfordringer er at infiltrasjonen av vatn i organisk jord er liten (Myhr, 1984), særlig på organisk jord med høy omdanningsgrad. Organisk jord har stor evne til å binde vatn, og fuktig organisk jord er utsatt for pakkingsskader, dårlig plantevekst og redusert avlingsmengde (Myhr og Njøs, 1983, Haraldsen mfl., 1995, Øpstad, 1991). Miljømessige utfordringer med drift av organisk jord er myrsynking og mineralisering av organisk materiale som frigir karbondioksyd (CO<sub>2</sub>). Det vil også være utslipp av metan (CH<sub>4</sub>) fra grøftene, og av lystgass (N<sub>2</sub>O). I Norge er det gjort registrering av myrsynking på ulike typer myr over lengre tid (Sorteberg 1983), og forhold som påvirker myrsynking og mineralisering. I Grønland mfl. (2008) estimerte man med grunnlag i modellberegninger det årlige CO<sub>2</sub>-utslippet fra myr-degradering etter drenering og dyrking til 1,8-2 million tonn CO<sub>2</sub> per år. I tysk myrforskning vart det på 1930-tallet konstatert at styring av grunnvassnivået i åpne kanaler kunne redusere myrsynkinga og mineraliseringa, og at driftsmåte med mange engår og lite åkerdrift reduserte mineraliseringa.

Jordforbedring av myrjord, med tilførsel av- og innblanding av sand og anna mineraljord i myrjord er undersøkt i flere forsøk i Norge i ulike tidsbolker (Hovd, 1938, Hestetun, 1976, Sveistrup og Haraldsen, 1995, Sognnes mfl., 2006) og andre nordiske land (Pessi, 1956), Tyskland og Nederland. Tilførsel av- og innblanding av mineralmasse har positiv effekt på jordfysiske- og hydrologiske forhold, gir større jordfasthet og bæreevne, høyere jordtemperatur i vekstida og større avling.

I nyere forskning er det undersøkt utslipp av klimagasser (GHGs) fra drenert organisk jord. Størst fokus og flest studier har vært på djup myrjord. Leiber-Saukeitl (2014) fant i en undersøkelse i Nord Tyskland høyt utslipp av klimagasser der sand var blandet inn i det øverste myrjordlaget og grunnvassnivået var mellom 14 og 39 cm under overflata. Utslippstoppen av klimagasser under slike forhold var høye. Innblanding av sand i myrjord er derfor ikke et klimagassreduserende tiltak. Tiermeyer mfl. (2016) fant i en omfattende analyse av data fra flere forsøk i Tyskland, større utslipp av klimagasser i drenert rikmyr (både djup og grunn myr), enn i næringsfattig myr..

## 11.2 Hvordan tiltak koples mot de kjente mekanismer for stabilisering av organisk karbon i jord

Omgraving som dreneringsmåte er aktuell å bruke på tidligere grøftet og kultivert myr der dreneringstilstanden ikke lenger er tilfredsstillende og hvor det finnes mineraljord med drenerende egenskaper under. Metoden med omgraving av kultivert myr er at mineralmasse fra undergrunnen blir lagt som topplag oppå det organiske jorda (50-100 cm tjukt lag) og i skråstilte lag der vatnet kan drenere til undergrunnsjorda. Laget med mineralmasse bør være så tjukt at en ved jordarbeiding og drift på lang sikt ikke vil omkalfatre underliggende organisk jord. Ved omgraving som dreneringsmåte er det organiske materialet bedre beskyttet mot nedbryting. I naturlig situasjon er det lignende tilstand i begravd organisk materiale noe som forekommer vanlig m.a. i bredalføre og på elvesletter.

I mye av dyrka jord, særlig i det som utgjør de typiske grasdyrkingsområdene i fylkene langs kysten fra Sør-Vestlandet og nordover er det slik at innholdet av finkorna partikler som silt og leir øker nedover i jorda. Lignende situasjon er og vanlig forekommende i høyereliggende områder i innlandet. Innholdet av silt og leir er høyere i ulike B-sjiktet og C-sjiktet enn i A-sjiktet. Torvjord er i utgangspunktet nærmest fri for mineralpartikler, med mindre det har skjedd tilførsel ved vann (flom, overrisling) eller vind. I

dyrka torvjord/myr kan innblanding av mineralmasse i det organiske topplaget ha skjedd ved dyrking og drenering, og ved jordarbeiding seinere.

Potensialet for binding av karbon i mineraljord, og særlig mer langvarig binding, er knyttet til jordegenskaper og rotutvikling/underjordisk plantevekst (Rasse mfl., 2005, se innledning for beskrivelse av bindingsmekanismer). Ved omgraving av grunn- og mellomdjup myr ved ny drenering av tidligere dyrket myr blir mineralmasse fra B-sjikt og ofte mest fra C-sjikt lagt som et topplag oppå det organiske jorda. Torvjorda blir liggende under det som er grunnvassnivået hele- eller deler av året. Ved det er O<sub>2</sub>-innholdet og luftutveksling i- og rundt nedgravd organisk materiale så lavt at nedbryting/mineralisering kan bli redusert. Det er ennå lite forskning som forklarer og dokumenterer godt virkningen på CO<sub>2</sub> frigjøring fra nedgravd organisk jord. På dette området er det behov for mer forskning.

Endring i nivå for glødetap i påført topplag av mineraljord etter omgraving av myr foreligger ikke. Forsøket med omgravd myr i Fræna har så kort funksjonstid at det ikke kan gi opplysninger om dette. Det som en har kunnet undersøke er et tidligere forsøksfelt med ulike dreneringsmåter i Vesterålen. Forsøksfeltet har ikke vært fornyet med nytt plantedekke siden forsøksperioden 1987 – 1993. Feltet er årlig blitt høstet en gang, og er utelukkende gjødslet med handelsgjødsel. Innslaget av timotei er fortsatt godt. Det ble tatt nye jordanalyser på feltet sommeren 2017, i samme dybdesjikt som i forsøket. Prøveresultat i 2017 er gjennomsnitt for to jordprøver i hvert sjikt. Hver jordprøve består av 20 borstikk tilfeldig fordelt på arealet. Resultatene fra dette feltet kan gi en indikasjon for bindingskapasiteten for karbon i pålagt topplag med grusholdig sandjord.

Tabell 11.1. Glødetap i % i jordprøver fra forsøksfelt i Vikeid i Sortland, topplag av grusholdig sand på omgravd myr, og økning i karboninnhold (C) i jorda pr. dekar i perioden og årleg.

	1993	2017	Økning i C -innh. i per.	Økning pr. år
0-5 cm	5,30	6,60	Ca 0,5 t	Ca 20 kg
5-20 cm	3,30	3,51	Ca 0,23 t	Ca 8 kg

Økning i karbon-innhold utgjør i underkant av 1 t karbon over 25 år, eller om lag 25-30 kg-karbon/daa/år.

### 11.3 Egnethet for norske forhold

Omgraving som dreneringsmåte av torvjord/organisk jord har vært nyttet regionalt i Norge siden tidlig på 1980-tallet, og med godt resultat vurdert fra brukerne, men er så langt heller lite forsøksmessig undersøkt og vurdert effekten av. Omgraving som dyrkings- og dreneringsmåte har vært mest nyttet i Møre og Romsdal, Hedmark og regionalt i Nord-Norge. Aandahl (2001) omtalte i en oppsummeringsrapport effekten av omgraving som dyrkings- og dreneringsmåte i Bleikvassli i Nordland, og trekte fram avlingsnivå, avlingsstabilitet og bæreevne/kjørbarhet som gode erfaringer med metoden. Problemstillinger og erfaringer med drenering av myr, herunder djuparbeiding/omgraving, er ellers omtalt av Hovde (1986) og Solberg (1980).

Ut fra dreneringshensyn, og ut fra hensynet til overvintringstabilitet i eng, vurderes det som en fordel at omgraving blir kombinert med moderat profilering av overflaten. Det er ønskelig at topplag med mineraljord er 50-100 cm, ut fra hensynet til langsiktig effekt og at en ved seinere jordarbeiding ikke skal berøre/omkalfatre underliggende organisk materiale. Grunnvannstand kan ved omgraving som dreneringsmåte styres bedre (Rivedal mfl., 2017).

Hvor stor del av dyrket organisk jord som er aktuelt å nytte omgraving som dreneringsmåte på ved ny drenering av tidligere dyrket areal er ikke mulig å fastslå da det ikke foreligger jordsmonnkartlegging og statistikk som dekker dette formålet. Fylkene som utgjør de store grasdyrkingsområda og har betydelig andel av kultivert organisk jord er, med unntak av Rogaland i svært liten grad kartlagt.

## 11.4 Indirekte effekt på N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub> og målbarheten ift.

### Klimarapportering

Oss kjent foreligger det så langt ikke omfattende resultat fra forsøk med omgraving av kultivert myr med topplag av mineraljord der det samtidig er målt utslipp av CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub>. Det er gjort forsøk i Fræna i Møre og Romsdal med omgraving av tidligere drenert myr. Det ble undersøkt virkning på avlingsmengde, jordfysiske forhold, klimagassutslipp (N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub>, men ikke CO<sub>2</sub>) og lønnsomhet i fôr dyrking. Omgraving førte til avlingsauke, til bedring av jordfasthet og bæreevne, og til reduksjon i utslipp av N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub> sammenlignet med tradisjonell røyrgrøfting. Vi har imidlertid ikke tall for utslipp av CO<sub>2</sub> knyttet til omgravingsprosessen eller senere ved etablert eng. Grønlund mfl. (2013) gjorde en orienterende undersøkelse men materialet er svært begrenset, og gir kun en indikasjon. Sammendraget uttrykker at omgravd myr ser ut til å kunne gi lavere karbon-tap enn vanlig dyrket myr når karboninnholdet i pålagt topplag med mineralmasse er lavt. Målingene viste relativt lave utslipp av lystgass, og gir ikke grunnlag for å si noe om effekten av omgraving av myr.

Det blir gjort innledende undersøkelser i Fræna av hvordan omgraving påvirker karbonlager og utslipp av CO<sub>2</sub>. Det er funnet at måling med oksygensensorer rett over nedgravd torv viser mye lågere O<sub>2</sub> konsentrasjoner enn i grøfta myr (Dörsch mfl., 2017), og målinger av utslipp av CO<sub>2</sub> tyder på mindre utslipp fra omgravd enn fra grøfta organisk jord. For å vurdere effekten av omgraving for å redusere utslipp av klimagass fra dyrket myr må en ha sikrere tall for utslipp av CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O og CH<sub>4</sub>, og en må ha tall på hvor mye av dyrka myr som er egnet for omgraving (Bardalen mfl., 2018).

Det er gjort målinger av utslipp av CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O fra grøftet og omgravd tidligere kultivert myr i Fræna. Det er publiserte resultat for årene 2015 og 2016 (Hansen mfl., 2016, Dörsch mfl., 2017, Rivedal mfl. 2017a). Utslipet av CH<sub>4</sub> fra grøftet myr var høyt begge år (20 og 14 kg CH<sub>4</sub>-C/daa) mens det fra omgravd myr var et utslipp på 0,1 kg CH<sub>4</sub>-C i 2015 og opptak på 0,1 kg i 2016. Det ble målt et utslipp på 425 og 950 g N<sub>2</sub>O-N/daa fra gjødsla grøfta myr i henholdsvis 2015 og 2016, og 360 og 320 g fra gjødsla omgravd myr.

I retningslinjene fra FN's klimapanel for beregning av klimagassutslipp (IPCC 2014) angis et utslipp av 0,79 tonn CO<sub>2</sub>-C/daa/år. Det beregnes ikke metanutslipp (CH<sub>4</sub>) fra selve det drenerte arealet, men fra arealet med grøfter. Standard faktor er at 5 % av arealet er grøfter, og at for disse 5 % av arealet er utslippet 116,5 kg CH<sub>4</sub>/daa/år. For lystgass er standard utslippsfaktor 1,3 kg N<sub>2</sub>O-N/daa/år. Disse utslippsfaktorene benyttes for fulldyrket areal på organisk jord i det nasjonale klimagassregnskapet. I Norge er det meste av dyrket organisk jord nyttet til grasareal, og mye til langvarig eng, men så langt er det ikke tilstrekkelig dokumentasjon for å eventuelt legge en lavere utslippsfaktor til grunn.

## 11.5 Litt om omfang av omgraving, potensiale for omgraving

Det foreligger ikke samlet statistikk over hvor stort areal som tidligere er drenert ved omgraving. Først fra 2013, da tilskudd til drenering igjen blei innført er det oversikter/statistikk.

Tabell 11.2. Statistikk over utført drenering med tilskott f.o.m. 2013. Kilde: Landbruksdirektoratet/Johan Kollerud, personlig meddelelse. Antall daa/meter

	Systematisk, (daa)	Profilering, (daa)	Omgraving, (daa)	Avskjærings- grøft, (meter)	Annen grøfting, (usystematisk) (meter)
<b>2013</b>	Ca 42 700	1 691	1 251	173 997	505 747
<b>2014</b>	Ca 46 600	2 956	1 057	283 302	509 227
<b>2015</b>	Ca 27 500	1 170	1 247	179 247	334 129
<b>2016</b>	Ca 23 500	1 514	697	205 550	283 199
<b>2017</b>	Ca 46 000	2 704	675	268 236	455 651
<b>2018</b>	Ca 38 000	1 666	995	269 374	504 981

For drenering ved omgraving opplyser Landbruksdirektoratet at om lag halvparten er utført i Møre og Romsdal. En kan gå ut fra at all- eller nær all omgraving er gjort på myrjord. For drenering ved profilering er det sannsynlig at det meste er gjort på myrjord, men det er nok og gjort noe drenering ved profilering på mineraljord. Resultatene fra forsøksfelt med omgraving av myr viser god avling, og positiv virkning på jordfasthet og kjørbarhet. Potensialet for å nytte omgraving som dreneringsmåte ved ny drenering på tidligere dyrket myr har et vesentlig høyere omfang enn det som er utført de seinere år. Aktiviteten nå er konsentrert rundt de tidligere kjerneområdene for utbredelsen av metoden. Med bedre dokumentasjon av metoden kan det være grunnlag for å gå breiere ut å tilrå metoden brukt.

## 11.6 Behov for forskning

Mineralmasse fra undergrunnen som ved omgraving blir lagt som topplag har lavt innhold av karbon, og derfor er det et større potensiale for å øke karboninnholdet. Langtidseffekter av omgraving av kultivert myr på jordkarbon er vanskelig å dokumentere i kortvarige pågående forsøk, som forsøkene i DRAINIMP og PEATINVERT i Fræna. Det finnes noen eldre forsøk fra 1980-tallet der ulike dreneringsmåter på myr/torvjord blei undersøkt (Haraldsen mfl., 1995); tradisjonell rørgrøfting, profilering, omgraving. To av feltlokalitetene er intakte, og disse kan undersøkes ved å analysere innholdet av organisk materiale i jorda i ulike sjikt nå, og sammenlikne det med analysetall fra forsøksperioden. På en av lokalitetene var det henholdsvis leirjord og sand som blei tilført som topplag på de to forsøksfeltene. På den andre lokaliteten var det sand (fraksjon dominert av mellomsand og grovsand) som blei tilført topplaget. På de gamle feltlokalitetene er det ikke mulig å si noe om karbontap som CO<sub>2</sub>.

Ellers er det mulig å innhente opplysninger gjennom FMLA i aktuelle fylker, og utvalgte landbrukskontor i kommunene om dyrking der omgraving er nyttet som dyrkings- og dreneringsmåte. Jordanalyser fra tidsrommet etterpå kan nyttes til å studere mulig endring i innhold av organisk materiale over tid. Det er tatt kontakt med noen FMLA for å undersøke mulighetene for å nytte en slik arbeidsmåte for å undersøke mulig effekt. Norsk Landbruksrådgiving lokalt må også vurderes involvert i et slikt opplegg på kartlegging av utvikling i innhold av karbon i jord ved omgraving.

Dette er noe det er sterkt ønskelig å få undersøkt og det blir søkt om forskningsmidler våren 2019.

For bedre å kunne forklare- og dokumentere forhold knyttet til utslipp av CO<sub>2</sub> fra omgravd myrjord, og binding av karbon i pålagt topplag må det gjøres mer forskning. Dette vil også være nødvendig for å skaffe dokumentasjon for eventuelt å nytte nasjonale verdier ved klimagassrapportering. Endret klima gir større nedbørsmengde, kortere intervall med «høstevinduer» der jorda er laglig for trafikk/innhøsting og behov for å høste større arealer innenfor riktig utviklingsstadium og med større og mer effektivt utstyr. Dette stiller strengere krav til dreneringstilstand:



- Undersøke hvordan omgraving av myr virker inn på utslipp av CO<sub>2</sub>, og videre forskning på samlet utslipp av andre klimagasser for å skaffe bedre forståing og dokumentasjon
- Undersøke nærmere potensialet for karbonbinding i pålagt topplag med mineralmasse på omgravd organisk jord
- Jordsmonnkartlegging – for å estimere størrelsen på arealet hvor omgraving er aktuelt ved ny drenering på tidligere dyrka myr

Jordsmonnkartlegging av grasdyrkingsområdene med mye kultivert myrjord er ressurskrevende, og det vil ta lang tid før dette blir gjennomført for alle aktuelle regioner. Det er derfor ønskelig å kombinere ulike metoder og grunnlagsmateriale for å få en foreløpig tilstandskartlegging. Vår hypotese er at dette kan gjøres ved å kombinere ulike datakilder (m.a. landsdekkende kvartærgeologiske kart, eldre materiale fra myrundersøkelser, opplysninger fra utvalgskartlegging av jordsmonn (AR9X9) og landsdekkende arealressurskart (AR5 og DMK).

Framgangsmåten vil være å nytte kildene til å bestemme sannsynligheten for at forekomster av dyrka myr er egnet for omgraving. Sannsynlighetskart og naboskapsanalyse (primært geostatistisk analyse) nyttes som metode. Det burde utvikles en modell som kan nyttes for å finne oppdyrket areal på organisk jord som er egnet for omgraving.

# 12 Regenerativt Landbruk

Thomas Cottis, INN; Alice Budai, NIBIO

## 12.1 Generell Beskrivelse

Regenerativt jordbruk er en metode som har blitt utviklet gjennom de siste 30 årene innen det økologiske jordbruket. Det har vært lite fokus på regenerativt jordbruk i Norge inntil for få år siden. I mange land ellers i verden er det allerede en bevegelse av forskere og gårdbrukere som arbeider med tilpasning av praksis (Codur og Watson, 2018). Internasjonalt blir regenerativt jordbruk fremmet av en bred koalisjon som inkluderer forskere, regjeringer og frivillige organisasjoner som International Federation of organic movements (IFOAM), Via Campesina, Nature Conservancy, Oxfam og Regeneration International. Regeneration International har sammen med Regenerative Agriculture Initiative ved California State University og organisasjonen The Carbon Underground, laget en definisjon som både er dekkende og forklarende (Regeneration-International, 2018). Vi har laget en forkortet versjon her:

Regenerativt jordbruk er en helhetlig metode for jordbruksdrift med eller uten beiting med husdyr, på måter som bidrar til å 1) forbedre jordkvalitet, 2) øke vanninfiltrasjon og vannlagringsevnen i jord, og redusere forurensing i overflatevann, 3) øke biodiversiteten og økologisk bærekraft, og 4) binde karbon i jord og derigjennom bidra til å redusere mengden CO<sub>2</sub> i atmosfæren.

Praktisk gjennomføring inkluderer disse hovedpunktene:

- Ingen eller meget redusert jordarbeiding
- Vekstskifte og mangfold i flest mulige kulturer
- Dekkvekster og underkulturer slik at jorda har levende plantedekke og aktive røtter, helst gjennom hele året
- Husdyrgjødsel og annen organisk gjødsel – fersk eller kompostert, biokull og annen biomasse
- Ingen kunstgjødsel
- Ingen kjemiske sprøytemidler
- Helhetlig beiteplanlegging på gårder med husdyr som beskrevet nedenfor

Mange av utredningene som omhandler regenerativt jordbruk inneholder påstander om metodens store potensiale for karbonbinding i jord. Rodale Institute i Pennsylvania USA anses av mange som å være en seriøs institusjon for forskning og utvikling av økologisk landbruk. I en rapport skriver daglig leder ved Rodale, Mark Smallwood, for eksempel følgende i sammendraget: «*Simply put, recent data from farming systems and pasture trials around the globe show that we could sequester more than 100% of current annual CO<sub>2</sub> emissions with a switch to widely available and inexpensive organic management practices, which we term regenerative organic agriculture*» (Smallwood, 2015). På den andre siden hevder en studie at «*Selv om all økning av organisk materiale i jord er positivt, så anbefaler vi varsomhet med å tro på stor karbonbinding gjennom forbedring av dyrkingsmetoder. Vi finner at alle de mest lovende metodene – inkludert tilførsel av biokull, samlet sett ikke kan kompensere for mer enn 5 prosent av de årlige utslippene av CO<sub>2</sub> fra fossil energi*» (Schlesinger og Amundson, 2019). Det gjenstår mye utviklingsarbeid både fra forskning og praktikere før metoden er nogenlunde sikker med tanke på praktisk dyrking, avlinger og avkastning. Likevel har regenerativt jordbruk sannsynligvis godt potensial for binding av karbon i jord, som en følge av økt plantedekke og lengre perioder med planteproduksjon.

Konvensjonelt jordbruk anvender mange av de samme metodene som regenerativt jordbruk. I 2010 definerte Verdensbanken og FAO allerede klimasmart landbruk (Climate-smart agriculture) som «Jordbrukspraksis som øker produksjon på en bærekraftig måte, tilpasser endringer i klima og reduserer utslippene av klimagasser» (Codur og Watson, 2018). Klimasmart landbruk tar i bruk metoder som på en enkel måte kan tilpasses til moderne industrielle jordbrukssystemer. Redusert jordarbeiding og dekkvekster blir dermed de viktigste metodene innen klimasmart jordbruk.

FAO har senere gått ett skritt videre og definert conservation agriculture, eller bevaringsjordbruk på norsk, hvor følgende tre metoder kombineres (FAO, 2019):

- Redusert jordarbeiding
- Permanent jorddekke med planterester og levende vekster
- Vekstskifte og undervekster

Vi ser her at vekstskifte og samdyrking, metoder som også anvendes i regenerativt jordbruk, er viktige deler av bevaringsjordbruk. Vi henviser til de internasjonale arbeidene Climate-smart agriculture (CGIAR, 2019) og Conservation Agriculture i Danmark (FRDK) for mer informasjon om klimasmart landbruk og bevaringsjordbruk.

Å ha husdyr i regenerativt jordbruk er ikke en forutsetning, men det kan ofte være en fordel. Helhetlig beiteplanlegging er en del av driftsverktøyet holistic management og omtales internasjonalt i forenklede versjoner som bl.a. adaptive multi-paddock grazing. Helhetlig beiteplanlegging er hittil lite utbredt i Norge, men noen miljøer har en del erfaring. Anders Lerberg Kopstad, sertifisert av Savory Institute som Field Professional i holistic management i Europa, er bonde og agroøkolog i Norge. I følge Kopstad er helhetlig beiteplanlegging en avansert planleggingsprosess for å effektivt bruke beitedyr for å oppnå klart definerte mål i økosystemet. Tiltakene handler om å «tilrettelegge for mikroliv og mangfold, utvide tiden og effektiviteten til fotosyntesen ved å holde bladmassen i den vegetative fasen som gir mest vekst, og aldri overbeite og stresse rotmassen og gi tilstrekkelig tid til innvintring». Kort fortalt konsentreres beitedyrene på et tilmålt areal slik at man kan kontrollere beiteperiodens tid, tidspunkt og intensitet, med en påfølgende innhentingsperiode for å være sikker på at plantenes rotmasse bygges opp uten å tære på plantenes opplagsnæring. På denne måten sikrer man optimale betingelser for vekst for plantene og dermed også økt karbonlagring.

En helhetlig forvaltningspraksis, der antallet beitedyr tilpasses tilgjengelig fôrmengde, har vist positive resultater i forhold til økt karboninnhold i jord (Teague, 2018). Denne typen praksis krever et fokus på hele systemet (Mann og Sherren, 2018), der bønder har en målorientert og proaktiv tilnærming som tar hensyn til både økosystemtjenester og gårdens økonomi (Teague mfl., 2013). Metoden er dessverre vanskelig å definere og evaluere, siden en slik praksis av natur handler om tilpasning, og i utførelse er svært avhengig av bondens dyktighet (Mann og Sherren, 2018; Teague mfl., 2013).

## 12.2 Hvordan kobles tiltak mot kjente mekanismer for stabilisering av organisk karbon i jord?

### 12.2.1 Kombinert forvaltningspraksis

Tidligere i denne rapporten er den karbonbindende effekten av flere elementer som inngår i regenerativt jordbruk godt dokumentert: engdyrking, dekkvekster, sopp og meitemark i jord, planter med dypere rotsystem, og biokull. Å kombinere flere av disse elementene kan gi større karbonbinding enn summen av de enkelte tiltakene. For eksempel vil dekkvekster trolig bidra mer til jordens karbonlager når de vokser i jord tilført organisk gjødsel, fordi produksjonsraten av biomasse fra

dekkvekster påvirkes av faktorer som innhold av jordkarbon (Blanco-Canqui mfl., 2015). Tilførsel av biokull til jord forventes også å forbedre effekten av dekkvekster på jordkarbon-nivåer. En 10% økning i planteproduisert karbon har blitt observert i jord tilført biokull i Australia (Weng mfl., 2018), samt en redusert mineralisering av karbon i jord og en større retensjon av karbon fra røtter (Weng mfl., 2017). Nærmere forklart ble det observert at samspillet mellom organiske- og mineralmolekyler og deres bidrag til aggregatutvikling var årsaken til den økte bindingen av planteproduisert karbon i jorda (Weng mfl., 2018). På samme måte har pløyefri jordarbeiding vist liten effekt i Norge på totalt karboninnhold i jorda, men kan derimot være effektiv kombinert med andre metoder. I et middelhavsklima er tilførsel av organisk materiale sammen med redusert jordbearbeiding en tilstrekkelig måte å optimalisere ressursbruk, med den hensikt å øke karboninnholdet i jord og jordkvaliteten (Aguilera mfl., 2013). Begrensningene i denne studien som sammenligner 80 datasett ble omtalt i kapittel 2: usikkerhet i dataene øker med at ulik jordarbeiding over tid fører til endringer i jordtettheten i ulik dybde, og alle de nødvendige dataene er ikke alltid tilgjengelige.

### 12.2.2 Forflytning av organisk materiale

Binding av organisk karbon i jord har blitt direkte knyttet opp mot mengden tilført karbon, med en omdanningsrate på 12,5% fra karbon i planterester til jordkarbon (Bolinder mfl., 2012). Å øke tilførsel av organisk materiale vil derfor ha en stor påvirkning på innholdet av karbon i jord som observert i Kaindorf-regionen (se delkapittel Tilførsel av kompost). En enkel forflytning av kompost eller biomasse fra et område til et annet vil imidlertid ikke innebære en netto økning i karbonbinding.

En økning av karbontilførsel på bestemte plasser kan resultere i større netto karbonbinding, hvis nedbrytningshastigheten reduseres. De gjeldende vitenskapelige modellene for karbonlagring antar at enhver jord har terskler, der jorden vil gå mot et metningspunkt bestemt av driftspraksis. Dette avgjør balansen mellom tilførsel og nedbrytning av karbon, der ytterligere tilførsler vil føre til utslipp. Bønder som praktiserer regenerativt landbruk vil generelt forsøke å øke karbonnivået forbi et terskelnivå, fordi dette skaper en fruktbar jord med forbedret næringstilgang. Økt innhold av karbon i jord bidrar til flere fordeler, som forbedret jordstruktur, lufting, vanninfiltrasjon, vannlagringsevne og næringsinnhold. Som en konsekvens av dette kan det være en god idé å tilføre organisk materiale til et forringet jord for å videre kunne øke karbonbinding med god driftspraksis. For tiden er det usikkert om det finnes et optimalt innhold av karbon for en sunn og frisk jord (Loveland og Webb, 2003).

### 12.2.3 Utelatelse av kunstgjødsel og sprøytemidler

I regenerativt jordbruk slik det er definert ovenfor, tilstrebes det et artsmangfold. Det brukes derfor verken kunstgjødsel eller sprøytemidler. Når kunstgjødsel ikke tilføres blir det helt nødvendig å ha med nitrogenfikserende belgvekster i mange av kulturene. Ved å utelate kjemiske sprøytemidler unngår man risiko for skade på mangfoldet av insekter og jordorganismer på gården.

### 12.2.4 Økt fotosyntese

Gårder med regenerativt jordbruk som har drøvtyggere oppfordres til å la dyra beite etter helhetlig beiteplanlegging. Formålet med denne metoden er å øke mikrobiell aktivitet i jord, artsmangfold, samt utnytte vann i jord og plantenes kapasitet for fotosyntese optimalt. Dette gjøres blant annet ved å holde bladmassen i den vegetative fasen som gir mest mulig vekst, aldri overbeite plantene, samt gi tilstrekkelig tid til innhenting og innvintring av plantene. Gresset beites ikke lenger ned enn 10-15 cm, og vil derfor beholde et bladareal som sikrer permanent høy fotosyntese og optimal utnyttelse av rotsystemets evne til å understøtte bladvekst. I Norge bruker veileder og sauebonde Anders Kopstad beiteperiodene fra 1 til 5 dager, og en hviletid mellom avbeiting på 20 til 40 dager avhengig av vekstforhold. Det som står igjen etter avbeiting gir nok bladareal til å sette i gang fotosyntesen raskere enn om det beites ned mot vekstpunktet. Et blad med tre ganger så stor bladoverflate vil ha større evne til effektiv fotosyntese enn et med en tredjedel av overflaten. Den karbonbindende effekten av helhetlig

beiteplanlegging er i hovedsak røttenes aktive vekst, og utsondring av roteksudater som bidrar til dannelse og stabilisering av aggregater. Dyretråkk kan bidra til blanding av møkk og planterester med jord, men det er usikkert hvordan tilførsel av plantemasse til topplaget via dyretråkk påvirker stabilisering av karbonet i denne biomassen (Garnett mfl., 2017).

Mangelfull beiteplanlegging resulterer i redusert plantedekke til bar mark, økt jorderosjon og komprimering, og lavere jordkarbon (Teague mfl., 2013). Beiting påvirker dessuten plantenes voksestadier og artssammensetning, samt kvaliteten på tilført strø (Oates mfl., 2012). Ved kontinuerlig beiting har dyr en tendens til å overbeite på visse plasser og planter, fordi de er selektive på foretrukne beiteplanter. Helhetlig beiteplanlegging bidrar til å skape en jevn fordeling av beitetrykk, og skaper et større plantemangfold ved å begrense selektiv beiting (Teague mfl., 2011). En høy artsdiversitet er knyttet opp mot større planteproduktivitet, fordi planter med forskjellig fysiologi kan benytte seg av forskjellige reservoarer av ressurser i jorden og på overflaten.

## 12.3 Egnethet for norske forhold

Et komplett regenerativt jordbruk er i liten grad prøvd ut i praksis i Norge. Det er ikke gjort forskningsmessig utprøving av helhetlige effekter. Det meste vi har av erfaring stammer fra enkeltbruk som enten har tatt i bruk helhetlig beitebruk på eng og kulturbeiter for storfe eller sau. Norsk Landbruksrådgivning Østafjells har testet ut en del forskjellige kulturer i forhold til egnethet som dekkvekster og ettervekster i regenerativt jordbruk. Noen få gårdbrukere har gjort seg erfaringer med direktesåing av korn og dekkvekst uten pløying, og såing med tradisjonell såmaskin etter skålharving av eng eller dekkvekst fra året før. Men det er ingenting i forskning og beskrivelser av praktisk regenerativt jordbruk og helhetlig beiteplanlegging i andre land som tilsier at disse metodene ikke kan tas i bruk i Norge. Rektor ved Høgskolen for landbruk og bygdeutvikling, Dag Jørund Lønning, har skrevet den populærvitenskapelige «Jordboka» (Lønning, 2017) og eksperimentert med regenerativt jordbruk i småskala.

Det som avgjør om regenerativt jordbruk er egnet for norsk jordbruk er etter vår oppfatning at man gjennom FoU og kreative praktikere finner praktiske og teknologiske metoder for å håndtere ugrasutfordringene, og egnet metodikk og teknologi for å så nye vekster etter eng eller dekkvekster uten pløying. I dette arbeidet vil det være mye å hente fra andre land. Det vil også være svært forskjellige utfordringer med å få til regenerativt jordbruk på en gård som i hovedsak har eng, beiter og sau eller storfe, og gårder som i hovedvekt eller helt fokuserer på planteproduksjon – korn, poteter, grønnsaker og underkultur og dekkvekster i vekstskifter med eller uten eng. Det er behov for betydelig forsknings- og utviklingsarbeid og utprøving i fullskala på gårdsbruk, før man har en samlet veiledningspakke som viser hvordan gårdbrukere kan starte opp og drive et regenerativt jordbruk under norske forhold..

## 12.4 Tilførsel av kompost

I regionen Kaindorf i Østerrike har man siden 2007 hatt et prosjekt for å binde karbon i jord. Bøndene har fått betalt 30 Euro pr tonn CO<sub>2</sub> bundet i deres jord. I de første årene ble det tilført store mengder kompost som ble blandet inn i de øverste 10 cm i jorda. Bøndene bruker fortsatt mye kompost laget av organisk materiale, som for eksempel gras fra egne og andres arealer, som så komposteres før det tilføres på de jordene som er innmeldt i prosjektet. I tillegg til tilført organisk materiale bruker bøndene følgende metoder på disse arealene:

- Permanent grønt plantedekke av minst 20 arter
- Ingen pløying eller innblanding av grønnmassen i jord, kun jordarbeiding på overflaten
- Ingen sprøytemidler



- Kompostering av husdyrgjødsel

Prosjektleder Gerald Dunst hevder at bøndene i prosjektet i gjennomsnitt har økt innholdet av karbon i jord med 130 kg karbon/daa/år ved tilførsel av kompost.



Figur 12.1. Økning av karbon i jord i regionen Kaindorf i Østerrike: start (venstre), etter to år (midten), etter 5 år (høyre) (Gerald Dunst).

Eksempelet fra Kaindorf viser mulighetene for å øke mengden jordkarbon ved å tilføre store mengder kompost. Imidlertid produserer bønder i Kaindorf sin kompost med organisk materiale som kommer hovedsakelig utenfra gården eller fra andre arealer på gården, noe som tyder på at den karbonbindende effekten de måler på prosjektets arealer bare delvis kan anses som klimatilskott (se innledningen).

## 12.5 Regenerativt jordbruk sammenlignet med konvensjonell drift

En studie fra USA sammenligner karbonbinding i jord og andre parametere som avlinger og økonomi i maisdyrking, på gårder med konvensjonell drift og regenerativ driftsform (LaCanne og Lundgren, 2018). De er tydelige på at de positive resultatene som regenerativt landbruk viste på de 20 gårdene de undersøkte, er helt avhengig av at det gjøres et komplett systemskifte ved overgang til regenerativt landbruk: «Bare å ta i bruk enkelte regenerative metoder i et konvensjonelt system vil sannsynligvis ikke gi de resultatene som vi har dokumentert her» skriver forfatterne. Når det gjelder organisk materiale i jord hadde de fleste av de regenerative gårdene organisk materiale i størrelsesorden 6 %, mens de konvensjonelle gårdene hadde rundt 4,5 %. En vesentlig forskjell mellom de regenerative og de konvensjonelle var at de konvensjonelle gårdene ble pløyd hvert år. De regenerative gårdene ble aldri pløyd. Metoden for uttak av jordprøver kan dermed forklare en betydelig del av forskjellen i målte mengder karbon i jord, fordi jordprøvene ble tatt ut som 8,5 cm dype jordsøyler, som er mindre enn plogdybde. Med denne metoden målte de i stor grad opphopningen av organisk materiale i overflaten, og ikke det totale karboninnholdet i matjordlaget. Rapporten kan derfor ikke brukes som

dokumentasjon for mengde karbonbinding i jord som resultat av regenerativt landbruk, men den viser absolutt et potensiale for oppbygging av karbon i øvre jordlag. Økt karbon i øvre jordlag kan påvirke jordstruktur og jordas evne til vanninfiltrasjon, samt beskytte mot erosjon.

## 12.6 Helhetlig beitepraksis

Binding av store mengder karbon i jord er rapportert av noen studier på helhetlig beiteplanlegging. Overføring av resultatene til norske forhold må gjøres med forsiktighet. For det første er en betydelig økning i karbon i jord ikke uvanlig når det gjøres endring i arealbruk. Jord som ble forringet under intensiv korndyrking i Georgia i Sør-Øst USA kunne for eksempel i noen få år binde 800 kg karbon/daa/år under konvensjonell rotasjonsbeiting med gjødsling og vanning (Machmuller mfl., 2015). I Norge, hvor beitearealer allerede brukes på en fornuftig måte og det finnes et høyt innhold av organisk materiale i jord, er det forventet mindre binding av karbon i jord enn det som studier i andre land på forringet jord har vist. Derfor er det relativt sett lite å tjene med forbedret drift av norske beiteområder. Bønder som har utprøvd helhetlig beiteplanlegging har likevel en oppfatning av en betydelig økning av karbonbinding i jorden.

Tolkning av resultater er også avhengig av forsøkslengde. Litteraturen på helhetlig beiting tyder på at kun små mengder karbon bindes de første årene etter iverksettelse av metoden, deretter er karbonbindingen høy i en periode, før den synker igjen når en ny likevekt er nådd. Dette mønsteret gjelder endring i arealbruk generelt. Bare 50 kg karbon/daa/år ble bundet i det første året ved implementering av helhetlig beiteplanleggig i New Mexico, mens et fem-årig forsøk i Mississippi viste binding av 700 kg karbon/daa/år, og 20 år etter implementering i North Dakota og Canada målte man en karbonbinding på 250 kg karbon/daa/år (Teague, 2018). Det er ikke klart hvor mange år jord vil fortsette å binde karbon etter implementering av helhetlig beiteplanlegging.

Tilførsel av karbon i jord har stor betydning for totale utslipp av klimagasser fra beitedyr. En studie fra Michigan på helhetlig beiteplanlegging beregnet nesten dobbelt så stor karbonbinding i beitearealene som fra alle utslipp av klimagasser fra kastrater og produksjonen for øvrig: de målte en karbonbinding på 1317 kg CO<sub>2</sub>/daa/år i fire år. Med 6 måneders beiting per år på 3,7 dekar per kastrat fant de at utslippene fra hvert kastrat var på 2693 kg CO<sub>2</sub>-ekv, mens karbon-bindingen i jorda var 4870 kg CO<sub>2</sub>-ekv. (Stanley mfl., 2018). Hva som er et optimalt beitetrykk varierer med jordkvalitet og klimatiske forhold. Siden helhetlig beiteplanlegging muliggjør et beitetrykk mer jevnt fordelt på arealet, kan bønder forvalte et større antall dyr på en arealenhet enn ved kontinuerlig beiting. En studie som sammenlignet helhetlig beiteplanlegging med kontinuerlig beiting, viste at dobbelt så mange dyr kunne beite etter helhetlig beiteplanlegging uten at det ga lavere karbon-binding i jorden enn kontinuerlig beiting (Wang mfl., 2015).

## 12.7 Målbarheten ift. Klimarapportering

Redusert forbruk av kunstgjødsel har direkte effekt på beregnet klimagassutslipp i Norges utslippsregnskap. Gårder som endrer fra konvensjonell drift med kunstgjødsel til regenerativ driftsform, vil derfor bidra til redusert kunstgjødselbruk og dermed gi en positiv klimaeffekt direkte, også i nasjonal klimarapportering.

Når det gjelder den karbonbindende effekten av regenerativt jordbruk og helhetlig beiteplanlegging er det mer komplisert. For å kunne ta inn dette i den internasjonale klimarapporteringen må man gjennom forskning dokumentere en faktor for hvor stor karbon-bindingen er per dekar og år. Dette er vanskelig fordi den karbon-bindende effekten vil variere mye fra jorde til jorde, område til område og fra gård til gård avhengig av drift, vekstskifter og valg av kulturer.

Hvis man klarer å dokumentere effekter av karbonbinding pr dekar vil man ved arealstatistikk fra tilskuddssystemet kunne beregne effekten av karbon-binding på gårdene med regenerativt jordbruk og helhetlig beiteplanlegging. Hvis slike faktorer og metoder for datainnsamling blir godkjent for

eksempel i 2025 vil jordbruket godskrives karbon-binding for arealene som har vært i slik drift siden 2021, gjennom det som mest sannsynlig blir et skyggeregnskap for jordbrukets tiltak og utslipp fra og med 2021.

## 12.8 Karbonlagringspotensial

Den gjennomgåtte litteraturen viser at det er et karbonlagringspotensial i jord som drives etter prinsippene for regenerativt jordbruk og helhetlig beiteplanlegging. Det finnes hittil ingen vitenskapelig dokumentasjon for norske eller nordiske forhold av den karbonbindende effekten fra regenerativt jordbruk, med eller uten helhetlig beiteplanlegging. På bakgrunn av de gjengitte publikasjonene, i hovedsak fra USA, og inkludert hensyn til høyt innhold av organisk materiale i jord og kort vekstsesong i Norge, mener vi at disse metodene under norske forhold har potensiale for karbonbinding i området mellom 100 og 600 kg CO<sub>2</sub>/daa/år (mellom 30 til 160 kg karbon/daa/år).

## 12.9 Modenhet for implementering i norsk landbruk mot 2030

Helhetlig beiteplanlegging kan tas i bruk umiddelbart av interesserte gårdbrukere. Metoden er godt beskrevet i litteratur, og det er mulig å få veiledning for metoden også i Norge. For regenerativt jordbruk er det behov for både forskning og praktisk utvikling før gårdsbrukere kan legge om til slik drift på en sikker måte – særlig på gårder med korn og andre matvekster.

## 12.10 Forskningsbehov

Den helheten som regenerativt jordbruk representerer kan ikke beskrives eller måles som en sum av enkeltdelene. Gårder som praktiserer regenerativt jordbruk kan ha både dekkvekster, redusert jordarbeiding og tilførsel av husdyrgjødsel eller biokull, men regenerativt jordbruk hevder at disse delene satt inn i en helhet trolig vil ha andre – kanskje større effekter på karbonbinding i jord enn summen av enkeltdelenes effekter.

For å få nytte og klimaeffekt av regenerativt jordbruk og helhetlig beiteplanlegging i Norge er det behov for et systematisk utviklingsarbeid der FoU skjer parallelt med utvikling og erfaringsoppbygging på gårdsbruk. Det er avgjørende viktig at det både på forsøks- og gårdsarealer blir gjennomført grundig kartlegging av karbonstatus i jorden før oppstart, og at arealene følges med nøyaktige målinger for dokumentasjon av karbonbinding.

# Referanser

- Abdalla, M., Hastings, A., Chadwick, D.R., Jones, D.L., Evans, C.D., Jones, M.B., Rees, R.M., Smith, P., 2018. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment* 253, 62-81.
- Aandahl, T. J., 2001. Omgraving av torvjord i Bleikvassli. *Jordforsk rapport 21 (01)*, 11 s.
- Acharya, B.S., Rasmussen, J., Eriksen, J., 2012. Grassland carbon sequestration and emissions following cultivation in a mixed crop rotation. *Agriculture Ecosystems & Environment* 153, 33-39.
- Aguilera, E., Lassaletta, L., Gattinger, A., Gimeno, B.S., 2013. Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment* 168, 25-36.
- Alfredsen, G., K. M. Sandland, S. Gjølsjø, L. Gobakken, E. Bergseng., 2018. Sekundærråstoff fra trebaserte verdikjeder i Norge. *NIBIO Rapport (4)* 93.
- Angers, D.A., Bolinder, M.A., Carter, M.R., Gregorich, E.G., Drury, C.F., Liang, B.C., Voroney, R.P., Simard, R.R., Donald, R.G., Beyaert, R.P., Martel, J., 1997. Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. *Soil & Tillage Research* 41, 191-201.
- Angers, D.A., Eriksen-Hamel, N.S., 2008. Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: A meta-analysis. *Soil Science Society of America Journal* 72, 1370-1374.
- Austrheim G., Solberg E.J., Mysterud A., Daverdin M., Andersen R. 2008b. Hjortedyr og husdyr paa beite i norsk utmark i perioden 1949-1999 (Cervid and livestock herbivory in Norwegian outlying land from 1949 to 1999). 2. Vitenskapsmuseet, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, pp. 1-123.
- Austrheim, G., Mysterud, A., Pedersen, B., Halvorsen, R., Hassel, K., Evju, M., 2008a. Large scale experimental effects of three levels of sheep densities on an alpine ecosystem. *Oikos* 117, 837-846.
- Austrheim, G., Speed, J.D.M., Martinsen, V., Mulder, J., Mysterud, A., 2014. Experimental effects of herbivore density on aboveground plant biomass in an alpine grassland ecosystem. *Arctic Antarctic and Alpine Research* 46, 535-541.
- Austrheim, G., Speed, J.D.M., Evju, M., Hester, A., Holand, O., Loe, L.E., Martinsen, V., Mobaek, R., Mulder, J., Steen, H., Thompson, D.B.A., Mysterud, A., 2016. Synergies and trade-offs between ecosystem services in an alpine ecosystem grazed by sheep - An experimental approach. *Basic and Applied Ecology* 17, 596-608.
- Bailey, J.S., Deng, Y.J., Smith, R.V., 2001. Changes in soil organic carbon storage under grassland as evidenced by changes in sulphur input-output budgets. *Chemosphere* 42, 141-151.
- Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T., Griffis, T.J., 2007. Tillage and soil carbon sequestration - What do we really know? *Agriculture Ecosystems & Environment* 118, 1-5.
- Ball, B.C., Scott, A., Parker, J.P., 1999. Field N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil & Tillage Research* 53, 29-39.
- Bardalen, A., Rivedal, S. Aune, A. O' Toole, A. Walland, F. Silvennoinen, H. Sturite, I. Bøe, F. Rasse, D. Pettersen, I. Øygarden. L., 2018. Utslippsreduksjoner i norsk jordbruk Kunnskapsstatus og tiltaksmuligheter. *NIBIO RAPPORT* , Vol.4, Nr. 149.
- Bardalen, A., Rivedal, S., Aune, A., O'Toole, A., Walland, F., Silvennoinen, H., Sturite, I., Bøe, F., Rasse, D., Pettersen, I., Øygarden. L., 2018. Utslippsreduksjoner i norsk jordbruk Kunnskapsstatus og tiltaksmuligheter. *NIBIO RAPPORT* , Vol.4, Nr. 149.
- Belbo, H., Talbot, B., 2014. Performance of small-scale straw-to-heat supply chains in Norway. *Wiley Interdisciplinary Reviews-Energy and Environment* 3, 400-407.
- Binet, F., Fayolle, L., Pussard, M., 1998. Significance of earthworms in stimulating soil microbial activity. *Biology and Fertility of Soils* 27, 79-84.
- 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, 2449-2474.
- Bleken, M., 2019. Crop management for soil carbon sequestration in agricultural soil: a win-win perspective. Fagseminar om økosystemer på land og deres betydning for klima. *Forskningsrådet* 05.02.2019, 17s.
- Boddey, R.M., Jantalia, C.P., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., 2009. Comments on "No-Tillage and Soil-Profile Carbon Sequestration: An On-Farm Assessment". *Soil Science Society of America Journal* 73, 688-689.

- Bøe, F., Bechmann, M., Øgaard, A.F., Sturite, I. og Brandsæter, L.O., 2019. Fangvekstenes økosystemtjenester. NIBIO Rapport 5 (9), 55s.
- Bolinder, M.A., Katterer, T., Andren, O., Ericson, L., Parent, L.E., Kirchmann, H., 2010. Long-term soil organic carbon and nitrogen dynamics in forage-based crop rotations in Northern Sweden (63-64 degrees N). *Agriculture Ecosystems & Environment* 138, 335-342.
- Bolinder, M.A., Katterer, T., Andren, O., Parent, L.E., 2012. Estimating carbon inputs to soil in forage-based crop rotations and modeling the effects on soil carbon dynamics in a Swedish long-term field experiment. *Canadian Journal of Soil Science* 92, 821-833.
- Børresen, T., Ekeberg, E., Riley, H., 1990. Planlegging av jordarbeiding på ulike jordtyper. Fagnytt. Statens fastjeneste for landbruk, nr. 1, 4s.
- Børresen, T., Njos, A., 1993. Plowing and rotary cultivation for cereal production in a long-term experiment on a clay soil in southeastern Norway. 1. Soil properties. *Soil & Tillage Research* 28, 97-108.
- Bossuyt, H., Six, J., Hendrix, P.F., 2005. Protection of soil carbon by microaggregates within earthworm casts. *Soil Biology & Biochemistry* 37, 251-258.
- Bright, R.M., Bogren, W., Bernier, P., Astrup, R., 2016. Carbon-equivalent metrics for albedo changes in land management contexts: relevance of the time dimension. *Ecological Applications* 26, 1868-1880.
- Budai, A., Zimmerman, A.R., Cowie, A.L., Webber, J.B.W., Singh, B.P., Glaser, B., Masiello, C.A., Andersson, D., Shields, F., Lehmann, J. Camps Arbestain, M., 2013. Biochar Carbon Stability Test Method: An assessment of methods to determine biochar carbon stability. *International Biochar Initiative*, pp.1-10.
- Budai, A., Rasse, D.P., Lagomarsino, A., Lerch, T.Z., Paruch, L., 2016. Biochar persistence, priming and microbial responses to pyrolysis temperature series. *Biology and Fertility of Soils* 52, 749-761.
- Budge, K., Leifeld, J., Hiltbrunner, E., Fuhrer, J., 2011. Alpine grassland soils contain large proportion of labile carbon but indicate long turnover times. *Biogeosciences* 8, 1911-1923.
- 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 B-Biological Sciences* 368.
- Buysens, C., de Boulois, H.D., Declerck, S., 2015. Do fungicides used to control *Rhizoctonia solani* impact the non-target arbuscular mycorrhizal fungus *Rhizophagus irregularis*? *Mycorrhiza* 25, 277-288.
- Case, S.D.C., McNamara, N.P., Reay, D.S., Stott, A.W., Grant, H.K., Whitaker, J., 2015. Biochar suppresses N<sub>2</sub>O emissions while maintaining N availability in a sandy loam soil. *Soil Biology & Biochemistry* 81, 178-185.
- Campbell, C.A., Selles, F., Lafond, G.P., Zentner, R.P., 2001. Adopting zero tillage management: Impact on soil C and N under long-term crop rotations in a thin Black Chernozem. *Canadian Journal of Soil Science* 81, 139-148.
- CGIAR. 2019. *Climate-Smart Agriculture 101*, CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security (CCAFS).
- Chan, K.Y., 2001. An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity - implications for functioning in soils. *Soil & Tillage Research* 57, 179-191.
- Chatskikh, D., Olesen, J.E., Hansen, E.M., Elsgaard, L., Petersen, B.M., 2008. Effects of reduced tillage on net greenhouse gas fluxes from loamy sand soil under winter crops in Denmark. *Agriculture Ecosystems & Environment* 128, 117-126.
- Christensen, B.T., Rasmussen, J., Eriksen, J., Hansen, E.M., 2009. Soil carbon storage and yields of spring barley following grass leys of different age. *European Journal of Agronomy* 31, 29-35.
- Codur, A.M., Watson, J., 2018. *Climate smart or regenerative agriculture? GDAE Climate Policy Brief 9*. Global Development and environment institute, Tufts University.
- Conant, R.T., Cerri, C.E.P., Osborne, B.B., Paustian, K., 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological Applications* 27, 662-668.
- Cotrufo, M.F., Soong, J.L., Horton, A.J., Campbell, E.E., Haddix, M.L., Wall, D.H., Parton, A.J., 2015. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature Geoscience* 8, 776-+.
- Crittenden, S.J., Eswaramurthy, T., de Goede, R.G.M., Brussaard, L., Pulleman, M.M., 2014. Effect of tillage on earthworms over short- and medium-term in conventional and organic farming. *Applied Soil Ecology* 83, 140-148.
- Crombie, K., Masek, O., Sohi, S.P., Brownsort, P., Cross, A., 2013. The effect of pyrolysis conditions on biochar stability as determined by three methods. *Global Change Biology Bioenergy* 5, 122-131.



- Cross, A., Sohi, S.P., 2013. A method for screening the relative long-term stability of biochar. *Global Change Biology Bioenergy* 5, 215-220.
- de Wit, H.A., Bryn, A., Hofgaard, A., Karstensen, J., Kvalevag, M.M., Peters, G.P., 2014. Climate warming feedback from mountain birch forest expansion: reduced albedo dominates carbon uptake. *Global Change Biology* 20, 2344-2355.
- de Wit, H.A., Austnes, K., Hysten, G., Dalsgaard, L., 2015. A carbon balance of Norway: terrestrial and aquatic carbon fluxes. *Biogeochemistry* 123, 147-173.
- Deen, W., Kataki, P.K., 2003. Carbon sequestration in a long-term conventional versus conservation tillage experiment. *Soil & Tillage Research* 74, 143-150.
- D'Hose, T., Molendijk, L., Van Vooren, L., van den Berg, W., Hoek, H., Runia, W., van Evert, F., ten Berge, H., Spiegel, H., Sanden, T., Grignani, C., Ruyschaert, G., 2018. Responses of soil biota to non-inversion tillage and organic amendments: An analysis on European multiyear field experiments. *Pedobiologia* 66, 18-28.
- Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 401-422.
- Dignac, M.F., Derrien, D., Barre, P., Barot, S., Cecillon, L., Chenu, C., Chevallier, T., Freschet, G.T., Garnier, P., Guenet, B., Hedde, M., Klumpp, K., Lashermes, G., Maron, P.A., Nunan, N., Roumet, C., Basile-Doelsch, I., 2017. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 37.
- Dorrepaal, E., Toet, S., van Logtestijn, R.S.P., Swart, E., van de Weg, M.J., Callaghan, T.V., Aerts, R., 2009. Carbon respiration from subsurface peat accelerated by climate warming in the subarctic. *Nature* 460, 616-679.
- Dörsch, P., Heggset, S., Rivedal, S., Deelstra J., Øpstad S., Hansen S., 2017. Inversion of previously tile drained peat soil:II. Effects of greenhouse gas emissions. *Proceedings of the international Conference on Climate Smart Agriculture on Organic Soils*. 23.-24.11.2017. Ultuna, Sweden.
- Downie, A.E., Van Zwieten, L., Smernik, R.J., Morris, S., Munroe, P.R., 2011. Terra Preta Australis: Reassessing the carbon storage capacity of temperate soils. *Agriculture Ecosystems & Environment* 140, 137-147.
- Driver, J.D., Holben, W.E., Rillig, M.C., 2005. Characterization of glomalin as a hyphal wall component of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Biology & Biochemistry* 37, 101-106.
- EIP-AGRI-Focus-Group. *Grazing for Carbon*, Brussels, 2018, pp. 32.
- Ellert, B.H., Bettany, J.R., 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science* 75, 529-538.
- Etana, A., Hakansson, I., Zagal, E., Bucas, S., 1999. Effects of tillage depth on organic carbon content and physical properties in five Swedish soils. *Soil & Tillage Research* 52, 129-139.
- Fan, J.L., McConkey, B.G., Liang, B.C., Angers, D.A., Janzen, H.H., Krobel, R., Cerkowniak, D.D., Smith, W.N., 2019. Increasing crop yields and root input make Canadian farmland a large carbon sink. *Geoderma* 336, 49-58.
- FAO., 2019. *Conservation agriculture: The 3 principles*, FAO. Agriculture Organization of the United Nations.
- Felber, R., Leifeld, J., Horak, J., Neftel, A., 2014. Nitrous oxide emission reduction with greenwaste biochar: comparison of laboratory and field experiments. *European Journal of Soil Science* 65, 128-138.
- Feng, Y.Z., Cui, X.C., He, S.Y., Dong, G., Chen, M., Wang, J.H., Lin, X.G., 2013. The Role of Metal Nanoparticles in Influencing Arbuscular Mycorrhizal Fungi Effects on Plant Growth. *Environmental Science & Technology* 47, 9496-9504.
- Fernandez, C.W., Kennedy, P.G., 2015. Moving beyond the black-box: fungal traits, community structure, and carbon sequestration in forest soils. *New Phytologist* 205, 1378-1380.
- Fliessbach, A., Oberholzer, H.R., Gunst, L., Mader, P., 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture Ecosystems & Environment* 118, 273-284.
- Fonte, S.J., Quintero, D.C., Velasquez, E., Lavelle, P., 2012. Interactive effects of plants and earthworms on the physical stabilization of soil organic matter in aggregates. *Plant and Soil* 359, 205-214.
- Fornara, D.A., Tilman, D., 2008. Plant functional composition influences rates of soil carbon and nitrogen accumulation. *Journal of Ecology* 96, 314-322.
- Frank, D.A., Groffman, P.M., 1998. Denitrification in a semi-arid grazing ecosystem. *Oecologia* 117, 564-569.
- FRDK. *Conservation Agriculture, Foreningen for Reduceret jordbearbejdning i Danmark*.

- Galvez, L., Douds, D.D., Drinkwater, L.E., Wagoner, P., 2001. Effect of tillage and farming system upon VAM fungus populations and mycorrhizas and nutrient uptake of maize. *Plant and Soil* 228, 299-308.
- Garnett, T., Godde, C., Muller, A., R  s, E., Smith, P., de Boer, I.J.M., zu Ermgassen, E., Herrero, M., van Middelaar, C., Schader, C., van, Zanten, H., 2017. Grazed and Confused? Ruminating on cattle, grazing systems, methane, nitrous oxide, the soil carbon sequestration question. Food Climate Research Network, University of Oxford [www.fcrn.org.uk](http://www.fcrn.org.uk)
- Gillespie, A.W., Farrell, R.E., Walley, F.L., Ross, A.R.S., Leinweber, P., Eckhardt, K.U., Regier, T.Z., Blyth, R.I.R., 2011. Glomalin-related soil protein contains non-mycorrhizal-related heat-stable proteins, lipids and humic materials. *Soil Biology & Biochemistry* 43, 766-777.
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., Zech, W., 2001. The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften* 88, 37-41.
- Godbold, D.L., Hoosbeek, M.R., Lukac, M., Cotrufo, M.F., Janssens, I.A., Ceulemans, R., Polle, A., Velthorst, E.J., Scarascia-Mugnozza, G., De Angelis, P., Miglietta, F., Peressotti, A., 2006. Mycorrhizal hyphal turnover as a dominant process for carbon input into soil organic matter. *Plant and Soil* 281, 15-24.
- Golchin, A., Oades, J.M., Skjemstad, J.O., Clarke, P., 1994. Study of free and occluded particulate organic-matter in soils by solid-state C-13 CP/MAS NMR-spectroscopy and scanning electron-microscopy. *Australian Journal of Soil Research* 32, 285-309.
- Graham, J.H., Eissenstat, D.M., 1994. Host genotype and the formation and function of VA Mycorrhizae. *Plant and Soil* 159, 179-185.
- Granavolden Plattform., 2019. Politisk-plattform for en regjering utg  tt av H  yre, Fremskrittspartiet, Venstre og Kristelig Folkeparti. Tilgjengelig online: <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/politisk-plattform/id2626036/>
- Granstedt, A., Kjellenberg, L., 2017. Carbon sequestration in long term on farm studies in Organic and Biodynamic Agriculture, Sweden. In: Rahmann m.fl. 2017 Proceedings of the Scientific Track "Innovative Research for Organic Agriculture 3.0". Organic World Congress 2017 in New Dehli, India, Nov 9-11
- Green, M.B., 1987. Energy in pesticide manufacture, distribution, and use. In *Energy in Plant Nutrition and Pest Control*; Helsel, Z.R., ed.; Energy in World Agriculture; Elsevier: Amsterdam; Vol. 2, 165-177
- Gregorich, E.G., Rochette, P., VandenBygaart, A.J., Angers, D.A., 2005. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil & Tillage Research* 83, 53-72.
- Gregorich, E.G., Rochette, P., Hopkins, D.W., McKim, U.F., St-Georges, P., 2006. Tillage-induced environmental conditions in soil and substrate limitation determine biogenic gas production. *Soil Biology & Biochemistry* 38, 2614-2628.
- Gr  nlund, A., Hauge, A., Hovde, A., Rasse, D.P., 2008a. Carbon loss estimates from cultivated peat soils in Norway: a comparison of three methods. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 81, 157-167.
- Grønlund, A., Knoth de Zarruk, K., Rasse, D., Riley, H., Klakegg, O., Nystuen, I., 2008b. Kunnskapsstatus for utslipp og binding av karbon i jordbruksjord. *Biofords rapport* Vol. 3 Nr. 132 2008, pp. 47.
- Grønlund, A., de Zarruk, K. K., Rasse, D.P., 2010. Klimatilak i jordbruket – binding av karbon i jordbruksjord. *Bioforsk Rapport* Vol. 5 Nr. 5.
- Grønlund, A., 2013a. Effektive dyrkingssystemer for miljø og klima. *Bioforsk Rapport* 8 (171). 11s.
- Grønlund, A., Weldon, S. M., Øpstad, S., Zielke, M., & Fjelldal, E., 2013b. Klimagasser fra omgravd myr. Orienterende unders  kkelser av utslipp fra omgravd myr sammenlignet med tradisjonell dyrket myr og mineraljord. *Bioforsk Rapport*. Vol 8, Nr. 131. 2013.
- Gundersen, G.I., Heldal, J., 2015. Bruk av gj  dselressurser i jordbruket 2013 Metodebeskrivelse og resultater fra en utvalgsbasert undersøkelse. *Rapporter 2015/24*. 87s.
- Gundersen, G.I., Heldal, J., 2015. Bruk av gj  dselressurser i jordbruket 2013 Metodebeskrivelse og resultater fra en utvalgsbasert undersøkelse. *Rapporter 2015/24*. 87s.
- Hale, S.E., Lehmann, J., Rutherford, D., Zimmerman, A.R., Bachmann, R.T., Shitumbanuma, V., O'Toole, A., Sundqvist, K.L., Arp, H.P.H., Cornelissen, G., 2012. Quantifying the Total and Bioavailable Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Dioxins in Biochars. *Environmental Science & Technology* 46, 2830-2838.
- Hammond, J., Shackley, S., Sohi, S., Brownsort, P., 2011. Prospective life cycle carbon abatement for pyrolysis biochar systems in the UK. *Energy Policy* 39, 2646-2655.
- Hansen, S., Rivedal, S.,   pstad, S., Heggset, S., Deelstra, J., Dörsch, P., 2016. Greenhouse gas emissions and agronomic feasibility for forage Production on inverted peat soil. In: The multiple roles of grassland in the European bioeconomy. *Grassland Science in Europe* 21, 2016. P 771-773.

- Hanserud, O.S., Brod, E., Gaard, A.F., Muller, D.B., Brattebo, H., 2016. A multi-regional soil phosphorus balance for exploring secondary fertilizer potential: the case of Norway. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 104, 307-320.
- Haraldsen, T. K., Sveistrup, T. E., Lindberg, K., Johansen, J., 1995. Jordpakking og ulike dreneringsmåter på torvjord i Nord-Norge. Virkning på avling og botanisk sammensetning av eng. *Norsk landbruksforskning*. Vol. 9 (1-2), 11-28.
- Harrison, K.A., Bardgett, R.D., 2008. Impacts of Grazing and Browsing by Large Herbivores on Soils and Soil Biological Properties. In: Gordon IJ, Prins HHT, editors. *The Ecology of Browsing and Grazing*. 195. Springer Berlin Heidelberg, 2008, pp. 201-216.
- Harter, J., Krause, H.M., Schuettler, S., Ruser, R., Fromme, M., Scholten, T., Kappler, A., Behrens, S., 2014. Linking N<sub>2</sub>O emissions from biochar-amended soil to the structure and function of the N-cycling microbial community. *Isme Journal* 8, 660-674.
- Helsel, Z.R., 2006. Energy in Pesticide Production and Use, *Encyclopedia of Pest Management*, 1:1, 1-4. Taylor & Francis, London
- Hermle, S., Anken, T., Leifeld, J., Weisskopf, P., 2008. The effect of the tillage system on soil organic carbon content under moist, cold-temperate conditions. *Soil & Tillage Research* 98, 94-105.
- Hestetun, N., 1976. Innblanding av mineralmateriale i torvjord. Hovedoppgåve I hydroteknikk ved Norges Landbrukshøgskole, 50 pp.
- Hovd, A., 1938. Kva myrforsøka viser. 3. Kalking, sand eller leirkøyring på myr. *Meddelelser frå Det norske myrselskap* 36 (3): 73-83.
- Hovde, A., 1986. Drenering av vanskeleg myr. Informasjonsmøte i jord- og plantekultur, Møre og Romsdal 1986. *Aktuelt frå statens fagtjeneste for landbruket*. Nr. 3, 9-21.
- IPCC., 2014. Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. og Troxler, T.G. (red.). Published: IPCC, Switzerland.
- Janos, D.P., Garamszegi, S., Beltran, B., 2008. Glomalin extraction and measurement. *Soil Biology & Biochemistry* 40, 728-739.
- Janzen, H.H., Campbell, C.A., Izaurralde, R.C., Ellert, B.H., Juma, N., McGill, W.B., Zentner, R.P., 1998. Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. *Soil & Tillage Research* 47, 181-195.
- Jarvis, N., Forkman, J., Koestel, J., Katterer, T., Larsbo, M., Taylor, A., 2017. Long-term effects of grass-clover leys on the structure of a silt loam soil in a cold climate. *Agriculture Ecosystems & Environment* 247, 319-328.
- Jin, H.Y., Germida, J.J., Walley, F.L., 2013. Suppressive effects of seed-applied fungicides on arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) differ with fungicide mode of action and AMF species. *Applied Soil Ecology* 72, 22-30.
- Jobbagy, E.G., Jackson, R.B., 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10, 423-436.
- Joner, E.J., 2000. The effect of long-term fertilization with organic or inorganic fertilizers on mycorrhiza mediated phosphorus uptake in subterranean clover. *Biology and Fertility of Soils* 32, 435-440.
- Joner, E.J., Jakobsen, I., 1995. Growth and extracellular phosphatase-activity of arbuscular mycorrhizal hyphae as influenced by soil organic-matter. *Soil Biology & Biochemistry* 27, 1153-1159.
- Kammer, A., Hagedorn, F., Shevchenko, I., Leifeld, J., Guggenberger, G., Goryacheva, T., Rigling, A., Moiseev, P., 2009. Treeline shifts in the Ural mountains affect soil organic matter dynamics. *Global Change Biology* 15, 1570-1583.
- Knox, S.H., Sturtevant, C., Matthes, J.H., Koteen, L., Verfaillie, J., Baldocchi, D., 2015. Agricultural peatland restoration: effects of land-use change on greenhouse gas (CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>) fluxes in the Sacramento-San Joaquin Delta. *Global Change Biology* 21, 750-765.
- Kolstad, A.L., Austrheim, G., Solberg, E.J., Venete, A.M.A., Woodin, S.J., Speed, J.D.M., 2018. Cervid Exclusion Alters Boreal Forest Properties with Little Cascading Impacts on Soils. *Ecosystems* 21, 1027-1041.
- LaCanne, C.E., Lundgren, J.G., 2018. Regenerative agriculture: merging farming and natural resource conservation profitably. *PeerJ* 6.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1-22.
- Lal, R., Follett, F., Stewart, B.A., Kimble, J.M., 2007. Soil carbon sequestration to mitigate climate change and advance food security. *Soil Science* 172, 943-956.

Landbruksdirektoratet/Johan Kollerud – personlig meddelelse

- Lange, M., Eisenhauer, N., Sierra, C.A., Bessler, H., Engels, C., Griffiths, R.I., Mellado-Vazquez, P.G., Malik, A.A., Roy, J., Scheu, S., Steinbeiss, S., Thomson, B.C., Trumbore, S.E., Gleixner, G., 2015. Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications* 6.
- Langeland, Å., Stoknes, K., Helmen, H.H., Malmer, A.L., Hanger, H., Skretting, J., Stabbetorp, J., 2014. Økt kunnskap om compost og biorest i landbruket. *Avfall Norge rapport 4/2014*, 68s.
- Lehmann, J., Abiven, S., Kleber, M., Pan, G., Singh, B. P., Sohi, S. P., Zimmerman, A. R., 2015. Persistence of biochar in soil. In J. Lehmann & S. Joseph (Eds.), *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation* (2nd ed., pp. 236–282). London: Earthscan, Routledge.
- Leiber-Sauheitl, K., Fuss, R., Voigt, C., Freibauer, A., 2014. High CO<sub>2</sub> fluxes from grassland on histic Gleysol along soil carbon and drainage gradients. *Biogeosciences* 11, 749-761.
- Leifeld, J., Fuhrer, J., 2009a. Long-term management effects on soil organic matter in two cold, high-elevation grasslands: clues from fractionation and radiocarbon dating. *European Journal of Soil Science* 60, 230-239.
- Leifeld, J., Zimmermann, M., Fuhrer, J., Conen, F., 2009b. Storage and turnover of carbon in grassland soils along an elevation gradient in the Swiss Alps. *Global Change Biology* 15, 668-679.
- Leifeld, J., Fuhrer, J., 2010. Organic farming and soil carbon sequestration: what do we really know about the benefits? *Ambio* 39, 585-599.
- Lemke, R.L., VandenBygaart, A.J., Campbell, C.A., Lafond, G.P., Grant, B., 2010. Crop residue removal and fertilizer N: Effects on soil organic carbon in a long-term crop rotation experiment on a Udic Boroll. *Agriculture Ecosystems & Environment* 135, 42-51.
- Leng, L.J., Huang, H.J., Li, H., Li, J., Zhou, W.G., 2019. Biochar stability assessment methods: A review. *Science of The Total Environment* 647, 210-222.
- Linsler, D., Geisseler, D., Loges, R., Taube, F., Ludwig, B., 2013. Temporal dynamics of soil organic matter composition and aggregate distribution in permanent grassland after a single tillage event in a temperate climate. *Soil & Tillage Research* 126, 90-99.
- Lønning, D.J., 2017. *Jordboka. Det fantastiske universet under føtene våre*. Forlaget Nyskaping, Sirevåg.
- Loveland, P., Webb, J., 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil & Tillage Research* 70, 1-18.
- Lubbers, I.M., Pulleman, M.M., Van Groenigen, J.W., 2017. Can earthworms simultaneously enhance decomposition and stabilization of plant residue carbon? *Soil Biology & Biochemistry* 105, 12-24.
- Luo, Z.K., Wang, E.L., Sun, O.J., 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture Ecosystems & Environment* 139, 224-231.
- Lynch, J.P., Wojciechowski, T., 2015. Opportunities and challenges in the subsoil: pathways to deeper rooted crops. *Journal of Experimental Botany* 66, 2199-2210.
- Machmuller, M.B., Kramer, M.G., Cyle, T.K., Hill, N., Hancock, D., Thompson, A., 2015. Emerging land use practices rapidly increase soil organic matter. *Nature Communications* 6.
- Malghani, S., Gleixner, G., Trumbore, S.E., 2013. Chars produced by slow pyrolysis and hydrothermal carbonization vary in carbon sequestration potential and greenhouse gases emissions. *Soil Biology & Biochemistry* 62, 137-146.
- Mann, C., Sherren, K., 2018. Holistic Management and Adaptive Grazing: A Trainers' View. *Sustainability* 10.
- Mao, J.D., Johnson, R.L., Lehmann, J., Olk, D.C., Neves, E.G., Thompson, M.L., Schmidt-Rohr, K., 2012. Abundant and Stable Char Residues in Soils: Implications for Soil Fertility and Carbon Sequestration. *Environmental Science & Technology* 46, 9571-9576.
- Martinsen, V., Austrheim, G., Mysterud, A., Mulder, J., 2011a. Effects of herbivory on N-cycling and distribution of added (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)-N-15 in N-limited low-alpine grasslands. *Plant and Soil* 347, 279-292.
- Martinsen, V., Mulder, J., Austrheim, G., Mysterud, A., 2011b. Carbon storage in low-alpine grassland soils: effects of different grazing intensities of sheep. *European Journal of Soil Science* 62, 822-833.
- Martinsen, V., 2011c. Sheep grazing effects on soil carbon and nitrogen and implications for runoff water quality at a low alpine site in southern Norway. *Effekter av sauebeiting i høyfjellet på karbon og nitrogen i jord og implikasjoner for kvalitet av avrenningsvann*. Norwegian University of Life Sciences, Ås, pp. 217.
- Martinsen, V., Mulder, J., Austrheim, G., Hessen, D.O., Mysterud, A., 2012. Effects of Sheep Grazing on Availability and Leaching of Soil Nitrogen in Low-Alpine Grasslands. *Arctic Antarctic and Alpine Research* 44, 67-82.

- Martinsen, V., Grund, F., Kjeve, M.N., de Wit, H.A., Austrheim, G., Mysterud, A., Mulder, J., 2013. Differences in the Quality of Seepage Water and Runoff Caused by Plant Community and Grazing at an Alpine Site in Hol, Southern Norway. *Water Air and Soil Pollution* 224.
- Mazzilli, S.R., Kemanian, A.R., Ernst, O.R., Jackson, R.B., Pineiro, G., 2015. Greater humification of belowground than aboveground biomass carbon into particulate soil organic matter in no-till corn and soybean crops. *Soil Biology & Biochemistry* 85, 22-30.
- McCarl, B., A., Peacocke, C., Chrisman, R., Kung, C., Sands, D.R., 2009. Economics of biochar production, utilization and greenhouse gas offsets, pp. 341-358.
- McSherry, M.E., Ritchie, M.E., 2013. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Global Change Biology* 19, 1347-1357.
- Mehra, P., Baker, J., Sojka, R.E., Bolan, N., Desbiolles, J., Kirkham, M.B., Ross, C., Gupta, R., 2018. A Review of Tillage Practices and Their Potential to Impact the Soil Carbon Dynamics, In: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*, Vol 150, pp. 185-230.
- Melbye, A.M., Rørstad, P.K., Killingland, M., 2014. Bioenergi i Norge. NVE Rapport 41,
- Meyer, S., Leifeld, J., Bahn, M., Fuhrer, J., 2012. Free and protected soil organic carbon dynamics respond differently to abandonment of mountain grassland. *Biogeosciences* 9, 853-865.
- Miller, R.M., Kling, M., 2000. The importance of integration and scale in the arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Plant and Soil* 226, 295-309.
- Mills, R.T.E., Tipping, E., Bryant, C.L., Emmett, B.A., 2014. Long-term organic carbon turnover rates in natural and semi-natural topsoils. *Biogeochemistry* 118, 257-272.
- Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O'Rourke, S., Richer-de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G.X., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.C., Vagen, T.G., van Wesemael, B., Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59-86.
- Molteberg, B., Henriksen, T.M., Tangsveen, J., 2005. Bruk av gras som fangvekster i korn. *Planteforsk Grønn kunnskap* 8 (12) 57s.
- Myhr, K., 1984. Verknad av gylle og jordpakking på infiltrasjon av vatn i dyrka torvjord. *Forskning og forsøk i landbruket* 35: 185-192.
- Myhr, K., Njøs, A., 1983. Verknad av traktorkjøring, fleire slåttar og kalking på avling og fysiske jordeigenskapar I eng. *Meldinger frå Norges Landbrukshøgskole* 62 (1), 14 s.
- Mysterud, A., Hessen, D.O., Mobaek, R., Martinsen, V., Mulder, J., Austrheim, G., 2011. Plant quality, seasonality and sheep grazing in an alpine ecosystem. *Basic and Applied Ecology* 12, 195-206.
- Nadeem, S., Borresen, T., Dorsch, P., 2015. Effect of fertilization rate and ploughing time on nitrous oxide emissions in a long-term cereal trail in south east Norway. *Biology and Fertility of Soils* 51, 353-365.
- Narmo, L.E., 1996. Kokekameratene på Leikvin. Kult og kokegroper. Viking. Norsk arkeologisk årbok. Vol. LIX. Norsk Arkeologisk Selskap, Oslo, 579-100
- Nelissen, V., Saha, B.K., Ruysschaert, G., Boeckx, P., 2014. Effect of different biochar and fertilizer types on N<sub>2</sub>O and NO emissions. *Soil Biology & Biochemistry* 70, 244-255.
- Nieminen, M., Hurme, T., Mikola, J., Regina, K., Nuutinen, V., 2015. Impact of earthworm *Lumbricus terrestris* living sites on the greenhouse gas balance of no-till arable soil. *Biogeosciences* 12, 5481-5493.
- Norwegian Environment Department., 2010. Strategy and incentives for reducing emissions of GHGs from the agricultural sector [translated from Norwegian]. *Klimakur 2020*, 71.
- Nybakke, K., Isachsen, O.K., Sidelnikova, M., 2014. Bioenergi i Norge. NVE rapport nr.41, 102s.
- O'Toole, A., Rasse, D., 2016. Biochar for Soil Carbon and Fertility. *Encyclopedia of Soil Science* (3rd Ed.). R. Lal (Ed). CRC Press. Florida, USA
- O'Toole, A., Moni, C., Weldon, S., Schols, A., Carnol, M., Bosman, B., Rasse, D.P., 2018. Miscanthus Biochar had Limited Effects on Soil Physical Properties, Microbial Biomass, and Grain Yield in a Four-Year Field Experiment in Norway. *Agriculture-Basel* 8.
- Oates, L.G., Balsler, T.C., Jackson, R.D., 2012. Subhumid pasture soil microbial communities affected by presence of grazing, but not grazing management. *Applied Soil Ecology* 59, 20-28.
- Øpstad, S. L., 1991. Verknad av ulike gjødsling, kalking og pakking på grasavling og kjemisk innhald i jord og planter på torvjord på Vestlandet. Doctor Scientiarum Theses 1991: 11 Institutt for jordfag, Noregs landbrukshøgskole. 142 s.



- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P., Smith, P., 2016. Climate-smart soils. *Nature* 532, 49-57.
- Pessi, Y., 1956. Studies on the effect of the admixture of mineral soil upon the thermal conditions of cultivated peat land. State Agricultural Research Publications of Finland 147. 89 s.
- Pettersen, I., Grønland, A., Stensgård, A.E., Walland, F., 2017. Klimatiltak i jordbruk og matsektoren. Kostnadsanalyse av fire tiltak. NIBIO rapport Vol.3, Nr.85, 96s.
- Pineiro, G., Paruelo, J.M., Oesterheld, M., Jobbago, E.G., 2010. Pathways of Grazing Effects on Soil Organic Carbon and Nitrogen. *Rangeland Ecology & Management* 63, 109-119.
- Poeplau, C., Don, A., 2015a. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment* 200, 33-41.
- Poeplau, C., Bolinder, M.A., Eriksson, J., Lundblad, M., Kätterer, T., 2015b. Positive trends in organic carbon storage in Swedish agricultural soils due to unexpected socio-economic drivers. *Biogeosciences* 12, 3241-3251.
- Poeplau, C., Aronsson, H., Myrbeck, Å., Kätterer, T., 2015c. Effect of perennial ryegrass cover crop on soil organic carbon stocks in southern Sweden. *Geoderma Regional* 4, 126-133.
- Poeplau, C., Kätterer, T., Bolinder, M.A., Borjesson, G., Berti, A., Lugato, E., 2015d. Low stabilization of aboveground crop residue carbon in sandy soils of Swedish long-term experiments. *Geoderma* 237, 246-255.
- Poirier, V., Roumet, C., Munson, A.D., 2018. The root of the matter: Linking root traits and soil organic matter stabilization processes. *Soil Biology & Biochemistry* 120, 246-259.
- Powelson, D.S., Whitmore, A.P., Goulding, K.W.T., 2011. Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science* 62, 42-55.
- Rasmussen, K.J., 1999. Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: A Scandinavian review. *Soil & Tillage Research* 53, 3-14.
- Rasmussen, K.J., 1988. Ploughing, direct drilling and reduced cultivation for cereals. *Dan. J. Plant Soil Sci.* 92, 233±248.
- Rasse, D.P., Rumpel, C., Dignac, M.F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil* 269, 341-356.
- Rasse, D.P., Dignac, M.F., Bahri, H., Rumpel, C., Mariotti, A., Chenu, C., 2006. Lignin turnover in an agricultural field: from plant residues to soil-protected fractions. *European Journal of Soil Science* 57, 530-538.
- Raupp, J., 2001. Manure fertilization for soil organic matter maintenance and its effects upon crops and the environment, evaluated in a long-term trial. I: Rees, R.M., Ball, B.C., Campbell, C.D., Watson, C.A. (Eds.), *Sustainable Management of Soil Organic Matter*. CABI, London, s. 301-308.
- Regeneration-International. 2018. Why Regenerative Agriculture?, Regeneration International.
- Rekdal, Y., 2001. Husdyrbeite i fjellet - Vegetasjonstypar og beiteverdi (Grazing of domestic animals in mountain areas - vegetation types and grazing value). NIJOS, Aas, Norway, pp. 1-25.
- Riley, H., 1983. Redusert jordarbeiding og halmbehandling til vårkorn: II. Jordfysiske forhold. *Forskning og forsøk i landbruket*, 34:221-228
- Riley, H., 1988a. Virkningen av redusert jordarbeiding på jordfysiske og jordkjemiske forhold. In: Hansen, L., Rasmussen, K.J. (Eds.), *Proceedings of NJF Seminar, Reduced cultivation*. Div. Soil Management, Uppsala, Sweden. Report No. 77, pp. 45-57.
- Riley, H., 1988b. Energi- og tidsforbruk ved forskjellige jordarbeidingsystem. In: Hansen, L., Rasmussen, K.J. (Eds.), *Proceedings of NJF Seminar, Reduced cultivation*. Div. Soil Management, Uppsala, Sweden. Report No. 77, pp. 196-206.
- Riley, H., Børresen, T., Ekeberg, E., Rydberg, T., 1994. Trends in reduced tillage research and practice in Scandinavia. In: Carter, M.R. (Ed.), *Cons. Till. in Temp. Agroecosystems*. Lewis Publishers, pp. 23±45.
- Riley, H., Ekeberg, E., 1998. Effects of depth and time of ploughing on yields of spring cereals and potatoes and on soil properties of a morainic loam soil. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science* 48, 193-200.
- Riley, H.C.F., Bleken, M.A., Abrahamsen, S., Bergjord, A.K., Bakken, A.K., 2005. Effects of alternative tillage systems on soil quality and yield of spring cereals on silty clay loam and sandy loam soils in the cool, wet climate of central Norway. *Soil & Tillage Research* 80, 79-93.
- Riley, H., 2006. Recent yield results and trends over time with conservation tillage on morainic loam soil in southeast Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science* 56, 117-128.

- Riley, H., Pommeresche, R., Eltun, R., Hansen, S., Korsæth, A., 2008. Soil structure, organic matter and earthworm activity in a comparison of cropping systems with contrasting tillage, rotations, fertilizer levels and manure use. *Agriculture Ecosystems & Environment* 124, 275-284.
- Riley, H., Borresen, T., Lindemark, P.O., 2009. Recent yield results and trends over time with conservation tillage on clay loam and silt loam soils in southeast Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science* 59, 362-372.
- Riley, H., Åssveen, M., Eltun, R., Todnem, J., 2012. Halm som biobrensel: Tilgjengelige halmmengder, halmbehov til dyrefôr og strø/talle, samt konsekvenser av halmfjerning for jordas bæreevne og kvalitet. *Bioforsk Rapport* vol. 7 nr. 67, 62s.
- Riley, H., 2014. Grain yields and soil properties on loam soil after three decades with conservation tillage in southeast Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science* 64, 185-202.
- Riley, H., 2017. Trusler mot jordas fruktbarhet: Endringer i moldinnhold over tid. Foredrag fagseminar Ås. 31.3.2017.
- Rillig, M.C., Wright, S.F., Nichols, K.A., Schmidt, W.F., Torn, M.S., 2001. Large contribution of arbuscular mycorrhizal fungi to soil carbon pools in tropical forest soils. *Plant and Soil* 233, 167-177.
- Rillig, M.C., Wright, S.F., Eviner, V.T., 2002. The role of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin in soil aggregation: comparing effects of five plant species. *Plant and Soil* 238, 325-333.
- Rillig, M.C., Aguilar-Trigueros, C.A., Bergmann, J., Verbruggen, E., Veresoglou, S.D., Lehmann, A., 2015. Plant root and mycorrhizal fungal traits for understanding soil aggregation. *New Phytologist* 205, 1385-1388.
- Rillig, M.C., 2018. Samtale med Erik J Joner. In: Joner, E.J. (Ed.), *Freie Universität Berlin*, p. 1 t 50 min.
- Rillig, M.C., Aguilar-Trigueros, C.A., Camenzind, T., Cavagnaro, T.R., Degrune, F., Hohmann, P., Lammel, D.R., Mansour, I., Roy, J., van der Heijden, M.G.A., Yang, G., 2019. Why farmers should manage the arbuscular mycorrhizal symbiosis: A response to Ryan & Graham (2018) 'Little evidence that farmers should consider abundance or diversity of arbuscular mycorrhizal fungi when managing crops'. *New Phytol o*.
- Rivedal, S., Øpstad, S., Heggset, S., Børresen, T., Haukås, T., Hansen, S., Dörsch, P., Deelstra, J., 2017. Inversion of previously tile drained peat soil: I. Method and effects on hydrology, soil properties, grass yield and profitability. *Proceedings of the international Conference on Climate Smart Agriculture on Organic Soils* 23.-24.11 2017. Ultuna, Sweden
- Rivedal, S., Aune, A., 2019. Betre metodikk for estimering av lystgassutslepp frå dyrka mark brukt i nasjonal rapportering. *NIBIO Rapport*, 5(5), 30s.
- Roarty, S., Hackett, R.A., Schmidt, O., 2017. Earthworm populations in twelve cover crop and weed management combinations. *Applied Soil Ecology* 114, 142-151.
- Roberts, K.G., Gloy, B.A., Joseph, S., Scott, N.R., Lehmann, J., 2010. Life Cycle Assessment of Biochar Systems: Estimating the Energetic, Economic, and Climate Change Potential. *Environmental Science & Technology* 44, 827-833.
- Rochette, P., 2008. No-till only increases N<sub>2</sub>O emissions in poorly-aerated soils. *Soil & Tillage Research* 101, 97-100.
- Rosier, C.L., Hoyer, A.T., Rillig, M.C., 2006. Glomalin-related soil protein: Assessment of current detection and quantification tools. *Soil Biology & Biochemistry* 38, 2205-2211.
- Ryan, M.H., Graham, J.H., 2018. Little evidence that farmers should consider abundance or diversity of arbuscular mycorrhizal fungi when managing crops. *New Phytologist* 220, 1092-1107.
- Saarnio, S., Heimonen, K., Kettunen, R., 2013. Biochar addition indirectly affects N<sub>2</sub>O emissions via soil moisture and plant N uptake. *Soil Biology & Biochemistry* 58, 99-106.
- Saliendra, N.Z., Liebig, M.A., Kronberg, S.L., 2018. Carbon use efficiency of hayed alfalfa and grass pastures in a semiarid environment. *Ecosphere* 9.
- Sánchez-García, M., Roig, A., Sánchez-Monedero, M.A., Cayuela, M.L., 2014. Biochar increases soil N<sub>2</sub>O emissions produced by nitrification-mediated pathways. *Frontiers in Environmental Science* 2.
- Schimmelpfennig, S., Glaser, B., 2012. One Step Forward toward Characterization: Some Important Material Properties to Distinguish Biochars. *Journal of Environmental Quality* 41, 1001-1013.
- Schjøning, P., Thomsen, I.K., 2006. Screening of reduced tillage effects on soil properties for a range of Danish soils. *NJF-seminar* 378, Tillage systems for the benefit of agriculture and the environment. *Conference Proc.*, p. 232-237, *NJF Report* 2(4), 2006, s. 54.
- Schlesinger, W.H., 1999. Carbon and agriculture - Carbon sequestration in soils. *Science* 284, 2095-2095.

- Schlesinger, W.H., Amundson, R., 2019. Managing for soil carbon sequestration: Let's get realistic. *Global Change Biology* 25, 386-389.
- Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kogel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D.A.C., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S., Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49-56.
- Schmitz, O.J., Raymond, P.A., Estes, J.A., Kurz, W.A., Holtgrieve, G.W., Ritchie, M.E., Schindler, D.E., Spivak, A.C., Wilson, R.W., Bradford, M.A., Christensen, V., Deegan, L., Smetacek, V., Vanni, M.J., Wilmers, C.C., 2014. Animating the Carbon Cycle. *Ecosystems* 17, 344-359.
- Schwaab, J., Bavay, M., Davin, E., Hagedorn, F., Husler, F., Lehning, M., Schneebeli, M., Thurig, E., Bebi, P., 2015. Carbon storage versus albedo change: radiative forcing of forest expansion in temperate mountainous regions of Switzerland. *Biogeosciences* 12, 467-487.
- Serikstad, G.L., Pommeresche, R., McKinnon, K., Hansen, S., 2018. Karbon i jord – kilder, handtering, omdanning. *Norsk Rapport 3* (9), 60s.
- Simonsen, J., Posner, J., Rosemeyer, M., Baldock, J., 2010. Endogeic and anecic earthworm abundance in six Midwestern cropping systems. *Applied Soil Ecology* 44, 147-155.
- Singh, B.P., Hatton, B.J., Singh, B., Cowie, A.L., Kathuria, A., 2010. Influence of Biochars on Nitrous Oxide Emission and Nitrogen Leaching from Two Contrasting Soils. *Journal of Environmental Quality* 39, 1224-1235.
- Singh, B.P., Cowie, A.L., Smernik, R.J., 2012. Biochar Carbon Stability in a Clayey Soil As a Function of Feedstock and Pyrolysis Temperature. *Environmental Science & Technology* 46, 11770-11778.
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241, 155-176.
- Six, J., Frey, S.D., Thiet, R.K., Batten, K.M., 2006. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 70, 555-569.
- Sjögersten, S., Wookey, P.A., 2009. The Impact of Climate Change on Ecosystem Carbon Dynamics at the Scandinavian Mountain Birch Forest-Tundra Heath Ecotone. *Ambio* 38, 2-10.
- Sjögersten, S., Alewell, C., Cécillon, L., Hagedorn, F., Jandl, R., Leifeld, J., Martinsen, V., Schindlbacher, A., Sebastià, M.T., Van Miegroet, H., 2011. Mountain Soils in a Changing Climate – Vulnerability of Carbon Stocks and Ecosystem Feedbacks. *Soil Carbon in Sensitive European Ecosystems*.
- Sjögersten, S., van der Wal, R., Loonen, M., Woodin, S.J., 2011. Recovery of ecosystem carbon fluxes and storage from herbivory. *Biogeochemistry* 106, 357-370.
- Smallwood, M., 2015. *Regenerative Organic Agriculture and Climate Change*.
- Smith, P., Powlson, D.S., Glendining, M.J., Smith, J.U., 1998. Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming. *Global Change Biology* 4, 679-685.
- Smith, S.E., Read, D.J., 2008. *Mycorrhizal symbiosis*. Academic Press, San Diego.
- Smith, P., 2014. Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Global Change Biology* 20, 2708-2711.
- Smith, P., 2016. Soil carbon sequestration and biochar as negative emission technologies. *Global Change Biology* 22, 1315-1324.
- Sognnes, L.S., Fystro, G., Opstad, S.L., Arstein, A., Borresen, T., 2006. Effects of adding moraine soil or shell sand into peat soil on physical properties and grass yield in western Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science* 56, 161-170.
- Sokol, N.W., Kuebbing, S.E., Karlsen-Ayala, E., Bradford, M.A., 2019. Evidence for the primacy of living root inputs, not root or shoot litter, in forming soil organic carbon. *New Phytologist* 221, 233-246.
- Solberg, I., 1980. Praktiske erfaringer med djuparbeiding av myr. *Aktuelt frå landbrukets opplysningstjeneste* 5/1980, 121-125.
- Sorteberg, A., 1983. Myrenes synking etter oppdyrking/oppgrøfting. En 30-års undersøkelse av en del kystmyrer. *Jord og myr* 4: 141-145.
- Soussana, J.F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., Arrouays, D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* 20, 219-230.
- Soussana, J.F., Lemaire, G., 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture Ecosystems & Environment* 190, 9-17.
- Speed, J.D.M., Austrheim, G., Hester, A.J., Myrsterud, A., 2010. Experimental evidence for herbivore limitation of the treeline. *Ecology* 91, 3414-3420.

- Speed, J.D.M., Austrheim, G., Hester, A.J., Mysterud, A., 2012. Elevational advance of alpine plant communities is buffered by herbivory. *Journal of Vegetation Science* 23, 617-625.
- Speed, J.D.M., Martinsen, V., Mysterud, A., Mulder, J., Holand, O., Austrheim, G., 2014. Long-Term Increase in Aboveground Carbon Stocks Following Exclusion of Grazers and Forest Establishment in an Alpine Ecosystem. *Ecosystems* 17, 1138-1150.
- Speed, J.D.M., Martinsen, V., Hester, A.J., Holand, O., Mulder, J., Mysterud, A., Austrheim, G., 2015. Continuous and discontinuous variation in ecosystem carbon stocks with elevation across a treeline ecotone. *Biogeosciences* 12, 1615-1627.
- SSB., 2011. Landbruksteljing 2010. Under: Jordbruksbedrifter og jordbruksareal med dårleg drenering
- SSB., 2017: Energiforbruket økte mest i tjenesteyting. <https://www.ssb.no/energi-og-industri/artikler-og-publikasjoner/energiforbruket-okte-mest-i-tjenesteyting>. Accessed (18.02.2019).
- Stanley, P.L., Rowntree, J.E., Beede, D.K., DeLonge, M.S., Hamm, M.W., 2018. Impacts of soil carbon sequestration on life cycle greenhouse gas emissions in Midwestern USA beef finishing systems. *Agricultural Systems* 162, 249-258.
- Steffens, M., Kolbl, A., Totsche, K.U., Kogel-Knabner, I., 2008. Grazing effects on soil chemical and physical properties in a semiarid steppe of Inner Mongolia (PR China). *Geoderma* 143, 63-72.
- Steffens, M., Kolbl, A., Kogel-Knabner, I., 2009. Alteration of soil organic matter pools and aggregation in semi-arid steppe topsoils as driven by organic matter input. *European Journal of Soil Science* 60, 198-212.
- Steffens, M., Kolbl, A., Schork, E., Gschrey, B., Kogel-Knabner, I., 2011. Distribution of soil organic matter between fractions and aggregate size classes in grazed semiarid steppe soil profiles. *Plant and Soil* 338, 63-81.
- Strand, L.T., Haaland, S., Kaste, O., Stuanes, A.O., 2008. Natural variability in soil and runoff from small headwater catchments at Storgama, Norway. *Ambio* 37, 18-28.
- Strand, L.T., Callesen, I., Dalsgaard, L., de Wit, H.A., 2016. Carbon and nitrogen stocks in Norwegian forest soils - the importance of soil formation, climate, and vegetation type for organic matter accumulation. *Canadian Journal of Forest Research* 46, 1459-1473.
- Sturite, I., Henriksen, T.M., Breland, T.A., 2007. Winter losses of nitrogen and phosphorus from Italian ryegrass, meadow fescue and white clover in a northern temperate climate. *Agriculture Ecosystems & Environment* 120, 280-290.
- Suddick, E.C., Six, J., 2013. An estimation of annual nitrous oxide emissions and soil quality following the amendment of high temperature walnut shell biochar and compost to a small scale vegetable crop rotation. *Science of The Total Environment* 465, 298-307.
- Sveistrup, T.E., Haraldsen, T.K., 1997. Effects of soil compaction on root development of perennial grass leys in northern Norway. *Grass and Forage Science* 52, 381-387.
- Taboada, M., Rubio, G., Chaneton, E., 2011. Grazing Impacts on Soil Physical, Chemical, and Ecological Properties in Forage Production Systems. In: Hatfield JL, Sauer TJ, editors. *Soil management: building a stable base for agriculture*. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, pp. 301-320.
- Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T.J., Condon, L.M., Sherlock, R.R., Anderson, C.R., Craigie, R.A., 2011. Biochar Incorporation into Pasture Soil Suppresses in situ Nitrous Oxide Emissions from Ruminant Urine Patches. *Journal of Environmental Quality* 40, 468-476.
- Teague, R., Provenza, F., Kreuter, U., Steffens, T., Barnes, M., 2013. Multi-paddock grazing on rangelands: Why the perceptual dichotomy between research results and rancher experience? *Journal of Environmental Management* 128, 699-717.
- Teague, W.R., Dowhower, S.L., Baker, S.A., Haile, N., DeLaune, P.B., Conover, D.M., 2011. Grazing management impacts on vegetation, soil biota and soil chemical, physical and hydrological properties in tall grass prairie. *Agriculture Ecosystems & Environment* 141, 310-322.
- Teague, R., Provenza, F., Kreuter, U., Steffens, T., Barnes, M., 2013. Multi-paddock grazing on rangelands: Why the perceptual dichotomy between research results and rancher experience? *Journal of Environmental Management* 128, 699-717.
- Teague, W.R., 2018. Forages and pastures symposium: Cover crops in livestock production: Whole-system approach: Managing grazing to restore soil health and farm livelihoods. *Journal of Animal Science* 96, 1519-1530.
- Uhlen, G., 1991. Long-term Effects of Fertilizers, Manure, Straw and Crop Rotation on Total-N and Total-C in Soil. *Acta Agriculturae Scandinavica* 41, 119-127.

- Valand, S., Nøkland, A., Sundet, H., 2018. Karbonbinding i norsk landbruksjord: en vurdering av hvordan nåværende praksis på dyrket mark kan tilpasses for å øke karbonbinding i norsk landbruksjord. 26s.
- van der Wal, R., Bardgett, R.D., Harrison, K.A., Stien, A., 2004. Vertebrate herbivores and ecosystem control: cascading effects of faeces on tundra ecosystems. *Ecography* 27, 242-252.
- van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Downie, A., Berger, E., Rust, J., Scheer, C., 2010. Influence of biochars on flux of N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> from Ferrosol. *Australian Journal of Soil Research* 48, 555-568.
- Verheijen, F.G.A., Graber, E.R., Ameloot, N., Bastos, A.C., Sohi, S., Knicker, H., 2014. Biochars in soils: new insights and emerging research needs Introduction. *European Journal of Soil Science* 65, 22-27.
- Vullioud, P., Neyroud, J.A., Mercier, E., 2006 Results of a 35-year ploughless tillage experiment at Changins (1970-2004). Part II: Physical and chemical soil properties. *Revue Suisse Agric.* 38: 1-6 [på fransk].
- Wachendorf, C., Potthoff, M., Ludwig, B., Joergensen, R.G., 2014. Effects of addition of maize litter and earthworms on C mineralization and aggregate formation in single and mixed soils differing in soil organic carbon and clay content. *Pedobiologia* 57, 161-169.
- Wang, Z.Y., Zheng, H., Luo, Y., Deng, X., Herbert, S., Xing, B.S., 2013. Characterization and influence of biochars on nitrous oxide emission from agricultural soil. *Environmental Pollution* 174, 289-296.
- Wang, T., Teague, W.R., Park, S.C., Bevers, S., 2015. GHG Mitigation Potential of Different Grazing Strategies in the United States Southern Great Plains. *Sustainability* 7, 13500-13521.
- Wang, J.Y., Xiong, Z.Q., Kuzyakov, Y., 2016. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *Global Change Biology Bioenergy* 8, 512-523.
- Wardle, D.A., Bardgett, R.D., Klironomos, J.N., Setälä, H., van der Putten, W.H., Wall, D.H., 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science* 304, 1629-1633.
- Weng, Z., Van Zwieten, L., Singh, B.P., Tavakkoli, E., Joseph, S., Macdonald, L.M., Rose, T.J., Rose, M.T., Kimber, S.W.L., Morris, S., Cozzolino, D., Araujo, J.R., Archanjo, B.S., Cowie, A., 2017. Biochar built soil carbon over a decade by stabilizing rhizodeposits. *Nature Climate Change* 7, 371-+.
- Weng, Z., Van Zwieten, L., Singh, B.P., Tavakkoli, E., Kimber, S., Morris, S., Macdonald, L.M., Cowie, A., 2018. The accumulation of rhizodeposits in organo-mineral fractions promoted biochar-induced negative priming of native soil organic carbon in Ferralsol. *Soil Biology & Biochemistry* 118, 91-96.
- Whitehead, D., Schipper, L.A., Pronger, J., Moinet, G.Y.K., Mudge, P.L., Pereira, R.C., Kirschbaum, M.U.F., McNally, S.R., Beare, M.H., Camps-Arbestain, M., 2018. Management practices to reduce losses or increase soil carbon stocks in temperate grazed grasslands: New Zealand as a case study. *Agriculture Ecosystems & Environment* 265, 432-443.
- Wilson, G.W.T., Rice, C.W., Rillig, M.C., Springer, A., Hartnett, D.C., 2009. Soil aggregation and carbon sequestration are tightly correlated with the abundance of arbuscular mycorrhizal fungi: results from long-term field experiments. *Ecology Letters* 12, 452-461.
- Woolf, D., Amonette, J.E., Street-Perrott, F.A., Lehmann, J., Joseph, S., 2010. Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nature Communications* 1.
- WRB IWG., 2006. World reference base for soil resources 2006. 103. FAO, Rome, pp. 1-145.
- Wright, S.F., Upadhyaya, A., 1996. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Science* 161, 575-586.
- Wright, S.F., Upadhyaya, A., 1998. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil* 198, 97-107.
- Wright, S.F., Starr, J.L., Paltineanu, I.C., 1999. Changes in aggregate stability and concentration of glomalin during tillage management transition. *Soil Science Society of America Journal* 63, 1825-1829.
- Wu, F.S., Dong, M.X., Liu, Y.J., Ma, X.J., An, L.Z., Young, J.P.W., Feng, H.Y., 2011. Effects of long-term fertilization on AM fungal community structure and Glomalin-related soil protein in the Loess Plateau of China. *Plant and Soil* 342, 233-247.
- Zhang, A.F., Bian, R.J., Pan, G.X., Cui, L.Q., Hussain, Q., Li, L.Q., Zheng, J.W., Zheng, J.F., Zhang, X.H., Han, X.J., Yu, X.Y., 2012. Effects of biochar amendment on soil quality, crop yield and greenhouse gas emission in a Chinese rice paddy: A field study of 2 consecutive rice growing cycles. *Field Crops Research* 127, 153-160.
- Zimmerman, A.R., 2010. Abiotic and Microbial Oxidation of Laboratory-Produced Black Carbon (Biochar). *Environmental Science & Technology* 44, 1295-1301.
- Zimmerman, A.R., Ouyang, L., 2019. Priming of pyrogenic C (biochar) mineralization by dissolved organic matter and vice versa. *Soil Biology & Biochemistry* 130, 105-112.





Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.