



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Klimatiltak i jordbruk og matsektoren

Kostnadsanalyse av fem tiltak

NIBIO RAPPORT | VOL. 3 | NR. 2 | 2017



Ivar Pettersen¹, Arne Grønlund¹, Aina Elstad Stengsgård², Finn Walland¹

¹NIBIO ² Østfoldforskning

TITTEL/TITLE

Klimatiltak i jordbruk og matsektoren. Kostnadsanalyse av fem tiltak

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Ivar Pettersen¹, Arne Grønlund¹, Aina Elstad Stengsgård², Finn Walland¹ · ¹NIBIO ² Østfoldforskning

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
06.10.2017	3/2/2017	Åpen	10440	Bhsd 17/00013
ISBN:		ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-01771-4		2464-1162	99	Tabellvedlegg

OPPDRA GSGIVER/EMPLOYER:

Miljødirektoratet, Rapport nr M-660|2016

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Maria Malene Kvalevåg

STIKKORD/KEYWORDS:

Jordbruk Klimatiltak Klimapolitikk
Agriculture Climate change mitigation

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Samfunnsøkonomi Miljøøkonomi Agronomi
Environmental economics Agronomy

SAMMENDRAG/SUMMARY:

The research team has investigated five measures aiming to reduce climate gas emissions from Norwegian agriculture: 1. Biogas from manure, 2. Replacing cattle meat with plant based products and fish, 3. Replacing cattle meat with pork, 4. Reducing food waste, 5. Ban on cultivation of peatland. The study concludes that most measures may be implemented at zero or even negative costs. Cutting down on cattle meat consumption may have substantial and positive health effects. The exception is biogas production using dung where indications show average costs of approximately USD 200 per ton Climate Gas Emission. Indicated cost levels are based on optimal ways of implementation. Bad implementation may hurt both consumer welfare and efficiency of resource allocation. The authors thus leave some, but limited reason to expect that cutting substantial emissions from farming will be socially costless.

LAND/COUNTRY:

Norway

STED/LOKALITET:

Ås / Oslo

GODKJENT /APPROVED

Hildegunn Norheim

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Ivar F. Pettersen

NAVN/NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Kyotoprotokollen ga opphav til FNs Framework Convention on Climate Change i 1997 og forplikter alle signerende stater til å sette bindene mål om reduksjoner i klimagassutslipp. Regjeringen er i dialog med EU om en felles løsning for Norge og EU eventuelt utformet som en del av EUØS-samarbeidet.

Miljødirektoratet arbeider kontinuerlig med å oppdatere kunnskapsgrunnlaget for lavutslippsutvikling. Det har vært behov for å oppdatere beregningene av kostnader ved tiltak i jordbruket. NIBIO ble derfor sommeren 2016, sammen med to andre institutter, invitert til å levere tilbud på utredning av samfunnsøkonomiske kostnader ved klimatiltak i jordbruket. I invitasjonen refererer direktoratet til flere tidligere utredninger fra bl.a. NIBIO.

Forskere i NIBIO arbeider kontinuerlig med klimapolitikk, mer klimavennlig landbruk og matsektor, klimarettet næringspolitikk, samt tilpasning til endret klima i landbruks- og matsektoren. Oppdraget er av begrenset størrelse, men vi ser likevel oppdraget for Miljødirektoratet som et viktig steg mot mer kunnskap om en komplisert, men viktig oppgave for norsk jordbruk og matproduksjon. Prosjektleder for arbeidet har vært Ivar Pettersen, NIBIO. Sentrale medarbeidere hos NIBIO har vært Arne Grønlund og Finn Walland som har ansvar for enkeltkapitler. Øyvind Hoveid, NIBIO, har bidratt med nyttige kommentarer og vesentlige bidrag til analysen av forbud mot nydyrking av myr. For å dekke tiltaket redusert matsvinn og biogass ble det etablert kontakt med Aina Elstad Stensgård og flere medarbeidere ved Østfoldforskning som velvillig har bidratt innenfor knappe ressursrammer. Aina har hovedansvar for vurdering av matsvinn og har også gitt hovedbidrag til kapitlet om biogass. Klaus Mittenzwei, Agnar Hegrenes, Anna Birgitte Milford med flere i NIBIO, har vært gode rådgivere. Kommunikasjonen med fagmiljøet i Miljødirektoratet har bidratt til skjerpet faglighet og innsikt i klimapolitikk generelt.

Analysen av klimatiltak i jordbruks- og matsektoren med vurderinger av samfunnsmessige konsekvenser, reiser mange spørsmål. Vi har neppe maktet å dekke alle relevante spørsmål i denne begrensede studien, til det er mangfoldet av miljø- og samfunnseffekter for stort og heller ikke tilstrekkelig utforsket. Bioproduksjon generelt og grovforbasert husdyrproduksjon spesielt, har tilpasningsmuligheter og en samfunnsmessig betydning som gjør det nødvendig å bruke konkrete beregninger med forsiktighet. Det er derfor grunn til å vektlegge de forutsetninger og forbehold som er nevnt i rapporten. For å sikre langsiktig bærekraft er det mange perspektiver og samfunnseffekter som må legges til grunn når tiltak og virkemidler skal utformes. Vi håper at rapporten danner et grunnlag for videre vurdering av tiltak for en mer klimavennlig jordbruks- og matsektor.

Ås, 06.10.17

Hildegunn Norheim

Innhold

Forord	3
Sammendrag	6
1 Bakgrunn og innledning	11
1.1 Jordbrukets klimautslipp og utslippskutt	11
1.2 Begreper og metoder ved kostnadsberegning av tiltak	18
1.2.1 Kostnadseffektivitet	18
1.2.2 Tiltak.....	18
1.2.3 Virkemidler og betydningen av virkemiddelvalg.....	19
1.2.4 Tiltaksanalyser og kostnadsberegninger	20
1.2.5 Beregning av utslippseffekter	21
1.2.6 Referansebane med utslippstall.....	22
1.3 Fem utvalgte tiltak.....	25
1.3.1 Tiltak 1. Bruke naturgjødning til biogassproduksjon.	25
1.3.2 Tiltak 2: Erstatning av forbruk av rødt kjøtt med vegetabilier og fisk.....	25
1.3.3 Tiltak 3: Overgang fra storfekjøtt til svinekjøtt	26
1.3.4 Tiltak 4: Redusert matsvinn.....	26
1.3.5 Tiltak 5: Stans i nydyrking av myr	27
2 Husdyrgjødsel til biogassproduksjon (Tiltak 1).....	28
2.1 Kort beskrivelse av tiltaket	28
2.1.1 Referansebanen	28
2.1.2 Tiltaket	28
2.2 Potensial for biogassproduksjon	29
2.3 Effekter på utslipp av klimagasser.....	29
2.4 Kostnadsanalyse	31
2.4.1 Avgrensninger og forutsetninger	31
2.4.2 Datagrunnlag, metodikk og beregning.....	33
2.5 Resultat.....	36
2.5.1 Netto årlige samfunnsøkonomiske kostnader	36
2.5.2 Tiltakskostnad	37
2.6 Miljøgevinster utover utslipp av klimagass	38
2.6.1 Reduserte utslipp av partikler (PM) og nitrogenoksider (NOx).....	38
2.6.2 Bedre utnyttelse av fosfor.....	39
2.7 Usikkerhetsmomenter.....	40
2.7.1 Usikkerheter for klimaanalyse	40
2.7.2 Usikkerheter for kostnadsanalyse.....	40
3 Erstatte storfekjøtt med fisk og vegetabilsk mat (Tiltak 2)	42
3.1 Referansebane.....	42
3.2 Tiltak	43
3.3 Utslippseffekt	45
3.4 Tiltakskostnad.....	46
3.5 Beregnet kostnad - effekt.....	51

4 Erstatte storfekjøtt med svinekjøtt (Tiltak 3)	53
4.1 Referansebane.....	53
4.2 Tiltak	54
4.3 Utslippseffekt	55
4.4 Tiltakskostnad.....	55
4.5 Beregnet kostnad – effekt	58
5 Redusert matsvinn i husholdningene (Tiltak 4).....	60
5.1 Kort beskrivelse av tiltaket	60
5.1.1 Referansebanen	60
5.1.2 Tiltaket	60
5.2 Bakgrunn.....	61
5.2.1 Datagrunnlag, matsvinn i husholdningene	61
5.2.2 Reduksjonspotensiale	63
5.3 Effekter på utslipp av klimagasser	63
5.4 Kostnadsanalyse: Metode og beregning	63
5.5 Resultat.....	67
5.5.1 Netto årlige samfunnsøkonomiske kostnader	67
5.5.2 Tiltakskostnad og kost – effekt brøk	68
5.6 Tilleggsanalyser	68
5.6.1 Sensitivetsanalyse av tidsforbruk	69
5.6.2 Virkemidler for gjennomføring av tiltaket.....	69
5.6.3 Redusert matsvinn i matindustri, grossistledet og dagligvarehandelen.....	72
5.7 Diskusjon	72
5.7.1 Redusert konsumentnytte	72
5.7.2 Usikkerheter knyttet til utslipp	73
5.7.3 Usikkerheter kostnadsanalyse	73
6 Stans i nydyrking av myr (Tiltak 5).....	74
6.1 Bakgrunn og tiltak.....	74
6.2 Utslippseffekt	74
6.2.1 Utslipp pr dekar nydyrket myr	74
6.2.2 Referansebane og utslippsreduksjon.....	74
6.3 Tiltakskostnad.....	76
6.3.1 Bedriftsøkonomisk verdi av mulighet til nydyrking.....	76
6.3.2 Samfunnsøkonomisk verdsetting.....	78
6.4 Beregnet kostnad - effekt.....	80
6.5 Usikkerhet.....	82
Litteratur	84
Tabellvedlegg.....	87

Sammendrag

Norsk jordbruk står for om lag åtte prosent av de norske klimagassutslippene. Jordbrukets utslipp kan, etter våre analyser, reduseres betydelig, uten å påføre samfunnet vesentlige kostnader. Rapporten vurderer kostnader for fem klimatiltak. Kostnadsanslagene er usikre, blant annet fordi det per dags dato finnes lite tilgjengelig kunnskap om virkemidlene som kan utløse de nødvendige endringene i jordbruket eller leddene nedstrøms, som matindustrien, dagligvarehandelen eller blant forbrukerne. Visse virkemidler kan føre til redusert konsumentnytte eller ineffektivitet i ressursallokeringen som kan oppveie anslåtte gevinster, f.eks. ved redusert forbrukerutlegg. I det følgende oppsummeres vurderingene av de fem klimatiltakene:

- Økt utnyttelse av husdyrgjødsel til biogassproduksjon
- Redusert produksjon og konsum av storfekjøtt – erstattes med frukt, grønt og fisk
- Redusert produksjon og konsum av storfekjøtt – erstattes med svinekjøtt
- Redusert matsvinn
- Stans i nydyrking av myr

Tiltak 1 - husdyrgjødsel til biogassproduksjon: Satsing på biogass kan gi bærekraftig erstatning av fossil energi. Å utnytte husdyrgjødsel til biogass reduserer utslipp av metan, lystgass og ammoniakk fra gjødsellagre i jordbruket. Tiltaket går ut på å øke andelen husdyrgjødsel til biogassproduksjon til 50 % av biogasspotensialet er utnyttet i 2050. To ulike typer biogassanlegg er inkludert i tiltaket: småskala gårdsanlegg der biogassen produseres og utnyttes lokalt til oppvarming, og store sambehandlingsanlegg for husdyrgjødsel og annen biomasse der biogassen oppgraderes til drivstoffkvalitet og distribueres fortrinnsvis til transportformål.

Gårdsanlegg og sambehandlingsanlegg har ulike egenskaper med tanke på utnyttelse av biogassen og kostnadsprofil. Samlet sett er det beregnet en årlig samfunnsøkonomisk tiltakskostnad tilsvarende ca. 430 kroner pr tonn utslippsreduksjon regnet i CO₂ ekvivalenter. Potensielt utslippskutt er beregnet til vel 160 000 tonn CO₂ ekvivalenter i snitt over gjennomføringsperioden.

Selv om kun én prosent av tilgjengelig husdyrgjødsel i dag utnyttes til biogassproduksjon, viser allerede igangsatt og planlagt produksjon at tiltaket er realiserbart ved hjelp av kjente virkemidler. Usikkerheten ved kostnadsanslaget dreier seg primært om fordeler knyttet til sambehandling av ulike substrater og nettoverdien av biogass fra sambehandlingsanleggene.

Etablering av biogassanlegg krever betydelige investeringer som antas å ha tretti års levetid. Alle investeringer belastes med en reell kalkulasjonsrente på fire prosent. Antatt restverdi av biogassanleggene ved utløpet av tiltaksperioden har derfor stor betydning for beregningen.

Tiltak 2 - redusert produksjon og konsum av storfekjøtt – næringsinnholdet erstattes med økt forbruk av vegetabiler og fisk: Tiltaket består i å redusere spesialisert kjøttproduksjon ved storfe, dvs. ammekuproduksjonen, og erstatte næringsinnholdet ved økt forbruk av planteprodukter og fisk. Endret kosthold er beregnet slik at samlet kaloriinnhold blir det samme, mens proteininnholdet er antatt å falle noe, men vil fortsatt være høyere enn anbefalingene i de norske kostrådene.

Tiltaket kan redusere utslippene med ca. 520 000 tonn CO₂ ekvivalenter årlig regnet i snitt over tiltaksperioden, og nær 1 million tonn når tiltaket er fullt implementert i 2050. Ammekuproduksjonen reduseres med ca. 60 prosent. Alle beregnede utslippskutt oppstår i primærproduksjonen. Samfunnsøkonomisk betyr tiltaket et skift fra forbruk av relativt kostbare til noe rimeligere matprodukter regnet etter både protein- og kaloriinnhold, og samtidig et betydelig steg i retning av oppfølging av de norske kostrådene. Samlede reduksjoner i produksjonskostnader gjennom hele verdikjeden kan grovt anslås til ca. 0,8 milliarder kroner årlig når tiltaket er fullt implementert. Vi har ikke regnet reduserte tilskudd til primærproduksjonen som en gevinst, men antar i stedet at endringer

i tilskudd motsvares av endringer i produksjon av samfunns-goder som f.eks. kulturlandskap koblet til produksjonen.

Basert på Helsedirektoratets verdsetting av avvik fra de norske kostrådene, kan reduksjoner i forbruk av kjøtt og økningen i forbruk av frukt og grønnsaker gi helsegevinster av langt større omfang. Tiltakets samfunnsverdi ligger således primært den positive helseeffekten som antagelig vil overstige verdien av utslippskuttene. Helseeffektene tilregnes her i sin helhet klimatiltaket. Klimatiltaket fremstår dermed med en vesentlig samfunnsøkonomisk innsparing og gevinst selv uten verdsetting av utslippskuttene.

For gjennomføringsperioden under ett er beregnet innsparing i helsekostnader og anskaffelses-kostnader beregnet til kr 9000 per tonn CO₂ ekvivalenter.

Analysene tar ikke hensyn til kostnader ved selve virkemiddelbruken, dvs. reguleringer som skal sørge for at tiltaket blir en realitet. I dette tilfellet kan imidlertid virkemiddelbruken være avgjørende for nettokostnaden. Avhengig av virkemiddelbruken kan det oppstå effektivitetstap i tilpasningen mellom forbrukerpreferanser og produksjonskostnader, såkalte dødvektstap, som opphever gevinsten helt eller delvis. Vi finner det riktig å tillegge tiltaket positiv samfunnsøkonomisk nettoverdi, før verdsetting av utslippskuttene, dersom endringen i matvareforbruk og produksjon skjer som følge av at forbrukerne etterspør mer klima- og helsevennlige matvarer. En slik endring i forbrukeratferd kan tenkes å skje gjennom opplysning og bevisstgjøring. Også dersom endringen i konsumet primært skjer som følge av reduserte direkte tilskudd til spesialisert kjøttproduksjon, vil nettogevinsten bli vesentlig og positiv.

Tiltak 3 - skift i kjøttkonsumet – fra storfekjøtt til svinekjøtt: Tiltaket gir sammenlignbare utslippskutt med tiltak 2 ved at spesialisert produksjon av storfekjøtt, dvs. ammekuproduksjon, reduseres i samme grad. Tiltaket har imidlertid ingen påviselig helsegevinst siden Helsedirektoratet vurderer svine- og storfekjøtt som tilhørende samme matvaregruppe.

Som følge av at svinekjøtt gjennomgående er betydelig rimeligere å produsere enn storfekjøtt, oppstår det en samfunnsøkonomisk gevinst gjennom reduserte produksjons- og distribusjonskostnader gjennom hele verdikjeden. Innsparingen er beregnet til å være større enn for tiltak 2 og kan utgjøre inntil 1,2 mrd. kroner når tiltaket er fullt implementert. Mangelfulle data gjør, som nevnt, at vi ikke har grunnlag for å tilregne tiltaket positive helseeffekter. Utslippskuttene utgjør 490 000 tonn CO₂ ekvivalenter regnet i snitt over gjennomføringsperioden. Sparte anskaffelseskostnader pr tonn utslippskutt utgjør kr 950 for perioden under ett. Vi har, som ved tiltak 2, ikke regnet reduserte tilskudd til primærproduksjonen som en gevinst.

Avhengig av virkemiddelbruken kan mindre effektiv tilpasning mellom etterspørsel og produksjon, dvs. dødvektstap, også for dette tiltaket oppheve gevinsten av reduserte produksjonskostnader helt eller delvis. Dersom imidlertid tiltaket oppstår som resultat av endringer i forbrukerkunnskap eller forbrukerbevissthet, eller som følge av reduserte direkte tilskudd til spesialisert kjøttproduksjon, er det sannsynlig at tiltaket gir betydelig, positiv samfunnsøkonomisk nettogevinst.

Virkemiddelbruken for å realisere tiltaket, med erstatning av storfekjøtt med nettopp svinekjøtt, kilo for kilo, vil antagelig være komplisert. Om tilskudd til ammekuproduksjon fjernes, er det neppe realistisk å tenke seg at man samtidig øker tilskuddene til svineproduksjon. Tiltaket kan likevel fungere som en illustrasjon av koblinger mellom tilpasning i norsk jordbruksproduksjon, primærproduksjonens utslipp av klimagasser og matvareforbruk.

Tiltak 4 – redusert matsvinn: Matproduksjon utnytter først og fremst solenergi, vann, arealer og naturens karbonbalanse, i tillegg til teknologi og bondens kompetanse. Moderne matproduksjon vil imidlertid uvegerlig også føre til utslipp av klimagasser i tillegg til at bruk av knappe produksjonsfaktorer som arbeidskraft og kapital. Sløsing med matressurser fortrenger annen

godeproduksjon og gir unødig miljøskade. Redusert matkasting kan derfor gi redusert ressursbruk og betydelig samfunnsgevinst uavhengig av verdien av utslippskuttene.

Vi anslår grovt at en halvering av matsvinnet pr innbygger i snitt vil gi en netto innsparing for forbrukerne på nesten 2 milliarder kroner årlig når tiltaket er fullt implementert i 2050. Mesteparten av forbrukernes innsparing kan regnes som samfunnsøkonomisk relevante innsparinger i produksjon og import. Våre kalkyler viser en utslippsreduksjon tilsvarende ca. 93 000 tonn CO₂ ekvivalenter regnet i snitt over gjennomføringsperioden. Netto samfunnsøkonomisk gevinst i form, primært, av reduserte anskaffelseskostnader for matvarer, er beregnet til kr 21 730 kroner pr tonn CO₂-ekvivalenter regnet for perioden som helhet.

Usikkerheten ved anslaget dreier seg primært om i hvilken grad matsvinn kan betraktes som sløsing. Eventuell nytte en person opplever i forbindelse med å ha overfylte matskap, eller opplevd ubehag knyttet til å måtte spise rester fra gårsdagen i stedet for noe nytt, kan indikere at å kaste mat har en indirekte verdi for forbrukerne. Det er derfor mulig at å «tvinge» forbrukeren til å redusere matsvinnet kan redusere forbrukernytten.

I vår analyse har vi forsøkt å ta hensyn til denne mulige kostnaden forbrukerne opplever gjennom anslag for verdien av økt tidsforbruk en husholdning vil trenge for å planlegge og sikre et like tilfredsstillende matvareforbruk med halvert matsvinn. Vårt estimat tilsier at gjennomsnittshusholdningen tåler inntil et kvarter økt tidsforbruk knyttet til matvarehåndtering pr uke, uten at tiltakets nettoverdi, før verdsetting av utslippskuttene, blir negativ.

Også dette tiltakets nettoverdi avhenger av virkemiddelbruken. Bevisstgjørende informasjon og enkelte tekniske hjelpemidler for å følge opp matsvinnet kan sikre at tiltakets positive effekter kan realiseres uten vesentlig tap av forbrukernytte. Så langt er det, tross betydelig internasjonal forskning, begrenset kunnskap om hvordan tiltaket best kan gjennomføres. Analysen har ikke sett på tiltak for redusert matsvinn på primær- og industrileddene.

Tiltak 5 - stans i nydyrking av myr: Dyrket myrareal medfører utslipp av klimagasser over en periode med gradvis reduksjon i myrlaget. Når CO₂ utslipp fra dyrket areal er medregnet, viser norske utslippsberegninger at utslipp fra dyrkede myrarealer i dag den største kilden til utslipp fra produksjon på norsk dyrka mark, større enn samlede utslipp fra husdyrfordøyelse.

Framtidig nydyrking av myr er antatt å utgjøre 2 000 dekar i vår referansebane. Anslaget er usikkert. Anslått utslippseffekt pr dekar og år av den årlige nydyrkingen dreier seg om 7 000 tonn CO₂ ekvivalenter ekstra. For grunn myr, dvs. torvlag mindre enn 1 meter som antas å utgjøre en tredel av det nydyrkede arealet, vil utslippene synke gradvis til null over en periode på inntil vel 40 år avhengig av dybden på myrlaget.

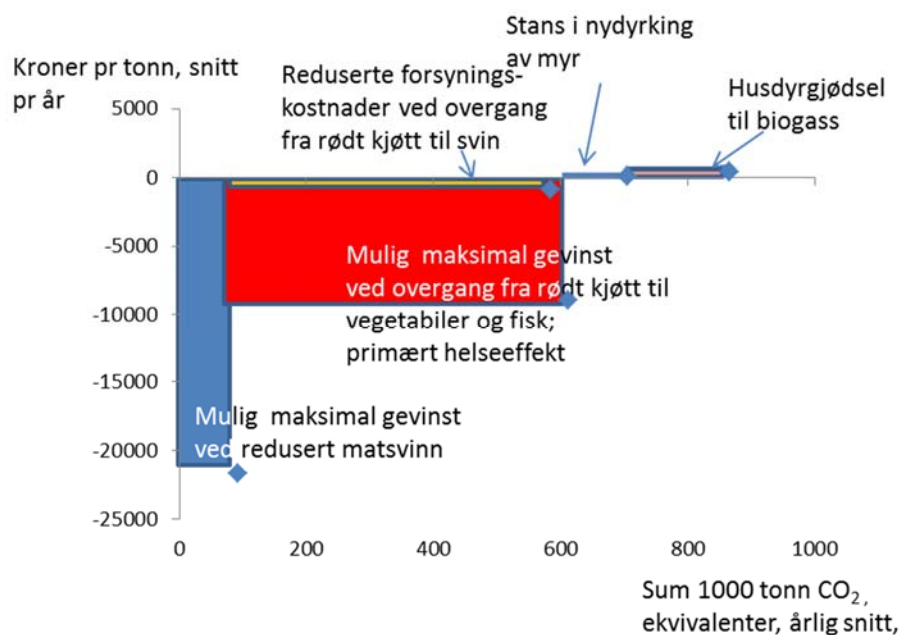
Grunneiers rett til å dyrke innebærer ingen plikter og har derfor en privat verdi – en opsjonsverdi – selv om nydyrking i dag ikke skulle være lønnsomt. Vi anslår i tillegg, grovt, at grunneiere, i visse strøk av landet, i dag kan ha en netto verdiøkning ved nydyrking av myr for jordutleie på nærmere 8 000 kroner pr dekar. Alternativt, dersom valget står mellom nydyrking av myr eller mineraljord, kan besparelsen ved å velge myrarealet anslås til kr 7 000 pr dekar.

Spørsmålet er hvorvidt den privatøkonomiske verdien på opp mot 8 000 pr dekar, eller den positive opsjonsverdien, er en relevant samfunnsøkonomisk kostnad. Siden den private avkastningen dels består av arealavhengige tilskudd og matvarene som produseres på arealet har priser som er påvirket av importavgifter, blir den privatøkonomiske verdien misvisende. Opsjonsverdien er heller ikke relevant siden samfunnet, våre politikere, alltid har muligheten til å tilbakekalle et forbud mot nydyrking. Den relevante samfunnsøkonomiske kostnaden ved stans i nydyrking av myr antas her å være kostnadsforskjellen på 7 000 kroner så fremt samfunnet har behov for ekstra dyrka areal for grovfôrproduksjon.

I dette ligger en antagelse om at tiltaket fører til nydyrking av alternative arealer. Vi regner derfor med tapt karbonbinding i annet areal, f.eks. skog, som følge av tiltaket. På dette grunnlaget anslår vi det samfunnsøkonomiske kost / effekt-forholdet til anslagsvis kr 7 000 pr år dividert med gjennomsnittlig utslippskutt i tiltaksperioden, dvs. en samfunnsøkonomisk kostnad ca. 151 kroner pr tonn CO₂ ekvivalenter. Utslippskuttet er i snitt beregnet til 93 000 tonn over tiltaksperioden. Mot slutten av tiltaksperioden er utslippskuttene beregnet til nær 200 000 tonn per år. Tiltaket har en kumulativ effekt over tid, og for å realisere fullt potensial må tiltaket iverksettes tidlig.

Usikkerheten dreier seg bl.a. om hvorvidt Norge trenger økte grovfôrarealer. For det første finnes det dyrka mark som er ute av drift, dyrkbar mineraljord og uutnyttede beiteressurser i utmark. Videre gjør økte melkeytelser at behovet for grovfôrareal stiger mindre enn befolkningsveksten. Dette er hensyntatt i vår referansebane. Det er imidlertid også grunn til å regne med at avlingsnivåene pr dekar på eksisterende grovfôrareal kan økes noe. Dersom man i tillegg gjennomfører tiltak for redusert produksjon av storfekjøtt, jf. tiltak 2 og 3 ovenfor, vil behovet for grovfôrareal synke betydelig. På den annen side vil omdisponering av dyrka grovfôrareal til andre formål øke behovet for nydyrking. Konklusjonen er at forbud mot nydyrking innebærer meget lave, kanskje null samfunnsøkonomiske kostnader.

Samlet sett viser våre beregninger at det med gunstige forutsetninger kan være mulig å gjennomføre tiltak som kutter vel 700 000 tonn CO₂ ekvivalenter uten vesentlige samfunnskostnader, og nær 900 000 tonn med kostnader som maksimalt ligger på nivå med anbefalt verdi på utslippskutt i NOU 2015: 15 (Grønn skattekommissjon) på kr. 420 (figur nedenfor). Vi har da ansett tiltak 2 og 3 som fullt ut overlappende, men vi har ikke redusert potensialet for biogassproduksjon som følge av mulig redusert produksjon av storfekjøtt, eller anskaffelseskostnadene for matsvinnet med endringer i matvareforbruket som følge av andre mulige tiltak. Helsegevinster og redusert ressursbruk i produksjon, foredling, import og distribusjon av matvarer kan være betydelige. Biogassproduksjon med husdyrgjødsel som råvare har høyest kostnad blant de fem tiltakene, men her kan en differensiering mellom de ulike anleggstypene og mulighet for bruk av flere ulike substrater i produksjonen, endre kostnadsbildet.



Figur Sammenfatning av analyseresultater; tiltak rangert etter tiltakskost pr tonn utslippskutt. Tilnærmet kumulative utslippseffekter.

Det hefter stor usikkerhet ved beregningene. Beregningene er heller ikke fullstendige, blant annet fordi vi ikke tar hensyn til virkemiddelbruken og fordelingseffektene. Våre anslag forutsetter kostnadsfri virkemiddelbruk, men virkemiddelvalgene kan føre til betydelige ulemper for forbrukerne og tapt effektivitet i utnyttelsen av ressurser. Uten å analysere virkemiddelbruken, kan også omstillingskostnadene bli undervurdert. Det er fortsatt grunn til å regne med at klimatilnær i jordbruks- og matsektoren vil legge beslag på samfunnsressurser, men kanskje i større grad på forbruksleddet enn på produksjonsleddet. Rapporten omtaler også andre usikkerhetsfaktorer.

Vi har heller ikke tatt hensyn til fordelingsvirkninger. Sagt på en annen måte forutsetter vår analyse at samfunnet har, og vil bruke, fordelingspolitiske virkemidler som kan korrigere uønsket byrde-, eller fordelsfordeling av klimatilnær. Hvis den forutsetningen er tilfredsstillende, ligger forholdene til rette for å velge tiltak ut fra kostnadseffektivitet, og fordeling ut fra rettferdighet. I vår analyse er fordelingsvirkninger særlig aktuelle for eksempel i forbindelse med tiltak som påvirker spesielle forbrukergrupper, jordbruk i bestemte distrikter eller enkeltbønder som har kalkulert med økt areal fra nydyrking av myr. Fordelingsvirkninger er bl.a. nevnt i gjennomgangen av nydyrking av myr og er også aktuelt innenfor bestemte produksjonsgrener i jordbruket.

Et lignende tema dreier seg om bruk av gjennomsnittsbetraktninger uten å ta hensyn til variasjon rundt snittet. Et virkemiddel kan ha ulike effekter for ulike segmenter innenfor målgruppen. Tiltak for endring i forbruk vil neppe ha de positive effektene f.eks. på helse, som er nevnt ovenfor, dersom virkemidlene bare virker på den delen av forbruket som allerede er godt tilpasset kostrådene. At Norge kan ha begrenset behov for nydyrking av myr, hindrer ikke at det kan oppstå tap dersom det ikke er mulig å erstatte tapte dyrkingsmuligheter i ett distrikt med arealer i et annet. Et eventuelt forbud mot nydyrking av myr kan eksempelvis ramme et fåtall gårdbrukere som ikke har annet valg enn myr, dersom de skal utvide sitt dyrkingsareal.

På den annen side kan enkelte av tiltakene realiseres raskere enn det er antatt i denne rapporten og med kjent og effektiv virkemiddelbruk. Raskere gjennomføring kan bety at den samfunnsøkonomiske verdien av tiltakene kan være betydelig høyere enn anslått i denne rapporten, spesielt dersom utslippskutt i nær fremtid skal veies høyere enn kutt sent i tiltaksperioden.

1 Bakgrunn og innledning

Analyser av tiltak for reduserte utslipp av klimagasser fra norsk jordbruk skal bidra til kostnadseffektiv gjennomføring av utslippskutt for Norge totalt. Innledningskapitlet redegjør for forutsetninger for analysen med styrker og fallgruver og presenterer de fem tiltakene rapporten omhandler.

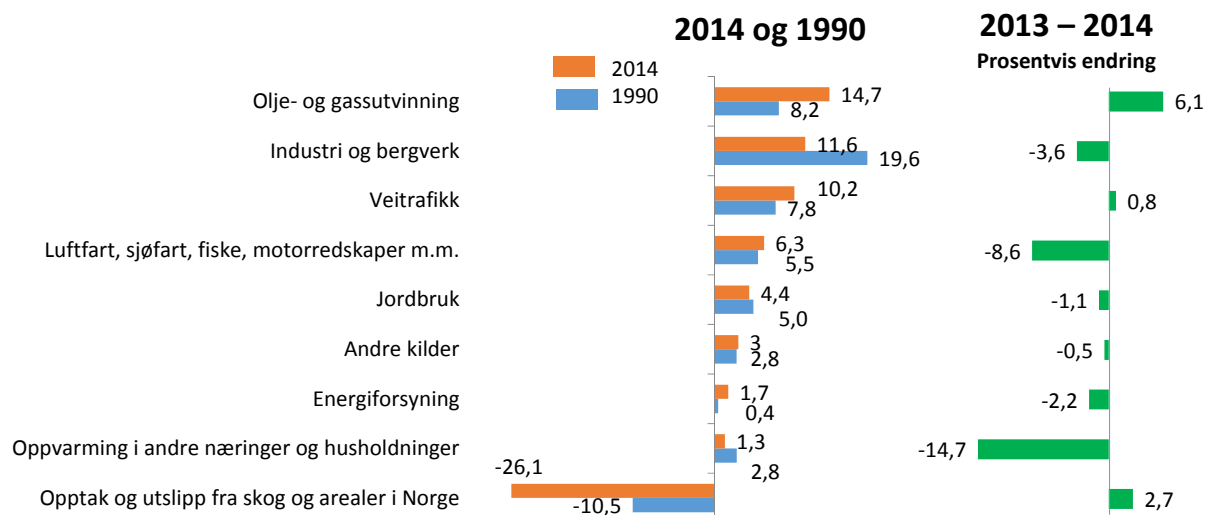
1.1 Jordbrukets klimautslipp og utslippskutt

Nedenfor redegjør vi først for rammeverket for utarbeiding av utslippsregnskap og deretter for aktuelle utslippstall for Norge totalt og for jordbruket. Omtalen redegjør særlig for metoden ved beregning av metanutslipp fra husdyrfordøyelse. Til slutt gjennomgås nyere studier av klimatiltakene i norsk jordbruk.

Utslipp og utslippseffekter av tiltak skal beregnes i overensstemmelse med internasjonale retningslinjer og forpliktelser knyttet til rapportering av utslippsregnskapet (Miljødirektoratet, 2015a, avsnitt 2.3). Ny kunnskap leder til hyppige metoderevisjoner som Norge er forpliktet til å følge opp. På denne måten kan landenes utslippsregnskaper sammenlignes. Revisjoner av regnemetoder skal også gjøres slik at tallene kan sammenlignes over tid og gir grunnlag for måloppfølging og vurdering av landenes overholdelse av sine forpliktelser. Retningslinjene for rapportering av utslipp utarbeides av FNs klimapanel. De seneste endringene, som det redegjøres for i Miljødirektoratet (2015a), innebærer bl.a. endret vektning av ulike klimagasser, med økt vekt for blant annet metan (CH₄) og lystgass (N₂O). I følge nye retningslinjer skal også flere utslippskilder medregnes. Særlig viktig for jordbruket er det at utslipp fra bruk av urea i NO_x-reduksjon og metanutslipp fra kompostering skal medregnes, mens utslipp fra kalking av jordbruksjord og vassdrag er blitt overført til jordbrukssektoren. Det rapporteres også på CO₂ fra gjødsling med urea som betyr at utslippsregnskapet nå inkluderer CO₂-utslipp fra jordbruk mens disse utslippene tidligere hørte under LULUCF sektoren, som står for "Land use and land use-change and forestry", og inkluderer utslipp og opptak fra skog og andre landarealer (ibid.).

Samlede norske utslipp før korreksjon for karbonopptak i skog, er stabile, men fordelingen av utslippene mellom enkeltsektorer endrer seg. I flg. SSBs klimaregnskap økte utslippene med snaut 0,6 prosent årlig fra 1990 til 2007, og har falt med om lag tilsvarende rate fram til 2015. Jordbruket sto i 2014 for 8,2 prosent av samlede norske brutto utslipp (SSB, tabell 8940). Andelen var 9,4 prosent i 1990, og senere på sitt laveste nivå i 2010 med 7,9 prosent. Utslippene fra jordbrukssektoren var på 4,4 millioner tonn CO₂-ekvivalenter i 2014, mens samlede norske klimagassutslippene var på 53,2 millioner tonn CO₂-ekvivalenter (figur 1.1).

Figur 1.1. viser det samlede norske klimaregnskapet 2014 og 1990, inklusive opptak i skog, men eksklusive utenriks sjøfart og lufttrafikk. Figuren viser at siden 1990 er bindingen i skog nær tredoblet, jordbrukets utslipp redusert med ca. 12 prosent eller 0,6 millioner tonn, mens olje- og gassutvinning bidro med 6,5 og veitrafikken med over 2,4 millioner tonn av veksten. Utslipp fra industrien falt med 8 millioner tonn.



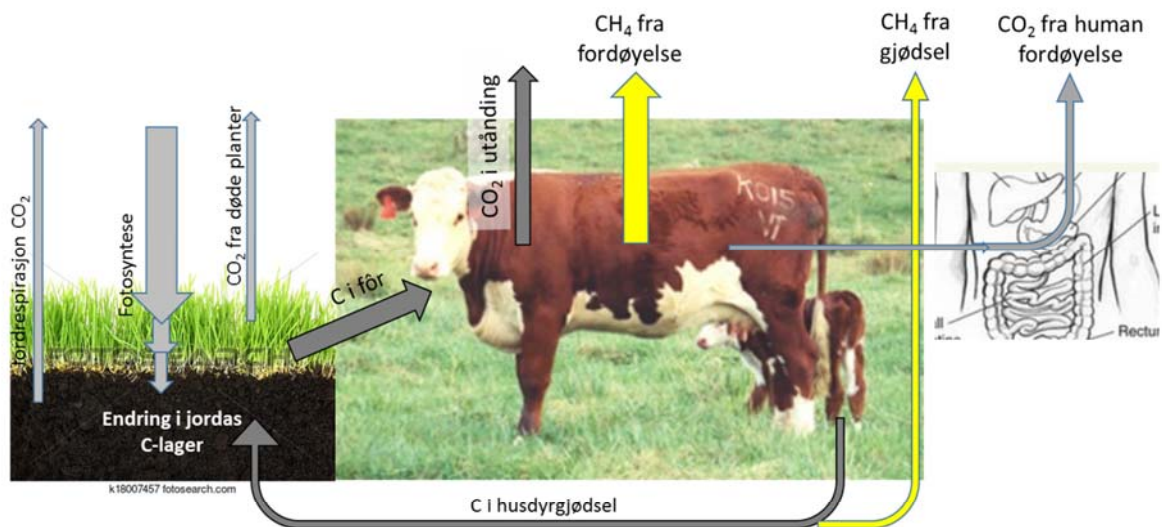
Figur 1.1 Det norske klimaregnskapet for 2014 og 1990, fordelt på kilde

Kilde: SSB: Utslipp og opptak av klimagasser

I følge klimapanelet, IPCC, står jordbruk, skogbruk og annen arealbruk samlet for 24 prosent av verdens samlede utslipp av klimagasser, før fradrag for varig karbonbinding i biomasse og jordsmonn (kilde: www.epa.us – se referanseliste). Hoveddelen av utslippene stammer fra jordbruk og avskoging. I en global studie, publisert etter at klimapanelets rapport ble publisert, har Bennetzen & al. (2015) vist at siden 1970 har «klimagassutslippene pr enhet produsert blitt redusert med 39 prosent og 44 prosent for plante og husdyrproduksjon respektivt. Analysen viser også at det fortsatt er et potensiale for å redusere klimagassutslippene fra jordbruket globalt med 20 - 55 prosent.» (LMD, 2016 s. 86).

De viktigste nettoutslippene fra jordbruket dreier seg om metan og lystgass. I Norge utgjør metan fra husdyras fordøyelse halvparten av jordbrukets samlede utslipp regnet i tonn CO₂-ekvivalenter, 2,2 millioner tonn. Metan fra lagring av husdyrgjødsel utgjør 0,3 millioner tonn, lystgass fra husdyrgjødsel og kunstgjødsel henholdsvis 0,6 og 0,5 millioner tonn og andre lystgassutslipp 0,7 millioner tonn CO₂-ekvivalenter. Kalking regnes å utgjøre 0,1 millioner tonn. Ca. 90 prosent av metanutslippet fra jordbruk kommer altså fra husdyrfordøyelse. I beregningen av jordbrukets utslipp er utslipp fra oppdyrket myrareal holdt utenfor (jf. avsnitt om utslippsberegning i avsnitt 1.2.5). Det samme er bruk av drivstoff for transport.

Husdyrfordøyelse, særlig for storfe, spiller en vesentlig rolle for to av rapportens tiltak og for samlede utslipp fra jordbruket. Beregningen er komplisert. Figur 1.2 viser en skissemessig forklaring til beregningen av metanutslipp for storfe, her representert ved ammeku som kun produserer kjøtt for konsum. Forklaringen under bildet viser at det kun er metanutslippet, justert for karboninnholdet i metangassen, som i vår analyse regnes som netto utslipp fra fordøyelse hos storfe. Resten av karbonkretsløpet regnes som et kort kretsløp, dvs. et balansert karbonkretsløp hvor karbonbinding motsvarer karbonutslipp.



Regnemåte for utslipp fra ammeku:

- Klimaeffektivitet (Global warming potential - GWP) for metan (CH₄) relativt til CO₂ = 25 fra biomasse, 27 fra fossilt. Forskjellen skyldes karbon i metanutslipp. Karbonet er del av kort kretsløp
- Netto utslipp beregnes som sum metanutslipp (CH₄), med fradrag for karboninnholdet i metanutslippene (gul pil)
- Dvs. alt øvrig karbonkretsløp forutsettes å gå i balanse (kort karbonkretsløp); grå piler, dvs.
 - Karbon i grasfôret, netto for karbon i metanutslipp, antas lik karbon i utånding, kjøtt og gjødsel
 - Endring i jordas karbonlager antas lik for beiting og annen plantevekst.

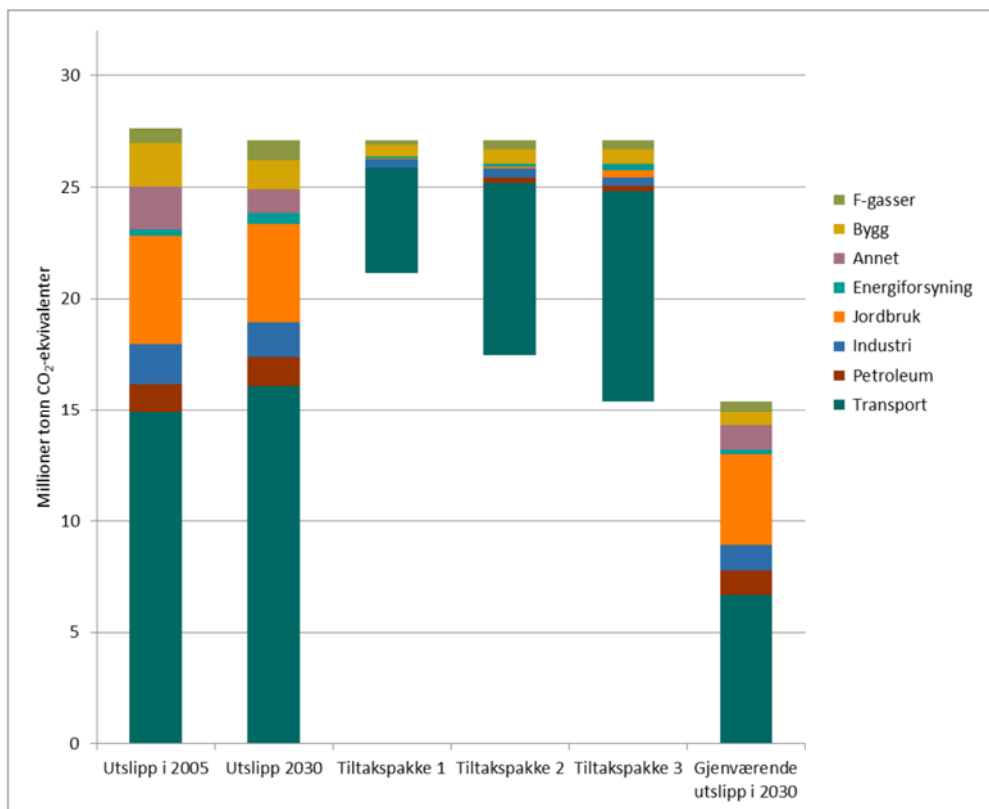
Figur 1.2 Skjematisk framstilling av karbonkretsløp for ammeku

I tillegg til ovennevnte utslipp kommer 0,1 millioner tonn CO₂-utslipp hovedsakelig fra kalking og lystgassutslipp på 0,8 millioner tonn CO₂-ekvivalenter. (Miljødirektoratet, 2015).

Tiltakene som analyseres i vår rapport, har vært gjenstand for tidligere utredninger. Dette avsnittet redegjør kort for tidligere arbeid med utslipps tiltak i norsk jordbruk. Blant sentrale tidligere utredninger er St.meld. nr. 39 (2008–2009) «Klimautfordringene – landbruket en del av løsningen», Klimakur-prosjektet (Klimakur2020 – sektornotat for jordbruk, TA2593/2010), Handlingsplan for kortlevde klimadrivere (Miljødirektoratet, M89/2013) og "Underlagsmateriale for tverrsektoriell biogass-strategi" (Klif, TA3020/2013).

LMD (2016) presenterer en bred gjennomgang av tidligere tiltaksanalyser for jordbruket. Innledningsvis refereres Klimapanelets arbeid som anslår at potensialet for globale utslippsreduksjoner fra jordbruket varierer fra 0,5 til 10 milliarder tonn CO₂-ekvivalenter per år, med største muligheter gjennom lagring av karbon i biomasse og jordbruksjord. De største mulige utslippsreduksjonene finnes innenfor forvaltning av areal- og jordressursene med sikte på økt lagring av karbon. Klimapanelet anser ifølge LMD (2016) reduksjonsmuligheten på etterspørselssiden for jordbruksprodukter mer usikkert.

Norsk jordbruk hører inn under den delen av norsk økonomi som ikke er omfattet av EUs system for handel med utslippstillatelser (EU ETS – Emission trading system). Miljødirektoratet har identifisert en rekke tiltak som kan redusere utslippene fra norsk ikke-kvotepiktig sektor. Av samlede utslippsreduksjoner med den mest omfattende tiltakspakken står transportsektoren for nær to tredeler, mens jordbruket har en liten andel (figur 1.3). For jordbruket er det da kun regnet med utslippsreduksjoner for drivhusgassene metan og lystgass. Den viktigste grunnen er at selve karbonet i jordbruket inngår i et balansert, kortvarig kretsløp fra binding til utslipp, mens transport basert på fossil energi i jordbruket regnes med til transportsektoren.



Figur 1.3 Utslipp før og etter tiltak og fordeling av utslippsreduksjoner for ikke-kvotepiktig sektor. Tiltakspakke 1 til 3 er definert ut fra stigende anslått tiltakskostnad (henholdsvis < 500, 500 -1500 og 1500 kroner pr pr tonn CO₂ ekvivalent) og stigende vanskelighetsgrad i gjennomføring.

Kilde: Miljødirektoratet (2015)

- Følgende tiltak ligger bak endringene som er vist i figur 1.:
- Stans i nydyrking av myr
- Biogass fra husdyrgjødsel
- Mindre matsvinn
- Overgang fra storfekjøtt til svinekjøtt
- Overgang til et kosthold med mindre kjøtt og sukker

Dette er også tiltakene som blir vurdert denne rapporten.

Analysene i Miljødirektoratet (2015) bygger på en rapport fra Bioforsk samme år (Grønlund 2015) som vurderte potensielle utslippsreduksjoner for perioden 2020 til 2050. Underlagsrapporten ga lite informasjon om kostnader og Miljødirektoratet foretok selv en kategorisering av tiltakenes samfunnskostnader og plasserte dem i tre kostnads kategorier, fra <500 kr til >1500 kr/tonn CO₂-ekvivalenter) basert på tidligere utredninger».

LMDs utredning (LMD, 2016) redegjør for ti tiltak. Fem av disse kostnadsberegnes i vår rapport. De ti tiltakene omtales punktvis i det følgende.

- *Effektiv eller redusert gjødsling av jordbruksjord:* Tiltaket består i å tilpasse gjødslingen effektivt, dvs. for best forhold mellom avling og ressursinnsats, dels ved optimal bruk av husdyrgjødsel og dels ved bruk av mineralgjødsel i planteproduksjon. Reduksjonspotensialet i husdyrsektoren dreier seg om utnyttelsen av nitrogen. Både spredningsmetoder, tidspunkt mm. er drøftet.

Tiltakskostnaden er i enkelte undersøkelser anslått til snaut 1000 kr per tonn CO₂-ekvivalenter. Et tilleggstiltak dreier seg om ekstra gjødsellager for å kunne spre gjødselen på flere tidspunkt. Med referanse til Klimakur-utredningen (2010) refereres også tiltak som kan ha kostnader ned mot 40 kr/tonn CO₂-ekvivalenter. Et generelt tiltak kan være å redusere gjødsling til 15 prosent under norm, som sammen med drenering og annen jordforbedring kan gi begrenset avlingstap. Produksjonsnedgangen fører til reduserte samlede kostnader i jordbruket, og dermed, i følge denne analysen, en netto innsparing for samfunnet på 1200 kr/tonn CO₂-ekvivalent. I våre analyser regner vi ikke med netto gevinst av reduserte tilskudd. Flere undersøkelser tyder i følge LMD (2016) på at redusert gjødselforbruk kan ha positiv nettoverdi og samtidig begrenset negativ effekt på produksjonen.

- *Drenering av dyrka mark:* Drenering av dårlig drenert jord kan føre til reduserte lystgassutslipp. Kostnader og nyttegevinster utover utslippseffekter er ikke beregnet, men i jordbruket for øvrig er det vanlig å fremheve drenering som et lønnsomt tiltak uten at utslippseffektene er innregnet.
- *Husdyrgjødsel brukt til biogassproduksjon, blir vurdert i vår rapport.* Ved mikrobiologisk biogassproduksjon hindres utslipp av metan fra gjødsellagre og –spredning. I stedet dannes metan for forbrenning og utslippene består av CO₂ og rent vann. Effektene er en «dobbel klimaeffekt ved at det bidrar til å redusere utslippene av klimagassene metan og lystgass fra lagring og spredning av husdyrgjødsel, samtidig som det blir produsert energi.» LMD (2016) referer tidligere utredninger. Det finnes ingen konkrete kostnadsberegninger for tiltaket.
- *Økt fett i fôr:* LMD (2016) illustrerer også at sammensetningen av fôret spesielt for drøvtyggere, har betydning for utslippene pr dyreenhet og ferdig produkt. Økt tilsetning av fett er et slikt tiltak, men analysene er foreløpig ikke tilstrekkelige til å kunne gi en endelig anbefaling, eller et anslag på kostnadseffektivitet.
- *Tidligere høstetidspunkt:* Grovfôrproduksjonen er viktig for vår nasjonale evne til å produsere næring for husdyrholdet. Et sentralt tema dreier seg om når grovfôret høstes. Forskning, som refereres i LMD (2016) viser at høstetidspunktet har betydning for energikonsentrasjonen i grovfôret og dermed for metanutslippene fra storfe. Kostnadene er ikke vurdert.
- *Overgang fra rødt til hvitt kjøtt:* LMD (2016) viser til Miljødirektoratet (2015) vurderte tiltak med redusert kjøttproduksjon ved ammekyr som ble erstattet av produksjon av kyllingkjøtt med lavere klimagassutslipp pr kg kjøtt. For samlet matproduksjon er det et poeng at en vesentlig del av ammekuproduksjonen i 2012 var lokalisert i korndyrkingsområdene. LMD (2016) viser til at redusert norsk kjøttproduksjon kan føre til både økt kjøttimport og endret import av kraftfôr og soya som illustrasjoner av «kompliserte sammenhenger, nødvendigheten av å klargjøre forutsetninger for beregninger, og at ny kunnskap om for eksempel fôring kan gi store utslag». Analysen viser at forutsetninger om importvern og dermed effekter for import kontra norsk produksjon, har betydning for effektiviteten i tiltaket.
- *Overgang fra storfekjøtt til svinekjøtt,* blir vurdert i vår rapport. I Miljødirektoratet (2015) ble økt fjørfeforbruk ikke ansett som realistisk, og tiltak ovenfor ble derfor supplert med en overgang fra ammekuproduksjonen til svinekjøtt. Tiltakskostnaden ble vurdert til å være gunstig ut fra kostnadsforholdene i norsk kjøttproduksjon. LMD (2016) oppsummerer gjennomførbarheten som mer krevende på grunn av «barrierer knyttet til å endre etterspørsel etter mindre rødt og mer hvitt kjøtt hos befolkningen».
- *Overgang fra kjøtt til vegetabilsk mat og fisk,* blir vurdert i vår rapport. Også dette tiltaket er gjennomgått i Miljødirektoratet (2015). Også dette tiltaket omtales i utgangpunktet som et forbrukstiltak, men alle beregnede effekter ligger på produksjonsleddet. Det regnes med redusert tilførsel av protein fra kjøtt og mer fra fisk. Kornprodukter, potet, frukt og grønnsaker kompenserer vesentlig for redusert energimengde fra kjøtt. Også her er oppsummeringen hos LMD (2016) at

«Tiltakskostnaden er vurdert til å være samfunnsøkonomisk lav, og gjennomførbarheten er satt til mer krevende. Det vil blant annet være barrierer knyttet til å endre etterspørsel av kjøtt i befolkningen.»

- *Mindre matsvinn*, blir vurdert i vår rapport. Redusert matsvinn gir redusert etterspørsel og både redusert produksjon og import. Det er så langt ikke redegjort mer detaljert for hvordan matsvinnet skal reduseres, og LMD (2016) anser den sannsynlige tiltakskostnaden for å være lav og tiltaket «middels krevende å gjennomføre fordi det blant annet er vanskelig å finne styringseffektive virkemidler».
- *Effektivisering av saueholdet*: Tiltaket dreier seg om å øke kjøttutbyttet pr mordyr, noe som kan dreie seg om avl og utvelgelse av dyr ved slaktning. Systematiske forskjeller i utbytter tilsier at det finnes muligheter for å oppnå forbedringer, og «Tiltaket anses å være lønnsomt uten ytterligere virkemidler. Gjennomførbarheten er ikke vurdert, men det kan være en utfordring siden det er mange produsenter som skal øke effektiviteten», ifølge LMD (2016). Dette tiltaket er således et av flere som viser netto innsparing før verdsetting av utslippskutt. I vår tiltaksgjennomgang drøfter vi mulige årsaker til at tiltak som i følge analyse synes lønnsomme for beslutningstagerne, ikke blir gjennomført.
- *Restaurering av myr*: Myr kan tilbakeføres til opprinnelig tilstand ved å heve grunnvannet og reetablere myrvegetasjon, og derved økt karbonlagring og mindre utslipp av lystgass, mens metanutslippene øker noe. Temaet er lite utforsket og myrrestaurering i liten grad forsøkt, men det antas en kostnad på 168 – 700 kr/tonn CO₂-ekvivalenter. Grunnlaget for beregningen er uklart blant annet når det gjelder håndtering av metanutslipp og produksjonseffekter.
- *Stans i nydyrking av myr*, blir vurdert i vår rapport. I følge LMD (2016) er syv prosent av dagens jordbruksareal dyrket myr. Oppdyrking av myr frigjør CO₂ og lystgass og står for en meget stor andel av utslippene fra aktivitet på norske jordbruksarealer. Selv om man ikke dyrker drenerte myrområder, vil myrjorda fortsette å slippe ut klimagasser inntil myrlaget er omdannet og arealet framstår som mineraljord. I de utredningene som blir referert, er alternativene til nydyrking av myr dels å dyrke opp skogsareal med påstående skog som binder karbon i skogens biomasse, eller å redusere omfanget av nydyrking. Det er ikke referert til tidligere kostnadsberegninger.
- *Biokull*: Biokull gir mulighet for varig lagring av karbon fra bioproduksjon. Gjennom pyrolyse, dvs. forbrenning ved lav temperatur uten tilførsel av oksygen, blir karbonet til et stabilt produkt som hindrer at oksygen og karbon danner CO₂. LMD (2016) oppsummerer sin vurdering av biokull som et «nytt og uprøvd tiltak med usikker dokumentasjon og gjennomføring». Det er imidlertid god grunn til å følge med på både kunnskaps- og næringsutvikling på området. I Norge er f.eks. en stor satsing på en pyrolyseprosess for produksjon av biodiesel og biokull fra trevirke under oppstart (se www.biozin.no). Det samme gjelder storskalaproduksjon av såkalt svartpellets, et produkt med likner på biokull, for bruk i kraftproduksjon (se www.arbiflame.no). Bak disse foretakene står sentrale interessenter i norsk skog- og treindustri.

Tabell 1.1 gjengir oversikten over de ti kjente, mulige tiltakene for norsk jordbruk som er drøftet i LMD (2016) og oppsummert i punktene ovenfor. Mange av tiltakene er tidligere drøftet i Grønlund & al., 2010, som også omtaler tiltak som ikke er nevnt her. Et eksempel er skogplanting på myr og lite produktivt, dyrkbart areal.

Tabell 1.1 Oppsummering av tiltak i LMD (2016)¹.

Tiltak	Referanse	Kost (kr/t)	Utslippsred. t. CO2-ekv.	Forutsetning/ Gjennomførbarhet	
Eff. N-gjødsling av jordbruksjord	10 prosent red.	(1)	-	30 000	I kornområder
	10 prosent red.	(1)	-	140 000	I gras og beitemark
	Tiltakspakke A	(2)	540	113 000	Stripespredning, gjødselplan etc.
	Tiltakspakke B	(2)	-1200	90 000	Drenering, gjødsle under norm etc.
	Balansert N-gjødsling	(3)	Lavt	50' –100 000	Uten avlingstap
	Økt lagerkap. for gunstigere spredetidspunkt	(7)	Høyt	12 000	Nybygging av lager med sikte på å eliminere høstspredning av husdyrgjødsel
	Miljøvennlig spredemetode	(7)	1000	10' – 15 000	Halvparten av foretak med melkeku
Drenering	(2)	-	16 000 – 52 000	I korn og gras/beite	
Biogass av husdyrgjødsel	(1)	Samf.øk. lønnsomt	500 000	Inklusiv 600.000 tonn matavfall	
	(2)	1700-3100	250 000 (136 500 + 136 500)	30 % + 30 – 60 % av husdyrgjødsel i 2020	
	(6)	2300	300 000	30 % av husdyrgjødsel, anv. i bybusser	
	(3)	Middels/høyt	100' – 300 000	30 % -100 % av husdyrgjødsel i dag	
	(4)	>1500	100 000	35 % av tilgjengelig gjødsel i 2030. Gjennomførbarhet: Middels krevende.	
Økt fett i fórrasjonen	(5)	-	30 000 – 70 000*	1 – 2 % mer fett. Kun effekt på enterisk metan. I forhold til 2012.	
Tidligere høstetidspunkt	(5)	-	45 000 – 65 000*	Enterisk metan. I forhold til 2012.	
Overgang fra rødt til hvitt kjøtt	(3)	Lavt	235 000	10 000 tonn av dagens produksjon av storfekjøtt erstattes med svin og kylling	
	(4)	<500	179 000	26 % reduksjon i storfekjøtt, tilsvarende økning i svinekjøtt i fht referansebane i 2030. Gjennomførbarhet: Mer krevende.	
Overgang til et kosthold med mindre kjøtt	(4)	<500	152 000	Totalt kjøttforbruk reduseres med 11 prosent per person i 2030 i fht referansebane. Gjennomførbarhet: Mer krevende.	
Mindre matsvinn	(4)	<500	56 000	Matsvinn 2030 redusert med 35 %. Gjennomførbarhet: Middels krevende.	
Økt effektivitet i saueholdet	(1)	Bed.øk. lønns.	40 000	Høyere lammetail og lavere dødelighet.	
Restaurering av myr	(2)	168-700	40 000	34 000 dekar dyrket myr er restaurert i 2030 med og uten produksjonstap	
Stans i nydyrking av myr	(1)	-	335 000**	-	
	(2)	61	78 000**	40 000 daa myr er unngått dyrket i 2030.	
	(3)	Lavt	200 000**	2030 i forhold til å dyrke 6000 daa myr/ år	
	(4)	<500	131 000**	2030 i fht referansebane. Gjennomførbarhet: Mindre krevende.	
Biokull fra restavling	(2)	900	560 000	75 % av halm i 2020	
	(3)	Høyt	850 000	Fra 1 million tonn halm	
	(4)	Høyt	350 000	30 % av tilgjengelig halm, 2050 i fht ref.bane	

Noter og kilder: Neste side

Noter og kilder til tabell 1.1

1 Tiltakene gjelder for ulike tidsperioder, ulike referansebaner og kan være overlappende. Utslippsreduksjonene kan derfor ikke summeres.

* I en samlet beregning, hvor det i tillegg til disse to tiltakene også inngår en systematisk forbedring i alle ledd i melkeproduksjonen, kan utslippene reduseres med 8 % av dagens totale utslipp av klimagasser fra jordbruket (Storlien og Harstad (2015).

** Både lystgassutslipp og CO₂-utslipp. Bare lystgassutslipp kan bli kreditert jordbrukssektoren i utslippsregnskapet.

Kilder: LMD (2016) tabell 11. Tabellen med noter er gjengitt i sin helhet. Referansene i tabellen er:

(1) St. Meld. nr. 39 (2008-2009) (2) Klimakur 2010 (3) (Grønlund og Harstad 2014) (4) (Miljødirektoratet 2015) (5) (Storlien og Harstad 2015) (6) (Klif 2013) (7) (Øygarden & al.) 2009

1.2 Begreper og metoder ved kostnadsberegning av tiltak

Målet for utslippsreduksjonene er gitt i utgangspunktet. Tiltaksanalysen skal bidra til at det gitte målet gjennomføres på en kostnadseffektiv måte. Fremgangsmåten ved beregning av tiltakseffekter og tiltaksbrøk har betydning for resultatene. Avsnittene nedenfor redegjør for vår begreper og metoder i tiltaksanalysen.

1.2.1 Kostnadseffektivitet

I følge Meld. St. 21 (2011-2012) (s.8) må «Klimapolitikken .. innrettes slik at den gir størst mulig utslippsreduksjon for innsatsen og gir utslippsreduksjoner både i Norge og i utlandet». Vår utredning skal bidra til å identifisere de samfunnsøkonomisk mest hensiktsmessige tiltakene ved å beregne samfunnsøkonomiske kostnader for gitte kutt i utslipp. Målet er gitt og ved å identifisere kostnadene for gitte bidrag til målene, kan man finne hvordan målet kan nås mest kostnadseffektivt. Tiltakene som til slutt velges, skal da gi «mest mulig for pengene» for samfunnet som helhet.

Ved å holde oss strengt til kostnadene pr enhet utslippskutt i det norske klimaregnskapet, ser vi bort fra to faktorer som får vesentlig oppmerksomhet i diskusjonen om klimapolitikken. Det ene er fordelingen av kostnadene, det andre er internasjonale karbonlekkasjer.

Ved å holde oss til kriteriet om kostnadseffektivitet ser vi samfunnet som en helhet og kostnadsfordeling holdes utenfor. Siden rettferdighet er en verdi for samfunnet trenger man også en vurdering av fordelingseffekter, og hvordan tiltak for omfordeling av goder kan sørge for at klimatiltak ikke blir i strid med fordelingshensynet. En løsning vil være å prioritere kostnadseffektive tiltak fullt ut for så å gjennomføre omfordelingstiltak som i minst mulig grad påvirker effektiviteten i klimapolitikken.

Vår vurdering av kostnadseffektivitet for ulike tiltak tar bare hensyn til effekter for det norske karbonregnskapet. Siden Norge generelt er en meget åpen økonomi og selv på matområdet har en vesentlig importandel og stor sjømateksport, vil tiltak ha betydning for varestrømmer ut og inn av Norge. Vårt utgangspunkt er at Norge svarer for egne, nasjonale utslipp og de reduksjonsforpliktelser vi påtar oss. For verden som helhet gir dette også det beste resultatet om våre handelspartnere lojalt følger samme prinsipper. Det arbeides videre aktivt med systemer som skal sørge for at rapportering og oppfølging av utslippskutt og nasjonale utslippsregnskap skjer på samme faglige basis (jf. Miljødirektoratet, 2015 a, s. 6).

1.2.2 Tiltak

I denne drøftingen er tiltaket selve tilpasningen som medfører kuttene som en direkte konsekvens.

Det følger av prinsippet om kostnadseffektivitet at man prioriterer tiltaket med lavest samfunnsøkonomiske kostnad pr enhet utslippskutt. For Norge som helhet, bør den marginale

enhetskostnaden for siste aksepterte tiltak være mest mulig lik uansett sektor. Virkemidler for å realisere kostnadseffektive tiltak vil derfor bygge på en felles verdi på utslipp. Virkemidlet for å utløse tiltakene skal da sørge for at alle gjennomfører utslippskutt inntil kostnaden tilsvarer felles maksimal enhetskostnad. Der kostnaden overstiger denne verdien, bør tiltakene unngås.

Tanken om en slik sektorovergripende politikk basert på ens verdi på utslipp, står sentralt i norsk klimapolitikk: «Generelle virkemidler er sentrale i den nasjonale klimapolitikken. Sektorovergripende økonomiske virkemidler legger grunnlag for desentraliserte, kostnadseffektive og informerte tiltak, der forurenser betaler.» (Meld. St. 21 (2011-2012) s. 8). Meldingen åpner også for andre virkemidler i tillegg til kvoter og avgifter, Prinsippet er utdypet i NOU 2015:15 (s. 30): «Alle større internasjonale analyser av klimautfordringen viser imidlertid at å etablere en pris på utslipp av klimagasser er helt avgjørende for å redusere utslippene så mye at togradersmålet nås. For at de globale kostnadene ved å nå ambisiøse klimamål skal bli så lave som mulig, må utslippene av klimagasser i tillegg reduseres på en kostnadseffektiv måte. Det innebærer at de billigste tiltakene gjennomføres først. For å få dette til må i prinsippet alle utslipp i verden prises likt.»

Prinsippet om lik pris på utslipp gjelder ikke uten forbehold. For at Norge skal bli et lavutslippssamfunn og for å sikre de langsiktige klimamålene, sier Meld St 21 (2011-2012) (s.10) også at «vi må være innstilt på å gjennomføre nasjonale klimatiltak som er dyrere enn tiltak i utlandet. Det innebærer også at vi bør prioritere tiltak som kanskje ikke gir så stor klimaeffekt på kort og mellomlang sikt, men som vil være nødvendige for at vi innen 2050 skal kunne nå et slikt mål.»

Hagen-utvalget, som vurderte rammer for samfunnsøkonomiske analyser (NOU 2012), pekte på at prisbaner for utslipp til bruk i samfunnsøkonomiske utredninger burde fastsettes. Forskningen viser at det er et godt stykke fram til at prinsippet om lik pris på utslipp anvendes. I NOU 2015: 15 (figur 6.5) viser verdsettinger etter sektorer som varierer fra null (landbruk) til ca. 500 kroner pr tonn pr tonn CO₂-ekvivalent for olje- og gassutvinning i 2015. Utvalget foreslår en fast, felles prissetting av karbon som tilsvarer 420 kroner pr. tonn CO₂-ekvivalenter for ikke-kvotepiktig sektor. Fæhn, Jakobsen og Strøm (2010) har brukt SSBs flersektormodell til å beregne samlede kostnader ved ens kontra ulik verdsetting av klimautslipp på tvers av sektorer. Kostnadsforskjellen er betydelig.

1.2.3 Virkemidler og betydningen av virkemiddelvalg

I vår rapport er virkemidler de reguleringer som utløser tiltakene, dvs. som utløser den tilpasningen som medfører utslippskuttene. Våre analyser gjelder selve tiltaket og inneholder bare i begrenset grad virkemiddelanalyser og kostnadsoverslag for selve virkemidlene.

Et spørsmål om virkemiddelbruk som er av betydning for drøftingen, er spørsmålet om virkemiddelbruken skal rette seg mot forbruk eller produksjon av et gode som f.eks. rødt kjøtt. Virkemidlene bør generelt innrettes slik at den påvirker mest mulig direkte den tilpasningen som medfører eller kan fjerne utslipp. Det kan være stor forskjell på kostnadseffektivitet av et virkemiddel som vrir forbruket bort fra rødt kjøtt sammenlignet med et virkemiddel som reduserer norsk produksjon direkte.

Avveiningen mellom virkemidler overfor matvareforbruk kontra jordbruksproduksjon kan vurderes ut fra hva som er praktisk. Landbruks- og matdepartementets analyse av klimatiltak i jordbruket, omtaler tiltak på tilbudssiden, dvs. i produksjonen, som optimalisering, endring i produksjonsprosesser og innføring av ny teknologi (LMD, 2016). Om etterspørselen sies det: «Utslippskutt gjennom endret etterspørsel (vil) i større grad være styrt av markedsføring, pris og kvalitet». På denne bakgrunn refererer LMD til at «Klimapanelet påpeker at det vil være vanskeligere å finne styringseffektive virkemidler for endringer i etterspørselssiden enn for tilbudssiden». En mer prinsipiell vurdering av spørsmålet vil antagelig vektlegge at det neppe er forbrukeren som er den viktige utslippskilden i forbindelse med produksjon og forbruk av rødt kjøtt. Det taler for å rette tiltaket mot produksjonen (jf. figur 1.1). Hvorvidt det for øvrig er vanskelig å finne virkemidler overfor etterspørselssiden, er

usikkert. For matvarer basert på norske jordbruksråvarer er både råvarepriser, differensiert merverdiavgift og opplysningstiltak etablerte deler virkemiddelbruken.

1.2.4 Tiltaksanalyser og kostnadsberegninger

Beregningen skal vise kost – effekt brøken, dvs. kostnad per enhet utslippskutt sammenlignet med alternativet uten tiltaket, dvs. sammenlignet med referansebanen. Den årlige, samfunnsøkonomiske kostnaden over brøkstreken skal være netto samfunnsøkonomiske kostnader beregnet på årsbasis. Kostnader som varierer over tid er omregnet til gjennomsnittlige kostnader med gitte renteforutsetninger. Også usikkerheten i estimatene skal prinsipielt tillegges vekt og mindre usikkerhet tilsier økt vekt på tiltaket. Tiltakene kan ha også ha mange effekter utover å redusere utslipp eller endret, prissatt ressursbruk. Analysen må derfor ta stilling til hvilke effekter som skal medregnes og hvordan.

Kost – effekt brøken

For å gi grunnlag for kostnadseffektive tiltak, skal tiltaksanalysene rangere ulike tiltak for utslippskutt etter samlede, samfunnsøkonomiske kostnader pr utslippsenhet som tiltakene fjerner. Siden målet er gitt, er det kun kostnadene som skal vurderes ut fra prinsippene for samfunnsøkonomisk lønnsomhetsanalyse (jf.DFØ, 2014).

Tiltakene rangeres etter kost-effekt forholdet, dvs. kostnad pr enhet redusert utslipp. I Miljødirektoratets metodikk vil det si følgende brøk; tiltaksbrøken:

$$\begin{aligned} & \text{Kr/tonn CO}_2\text{-ekvivalent redusert} \\ & = \\ & \left[\frac{\text{(Gjennomsnittlig årlig samfunnsøkonomisk kostnad beregnet over tiltakets analyseperiode)}}{\text{(Gjennomsnittlige årlige CO}_2\text{-ekvivalenter redusert over tiltakets analyseperiode)}} \right] \end{aligned}$$

Kostnader fordeler seg ulikt over tid og blir derfor omregnet til årlige gjennomsnitt ved bruk av nåverdi og annuitet. Renten som benyttes er 4 prosent, i tråd med praksis ved offentlige samfunnsøkonomiske lønnsomhetsbetraktninger. Metoden gir en ulempe for tiltak hvor kostnaden faller tidlig i gjennomføringsperioden, som f.eks. biogassanlegg, sammenlignet med tiltak med jevn eller sen kostnadsbelastning. Metoden veier utslippskuttene likt uavhengig av når i perioden de oppstår. Generelt gir metoden en fordel for tiltak som både virker og har kostnader sent i gjennomføringsperioden, og fordelene for «sene» tiltak øker med den valgte renten.

Risiko

Ulike tiltak er beheftet med ulik risiko for avvik fra forventede kostnader og effekter. En svakhet i analysen er at vi ikke drøfter eller vektlegger tiltakenes risikoprofil. Et eksempel på relevant risiko kan være at biogass i fremtiden kan bli utkonkurrert av biologisk nedbryting av biomasse, bruk av husdyrgjødsel som grunnlag for insektsproduksjon e.l. En annen risikofaktor er at vitenskapen avdekker nye sammenhenger mellom helse og kosthold, eller at markedsverdiene for ulike jordbruksprodukter endres.

Ideelt skal også risiko hensyntas som en kostnadsfaktor f.eks. ved at høy risiko fører til høyere rentekrav enn for tiltak med lav risiko. På denne måten kunne tiltaksbrøkene reflektere usikkerheten i anslagene, og relativt sikre tiltak få høyere prioritet enn relativt usikre tiltak.

Andre effekter enn utslippskutt

Et tiltak kan ha mange andre effekter enn selve utslippskuttet. Vi må derfor også drøfte hvilke effekter som skal hensyntas og hvordan disse skal verdsettes. Noen effekter er positive, noen negative, noen kan vi sette verdi på, for andre kan vi bare gjette fortegn. Slike sideeffekter kan f.eks. være effekter på folkehelse, konsumentoverskudd, tilgang til fellesgoder fra jordbruksproduksjon og via offentlige finanser:

- *Helseeffekter av endret kosthold:* Med norsk importvern er det naturlig å regne med at endringer i norsk jordbruksproduksjon får virkninger for sammensetningen av kostholdet og motsatt. Dermed oppstår også betydelige muligheter for effekter av endret produksjon på forbruk og folkehelse. I størst mulig grad vil vi regne med helsegevinster som del av kostnadene eller som nytteeffekter ved tiltaket.
- *Endret konsumentoverskudd, produsentoverskudd og dødvektstap:* Konsumentoverskuddet er forbrukernes netto nytte av forbruket regnet som samlet betalingsvillighet for godene minus samlet, faktisk betaling. Konsumentoverskuddet er et uttrykk for forbrukerinteressen knyttet til forbruk av f.eks. matvarer (Rålm, 2015). Tilsvarende er produsentoverskuddet lik samlet omsetning av produkter minus samlede kostnader. Dødvektstapet er tap som oppstår når et tiltak eller virkemiddelbruken for å iverksette tiltaket, fører til avvik mellom forbrukerpriser og de relevante enhetskostnadene i produksjonen. Vi vil drøfte konsekvenser for konsument-, produsentoverskudd og dødvektstap avhengig av virkemiddelbruken for endret produksjon og konsum av storfekjøtt, og også i noen grad for tiltak mot matsvinn.
- *Sideeffekter av norsk jordbruksproduksjon:* Norsk jordbrukspolitikk er blant annet vært begrunnet med «det multifunksjonelle landbruket», dvs. effekter av norsk produksjon f.eks. på spredt bosetting, kulturlandskap, nasjonal matsikkerhet og –trygghet, samt biodiversitet (Farsund og Veggeland 2016 s. 34). Dette er effekter som i liten grad verdsettes eksplisitt, verken i denne utredningen eller ellers. I stedet gis sideeffektene en implisitt verdi gjennom de årlige budsjettproposisjonene som igjen bygger på jordbruksforhandlingene. Vi vil heller ikke forsøke å sette verdier på slike sideeffekter, men heller ikke sette disse verdiene til null. Vi vil legge til grunn at verdien av direkte støtte til jordbruket tilsvarer verdien av fellesgodene på en slik måte at reduserte produksjon verken gir en nettogevinst i form av reduserte tilskudd, eller netto kostnad i form av reduserte samfunnsbarer utover selve matproduksjonen.
- *Effekter for offentlige finanser:* Som nevnt i siste punkt ovenfor vil endret norsk jordbruksproduksjon påvirke jordbruksstøtten over statsbudsjettet. Sannsynligvis kan også andre tiltak påvirke poster på statsbudsjettet, som f.eks. momsinntekter fra omsetning av matvarer. Det er naturlig å anta at endringer i det offentlige nettobudsjettet må kompenseres, noe som medfører økte eller reduserte samfunnskostnader (jf. DFØ, .2014, s. 9). Siden vi ser bort fra endringer i tilskudd til jordbruksproduksjon og førøvrig i meget begrenset grad drøfter virkemidlene, har vi lite grunnlag for å anslå effekter for offentlige finanser.

1.2.5 Beregning av utslippseffekter

Avsnittet redegjør for hvordan vi i praksis beregner utslipp i dette prosjektet. Det generelle rammeverket for utarbeiding av utslippsregnskap ble kort omtalt i avsnitt 1.1.

Ved NIBIO er det utviklet en kalkulator for beregning av klimagasser fra og arealbehov i jordbruket (Grønlund, 2015). Det er denne kalkulatoren som benyttes her. Kalkulatoren skal bygge på de samme hovedprinsippene som benyttes av SSB og Miljødirektoratet i det offisielle klimagassregnskapet. Utslippene blir produkter av «antall husdyr, forbruk av mineralgjødning, restavlinger, avrenning av nitrogen og areal av dyrket myr, samt faste koeffisienter for lagringsmetoder og spredetidspunkt for husdyrgjødning, utskillelse av gjødning fra husdyr og utslipp fra ulike kilder» (ibid s. 7).

Utslipp før tiltak, dvs. referansebanen, beregnes bl.a. med utgangspunkt i etterspørselsindikatorer som befolkningsstørrelse og forbruksmønster, samt antagelser om selvforsyningsgrad. «Antall husdyr beregnes som funksjon av befolkningsstørrelse, forbruk av ulike matvarer og ytelse i melkeproduksjon. Arealet av ulike vekster beregnes som funksjon av det totale forbruket av ulike matvarer, fôrbehov til ulike husdyrprodukter og avlingsstørrelse. Forbruket av mineralsk nitrogen gjødning beregnes etter samme prinsipp som ved gjødslingsplanlegging, som differansen mellom totalt gjødselbehov og plantetilgjengelig nitrogen i husdyrgjødsel, hvor det totale gjødselbehovet beregnes som funksjon av

areal og gjødselbehov for ulike vekster. Arealet av dyrket myr beregnes som en funksjon av beregnet nedgang i areal som følge av myrsynking og årlig nydyrking av myr» (ibid.). Grønlund (2015) gir også en mer detaljert beskrivelse av beregningsmetodene i forbindelse med analysen av utslippseffekter av enkelttiltak. Effektene av klimatiltak i jordbruket fremkommer som avvik fra referansebanen.

En utfordring er at ikke alle tiltak fullt ut kan vurderes enkeltvis. Tiltakene kan være gjensidig avhengige av hverandre og beregnet effekt og kostnad avhengig av det kontrafaktiske grunnlaget, dvs. av utviklingen uten tiltakene. I enkelte tilfeller bør man sette tiltakene i en bestemt rekkefølge. F.eks. kan redusert kjøttproduksjon påvirke mengden husdyrgjødsel som igjen påvirker utslippseffekt og kostnader ved å etablere biogassanlegg. Også redusert matsvinn kan ha samme effekt. Ideelt sett burde man derfor satt sammen tiltak i ulike kombinasjoner og testet tiltaksbrøken for hele pakker.

I denne analysen foretar vi partielle analyser. Vi vil imidlertid også i enkelte tilfeller forsøke å drøfte konsekvensene av overlappende tiltak. Dette gjelder særlig for tiltak «Forbud mot nydyrking av myr».

1.2.6 Referansebane med utslippstall

Referansebanen viser antatt tilstand over tid uten tiltakene. Referansebanen gjennomgås i de følgende avsnitt og blir utdypet der det er nødvendig, under hvert av tiltakene fra kapittel 2 og utover. Utfyllende tabeller finnes i vedlegget bakerst i rapporten.

Husdyrtall og kjøttproduksjon

Referansebanen er utledet fra prognoser for norsk husdyrhold basert på trender i forbruk og bl.a. endring i tabell 1.2

Tabell 1.2 Referansebane, befolkning og husdyrbestand i antall morder

År	Folketall, SSB alt MMMM	Avlspurker	Sauer over 1 år	Mjølkefe, årskyr	Kjøttfe, årskyr
2013	5 051 275	53 004	1 042 449	196 085	71 384
2020	5 511 000	54 908	1 081 439	191 681	83 318
2030	6 037 000	57 099	1 122 364	178 571	99 424
2040	6 400 000	59 291	1 163 289	169 574	115 529
2050	6 681 000	61 483	1 204 213	161 091	131 634

Kilde: NIBIOs husdyrbestandstall. SSB befolkningsprognose basert på middelverdier av drivkrefter bak befolkningsveksten.

Aldersfordelingen av storfebestanden baseres på Animalias slaktestatistikk og det forutsettes at gjennomsnittlig aldersfordeling ved slakting i perioden fra 2012 til 2015 også kan anvendes i prognosen.

Forbruk av matvarer

Referansebanen inneholder videre visse endringer i forbruk pr person over tid. Disse endringene skyldes trendbaserte utviklingstrekk i forbruk. Tabell 1.3 viser referansebanens forbruk i kg per person relativt til basisår 2013. Importandelen er konstant for alle produkter utenom ammeku og storfekjøtt generelt og uttrykker riktige endringer i forbruk for konsument for alle øvrige grupper utover storfekjøtt. Tabellen viser at forbruk av kjøtt fra norsk ammeku øker med 52 prosent, mens forbruk av melk synker med 20 prosent per person fram til 2050.

Tabell 1.3 Referansebanen uttrykkes som relativ endring i kg vare eller liter (melk) per person sammenlignet med basisåret 2013.

Relativt forbruk i referansebane	2013	2020	2030	2040	2050
Egg	1,00	0,92	0,89	0,88	0,89
Fisk	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Fjørfekjøtt	1,00	1,09	1,23	1,32	1,35
Frukt og bær	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Grønnsaker	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Kjøtt ammekyr	1,00	1,08	1,20	1,33	1,52
Kjøtt storfe komb. melk	1,00	0,99	0,93	0,88	0,80
Kornprodukter	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Lammekjøtt	1,00	0,95	0,90	0,88	0,87
Melk	1,00	0,99	0,93	0,88	0,80
Poteter	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Sukker	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Svinekjøtt	1,00	0,94	0,90	0,88	0,87

SSBs prognoser for befolkningsvekst gir betydelig vekst i samlet etterspørsel etter storfekjøtt uten tiltaket. Siden melkeytelsen pr melkeku antas fortsatt å stige, vil den spesialiserte ammekuproduksjonen og import av storfekjøtt i referansebanen måtte dekke en økende andel av forbruket.

Utslipp i referansebanen

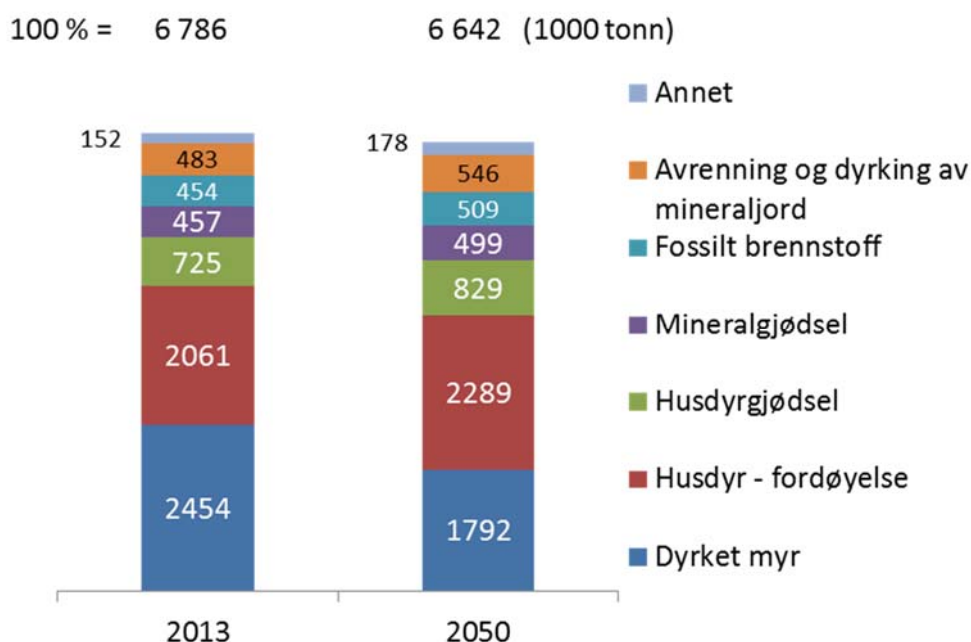
Utslippene beregnes ved hjelp av nevnte utslippskalkulator (se avsnitt «Beregning av utslippseffekter» ovenfor). Referansebanen for utslipp fra jordbruket er i prosjektet definert av Miljødirektoratets utslippsregnskap og framskrivninger (Miljødirektoratet, 2015), som bl.a. bygger på Grønlund (2015). Referansebanen må imidlertid også omfatte dagens jordbruksproduksjon og forbruksmønstre hvor analysene i denne rapporten må redegjøre for tallgrunnlaget.

Utslippene i referansebane er vist i tabell 1.4. Det er noe avvik mellom tallene i vår referansebane og de utslippstallene som er vist i kildene for avsnitt 1.1. Hovedgrunnen er at våre tall inkluderer utslipp fra dyrket mark, primært dyrket myr, som utgjør hele 2,4 millioner tonn i 2013. En av grunnene til at disse er tatt med her, er at omfanget av myr dyrking påvirkes av grovførbasert produksjon. I tillegg illustrerer tallet også bakgrunnen for at forbud mot nydyrking av myr er et av tiltakene som inngår som tiltak 5 i studien.

Tabell 1.4 Jordbrukets utslipp, CO2 ekvivalenter, 1000 tonn, i referansebane

	2013	2020	2030	2040	2050
Husdyr - fordøyelse	2 061	2 093	2 130	2 189	2 289
Husdyrgjødsel	725	752	780	805	829
Mineralgjødsel	457	460	481	486	499
Biologisk N fiksering	0	0	0	0	0
Restavlinger	62	65	70	72	74
Nedfall av ammoniakk	80	83	87	90	92
Avrenning	331	336	353	361	371
Avløpsslam	9	9	10	11	11
Halmbrenning	1	1	1	1	1
Fossilt brennstoff	454	460	484	494	509
Dyrket myr	2 454	2 321	2 123	1 947	1 792
Dyrking av mineraljord	152	155	164	168	175
Sum	6 786	6 736	6 683	6 624	6 643

Figur 1.4 rangerer de seks største utslippkildene i 2013 og viser endringen i samlede utslipp og sammensetning fra 2013 til 2050. Figuren illustrerer en nedgang i utslipp fra dyrket myr på nesten 0,7 millioner tonn over perioden. Utslipp fra husdyrfordøyelse vil øke med ca. ti prosent, med økende spesialisert kjøttproduksjon til erstatning for kombinert melk- og kjøttproduksjon.



Figur 1.4 Referansebanen: Utslipp 2013 og 2050; seks største kilder og annet. 1000 tonn CO2 ekvivalenter

Befolkningsutviklingen vil ha betydning for tiltaksanalysene. Her baserer vi oss på SSBs befolkningsframskrivninger. I følge SSBs «Befolkningsframskrivninger 2016-2100» (<https://www.ssb.no/befolkning/statistikker/folkfram/aar/2016-06-21>) øker befolkningen med 34 prosent fra 2012 til 2050. Vi antar i hovedsak at matvarekonsum følger befolkningsveksten, dvs. små endringer i produktsammensetning og forhold mellom import og norskproduksjon. Grovt sett

betyr det at vi uten tiltak regner med at utslippene fra norsk jordbruk øker med 34 prosent fram mot 2050. Grunnen er da ene og alene befolkningsvekst.

1.3 Fem utvalgte tiltak

De fem tiltakene i analysen er omtalt bl.a. i LMD (2016). I følgende avsnitt presenteres tiltakene med referanser til tidligere utredninger.

1.3.1 Tiltak 1. Bruke naturgjødning til biogassproduksjon.

Tiltaket består i a) å overføre en bestemt andel av tilgjengelig naturgjødning fra husdyrproduksjonen fra lagring på gård og spredning på dyrka mark, til biogassreaktorer, og b) anvende den ekstra biogassen til å erstatte bestemte deler av energibruken i samfunnet. Analysen innebærer en beregning og vurdering av hvor mye husdyrgjødning som vi mener det er realistisk å anvende for biogassproduksjon, effekt for gjødsellagring, investerings- og driftskostnader og anvendelse av ekstra biogass. Vi regner ikke virkemiddelbruken, selve implementeringen, som en del av tiltaket.

Tiltaket er omtalt i LMD (2016). Tabell 1.1 ovenfor viser at kostnadsanslagene pr tonn utslippskutt varierer fra 1700 til over 3 000 kroner pr tonn. Potensialet for utslippskutt varierer mellom vel 100 000 og 500 000, hvor siste estimat innebærer kombinasjon med flere substrater.

Skaleringen av tiltaket vil antagelig påvirke effektiviteten. I vårt arbeid er skaleringen av tiltaket i all hovedsak bestemt av tidligere analyser.

Netto samfunnsøkonomisk kostnad omfatter kostnader og nytteeffekter utover utslippsreduksjon i form av biogasser, og er avhengig av verdien av biogassen som kan variere både med mengde, sted og anvendelse. Ideelt sett skulle det vært én markedspris som uttrykte samfunnets betalingsvilje for biogass. Det er ingen grunn til at biogass skal verdsettes annerledes om den kommer fra husdyrgjødning enn fra annen biomasse. Biogass er imidlertid avhengig av infrastruktur for distribusjon både av råvarer og anvendelse, og distribusjonskostnaden pr enhet av biogassen kan også variere med mengde. Dermed kan den relevante verdien variere avhengig av hvilken råvare som benyttes.

1.3.2 Tiltak 2: Erstatning av forbruk av rødt kjøtt med vegetabilier og fisk.

Tiltaket er definert som å redusere norsk ammekuproduksjon, som i tiltak 3, og erstatte denne med økt andel vegetabiliske matvarer og fisk i norsk matvareforbruk. Samlet forbruk regnet i kilokalorier og proteiner pr innbygger holdes konstant.

LMD (2016) har en bred drøfting av storfesektorens betydning for klimaregnskapet og betydning av føring, ytelsesnivå og sammensetning av storfeproduksjon. Drøftingen er i stor grad knyttet til kombinert melke- og kjøttproduksjon og økende melkeytelse og viser at økt melkeytelse kan være et tiltak for reduserte utslipp, men at resultatet er usikkert.

Tiltaket i vår analyse dreier seg imidlertid om spesialisert produksjon av storfekjøtt, dvs. ammekuproduksjon som i følge samme kilde har relativt høye utslipp: «Generelt er utslipp av klimagasser i kjøttproduksjon med ammekyr høyt sammenlignet med kjøtt fra kombinert melkeproduksjon. Det skyldes at utslipp fra sistnevnte fordeles på begge produksjoner (melk og kjøtt). I tillegg er bruken av ammekyr oftest en ekstensiv driftsform som i mindre grad baserer seg på kraftfôr, og i større grad på grovfôr. For å øke effektiviteten er en mulighet også her å bruke mer kraftfôr.» LMD konkluderer at «Det er altså optimaliseringsutfordringer både mellom melke- og kjøttproduksjon, mellom kraftfôr- og grovførearealer, og mellom utslipp av metan og nitrogenforbindelser. Løsningen i jordbruket ligger oftest i å søke optimal balanse mellom ulike faktorer og produkter.» (LMD, 2016 s. 82-83).

Vår problemstilling berører bare enkelte aspekter av drøftingen i LMD (2016). Vi ser bort fra optimaliseringsproblemene, tar dagens produksjonsmetoder for gitt, og forutsetter at man bruker dagens virkemidler som retter seg spesifikt mot den spesialiserte produksjonen av storfekjøtt, dvs. ammekuproduksjon.

Kostnadseffektene dreier seg om tilpasning i husdyrproduksjon, i verdikjeden for øvrig med foredling og distribusjon, og i forbruk. Endringer i husdyrproduksjon vil ha konsekvenser for arealbruk og kan påvirke biomassen og karbonbindingen på gitte arealer. Figur 1.2 ovenfor viser hvordan vi i prinsippet beregner utslippseffektene av ammekuproduksjonen.

I Miljødirektoratets tiltaksanalyse er helseeffekter av konsekvenser for kostholdet inkludert som en nytteeffekt. Sammenhengen mellom produksjon og forbruk forutsetter enten importvern som hindrer importvekst, eller tiltak på forbrukersiden som både virker begrensende på produksjon og import. Vi beregner kostnad for selve tiltaket, dvs. den tilpasningen som gir opphav til utslippsreduksjonen, dvs. endringer i produksjonen. Hvorvidt virkemidlet i praksis retter seg mot produksjon eller forbruk, er i prinsippet ikke interessant for vår beregning. Sammenhengen mellom produksjon og forbruk er avhengig av generelt importvern, importkvoter, administrative tollnedsettelse og direkte støtte til ammekuproduksjon. I vårt tilfelle kan mest mulig direkte virkemiddelbruk mot utslippskilden være særlig viktig i dette tilfellet. Det følger av vår tilnærming at vi ikke inkluderer endringer i mengde importert storfekjøtt.

Analysen omfatter i liten grad selve virkemiddelbruken. Det betyr at det er vanskelig å vurdere effekter for forbrukerne og eventuelle effektivitetstap i forholdet mellom tilbud og etterspørsel.

1.3.3 Tiltak 3: Overgang fra storfekjøtt til svinekjøtt.

Overføring fra storfekjøtt til svinekjøtt er definert som a) redusere forbruk av kjøtt fra norsk ammekuproduksjon og b) erstatte med svinekjøtt, kg for kg. Utgangspunktet er forbrukstallene til Helsedirektoratet og oppdaterte tall for norsk husdyrproduksjon (Helsedirektoratet, 2015).

Prinsipielt reiser tiltaket de samme problemstillinger som tiltak 2, og utslippseffektene vil i begge tiltak oppstå i storfeholdet, dvs. i ammekuproduksjon. Den viktigste forskjellen mellom de to tiltakene er at vi ikke kan beregne helseeffekter for overgang fra storfekjøtt til svinekjøtt. Dette skyldes manglende dokumentasjon på eventuelle forskjeller.

Storfe- og svineproduksjon har ulike effekter på samfunnsgodene ved jordbruket. Sideeffekter i form av virkninger på kulturlandskap og sysselsetting i distriktene, vil normalt ha en motpost i form av endrede overføringer til jordbruket. Vi har ingen forutsetninger for å verdsette endringer i tilbudet av samfunnsbarer fra jordbruket og vil legge til grunn at endring i fellesgodetilbudet motsvares av endringer i direkte tilskudd over statsbudsjettet.

Tiltakskostnader omfatter heller ikke her virkemiddelbruken.

1.3.4 Tiltak 4: Redusert matsvinn

Tiltaket er definert som a) å redusere mengde matsvinn som oppstår i husholdningene med 50 % der matsvinnet reduseres likt for ulike matvarer som kastes og b) å redusere etterspørselen etter matvarer med samme mengde og samme fordeling mellom importerte varer og varer fra norsk produksjon etter dagens matvarekonsum.

Tiltaket og tiltakskostnader omfatter heller ikke her virkemiddelbruk, men vi redegjør for tilgjengelig kunnskap om hvilke virkemidler som kan være aktuelle. Netto tiltakskostnad vil dermed først og fremst omfatte endringer i konsumentoverskudd, produksjons-, distribusjons- og importkostnader samt endring i fysisk håndtering av avfallsstrømmer.

Tiltaket omfatter her, som i Grønlund (2015), kun husholdningsleddet. Omtrent 1/3 av matsvinnet oppstår i verdikjedeledd oppstrøms for forbrukerleddet (Stengsgård & Hanssen 2016), vi vil derfor også kort drøfte muligheter og utfordringer knyttet til redusert matsvinn i disse delene av verdikjeden.

1.3.5 Tiltak 5: Stans i nydyrking av myr

Tiltaket består i å stanse all nydyrking av myr i Norge. Virkemidlet kan være et forbud.

Vi forutsetter at nydyrket myr kun er aktuelt for grasproduksjon og ikke til korn. Hovedkostnaden er derved redusert tilgang på grovfôr som gir redusert grunnlag for norsk husdyrproduksjon eller, alternativt, fører til nydyrking av andre arealer som f.eks. skogarealer.

Drøftingen av tiltaket tar utgangspunkt i privatøkonomisk tap for grunneier ved et forbud mot myr dyrking og deretter alternative forutsetninger for beregning av samfunnsøkonomisk kostnad. Tiltaket og tiltakskostnader omfatter heller ikke her virkemiddelbruken, f.eks. kostnaden ved å implementere og følge opp et forbud kontra andre tiltak.

2 Husdyrgjødsel til biogassproduksjon (Tiltak 1)

Økt utnyttelse av husdyrgjødsel til biogassproduksjon til 50 prosent av tilgjengelig biogasspotensial i 2050, er i denne rapporten beregnet til en potensiell utslippsreduksjon tilsvarende 160 000 tonn CO₂ ekvivalenter per år i snitt for tiltaksperioden (2017-2050). Tiltaket har en samfunnsøkonomisk kostnad på ca. kr 1 750 NOK/tonn-CO₂-ekvivalenter..

2.1 Kort beskrivelse av tiltaket

Husdyrgjødsel er en kilde til utslipp av klimagasser og samtidig et potensielt råstoff til biogassproduksjon. Utslippene omfatter metan, lystgass og ammoniakk fra lagring og spredning av husdyrgjødsel. Produksjon av biogass av husdyrgjødsel vil bidra til reduserte utslipp av klimagasser og produksjon av biodrivstoff som kan erstatt fossilt drivstoff.

2.1.1 Referansebanen

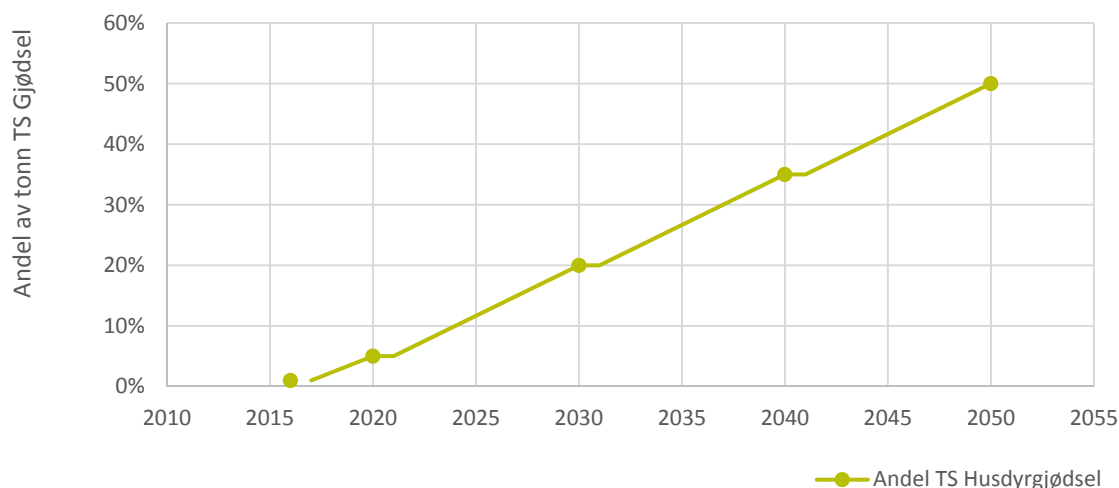
Referansebanen for tiltak 1, Produksjon av biogass fra husdyrgjødsel, omfatter dagens situasjon der husdyrgjødsel som i dag ikke går til biogassproduksjon, spres direkte på jordet uten behandling. Referansebanen forutsetter at det ikke investeres i nye biogassanlegg, slik at dagens kapasitet og behandling holdes konstant frem til 2050.

2.1.2 Tiltaket

Tiltaket går ut på at andelen husdyrgjødsel som går til biogassproduksjon øker gradvis, fra dagens utnyttelse (henholdsvis 1 %) til 50 % utnyttelse i 2050. Det forutsettes en gradvis økning i utnyttelsesgraden, der 5 prosent går til biogassproduksjon i 2020, 20 prosent i 2030, 35 prosent i 2040 og 50 prosent i 2050. Potensialet beregnet som andel av total biogasspotensial.

Det antas at husdyrgjødsel behandles i to ulike anleggstyper: 1) Større sambehandlingsanlegg der husdyrgjødsel samrättes med andre substrater, som for eksempel matavfall fra husholdninger og næring. 2) Mindre gårdsanlegg der husdyrgjødsel behandles separat (uten samrätning) og lokalt på gårdene.

Det antas at det investeres i nye biogassanlegg stegvis, slik at nødvendig kapasitet blir dekket opp i de angitte årene. Figur 2.1 viser utviklingen i utnyttelsesgraden for substratet fra 2016 til 2050.



Figur 2.1 Utnyttelse av potensial for husdyrgjødsel

2.2 Potensial for biogassproduksjon

Det fins ingen offisiell oversikt over biogassanlegg i Norge i dag, men basert på kunnskap fra en rekke biogassprosjekter (BioValueChain, DisBiogass, Biogass Østfold), -rapporter (KLIF 2013, Rambøll 2016), samt god hjelp av sjefsforsker Jon Hovland ved Tel-Tek, er det gjort et estimat av dagens utnyttelse av husdyrgjødsel til biogassproduksjon. Per dags dato utgjør husdyrgjødsel kun en liten andel av norsk biogassproduksjon, og mesteparten av biogassen kommer fra deponigass og avløpsrensaneanlegg (Miljødirektoratet 2013).

I prosjektet er det identifisert syv biogassanlegg i Norge som behandler gjødsel: ett stort anlegg som sambehandler gjødsel med andre substrater (GreVe-biogassanlegg i Vestfold), to gårdsanlegg som behandler gjødsel sammen med matavfall (Tomb i Østfold og Holum gård i Nittedal), samt fire gårdsanlegg som behandler gjødsel separat (Hugaas, Porsgrunn, Klepp og Tingvoll). Kapasiteten på disse anleggene dekker til sammen omtrent 1 prosent av potensialet for biogassproduksjon av husdyrgjødsel.

Dersom en prioriterer biogassanlegg for grunnkretsene med størst potensial for biogass, vil det være tilstrekkelig å samle inn husdyrgjødsel fra 769 av landets ca. 5 168 grunnkretser med husdyr (15 prosent) for å nå 50 % utnyttelse av potensialet for biogassproduksjon (se tabell 2.1).

Tabell 2.1 Minimum antall grunnkretser, mengde husdyrgjødsel og biogasspotensial for ulike utnyttelsesgrader av husdyrgjødsel.

	Andel av husdyrgjødsel	Sum			Gjennomsnitt per grunnkrets		
		Antall grunnkretser	Tonn TS husdyrgjødsel	Tonn CH ₄ -potensial	Antall bruk	Tonn husdyrgjødsel	Tonn CH ₄ -potensial
Etablerte anlegg	1,1 %	51	6 993	1 222	2,6	137	24
Nye anlegg	0-5 %	66	31 851	5 616	6,5	483	85
	0-20 %	188	135 730	23 859	9,6	722	127
	0-35 %	413	250 530	43 063	9,0	607	104
	0-50 %	769	369 041	61 634	8,1	480	80
Totalt	0-50 %	769	369 041	61 634	6,6	480	80

Andelen av totalt biogasspotensial kan avvike noe fra andel av total mengde tørrstoff i husdyrgjødsel, ettersom ulike typer husdyrgjødsel har ulikt potensial for biogassproduksjon per mengde tørrstoff i gjødsla.

2.3 Effekter på utslipp av klimagasser

Innsamling av husdyrgjødsel til biogassproduksjon fører til to hovedeffekter knyttet til klimagasser; Reduserte utslipp knyttet til lagring av husdyrgjødsla på gården, samt reduserte utslipp forbundet med bruk av biogassen (erstatte fossile energibærere).

Effekten på utslipp skyldes at lagringstiden for gjødselen reduseres og utslippene av metan, lystgass og ammoniakk fra gjødsellager antas redusert proporsjonalt med redusert tid på lager. Bioresten etter produksjon av biogass forutsettes brukt som gjødsel i jordbruket. Det produseres ca. 950 tusen tonn tørrstoff av husdyrgjødsel i Norge. Av dette produseres ca. 215 tusen tonn på beite, mens ca. 735 tusen tonn blir tilført gjødsellager og representerer et teoretisk potensial på 110 tusen tonn biogass i form av metan.

Potensialet for biogass beregnes på grunnlag av mengden husdyrgjødsel (tørrstoff) som tilføres gjødsellager og en spesifikk faktor (B_0) som angir maksimal mengde metan (målt i m^3) per kg tørrstoff. Ved dagens teknologi for biogassproduksjon i Norge regner en med å oppnå 70 prosent av det maksimale potensialet.

Substitusjonseffekten av biogass er avhengig hvordan biogassen blir brukt. Dersom biogassen erstatter dieselolje som drivstoff, kan substitusjonseffekten verdsettes som ekstra utslippskutt fra redusert dieselbruk, dvs. 3,0 kg CO_2 pr kg biogass, basert på forutsetningen om at ett kg metan erstatter 0,93 kg dieselolje og ett kg dieselolje gir et utslipp på 3,2 kg CO_2 . Dersom biogassen erstatter varme (oljefyr), kan substitusjonseffekten settes til 2,5 kg CO_2 pr kg biogass. Det antas at 68 % av potensialet utløses gjennom drivstoffproduksjon, mens 32 % utløses gjennom varmeproduksjon (se «kostnadsanalyse»).

Reduksjon av klimagassutslipp antas å være 90 prosent av utslippene av CH_4 , N_2O og NH_3 fra husdyrrom og gjødsellager. Dette forutsetter at lagringstiden for husdyrgjødsel reduseres tilsvarende som følge av biogassproduksjonen. Mengden nitrogen som blir spredd som biorest antas å være like stor som den som ville bli spredd i ubehandlet gjødsel. En har ikke grunnlag for å anta at NH_3 tapet fra spredning av biorest er forskjellig fra ubehandlet gjødsel dersom beste praksis følges. Produksjon av biogass antas derfor ikke å føre til redusert NH_3 -tap fra spredning av husdyrgjødsel. En har heller ikke tilstrekkelig dokumentasjon på at biorest har større andel plantetilgjengelig nitrogen og fører til redusert bruk av mineralgjødsel.

Effekter i form av biogassproduksjon og utslippsreduksjon for ulike dyreslag er vist i tabell 2.2. Som tabellen viser er det stor variasjon mellom dyreslag både i potensial for biogassproduksjon og utslippsreduksjon fra gjødsellager. Svin- og fjørfegjødsel har størst potensial for biogassproduksjon per mengde gjødseltørrstoff. Potensialet for utslippsreduksjon fra gjødsellager er størst for melkekyr og svin. Den totale effekten i form av biogassproduksjon og utslippsreduksjon er størst for svinegjødsel.

Tabell 2.2 Potensial for biogass og utslippsreduksjon av klimagasser som følge av biogassproduksjon av husdyrgjødsel, per tonn tørrstoff i husdyrgjødsel fra ulike husdyrslag.

	Potensial for biogass			Utslippsreduksjon, kg CO_2 -ekv.				Total eff., tonn CO_2 -ekv.
	$m^3 CH_4$ / kg TS	kg CH_4^*	Subst. eff. CO_2	CH_4	N_2O	NH_3	Sum	
Melkeku	0,23	107	320	448	57	17	552	842
Annet storfe	0,17	79	236	275	95	18	388	624
Sau	0,17	79	236	30	123	7	161	397
Svin	0,30	139	417	666	67	52	785	1 202
Fjørfe	0,32	148	445	60	22	38	119	564

* Netto potensial, 70 % av maksimalt

Beregnete effekter av biogassproduksjon av husdyrgjødsel ved ulik måloppnåelse er vist i tabell 2.3. Utgangspunktet for beregningene er mengde husdyrgjødsel i 2015. Den totale effekten av biogassproduksjon av 50 prosent av husdyrgjødsel i 2050 er beregnet til 284 tusen tonn CO_2 -ekvivalenter, som tilsvarer over 5,5 prosent av dagens utslipp av klimagasser fra landbruket, når CO_2 -utslipp fra jord ikke er medregnet.

Tabell 2.3 Effekter av biogassproduksjon av husdyrgjødsel ved ulike måloppfyllelse.

Andel av husdyrgj.	Tonn husdyrgjødsel	Biogasspotensial, tonn		Utslippsreduksjoner, tonn CO ₂ -ekv.				Total eff. tonn CO ₂ -ekv.
		Netto mengde CH ₄	Subst. eff. CO ₂ -ekv	CH ₄	N ₂ O	NH ₃	Sum	
0-5	31 851	3 931	11 793	10 133	2 032	1 022	13 187	63 291
0-20	135 730	16 701	50 104	39 506	8 838	4 236	52 580	102 684
0-35	250 530	30 144	90 432	75 127	17 507	7 639	100 273	190 705
0-50	369 041	43 144	129 432	115 326	28 012	10 935	154 273	283 705

Gjennomsnittlig årlig utslippsreduksjon for analyseperioden er beregnet til 160 096 tonn CO₂-ekv. Dette er et aritmetisk gjennomsnitt, ettersom utslippsreduksjoner ikke diskonteres.

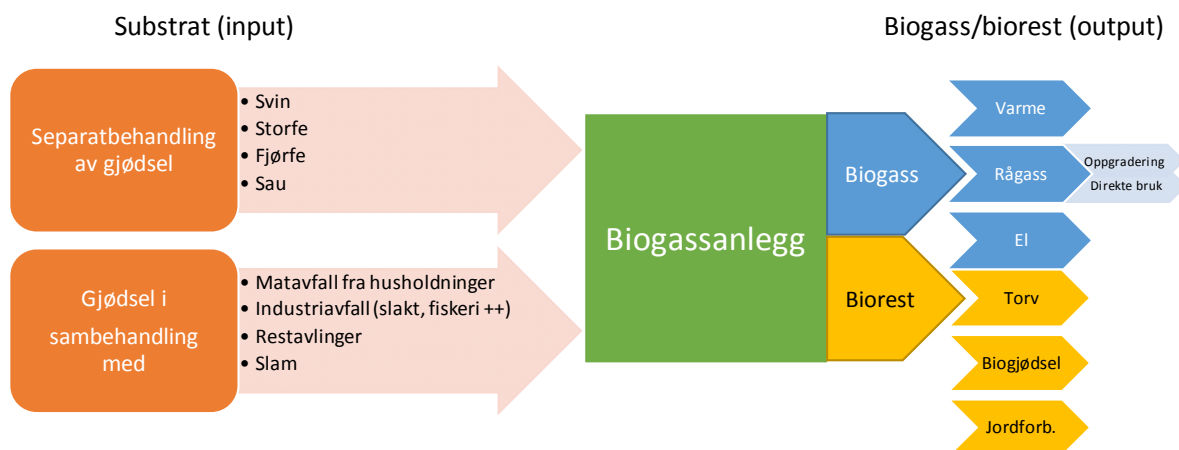
2.4 Kostnadsanalyse

2.4.1 Avgrensninger og forutsetninger

En vesentlig utfordring ved analyse av biogassanlegg er variasjonen mellom anlegg og lokaliseringer. Tiltaket her omfatter minst to ulike typer tiltak, småskala gårdsanlegg som leverer gass til oppvarming lokalt og storskala sambehandlingsanlegg. Innenfor rammen av denne undersøkelsen har det ikke vært mulig å belyse denne variasjonen tilstrekkelig. Sannsynligvis er det betydelig forskjell i kalkulte kostnader for de to anleggstypene, men vi har så langt ikke tilstrekkelige data for å belyse disse forskjellene for norske forhold. Vi må derfor her behandle biogassanlegg som ett tiltak.

Det er også stor variasjon mellom eksisterende norske biogassanlegg, både med tanke på kapasitet, substrat (input), energiproduksjon og utnyttelse av biorest (output), og utforming. Lokale forhold er ofte utslagsgivende for kostnadsprofilen og miljøpåvirkningene til et anlegg, der ressurstilgang, avstander og mulighet for avsetning av produsert energi og biorest er viktige komponenter.

Dette gjelder også når vi kun ser på anlegg som tar imot husdyrgjødsel. Miljøeffektene og økonomien er blant annet avhengig av biogasspotensialet, som igjen avhenger av type gjødsel (type dyr), tørrstoffinnholdet i gjødsla (fôr, oppsamlingsmekanisme mm.), og hvorvidt husdyrgjødsla behandles separat, eller samrâtnes med ulike substrater. I tillegg er miljø og økonomi avhengig av hvordan biogassen og bioresten utnyttes (se figur 2.2).



Figur 2.2 Prinsippkisse for biogassproduksjon av husdyrgjødsel, ikke utfyllende.

Ettersom det kun er identifisert 7 anlegg som produserer biogass fra husdyrgjødsel, der anleggene varierer i stor grad, er det vanskelig å si noe om hva som er et «typisk» norsk biogassanlegg for behandling av husdyrgjødsel.

Det er også vanskelig å si noe om hvordan biogassproduksjon fra husdyrgjødsel vil- eller bør utformes i fremtiden, og avhenger i stor grad av politiske virkemidler og teknologisk utvikling.

Det fins lite erfaringsdata knyttet til investeringskostnader, driftskostnader og –inntekter for behandling av de to substratene, og på bakgrunn av dette har det vært nødvendig å foreta noen antakelser og forenklinger i analysen:

Det er forutsatt at potensialet (50 %) utløses gjennom investeringer i to ulike typer biogassanlegg:

1. Store sambehandlingsanlegg med kapasitet til 6 000 tonn tørrstoff husdyrgjødsel, der gjødsla samrättes med et annet substrat, og biogassen oppgraderes til drivstoffkvalitet.
2. Gårdsanlegg med kapasitet til 500 tonn tørrstoff husdyrgjødsel, der gjødsla behandles separat på gården, og biogassen utnyttes som varme på gården.

Det forutsettes at kapasiteten bygges ut trinnvis, der investeringene for de to anleggstypene fremgår i tabell 2.4.

Tabell 2.4 Investeringer i nye biogassanlegg fordelt på år og type anlegg.

Investeringer i nye biogassanlegg	2020	2030	2040	2050
Antall gårdsanlegg	15	65	65	65 + 15
Antall store sambehandlingsanlegg	5	11	11	11 + 5

Det antas at anleggenes levetid er 30 år. Dette betyr at i 2050 må anleggene som ble bygd i 2020 rehabiliteres eller rives. Det er for enkelthetskyld antatt at det må bygges nye anlegg, med samme investeringskostnad. Det bygges derfor 65 + 15 gårdsanlegg og 11 + 5 sambehandlingsanlegg i 2050, der de 15 gårdsanleggene og de 5 sambehandlingsanleggene representerer anleggene som ble bygd i 2020.

2.4.2 Datagrunnlag, metodikk og beregning

Kostnadsanalysen dekker samfunnsøkonomiske merkostnader knyttet til biogassproduksjon av husdyrgjødsel sammenliknet med referansebanen (spre gjødsla direkte på jorden).

Gjennom prosjektet BioValueChain har Østfoldforskning fått tilgang på økonomidata knyttet til investering og drift av biogassanlegg som har fått innvilget investeringsstøtte fra ENOVA. Med base i disse dataene, kombinert med litteraturredata og innhentede data fra landbruks- og transportsektoren, er det utarbeidet en økonomimodell for biogassproduksjon i Norge (Modahl et al. 2015).

Kostnadsanalysen for investering og drift av de store sambehandlingsanleggene er basert på denne modellen.

Det har ikke vært mulig å splitte kostnadene for sambehandlingsanleggene ned på det enkelte substrat, hvilket betyr at kostnadsanalysen inkluderer noe drifts- og investeringskostnader knyttet til biogassproduksjon av flere substrater utover gjødsla, dette kan fortrinnsvis være våtorganisk avfall fra husholdninger og industri, eller restavlinger og andre egnede vekster.

Fordeelene knyttet til samrøtning av husdyrgjødsel med andre substrater antas å være betydelige, både med tanke på biogassutbytte og effektivisering av prosessen (reduert behov for tilførsel av vann) (Modahl et al. 2015). Det er også viktig å vurdere utnyttelse av biomasseressurser samlet, slik at man får med synergieffekter og unngår sub-optimalisering. Det antas med andro ord at et rasjonelt tiltak for storskala biogassanlegg vil utvikles med sikte på sambehandling av flere substrater.

Datagrunnlaget for gårdsanleggene er basert på data for Telemarksreaktoren, en konseptløsning utviklet av prof. Rune Bakke ved Høgskolen i Sør-Øst Norge. Datagrunnlaget for analysen er fremstilt av sjefsforsker Jon Hovland ved Tel-Tek.

Det er ikke vurdert felles biogassanlegg for flere gårder slik det ble gjort i rapporten fra KLIF (2013). Dette er fordi det per dags dato ikke fins slike anlegg, og følgelig heller ikke erfaringsdata for økonomi knyttet til disse. Krav til hygienisering gjør også at man ikke uten videre kan tilpasse kostnadsdata for gårdsanlegg til fellesanlegg.

Som for miljøanalysen, beregnes merkostnadene forbundet med biogassproduksjon av husdyrgjødsel ut fra differansekostnadene mellom referansebanen uten tiltak, og forventet utvikling med tiltaket. Alle kostnader er beregnet uten avgifter og subsidier (som f.eks. investeringsstøtte, tilskudd for bruk av gjødsla til biogass osv.)

De samfunnsøkonomiske merkostnadene forbundet med tiltak 1 er delt opp i følgende hovedpunkter:

- Investeringskostnader biogassanlegg (gårdsanlegg og sambehandlingsanlegg): Kostnader knyttet til å bygge anleggene, inklusiv graving og veiarbeid. For gårdsanlegg inkluderer dette investeringskostnader for utbygging av lagune for lagring av gjødsla og pumpeutstyr.
- Differansekostnader for drift- og vedlikehold av biogassanleggene (små og store anlegg): Differansekostnadene knyttet til drift og vedlikehold av anleggene (sammenliknet med referansebanen), inklusiv transport av gjødsla fra gårdene til biogassanlegget, og transport av biorest fra anlegg til gårdene.
- Investeringskostnader lagring på gårdene: Kostnader forbundet med utbygging eller oppgradering av lagune for lagring av gjødsla. Denne kostnadskomponenten er innbakt i investeringskostnadene for gårdsanleggene, men kommer i tillegg til investeringskostnadene for sambehandlingsanleggene.
- Redusert avling: Kostnader forbundet med at bruk av biorest kan gi reduserte avlinger sammenliknet med bruk av mineralgjødsla. Denne kostnaden er ikke kvantifisert på grunn av store usikkerheter.

- Biorest erstatter mineralgjødning: Nyttens forbundet med at bioresten kan gi bedre utnyttelse av fosforet i gjødsla og dermed erstatte mineralgjødning. Denne kostnaden er ikke kvantifisert på grunn av store usikkerheter.
- Investeringskostnader for bruk og distribusjon av biogass: Kostnader knyttet til innkjøp av busser, renovasjonsbiler o.l. som kan ta i bruk biogassen og utbygging av fyllestasjoner for biogass, flak og distribusjonsnett.
- Reduserte partikkelutslipp og utslipp av NO_x: Nyttens forbundet med at bruk av biogass i større byer fører til reduserte utslipp av partikler og NO_x sammenliknet med bruk av diesel, og dermed gir reduserte helseskader.
- Bruk av biogass erstatter diesel (sambehandlingsanlegg) og varme (gårdsanlegg): Nyttens forbundet med å at biogassen kan erstatte diesel (gjelder sambehandlingsanleggene) og alternative kilder til oppvarming (gjelder gårdsanlegg).

Årlig samfunnsøkonomisk kostnad er beregnet ved å regne ut netto nåverdi av kontantstrømmen knyttet til kostnadselementene som inngår i analysen. Alle kostnader er anslått i faste kroneverdier, basert på priser i 2016. Kostnadene er så beregnet som årlig gjennomsnittskostnad over perioden fram til 2050 ved hjelp av annuitetsberegning. Både ved nåverdi- og annuitetsberegning er kalkulasjonsrenten satt til 4 % i tråd med Finansdepartementets rundskriv R-109/2014.

Ved beregning av kostnad pr tonn CO₂-utslippsreduksjon, er det beregnet en gjennomsnittskostnad pr år som videre er dividert med årlig gjennomsnittlig utslippsreduksjon for analyseperioden. I tillegg er samfunnsøkonomiske kostnader og klimaeffekt beregnet ved fullt ut gjennomført tiltak, dvs. i 2050.

Resten av dette kapittelet tar for seg beregningen av kostnadskomponentene i detalj.

Investeringskostnader biogassanlegg (gårdsanlegg og sambehandlingsanlegg) er beregnet med base i økonomimodellen utviklet gjennom prosjektet BioValueChain (Modahl et al 2015) (sambehandlingsanlegg) og data fra Telemarksreaktoren (gitt av sjefsforsker Jon Hovland ved Tel-Tek og professor Rune Bakke ved Høgskolen i Sør-Øst Norge) (gårdsanlegg). Kostnadene er beregnet uten støtte eller subsidier, og tar utgangspunkt i at det bygges 38 store sambehandlingsanlegg og 217 gårdsanlegg i løpet av perioden frem til 2050 (som vist i Tabell 2.4). Kostnadene inkluderer graving og veiarbeid. For sambehandlingsanleggene har det ikke vært mulig å gjøre en nøyaktig fordeling av kostnadene mellom de ulike substratene (husdyrgjødsel og substratet det sambehandles med). I stedet er det brukt en fordelingsnøkkel for å skille ut kostnadene knyttet til forbehandlingsanlegg. Forbehandlingsanlegget ofte utgjør en betydelig kostnad, og er ikke relevant for biogassproduksjon av husdyrgjødsel. Det antas at forbehandlingsanlegget utgjør 30 % av totale investeringskostnader.

Det antas en levetid på anleggene tilsvarende 30 år, hvilket betyr at i 2050 må det første byggetrinnet fra 2020 rehabiliteres eller bygges på nytt. Det er her antatt at man må bygge nye anlegg.

Differansekostnader knyttet til drift- og vedlikehold av biogassanleggene er beregnet med base i økonomimodellen utviklet gjennom prosjektet BioValueChain (Modahl et al 2015) (sambehandlingsanlegg) og data fra Telemarksreaktoren (gårdsanlegg) (gitt av Sjefsforsker Jon Hovland ved Tel-Tek og professor Rune Bakke ved Høgskolen i Sør-Øst Norge). Kostnadene er beregnet uten støtte eller subsidier og inkluderer kostnader knyttet til transport av gjødning og biorest (gjelder kun sambehandlingsanlegg). Ettersom analysen forutsetter full sysselsetting, er økt verdiskaping gjennom flere arbeidsplasser heller ikke inkludert.

Investeringskostnader for lagring på gårdene er beregnet med utgangspunkt i data innhentet fra bønder som leverer gjødning til sambehandlingsanlegg sommeren 2016, og inkluderer kostnader knyttet til utbygging, graving og veiarbeid for nye gjødsellager på gårdene (Bjerkestrand 2016). Det antas med andre ord at det kun bygges nye lager fremfor at eksisterende lagerkapasitet blir utvidet,

hvilket gjør at kostnadene knyttet til lagring sannsynligvis er noe overestimert. Det er antatt et gjennomsnittsvolum for de nybygde lagrene på 3 000 kubikkmeter. Denne kostnadskomponenten er innbakt i investeringskostnadene for gårdsanleggene, og er derfor kun aktuell for sambehandlingsanleggene.

Kostnadene forbundet med redusert avling og sparte kostnader ved at biorest erstatter mineralgjødsel har vært vanskelig å kvantifisere da effektene knyttet til bruk av biorest er usikre. På den ene siden kan det være vanskeligere å spre bioresten jevnt, sammenliknet med mineralgjødsel - hvilket kan føre til reduserte avlinger. Samtidig kan biogassproduksjon av husdyrgjødsel gi bedre utnyttelse av fosfor, og dermed redusere behovet for mineralgjødsel.

Det er for enkelhetsskyld antatt at disse to kostnadskomponentene utlikner hverandre. Dette er diskutert nærmere i kapittel 2.5.2.

Investeringskostnader knyttet til distribusjon av biogass og merkostnader knyttet til bruk av biogass er beregnet med base i tall fra Miljødirektoratet (2013) og Skagerak Naturgass (SNG). Datagrunnlaget er hentet fra en masteroppgave ved Universitetet i Oslo (Randby 2016). Oppgaven er skrevet av Simen Randby, og er en samfunnsøkonomisk analyse av GreVe-biogassanlegg i Vestfold. Oppgaven gir en omfattende sammenstilling av samfunnsøkonomiske kostnader og –nytte knyttet til biogassproduksjon. Kostnadene inkluderer investeringer i gass-nett, fyllestasjoner, busser og renovasjonsbiler samt drifts- og vedlikeholdskostnader for fyllestasjonene (tabell 9 i masteroppgaven).

Nytten knyttet til reduserte partikkelutslipp og reduserte utslipp av NO_x er beregnet med base i Den norske verdsettingsstudien (Magnussen et al., 2010), der kostnaden knyttet til utslipp av PM10 og NO_x er beregnet til henholdsvis 2 084 og 131 kr/kg utslipp (2016-kroner). Verdsettingen av PM10 er brukt for alle partikkelutslipp. Kostnadene gjelder for større byer. I mindre byer vil kostnaden være lavere, og i storbyer som Oslo, Trondheim og Bergen vil kostnaden være høyere. Det er valgt å bruke kostnaden for større byer, da det antas at mesteparten av biogassen vil tas i bruk i større byer, og at forskjellen på kostnadseffekten mellom storbyer og landsbygda vil jevnes ut.

Det antas at bruk av biogass reduserer utslipp av partikler med 80 % og at NO_x-utslippene reduseres med 50 % (Miljødirektoratet, 2013). Merk at denne kostnadskomponenten gjelder kun for biogass som produseres ved sambehandlingsanleggene, der biogassen utnyttes som drivstoff.

Nyere forskning viser at denne kostnadskomponenten er avhengig av flere forutsetninger, og er drøftet nærmere i diskusjonskapittelet 2.5.2.

Nytten forbundet med bruk av biogass er beregnet ut fra prisen på diesel uten mva. og andre avgifter (4,5 NOK/liter) sammen med substitusjonseffekten for oppgradert biogass (gjelder biogass fra sambehandlingsanleggene), og alternativkostnad for oppvarming (satt til 0,4 NOK/kWh) sammen med substitusjonseffekten for rå biogass til varmeproduksjon (gjelder gårdsanleggene).

Ettersom biogassanleggene er stedbundne, dvs. de må ligge nær råstoffet, og transport av gass er kostnadskrevende, vil det ikke finnes en enkel markedspris som kan benyttes for verdsetting av gassen. Verdien vil i praksis variere fra sted til sted avhengig av hvilke anvendelser som finnes der gassen produseres. Det er likevel antatt at prisen på diesel er representativ for gjennomsnittet av anleggene.

For gårdsanleggene er denne problemstillingen uproblematisk, ettersom gårdsanleggene leverer gass for varmeproduksjon lokalt.

2.5 Resultat

2.5.1 Netto årlige samfunnsøkonomiske kostnader

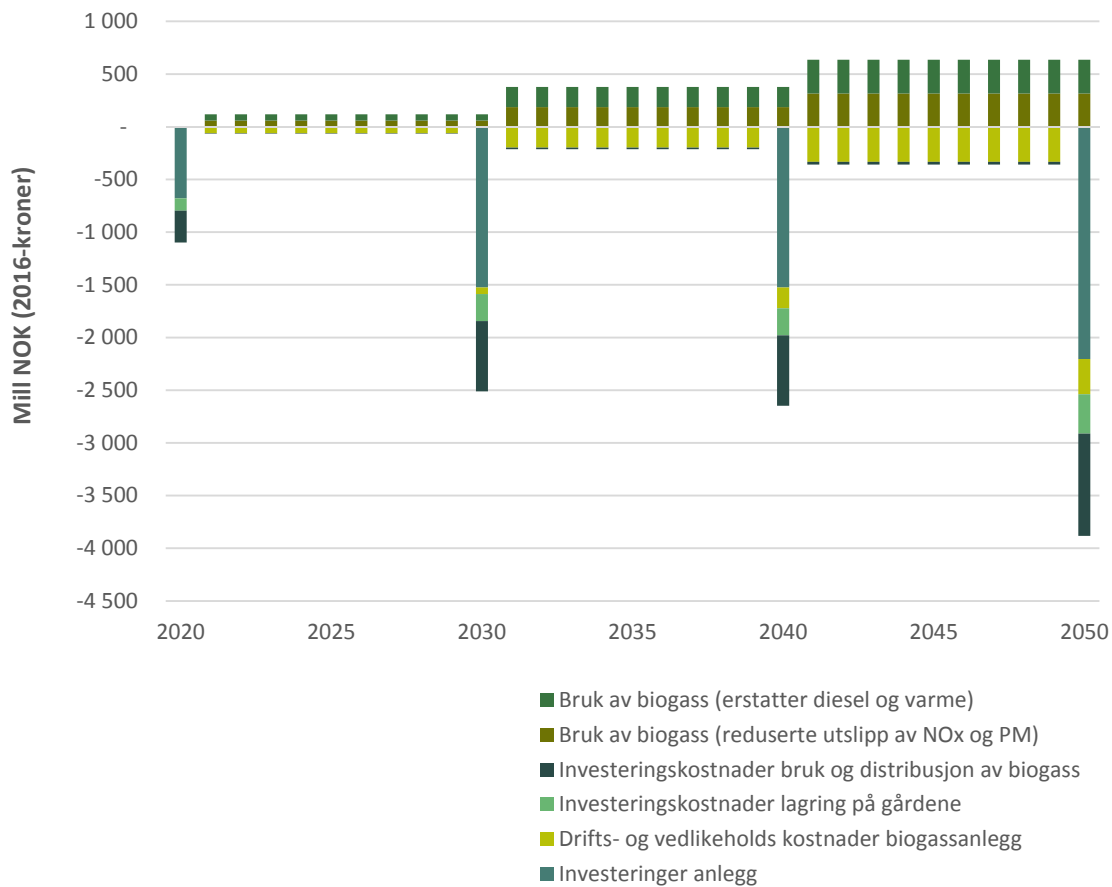
Netto årlige samfunnsøkonomiske kostnader for tiltak 1, Produksjon av biogass fra husdyrgjødsel, er vist i tabell 2.5, ved full implementering av tiltaket (2050), og ved delvis implementering av tiltaket (2030.)

Tabell 2.5 Årlige estimerte samfunnsøkonomiske kostnader, tiltak 1 – Produksjon av biogass fra husdyrgjødsel, ved full implementering i 2050 og delvis implementering i 2030.

Kostnader	2030	2050	Enhet
Investeringer anlegg	195	288	MILL NOK/år
Drifts- og vedlikeholds kostnader biogassanlegg	47	153	MILL NOK/år
Investeringskostnader lagring på gårdene	33	49	MILL NOK/år
Reduserte avlinger	-	-	MILL NOK/år
Biorest erstatter mineralgjødning	-	-	MILL NOK/år
Investeringskostnader bruk og distribusjon av biogass	72	81	MILL NOK/år
Bruk av biogass (reduerte utslipp av NOx og PM)	-45	-145	MILL NOK/år
Bruk av biogass (erstatter diesel og varme)	-45	-147	MILL NOK/år
Netto årlig samfunnsøkonomisk kostnad	257	279	MILL NOK/år

Ettersom analysen forutsetter at biogassanleggene bygges ut trinnvis frem mot 2050, vil investeringskostnadene knyttet til anleggene, lagring på gårdene og distribusjon og bruk av biogassen oppstå i 2020, 2030, 2040 og 2050. På grunn av diskontering av kostnadene vil derfor investeringen i 2050 ha liten effekt på tiltakskostnaden, tross høye investeringssummer. Samtidig er restverdiene av anleggene ikke inkludert, noe som motvirker effekten av at restverdien ikke er inkludert. Denne løsningen er valgt på grunn av at utslippsreduksjonene som oppstår etter 2050, når alle biogassanleggene er bygget, heller ikke er inkludert.

Figur 2.3 viser utviklingen i kostnadene frem mot 2050 fordelt på de ulike kostnadskomponentene. Negative verdier er investeringer og positive verdier er inntekter.



Figur 2.3 Utvikling i kostnader knyttet til biogassproduksjon av husdyrgjødsel.

2.5.2 Tiltakskostnad

Basert på beregningene og forutsetningene i kapittel 2.3 og kapittel 2.4, vil tiltak 1, Produksjon av biogass fra husdyrgjødsel føre til en gjennomsnittlig årlig utslippsreduksjon i norsk landbruk tilsvarende 160 096 tonn CO₂-ekvivalenter, og en årlig samfunnsøkonomisk kostnad tilsvarende 279 millioner NOK/år i 2050.

Basert på dette er tiltakskostnaden (kroner per tonn CO₂-ekvivalent utslippsreduksjon), beregnet til 1 743 NOK/tonn CO₂-ekvivalent.

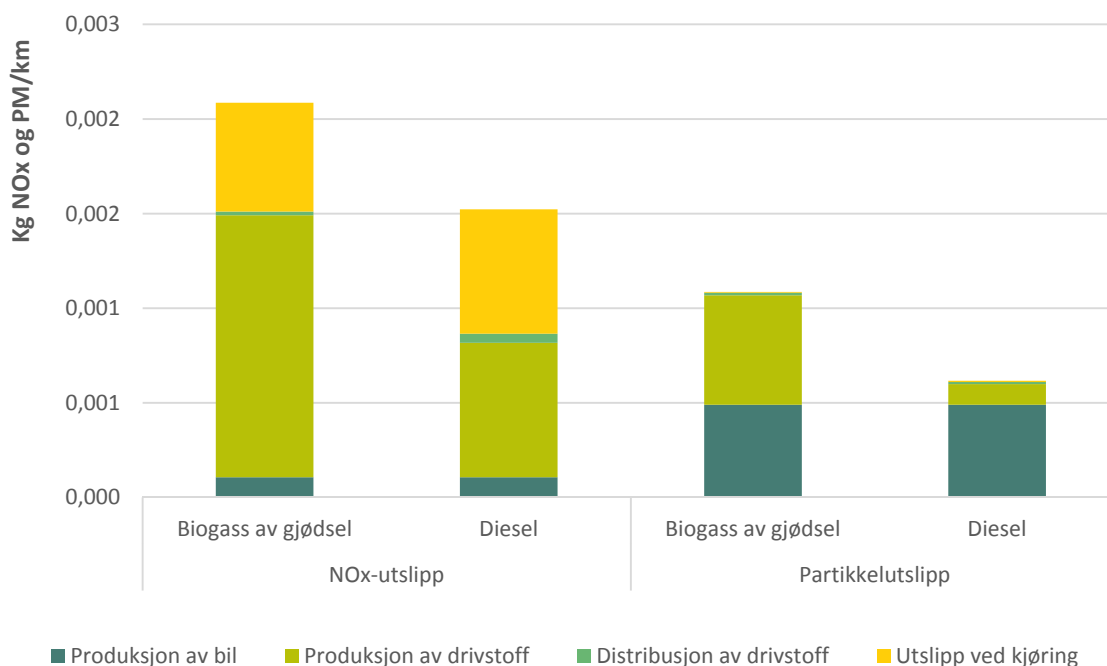
2.6 Miljøgevinster utover utslipp av klimagass

2.6.1 Reduserte utslipp av partikler (PM) og nitrogenoksider (NOx)

I denne rapporten er det antatt at bruk av biogass fører til en reduksjon av partikkelutslipp på 80 % og en reduksjon av NOx-utslipp på 50 % (samme verdier som i Underlagsmaterialet til tverrsektoriell biogass-strategi (Miljødirektoratet, 2013)). Denne antakelsen ble gjort på grunn av prosjektets begrensede ramme. Det er to store usikkerhetsmomenter knyttet til denne antakelsen, som begge tilsier at utslippsreduksjonene kanskje ikke er så store som antatt:

- 1) Siden rapporten til Miljødirektoratet ble publisert har det kommet nye euroklasser og utslippskrav til biler. I 2015 undersøkte TØI reelle partikkel- og NOx-utslipp fra Euro VI motorer, og resultatene viste lave partikkelutslipp for samtlige teser, og at Euro VI-teknologien hadde kraftig reduserte utslippsverdier for NOx i forhold til kjøretøy med Euro V-motorer (Weber et al. 2015). Teknologiutviklingen sørger med andre ord for at partikkel- og NOx-utslippene er lavere i referansebanen, slik at etter hvert som ny teknologi fases inn, reduseres utslippsreduksjonen ved bruk av biogass.
- 2) Foreløpig har fokuset for utslippene vært på bruksfasen, og man har sett bort fra partikkel- og NOx-utslipp forbundet med produksjon av drivstoff og kjøretøy samt distribusjon av drivstoffet. For å gjøre en reell sammenlikning av de to teknologiene bør man se på hele livsløpet og ikke kun bruksfasen.

På oppdrag av Follo Ren undersøkte Østfoldforskning ulike miljøindikatorer, deriblant partikkel- og NOx-utslipp, for ulike drivstofftyper til renovasjonsbiler (Brekke, 2016). Resultatene viste at biogass fra husdyrgjødsel hadde høyere utslipp av NOx og PM sammenliknet med diesel (euro 6), dersom man inkluderte utslipp fra hele livsløpet (tilvirkning av kjøretøy, tilvirkning av drivstoff, distribusjon av drivstoff og bruk). Figur 2.4 viser utslipp av PM og NOx for renovasjonsbiler med biogass av husdyrgjødsel og diesel fordelt på livsløpsfase.



Figur 2.4 Utslipp av partikler og NOx for biogass av gjødsel og diesel for renovasjonsbiler.

Figuren viser at livsløpsfasen «produksjon av drivstoff» (oransje felt) slår negativt ut for biogass, mens ved de andre livsløpsfasene er enten drivstofftypene like gode (produksjon av bil) eller så kommer biogass bedre ut (utslipp ved kjøring og distribusjon av drivstoff).

Selv om de absolutte utslippsverdiene er størst for biogass, er det likevel ikke sikkert at diesel er å foretrekke når det kommer til NO_x- og partikkelutslipp. Det som er avgjørende er hvor utslippene oppstår (i byer eller i spredtbygde strøk). De ulike livsløpsfasene med tilhørende utslipp oppstår på ulike steder, hvilket betyr at dersom produksjon av drivstoff skjer på landet, vil utslippene fra denne livsløpsfasen ikke være like viktige (fra vegvesenets håndbok V712 for konsekvensanalyser: «I spredtbygde strøk forutsettes det at PM10-kostnaden er lik null, da luftforurensningsnivået og befolkningstettheten er lav.»). Det er transporten av gjødsel fra gårdene til biogassanlegget som slår negativt ut for livsløpsfasen «produksjon av drivstoff» for biogass, en aktivitet som hovedsakelig skjer utenfor byen.

Så dersom biogassen utnyttes i tettbygde strøk og tilvirkes i grissgrendte strøk, vil biogass kunne føre til reduserte utslipp av partikler og NO_x. Tilsvarende kan diesel foretrekkes dersom biogassen må tilvirkes i tettbygde strøk. Det er med andre ord mange faktorer som spiller inn, og lokale forutsetninger vil være avgjørende for den samfunnsøkonomiske nytten forbundet med biogassproduksjon av husdyrgjødsel.

2.6.2 Bedre utnyttelse av fosfor

Produksjon av husdyrgjødsel kan gi en ekstra miljøgevinst i form av bedre utnyttelse av fosfor (P) og redusert bruk av mineralsk fosforgjødsel. Husdyrgjødsel har nemlig høyt fosforinnhold sammenliknet med nitrogen og kalium. Dette fører til at områder med stor husdyrtetthet ofte har overskudd av fosfor, mens områder med planteproduksjon må dekke hele fosforbehovet gjennom bruk av mineralgjødsel. Produksjon av biogass av husdyrgjødsel gir mulighet for en omfordeling av fosfor, fra husdyrområder til korndyrkingsområdene. Forutsetningen er at bioresten separeres i en flytende og en fast fase, der nitrogen og kalium er anriktet i den flytende fasen og fosfor er anriktet i den faste. Den flytende fasen bør brukes som gjødsel i områdene nær biogassanlegget, mens den faste fasen kan tørkes eller omdannes til biokull, og deretter transporteres ut av husdyrområdene og brukes som gjødsel i områder med behov for fosfor.

Tabell 2.6 viser total mengde fosfor i husdyrgjødsel i dag, og fosformengdene i bioresten ved de ulike scenariene for biogassproduksjon. Det totale potensialet for omfordeling er beregnet til ca. 4,7 tusen tonn fosfor, som tilsvarer 55 % av totalt forbruk av mineralgjødsel i 2013.

Tabell 2.6 Mengde fosfor i biorest i forhold total mengde i husdyrgjødsel og husdyrgjødsel.

År	Tonn P i biorest	Andel av gjødsel 2013	
		Husdyrgjødsel	Mineralgjødsel
2020	458	5 %	5 %
2030	1 820	19 %	21 %
2040	3 263	34 %	38 %
2050	4 745	49 %	55 %

Den potensielle nytten forbundet med bedre utnyttelse av fosfor er ikke kvantifisert i denne rapporten, ettersom kostnadsanalysene forutsetter biogassanlegg uten avvanning av bioresten (uten separering av fast og flytende fase).

Det er usikkert hvordan resultatet for analysen hadde blitt påvirket av bedre utnyttelse av fosfor. Sannsynligvis hadde investerings- og driftskostnadene for biogassanleggene vært noe høyere, mens

bøndene hadde fått reduserte kostnader knyttet til bruk av mineralgjødsla. I tillegg ville klimanytten økt betraktelig, ettersom gjødsla er beregnet til å kunne erstatte over halvparten av forbruket av mineralgjødsla på 2013-nivå.

2.7 Usikkerhetsmomenter

Det er flere usikre faktorer knyttet til klimagasseffektene av biogassproduksjon fra husdyrgjødsel. Her gjennomgås usikkerheten ved selve klimaanalysen først, deretter kostnadsanalysen.

2.7.1 Usikkerheter for klimaanalyse

I beregningene er det forutsatt at biogasspotensialet er redusert med 30 prosent i forhold det maksimale, teoretiske potensialet. Årsaken til reduksjonen er at en i praksis ikke kan regne med å ta ut hele potensialet under forråtnelsen, og at noe metan kan tapes i ulike ledd i prosessen. Den faktiske reduksjonen kan selvsagt avvike noe fra 30 prosent, og det vil påvirke det effektive biogasspotensialet.

Det er også forutsatt at klimagassutslippene fra gjødsellagrene reduseres med 90 prosent som følge av kortere lagringstid på gården. Dette innebærer at gjødsla må samles inn ca. en gang per måned.

Dersom innsamlingen skjer sjeldnere, eller at det skjer et ekstra utslipp i forbindelse med omrøring og fylling av gjødsla på tankbil, vil utslippsreduksjonen bli mindre. På den andre siden legger kostnadsanalysen til grunn at det bygges nye gjødsellagre på gårdene som skal levere husdyrgjødsel til biogassproduksjon. Dersom disse nye lagrene bygges tette, med duk eller liknende, vil utslippsreduksjonen fra gjødsellagrene være større.

Vi har ikke kunne kvantifisere noen forskjell i ammoniakktapet fra spredning av biorest og heller ikke mengden plantetilgjengelig nitrogen i bioresten sammenlignet med ubehandlet gjødsla. Det er ikke usannsynlig at biorest kan gi noe lavere ammoniakktapet ved spredning på grunn av høyere vanninnhold, og noe mer plantetilgjengelig nitrogen som følge av ekstra mineralisering under forråtnelsen. Dette har ikke vært mulig å kvantifisere verken i kostnads- eller miljøanalysen.

Denne analysen har kun sett på en miljøindikator, nemlig utslipp av klimagasser. Bruk av biogass som drivstoff gir mindre utslipp av forurensende gasser enn diesel, som er det alternative drivstoffet. Bruk av biogass til f.eks. busser og renovasjonsbiler kan føre til forbedret luftkvalitet i byer som er utsatt for forurensning, og denne effekten og verdien av forbedret i luftkvalitet er ikke kvantifisert. Tilsvarende er heller ikke andre relevante miljøindikatorer som forsurening eller bruk av fosfor kvantifisert, noe som bør vurderes parallelt med klimaeffekter ved implementering av virkemidler i landbruket.

2.7.2 Usikkerheter for kostnadsanalyse

Gjødsel er volumkrevende og ineffektivt å transportere, og transport er derfor en viktig kostnadsdriver og følgelig en avgjørende faktor. I denne analysen er det antatt at 68 % av det analyserte biogasspotensialet fra husdyrgjødsel kan utnyttes til biogassproduksjon i store sambehandlingsanlegg i 2050, og kostnadsbildet forutsetter at disse anleggene kan lokaliseres slik at transportkostnadene av gjødsla fra gårdene til biogassanlegget ikke overskrider verdien av gjødsla.

For å vurdere hvorvidt dette er gjennomførbart, bør ressursgrunnlaget for biogassproduksjon i Norge kartlegges og analyseres gjennom geografiske informasjonssystem-analyser (GIS-analyser) sammen med avsetningspotensialet (for både energi og biorest). Dette kan også gi et vurderingsgrunnlag for hvordan biogasspotensialet bør realiseres med tanke på type anlegg, substrater og energiproduksjon. En slik studie ble gjennomført i Vestfold i forbindelse med planleggingen av GreVe-anlegget (Lyng et al. 2011).

Kostnadsanalysen er beregnet med base i dagens kostnadsbilde. Biogasssteknologien er fremdeles en relativt umoden teknologi, spesielt med tanke på behandling av husdyrgjødsel i Norge, og som nevnt

er dermed også det økonomiske erfaringsgrunnlaget ganske tynt. Dette betyr at kostnadsberegningene er relativt usikre.

Med tanke på den relativt bratte utviklings- og lærekurven for biogass de siste årene, er det heller ikke usannsynlig at økt satsning på biogassproduksjon kan bidra til reduserte kostnader gjennom teknologiutvikling frem mot 2050.

I denne analysen ble kun to anleggstyper analysert (på grunn av begrenset data). Sannsynligvis vil ulike lokale forhold som tilgang på ressurser, avstander og avsetningsmuligheter føre til at biogasspotensialet utløses gjennom mange ulike anleggstyper, både med tanke på størrelse, teknologi, substratmiks og energi- og biorestproduksjon. Én løsning vil kunne være økonomisk- og miljømessig lønnsom i ett bestemt område, mens en annen løsning kan være bedre i et annet område. Denne kompleksiteten knyttet til biogassproduksjon vil også kreve virkemiddelbruk som reflekterer dette, slik at man unngår å favorisere en bestemt type anlegg, størrelse eller produksjonsmiks.

3 Erstatte storfekjøtt med fisk og vegetabilsk mat (Tiltak 2)

Av de to tiltakene som retter seg mot utslipp fra kjøttproduksjon, er tiltak 2 det primære tiltaket. I tiltaket reduseres mengden rødt kjøtt og erstattes med vegetabler og fisk i matforbruket. Virkningen på folkehelse kan være vel så viktige som andre samfunnseffekter. Tiltaket er beregnet til å gi en kost – effekt rate på minus ni tusen kroner pr tonn CO₂ ekvivalenter hvorav den helt overveiende delen av gevinsten utgjøres av verdsette helseeffekter. Usikkerheten i anslaget dreier seg om mange forutsetninger, spesielt at mulig dødvectstap og virkemiddelkostnader ikke er medregnet.

3.1 Referansebane

Referansebanen for forbruk, husdyrbestandene, befolkningsveksten og klimautslippene er referert i kapittel 1.2. 6.

For å opprettholde samme proteininntak som i referansebanen, må reduksjonen i kjøttforbruk kompenseres med økt forbruk av fisk, mens reduksjon i energiinntak fra kjøtt må kompenseres med økt forbruk av kornprodukter, frukt, grønnsaker og poteter. Forbruket i referansebanen fremgår av tabell 3.1.

Tabell 3.1 Referansebane, kg forbruk pr person på engrosnivå inkl. import

Ref-bane, kg pr person	2013	2020	2030	2040	2050
Egg	12,6	11,6	11,2	11,1	11,2
Fisk	22,7	22,7	22,7	22,7	22,7
Fjørfe kjøtt	19,7	21,4	24,3	26,1	26,6
Frukt og bær	88,8	88,8	88,8	88,8	88,8
Grønnsaker	72,6	72,6	72,6	72,6	72,6
Kjøtt ammekyr, norsk	4,1	4,4	4,9	5,4	6,3
Kjøtt, mjølkefe, norsk	12,3	12,2	11,5	10,8	9,8
Storfekjøtt import	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4
Vilt, rein, kanin	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9
Kjøtt totalt	70,8	71,0	72,2	73,2	73,4
Kornprodukter	82,2	82,2	82,2	82,2	82,2
Lammekjøtt	5,2	4,9	4,7	4,6	4,5
Melk, innmålt meieri	301,9	299,1	281,9	264,8	241,0
Poteter	60,7	60,7	60,7	60,7	60,7
Sukker	29,4	29,4	29,4	29,4	29,4
Svinekjøtt	25,1	23,7	22,5	22,0	21,8

3.2 Tiltak

Tiltaket består i en reduksjon av produksjon av kjøtt fra ammeku. Den reduserte kjøttmengden erstattes med endringer i forbruk av flere matvarer.

Tiltaket er beskrevet som tiltak 2 i kapittel 1.3. Tiltaket er todelt:

- a) Redusert norsk forbruk av storfekjøtt, som forutsettes å gi tilsvarende reduksjon i norsk ammekuproduksjon.
- b) Reduksjonen i forbruk av storfekjøtt erstattes med økt forbruk av fisk og vegetabiler (tiltak 3 i avsnitt 1.4)

Størst utslippseffekt får vi ved å redusere spesialisert storfekjøttproduksjon, dvs. ammekuproduksjon. Vi legger derfor til grunn at det er denne produksjonen som reduseres. Kjøttfeproduksjonen reduseres gradvis til 40 % i 2050 med utgangspunkt i produksjonen i 2013. Tiltaket består i å bytte ut kjøtt fra kjøttferase med fisk og plantekost. Vi forutsetter at energiinnholdet i dietten opprettholdes, mens proteinmengden reduseres til omtrent helsedirektoratets anbefaling. Hovedpoenget er altså en nedgang i ammekuproduksjon og økning i forbruk av fisk og plantekost innenfor gitte rammer når det gjelder kostens energi- og proteininnhold.

Beregningen av forbrukssammensetningen blir ikke drøftet i detalj i rapporten. Det er ikke foretatt en optimering av forbruket, eller en estimering ut fra anslag for etterspørselastisiteter og prisendringer. Endringen er skjønnsmessig bestemt og holdt innenfor de nevnte krav til energi- og proteininnhold.

Fordelingen på import og norskprodusert vare er uendret for alle andre matvarer enn storfekjøtt. På grunn av importvernet kan vi regne med en relativt entydig sammenheng mellom norsk produksjon og forbruk for kjøtt, meieriprodukter og egg, mens enhver forbruksendring for eksempel for frukt og grønt først og fremst gir seg utslag i endret import.

Effekten på anskaffelseskostnader og helse avhenger av forbrukets sammensetning. Endringene i forbruket av de ulike matvarene er vist i tabell 3.2. Det er forutsatt en reduksjon av kjøttforbruket pr person i 2050 til et nivå som i 2005. Tiltaket forutsetter uendret forbruk av sukker og en økning i forbruket av kornprodukter og potet med 2 prosent, frukt og grønnsaker med 2 prosent og forbruket av fisk med 2 prosent.

Tabell 3.2 Tiltaksbane kjøtt til fisk og vegetabiler, relativt til forbruk i 2013, regnet i kg pr person og år

Tiltak	2013	2020	2030	2040	2050
Fisk	1,00	1,00	1,01	1,02	1,02
Frukt og bær	1,00	1,00	1,01	1,02	1,02
Grønnsaker	1,00	1,00	1,01	1,02	1,02
Kjøtt ammekyr	1,00	0,91	0,74	0,57	0,40
Kornprodukter	1,00	1,00	1,01	1,02	1,02
Poteter	1,00	1,00	1,01	1,02	1,02
Svinekjøtt	1,00	0,94	0,90	0,88	0,87

I dette tiltaket som omfatter overgang til mer vegetabilsk mat og fisk, er forbruket pr person av svinekjøtt uendret i forhold til referansebanen (tabell 3.1).

Tabell 3.3 Oversikt over konsumet av matvarene som inngår med endringer i tiltaksbanen, Antall kg pr person etter gjennomføring av tiltaket (øverst) og differanse mellom referansebane og tiltak (nederst).

Tiltaksbane kg per person	2013	2020	2030	2040	2050
Fisk	22,7	22,8	22,9	23,1	23,3
Frukt og bær	4,4	4,4	4,4	4,4	4,5
Grønnsaker	35,9	36,0	36,2	36,4	36,7
Kjøtt ammekyr	4,1	3,7	3,0	2,3	1,6
Kornprodukter	27,3	27,4	27,6	27,8	28,0
Poteter	43,0	43,1	43,3	43,6	44,0
Svinekjøtt	25,1	23,7	22,5	22,0	21,8

Tiltak minus ref.bane, kg pr pers	2020	2030	2040	2050
Fisk	0,1	0,2	0,4	0,5
Frukt og bær	0,0	0,0	0,1	0,1
Grønnsaker	0,1	0,3	0,6	0,9
Kjøtt ammekyr	-0,7	-1,9	-3,1	-4,6
Kornprodukter	0,1	0,2	0,4	0,7
Poteter	0,2	0,4	0,7	1,0

I dette tiltaket er dietten balansert i forhold til energi- og proteinforsyning og avviker i sum lite fra referanseåret. I beregningen inngår de matvarene som er listet i referansebanen. Forbruk regnet i energi er ikke påvirket av tiltaket (tabell 3.4).

Tabell 3.4 Energi- (øverst) og proteininnhold (nederst) i dietten som følge av tiltaket

Mj per person og år	2013	2020	2030	2040	2050
Fisk	141	142	143	144	145
Frukt og bær	220	221	222	224	225
Grønnsaker	111	111	112	113	114
Kjøtt ammekyr	30	27	22	17	12
Kornprodukter	820	823	827	833	840
Poteter	180	181	182	183	184
Svinekjøtt	208	197	187	183	182
Sum	1710	1702	1694	1696	1701

Kg protein per pers. og år	2013	2020	2030	2040	2050
Fisk	3,8	3,8	3,8	3,8	3,9
Frukt og bær	0,4	0,4	0,4	0,4	0,5
Grønnsaker	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
Kjøtt ammekyr	0,8	0,7	0,6	0,4	0,3
Kornprodukter	8,2	8,2	8,3	8,3	8,4
Poteter	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
Svinekjøtt	4,1	3,8	3,6	3,6	3,5
Sum	19,2	19	18,8	18,6	18,6

Proteininntaket viser en mindre reduksjon, som er i tråd med gjeldende kostråd. I dagens kosthold ligger nivået på ca. 32 kg protein p.p. og år og normen i kostrådene er ca. 27 kg.

3.3 Utslippseffekt

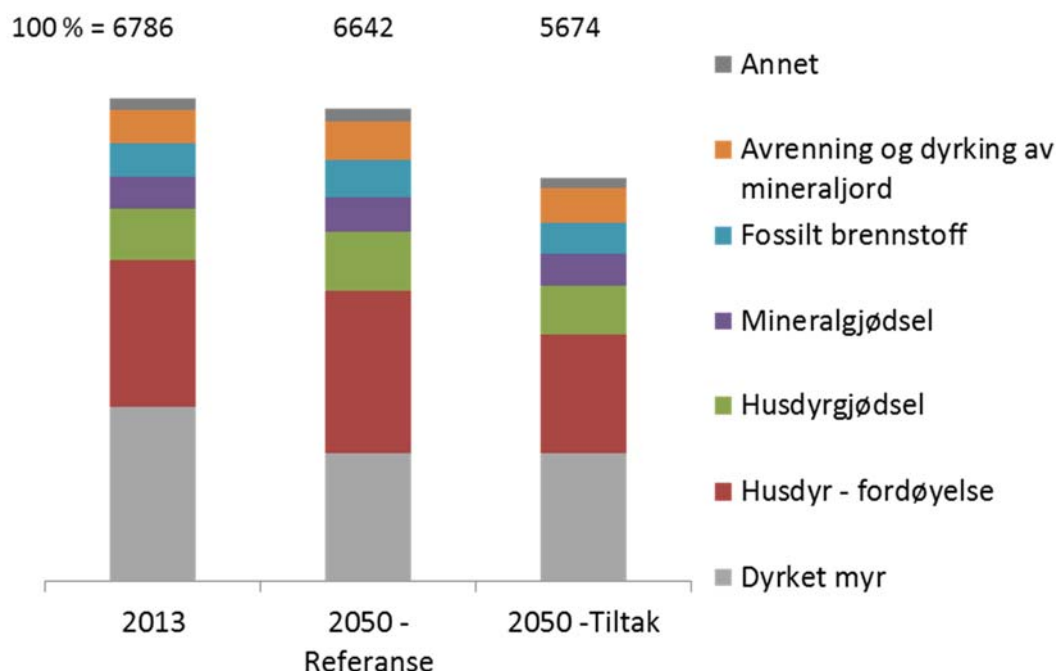
Utslipp av klimagasser er beregnet med Klimagasskalkulator utviklet av NIBIO (jf. avsnitt 1.2). Det er kjørt beregninger for referansebanen og alle tiltak. Beregningene er kjørt på hele jordbruket inkludert utslippene fra dyrking av jord. Husdyrslagene med lite volum er utelatt fra beregningene. I kalkulatoren beregnes utslipp av tonn CO₂ ekvivalenter fra jord og det meste kommer fra allerede oppdyrket myr.

I tabellene oppgis utslipp med og uten utslipp fra jord. Endringen i utslipp fra jord er små.

Tabell 3.5 Beregna utslipp 1000 tonn CO² ekvivalenter i referansebane og ved tiltakene

Beregna endring av utslipp		2020	2030	2040	2050
Overgang til fisk og vegetab.	Med tap fra jord	-122	-361	-635	-969
	Uten tap fra jord	-119	-352	-619	-944

Figur 3.1 viser at det for overgang til vegetabilier og fisk er reduserte utslipp fra husdyrenes fordøyelse som utgjør de viktigste kuttene. I figuren er alle utslipp fra jord, primært fra myr, medregnet. Siden reduksjonen i ammekuproduksjon er den samme uavhengig av hvorvidt storfekjøtt erstattes med svinekjøtt eller vegetabilier og fisk, og utslipp fra alternative produksjoner er begrenset, vil effekten være om lag den samme om storfekjøtt erstattes av svinekjøtt.



Figur 3.1 Utslipp, 1000 tonn CO² ekvivalenter; 2013 og 2050 referansebane og 2050 med tiltak.

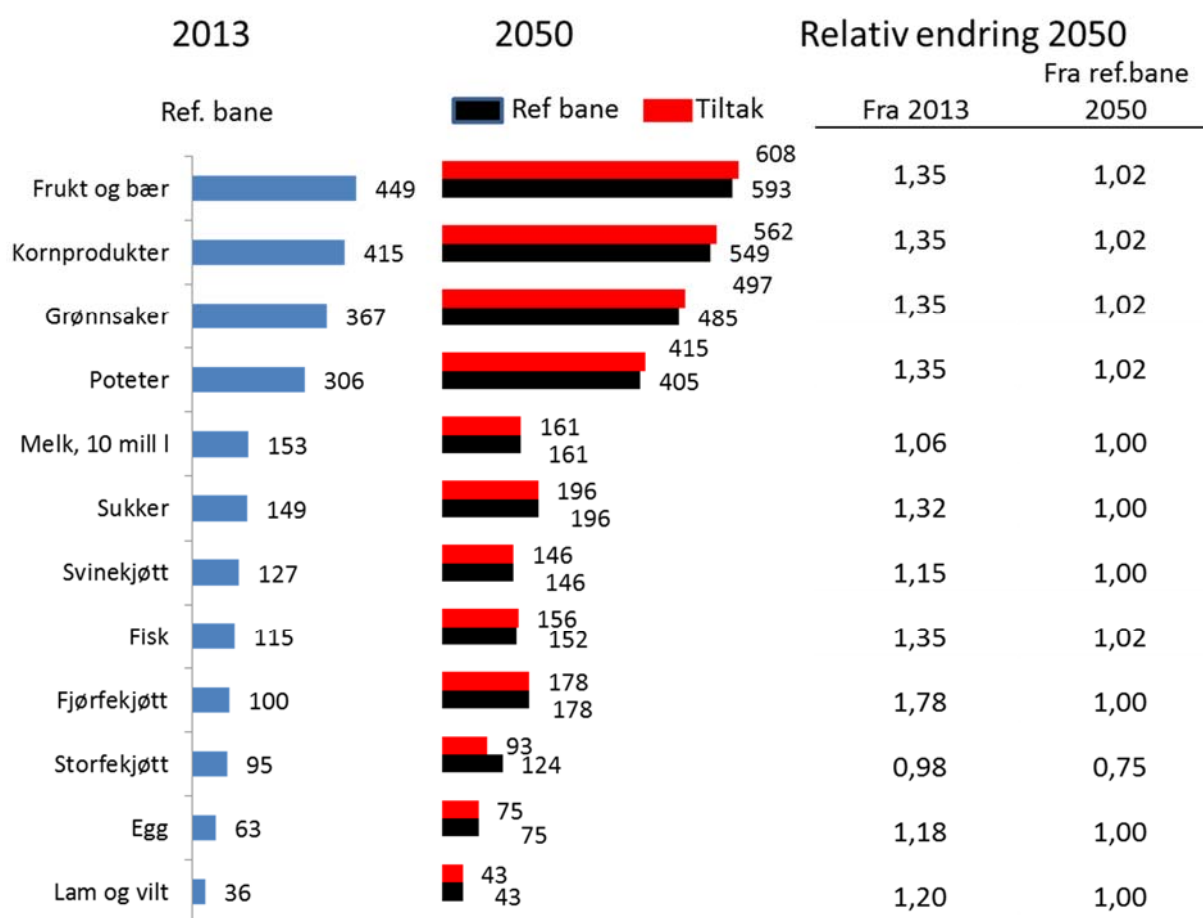
3.4 Tiltakskostnad

Tiltakskostnaden består av tre hovedelementer:

- Endring i anskaffelseskostnader for matvarer. Vi legger til grunn at endring i anskaffelseskostnadene for forbrukene kan antas å utgjøre samfunnsøkonomiske forsyningskostnader.
- Samfunnsøkonomisk verdi av helseeffekter vurdert ut fra Helsedirektoratet (2016).
- Effektivitetstap som følge av vridning i tilpasningen mellom konsumenter og produsenter og tilbydere av importerte varer. Dette tapet, kalt dødvektstap, avhenger, som nevnt, av virkemiddelbruk, og inkluderes ikke i beregnet kostnads – effekt brøk.

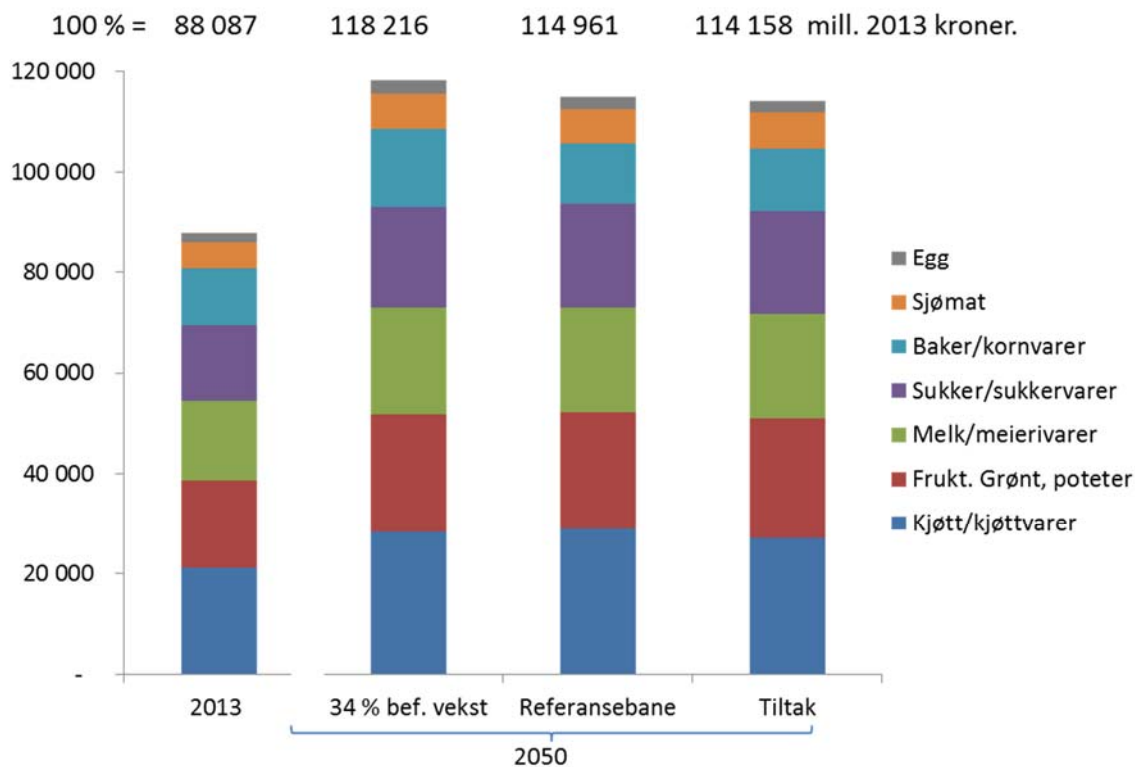
Endring i anskaffelseskostnader

Endringene i anskaffelseskostnader er en funksjon av mengdeendringer og priser. Figur 3.2 viser mengdeendringer i forbruket av hovedvaregrupper fra 2013 til 2050. De to siste kolonnene viser relativt forbruk med tiltaket i 2050 sammenlignet med 2013, og, helt til høyre, ved gjennomført tiltak sammenlignet med referansebane samme år. Endringene domineres av den generelle trenden i forbruket som skyldes en befolkningsvekst på 34 prosent. Til tross for at tiltaket reduserer forbruket av storfekjøtt med 25 prosent, vil samlet konsum av storfekjøtt etter gjennomføring av tiltaket være om lag uendret i 2050, eller mer presist, 98 prosent av mengden i 2013.



Figur 3.2 Forbruk av matvarer i referansebane og etter gjennomføring av tiltak. 2050 sammenlignet med 2013 og relative forbrukstall i 2050. 1000 tonn og forholdstall.

Beregnet anskaffelseskostnad for matvarekonsumet i faste priser er vist i figur 3.3. Utgangspunktet er samlet butikkomsetning ekskl. MVA for ulike grupper av matprodukter. Vi legger altså til grunn at den prosentvise endringen i forbruk av en gitt matvare kan multipliseres med samlet utlegg i utgangspunktet for å finne uttrykk for endringen i anskaffelseskostnaden. Figuren viser at samlet omsetning av de relevante matvarene i 2012 utgjorde 88 milliarder kroner, med kjøtt som største gruppe (21 milliarder), frukt, grønt og poteter (18 milliarder) som nest største.



Figur 3.3 Forbrukernes anskaffelseskostnader for matvarer i 2012 og 2050; med effekt av befolkningsvekst, i referansebane og etter tiltak beregnet ut fra butikkomsætning i 2012. Millioner kroner, 2012 priser.

Befolkningsveksten på 34 prosent innebærer at samlet utlegg øker med ca. 30 milliarder kroner. Referansebanen innebærer et noe rimeligere forbruk enn ren oppskalering med økende forbruk, mens effekten av selve tiltaket er liten. Tiltaket innebærer en reduksjon i samlede anskaffelseskostnader på 803 millioner 2012-kroner i 2050.

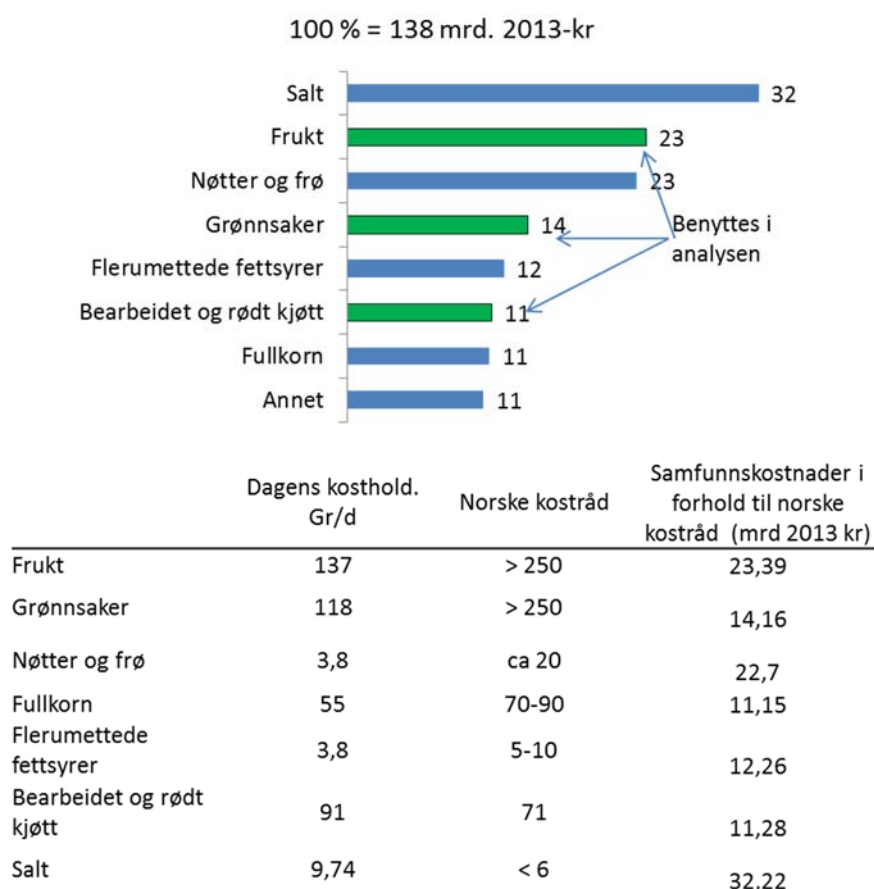
Metoden for beregning av endring i samfunnsøkonomisk anskaffelseskostnad innebærer stor usikkerhet. Tallene må brukes som en grov indikasjon. En feilkilde er at vi undervurderer totalt konsum noe, siden verken restaurant, storhusholdning eller annen omsetning utenom butikk er inkludert. Det betyr at vi undervurderer effekten av endringen i kostholdet for forbrukernes utlegg noe. En annen feilkilde er at vi antar at prisene i utgangspunktet er relevante uttrykk for reelle samfunnsøkonomiske kostnader ved å anskaffe varene. Her er det mange fallgruver, som f.eks. følgende:

- *Omfattende subsidier og avgifter på matproduksjon og import av mat:* Matimport møter tollavgifter, norsk primærproduksjon mottar betydelige direkte tilskudd og matindustrien må betale betydelige avgifter f.eks. for sjokolade og sukkervarer. Alt dette ser vi bort i fra. Det viktigste er jordbruksubsidiene. Det å ikke betrakte f.eks. redusert direkte støtte til ammekuproduksjon som en tilleggsgvinst, innebærer imidlertid kun at vi antar at andre effekter oppveies av den reduserte utgiften over statsbudsjettet. En begrunnelse for en slik betraktning kan være at subsidiene i dette tilfellet motsvares av reduserte samfunns-goder som mindre sysselsetting i jordbruksbygder, eventuelt redusert kulturlandskap, endret matsikkerhet osv. Vi kan ikke drøfte verdien av elementene nærmere, men bare understreke at vi her tillegger samfunns-godene av ammekuproduksjon en betydelig verdi.
- *Antar konstante enhetspriser lik marginale enhetskostnader i produksjonen:* Vi ser bort fra ren profitt i kalkylene hos aktørene i verdikjeden for mat. Dette er noe inkonsistent med beregningen

under tiltak 4, men har liten betydning. Det kan ha større betydning at vi antar at pris reflekterer marginale produksjonskostnader selv om volumet f.eks. av ammekuproduksjon endres vesentlig. Betydelig redusert ammekuproduksjon kan antas å fjerne de minst effektive produsentene først, slik at innsparingen synker jo større reduksjon vi gjennomfører. Det betyr at vi i noen grad overvurderer kostnadsbesparingen i produksjonsleddet.

Helseeffekter

Samfunnsøkonomisk verdi av helseeffekter er andre verdielement. Helsedirektoratet 2016b viser beregnede gevinster av at norsk kosthold tilpasser seg i tråd med kostrådene. Hovedresultatene er gjengitt i figur 3.4. Totalt viser Helsedirektoratet at tilpasning i kostholdet kan generere verdier for 137 milliarder årlig, med redusert saltinnhold, økt forbruk av frukt, nøtter og grønnsaker, som de største enkeltpostene.



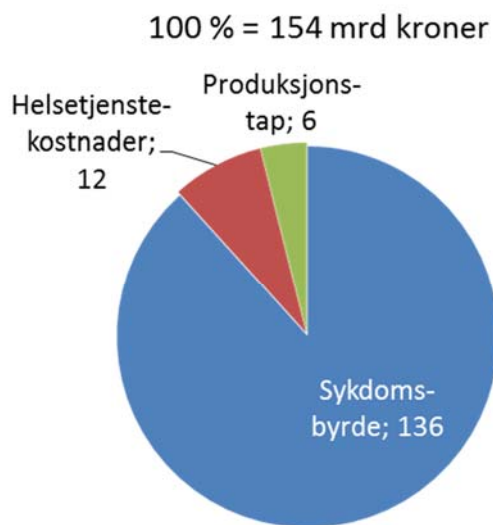
Figur 3.4 Helsedirektoratets beregnede årlige samfunnsøkonomiske verdier av helsegevinster ved endring i kosthold i tråd med kostrådene. Milliarder 2013-kroner øverst, nederst vises dagens kostrådene og beregnet samlet verdi. Kilde: Helsedirektoratet 2016b

Redusert effektivitet i ressursbruken - dødvektstapet

Det tredje verdielementet på kostnads-/ nyttesiden før verdsetting av utslippskuttet, er dødvektstapet. Dødvektstapet er et teoretisk begrep og kan bare beregnes under noen forenklede forutsetninger. Meningen er å måle negative effekter av å forstyrre markedstilpasningen. Dersom markedet i utgangspunkt gir en effektiv utnyttelse av ressursene, før vi tar hensyn til klimautslippene, kan det ikke være noen nettogevinst av å vri tilpasningen i forbruk, import og produksjon uten å ta hensyn til

verdien av utslippskuttene. Våre beregnede gevinster ved omstilling i produksjon og forbruk betyr med andre ord enten at vår kvantifisering av gevinster er feil, at det er noe feil med tilpasningen i utgangspunktet, eller at tapet som følge av virkemiddelbruken for å oppnå effekten, vil være større enn den beregnede gevinsten. De følgende punktene utdypet påstanden om at dødvektstapet kan oppveie den skisserte gevinsten.

- *Ingen gevinst å hente ved samsvar mellom samfunnets marginale kostnader i produksjon og marginal nytte i forbruk:* I et perfekt marked vil den samfunnsøkonomiske verdien av å produsere en ekstra vare være lik prisen som også vil være lik den ekstra nytten konsumenten har av å konsumere varen. I vår sammenheng betyr det at vi må forutsette at konsumenten kjenner merkostnadene ved det konsumet som er valgt, sammenlignet med det forbruket tiltaket foreslår. I tillegg må vi anta at konsumenten også kjenner effekten av valgt konsum for egen helse, og setter en riktig verdi på helseeffekten for egen del. Det konsumenten, eller tilbyderen, ikke kan forventes å ta hensyn til, er de såkalte eksterne effektene som er knyttet til jordbruksproduksjon, klima- og miljøeffekter for øvrig, samt samfunnets kostnader som følge av negative helseeffekter utover de kostnader pasienter må dekke for egen regning. Siden helseeffekten først og fremst består av subjektiv opplevelse av belastning ved redusert helse (figur 3.4), kan vi anta at konsumenten allerede hensyntar den overveiende delen av helseeffekten ved sin konsumtilpasning. Dermed kan vi noe grovt anta at redusert konsumentutlegg og det meste av helseeffekten motsvares av redusert netto nytte for konsumenten, såkalt konsumentoverskudd. Under perfekte markeder gir, med unntak for eksternalitetene som er nevnt, tiltaket ingen netto nyttevirksomhet for konsumentene eller netto gevinst for samfunnet.
- *Effektivitetstap ved vridning i konsum eller produksjon - f.eks. ved bruk av konsumavgifter og subsidier:* Dersom virkemidlet for å gjennomføre tiltaket dreier seg om priser, avgifter og subsidier, vil det oppstå et avvik mellom forbrukernes nytte og produsentenes kostnader ved å produsere varene. En avgift på forbruk av storfekjøtt fører til at den såkalte grensenytten i forbruket øker, i takt med avgiften, mens grensekostnaden hos produsentene blir lik pris uten avgift. Dermed sløses det med ressurser. Konsumentene er villig til å betale mer enn det produsentene krever. Effektiv ressursutnyttelse tilsier at produksjonen øker, men avgiften hindrer en slik tilpasning. Det oppstår en sløsing med ressurser som kalles dødvektstap. Tilsvarende blir konsumet for høyt for produkter som blir subsidiert. Igjen; så langt diskuteres effekter uten å regne med verdi av reduserte utslipp eller av andre eksternaliteter.
- *Gevinsten kan være reell dersom det foreligger feilinformasjon.* Den beregnede gevinsten kan være reell dersom forutsetningen om perfekte markeder ikke er tilstede. En mulig imperfeksjon er feilinformasjon. Det kan tenkes at konsumenten ikke kjenner den forventede helse- eller klimaeffekten av eget kosthold og at den subjektive verdsettingen av effektene vil være lik samfunnets. Det siste er vanskelig å tenke seg siden begge deler dels dreier seg om rene kollektive goder. Men, om det likevel skulle være slik at konsumenten har latent betalingsvilje for reduserte utslipp og positive helseeffekter fra eget konsum, kan ren informasjon og bevisstgjøring bedre konsumentens tilpasning. I så fall kan den anslåtte gevinsten anses som et absolutt maksimum for relevant samfunnsøkonomisk verdi før verdsetting av klimakuttene.



Figur 3.5 Anslåtte samlede samfunnsøkonomisk gevinster ved tilpasning tråd med norske kostråd fordelt på type gevinst. Kilde Helsedirektoratet 2016b

Note: Summen i figur 3.5 er høyere enn i figur 3.4. Det skyldes selve sammenregningen av effekter fra ulike kilder hvor det kan være noe overlappende effekter i enkelte beregninger.

3.5 Beregnet kostnad - effekt

Kort oppsummert: Samfunnsøkonomisk kostnad ved gjennomføring av tiltaket, før verdsetting av klimakutt, vil sannsynligvis være større enn null. Under spesielt gunstige omstendigheter hvor informasjon og bevisstgjøring kan bidra til å realisere tiltaket uten virkemidler som direkte virer forbruk eller produksjon, kan gevinsten i beste fall bestå i reduserte anskaffelseskostnader og en stor helsegevinst. Tabell 3.6 viser beregningen av helsegevinst og sammenfatter verdier av reduserte anskaffelseskostnader og helsegevinst regnet som kostnad pr tonn utslippskutt.

Tabell 3.6 Maksimal samfunnsøkonomisk kostnad – effekt av tiltaket. Beregnede helsegevinster og reduserte anskaffelseskostnader pr tonn CO2 ekvivalenter utjevnet over gjennomføringsperioden.

	Verdi pr %- poeng endring i forbruk	2020	2030	2040	2050	Pr år snitt eller annuitet
Helsegevinst						
Frukt	517	207	466	828	1 242	
Helsegevinst						
Grønnsaker	268	107	241	429	644	
Helsegevinst						
Rødt kjøtt	513	1 356	3 739	6 309	9 472	
Sum helsegevinst		1 670	4 446	7 566	11 357	6 260
Nåverdi, helsegevinst		1 418	2 511	2 841	2 835	2 401
Pr år, annuitet						4 434
Redusert forbrukerutlegg		74	300	503	803	420
Nåverdi, forbrukerutlegg		63	169	189	200	155
Sum, gevinst, tiltak		1 744	4 746	8 069	12 160	6 680
Nåverdi, gevinst		1 481	2 680	3 029	3 035	2 556
Pr år, annuitet						4 721
Utslippskutt		122 332	360 591	635 210	968 624	521 689
Kost pr tonn		-14 253	-13 161	-12 703	-12 554	-9 049

I tabellene er helsegevinsten beregnet ved først å fordele samlet total helseverdi av avvik fra kostrådene på antall prosentpoeng avvik. Verdien av ett prosentpoengs avvik multipliseres deretter med den prosentvise reduksjonen i forbruk av rødt kjøtt og bearbeidet kjøtt, og den prosentvise økningen i forbruk av frukt og grønnsaker. Den helt dominerende helseeffekten ligger på redusert forbruk av rødt kjøtt inklusive bearbeidet kjøtt.

Helsegevinst og redusert forbrukerutlegg omregnes til nåverdi og fordeles over gjennomføringsperioden med annuitet regnet til fire prosent reelt. Samlet gir dette en gevinst pr tonn utslippskutt på rundt 13 000 kr pr tonn regnet for enkeltår, eller 9 049 kroner pr tonn beregnet for perioden som helhet. Utslippskuttet er beregnet til 521 689 tonn i gjennomsnitt for perioden som helhet.

4 Erstatte storfekjøtt med svinekjøtt (Tiltak 3)

Tiltak 3 og 2 indikerer en gevinst før verdsetting av klimaeffekt og før vi tar hensyn til eventuelle dødvektstap i effektiviteten i konsument og produsenttilpasningen. Drøftingen av tiltaket redusert ammekuproduksjon med erstatning i forbruk av svinekjøtt, har samme grunntrekk og innebærer mye av samme drøfting som tiltak 3 hvor storfekjøtt erstattes med vegetabiler og fisk. Den potensielle effektiviteten i tiltaket er vesentlig lavere, primært fordi tiltaket ikke kan påvises å ha helseeffekt.

Beregnet innsparing i anskaffelseskostnader for gjennomføringsperioden under ett, er ca. 900 kroner pr tonn CO₂ ekvivalent. Dette må sees som den absolutt mest gunstige verdien av tiltaket. Dersom man regner inn dødvektstap ved en vridning i forbruk og / eller produksjon bort fra det som er rasjonelt til gjeldende priser, vil det oppstå et netto samfunnsøkonomisk tap før verdsetting av utslippskuttene. Alle beregnede utslippsreduksjoner skjer i norsk jordbruksproduksjon, altså primært i storfeproduksjonen. For overgang fra storfekjøtt til svinekjøtt oppstår ingen påviselige helsegevinster. Utslippskuttet er på 492 000 tonn pr år i gjennomsnitt over tiltaksperioden.

4.1 Referansebane

Referansebanen er i hovedtrekk presentert i kapittel 1.2. Volum slakt for svin og storfe er vist i tabell 4.1. Tabellen viser også importert storfe. Importvolumet i referansebanen er en konsekvens av at det ikke er gjort forutsetninger om endringer i totalkonsum av storfekjøtt pr pers. I utgangspunktet er svinekjøtt det største kjøttslaget, mens storfe samlet sett øker mer enn svinekjøtt.

Tabell 4.1 Referansebane, tonn slakt fra gris, sau, storfe og importert storfe. Slaktevekt for utvalgte år.

År	Gris	Mjølkefe	Kjøttfe	Import storfe	Sum storfe
2013	126 000	62 332	20 707	12 300	95 339
2020	130 000	53 700	24 400	13 226	105 039
2030	135 600	50 400	29 600	15 696	114 822
2040	140 800	49 600	34 800	17 280	121 358
2050	146 000	50 900	41 800	19 375	126 944

Regnet per person gir dette tilgang av svinekjøtt og storfekjøtt som vist i tabell 4.2 som her inkluderer importert storfekjøtt, men for øvrig kun norsk produksjon.

Tabell 4.2 Referansebane, Tilgang på svine- og storfekjøtt; kg kjøtt regnet som slaktevekt pr person. Norskproduisert kjøtt pluss importert storfekjøtt.

År	Sau	Gris	Mjølkefe	Kjøttfe	Import storfekjøtt	Sum forbruk storfekjøtt
2013	4,7	25,1	12,3	4,1	2,4	18,9
2020	4,5	23,7	12,2	4,4	3,5	19,1
2030	4,2	22,5	11,5	4,9	2,4	19,0
2040	4,1	22,0	10,8	5,4	2,6	19,0
2050	4,1	21,8	9,8	6,3	2,9	19,0

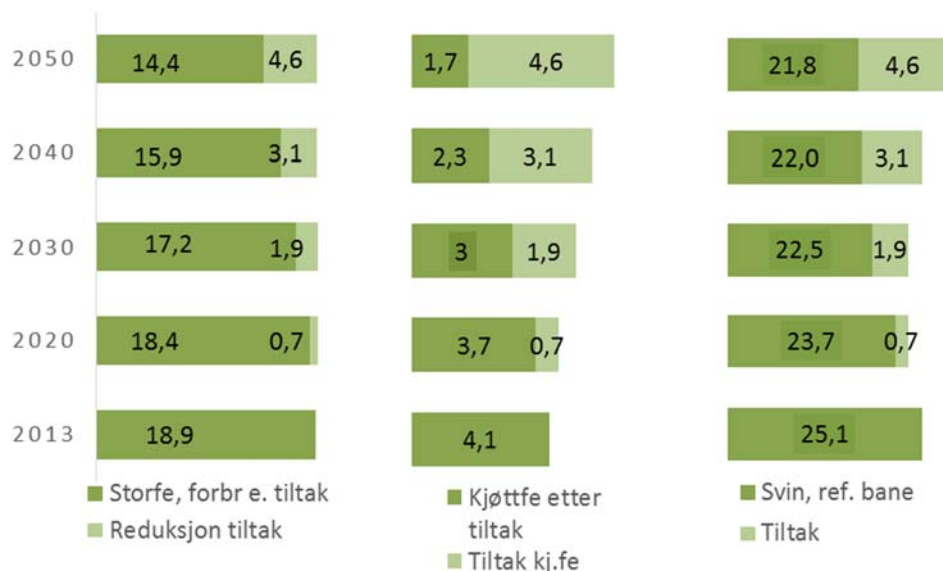
Referansebanen er lik som i tiltaket med overgang til fisk og vegetabilier.

4.2 Tiltak

Tiltaket er todelt:

- Redusert norsk forbruk av storfekjøtt, som forutsettes å gi tilsvarende reduksjon i norsk ammekuproduksjon.
- Økt forbruk av svinekjøtt

Kjøttfeproduksjonen reduseres gradvis til 40% i 2050 med utgangspunkt i produksjonen i 2013. Mengde storfekjøtt erstattes av svinekjøtt, kg for kg. Forbruk av svinekjøtt vises i figur 4.1 slik at referansebanen er markert med mørk farge og tiltaket med lys farge, slik at sum forbruk etter tiltak er summen av feltene. For storfekjøtt vises forbruk etter tiltak med mørk farge og tiltakets størrelse med lys farge. Summen av begge felt er lik forbruk i referansebanen. Det vises mengden storfekjøtt totalt og bare kjøtt fra kjøttfe, som det forutsettes skal ta hele reduksjonen. Lengden på stolpene vises ikke i riktig relativt forhold.



Figur 4.1 Forbruk av storfe- og svinekjøtt, Referansebane og effekt av tiltak, kg. per person pr år. Referansebanen for storfekjøtt er sum av «ny» og «tiltak».

Av figuren fremgår det at forbruk av storfekjøtt pr person i referansebanen er omlag konstant på ca. 19 kg pr person pr år. Av dette fjerner tiltaket inntil 4,6 kg i 2050 eller nærmere 25 prosent. Hele reduksjonen forutsettes å falle på konsum av kjøtt fra norsk ammekuproduksjon som reduseres fra 4,1 kg i 2013 til 1,7 kg per person pr år i 2050

Som nevnt kompenseres bortfallet av storfekjøtt med økt konsum av svinekjøtt pr person, kg for kg. Det er ikke tatt hensyn til at svinekjøtt for hele slakteskrotten har høyere energiinnhold enn storfekjøtt, regnet i MJ pr kg. Svinekjøtt har mindre intramuskulært fett enn storfekjøtt og det er lettere å skjære bort synlig fett. Selve muskelen i svin er magrere enn hos storfe. Vi antar derfor at konsumenten ikke justerer forbruket på grunn av ulikt brutto energiinnhold og spiser samme mengde kjøtt og at energiinntaket eventuelt tilpasses ved å fjerne fett. Vi kommer tilbake til den forutsatte substitusjonen i drøftingen til slutt i kapitlet.

4.3 Utslippseffekt

Utslipp av klimagasser er beregnet med Klimagasskalkulator utviklet av NIBIO. Det er kjørt beregninger for referansebane og tiltak. Beregningene er kjørt på hele jordbruket inkludert utslippene fra jord, der myrjord står for det virkelig store bidraget av CO₂. Husdyrslagene med lite volum er utelatt fra beregningene. I tabell 4.3 oppgis utslipp inklusive utslipp fra jord og utslipp eksklusive utslipp fra jord. Tabell 4.3 Beregna utslipp 1000 tonn CO₂ ekvivalenter i referansebane og ved tiltakene. Tabell 4.3 viser også selve utslippsreduksjonen for de to tiltakene.

Tabell 4.3 Beregna endring i utslipp som effekt av tiltak i forhold til ref.bane, 1000 tonn CO₂ ekvivalenter

Beregna utslipp		2013	2020	2030	2040	2050
Referansebane	Med tap fra jord	6 786	6 736	6 683	6 624	6 643
	Uten tap fra jord	4 607	4 664	4 765	4 847	4 988
Overgang til svin	Med tap fra jord		6 621	6 343	6 025	5 730
	Uten tap fra jord		4 551	4 433	4 261	4 097
Beregna utslipp fra jord	Referansebane	2 179	2 072	1 918	1 778	1 655

Beregna endring av utslipp		2020	2030	2040	2050
Overgang til svin	Med tap fra jord	-116	-340	-599	-912
	Uten tap fra jord	-113	-333	-585	-891

Figur 3.1 i forrige kapittel viste fordelingen av utslipp før og etter tiltak for tiltak 3; overgang fra storfekjøtt til vegetabilier og fisk. Utslipp 2050 etter tiltaket var anslått til 5 674 tusen tonn. For tiltaket her, tiltak 3, er utslippene i 2050 nærmest identiske, dvs. 5 730 tusen tonn (jf. tabell 4.3).

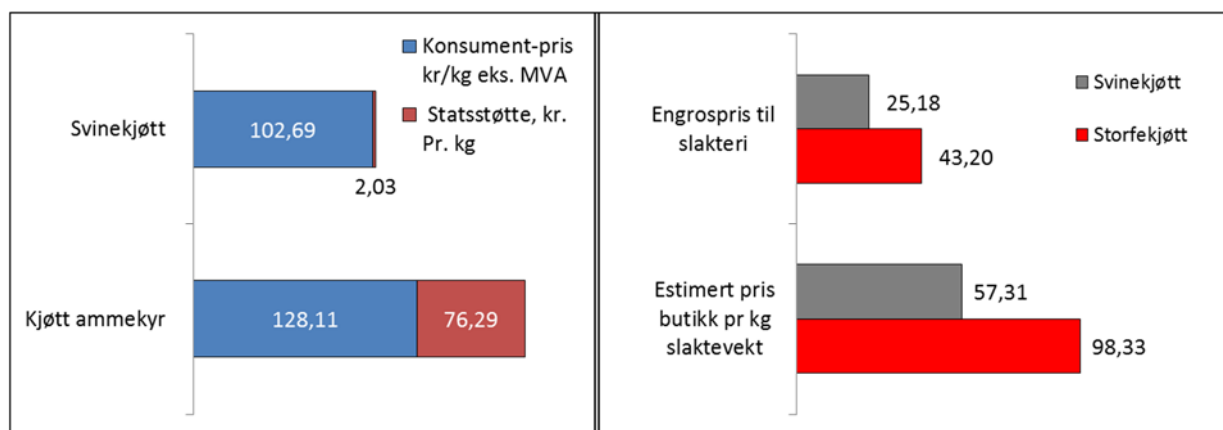
4.4 Tiltakskostnad

Tiltakskostnad omfatter reduserte anskaffelseskostnader og eventuelt dødvektstap. Redusert samlet anskaffelseskostnad benytter imidlertid et annet utgangspunkt enn i kap. 3. Grunnen er at vi ikke har konsum eller butikkomsetning fordelt på svine- og storfekjøtt. Vi må derfor i stedet bruke anslåtte enhetsverdier og multiplisere disse med absolutte mengder. Drøftingen av tiltakskostnadene er for øvrig ledd for ledd lik drøftingen av tiltaket i forrige kapittel. Det betyr:

- Vi bruker endring i samlede konsumentutlegg netto før MVA som uttrykk for samfunnsøkonomisk anskaffelseskostnad og produksjonskostnad.

- Vi ser bort fra endringer i direkte tilskudd som vi antar reflekterer verdsatte sideeffekter.
- Vi legger til grunn at virkemiddelbruken holdes utenfor, det betyr at vi ikke skal medregne noen netto endring i konsumentoverskudd, som uansett er usikkert og antagelig kan være begrenset, eller et dødvectstap fra eventuell bruk av avgifter og subsidier.

Anslått redusert anskaffelseskostnad pr kg kan således beregnes ut fra gjennomsnittspris til forbruker for storfe- og svinekjøtt. Det finnes imidlertid ingen observerbar forbrukerpris for svine- og storfekjøtt. Kjøttet konsumeres i mange former, stykningsdeler og som innsatsvarer i en rekke foredlede produkter som pizza, pålegg og pølser. På basis av SSBs tidligere prisobservasjoner for varer av storfe og svin er vårt estimat for gjennomsnittspriser på sisteleddet vist i figur 4.2, venstre del. Figuren viser også estimert direkte støtte pr kg, basert på den norske jordbruksmodellen Jordmod. Høyre del av figuren viser et alternativt estimat basert på forbrukstall for kjøttvarer fra SSBs forbruksstatistikk.

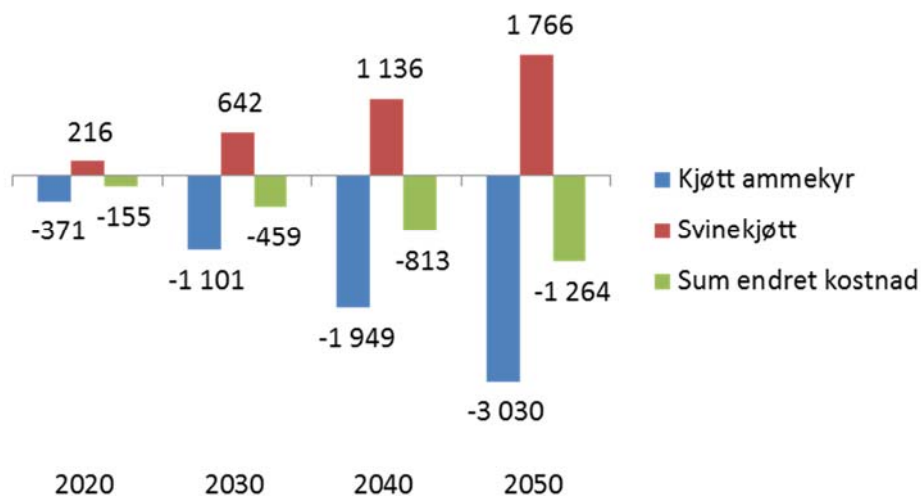


Figur 4.2 Anslåtte forbrukerpriser og direkte støtte til produksjon, kr pr kg slaktevekt. Kjøtt fra ammeku og svinekjøtt. Grove anslag basert på prisobservasjoner for enkelte kjøttprodukter fra SSB justert med generell prisstigning på kjøttprodukter.

Kilde: SSB, egne beregninger, tilskuddsdata er gjennomsnitt basert på basisløsningen i den norske jordbruksmodellen Jordmod.

Figuren viser bedre samsvar mellom relative førstehånds- og sisteledds priser for estimatet basert på forbrukstallene enn våre egne prisestimer. I grafen til høyre i figur 4.2 er det relative prisforholdet mellom svin og storfe ganske nøyaktig 58 prosent både på sisteleddet og førstehåndsleddet. Selv om stykningskostnadene pr kg for henholdsvis storfe og svin vil være noe ulike, er det bruttoavansene og påslagene som utgjør størstedelen av kostnadene fram til forbruker. Det tilsier at vi bør bruke de beregnede prisene nederst i høyre graf, dvs. henholdsvis 57 og 98 kroner. Den relativt store forskjellen mellom nivåene på de to prisanslagene og i den absolutte prisdifferansen, viser noe av usikkerheten i prisanslagene. Det kan være grunn til å anta at våre estimerte priser på sisteleddet basert på forbrukstall kan være noe lave siden det antagelig er deler av omsetningen av kjøtt som ikke fanges opp i forbruksstatistikken. Samtidig bruker vi korrigert slaktevekt for dyreslagene, dvs. vi medregner kun salgbar vekt. For vår analyse er det imidlertid forskjellen mellom pris på storfe- og svinekjøtt som er av betydning, og ikke prisnivået.

Den beregnede effekten på forbrukerutlegg fremgår av figur 4.3. Samlet forbrukerutlegg synker etter disse beregningene med ca. 1,2 milliard kroner i 2050, dvs. om lag 50 prosent mer enn ved å erstatte ammekjøtt med vegetabilier og fisk. Det er to faktorer som bidrar til nedgangen, det ene er at pris på svinekjøtt er vesentlig lavere enn for storfekjøtt, den andre er at vi erstatter de ulike kjøttslagene kg for kg, til tross for at betalingsviljen for det ene kjøttslaget er vesentlig høyere enn for det andre.

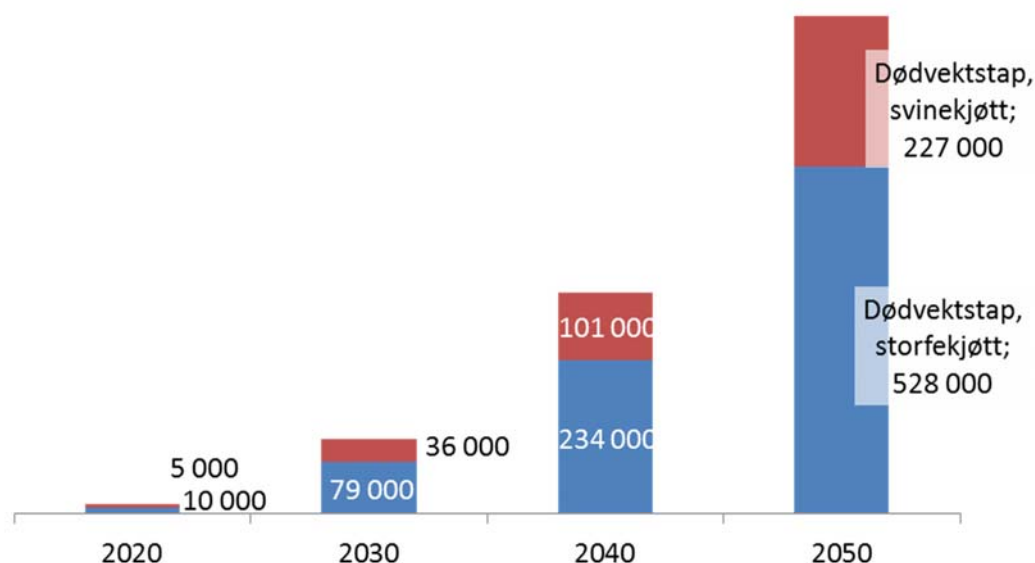


Figur 4.3 Endring i konsumentutlegg; svinekjøtt og kjøtt fra ammeku. Millioner kroner faste 2013 priser.

Endringen i konsumentutlegget vil ut fra ovenstående resonnement representere endring i samfunnsøkonomiske produksjonskostnader gjennom hele verdikjeden (jf. drøftingen i kapittel 3).

Vi må også ta hensyn til eventuelle endringer i konsumentoverskudd, produsentoverskudd og dødvektstap, som er drøftet ganske detaljert i kapittel 3. Resonnementet kan gjentas i korthet: I et perfekt marked er det utelukket at en endring bort fra en markedsklarere pris med tilbud lik etterspørsel, vil skape en netto samfunnsøkonomisk verdi. Så lenge vi ser bort fra eksternaliteter som fellestap av primærproduksjon, helseeffekter, skatter og avgifter mm., er det rimelig å anta at markedene fungerer slik at vi må se bort fra at reduserte forbrukerutlegg ved endret forbrukssammensetning representerer en netto samfunnsøkonomisk gevinst. Redusert forbrukerutlegg motsvares i hovedsak av redusert nytte for forbrukerne. Nettotapet som under disse forutsetningene kan oppstå, er et dødvektstap som skyldes ineffektivitet i tilpasningen mellom forbruk og produksjon (jf. diskusjonen i kapittel 3). Grovt forenklet kan vi anta at konsumentoverskuddet er tilnærmet uendret, mens det oppstår et effektivitetstap i ressursallokeringen.

For å beregne dødvektstapet må vi kjenne kostnads- og etterspørselsrelasjoner, samt virkemidlet for å gjennomføre tiltaket som må være fullt ut spesifisert. En grov illustrasjon på dødvektstapene kan man få ved å legge til grunn at etterspørselastisiteten i opprinnelig tilpasning er tilnærmet konstante og etterspørselsfunksjonene likevel lineære, samt at produksjonskostnadene er konstante. Vi bruker anslag for etterspørselastisiteter fra løpende forskning i NIBIO som viser en egenpriselastisitet på $-0,8$ for svin og $-0,68$ for storfe. Siden vi kjenner anslaget for mengdeendringer kan vi grovt anslå dødvektstapet til ca. halvparten av mengdeendring ganger prisendring. Vi får da følgende anslag (figur 4.4):



		2020	2030	2040	2050
Prosentvis mengdeendring	Svin	3,2 %	8,7 %	14,1 %	20,8 %
	Storfe	-3,6 %	-9,7 %	-16,3 %	-24,0 %
Mengdeendring, kg pr person og år	Svin	0,7	1,9	3,1	4,6
	Storfe	-0,7	-1,9	-3,1	-4,6
Prisendring, kr pr kg	Svin	-2	-6	-10	-15
	Storfe	5	14	24	35
Dødvæktstap, grovt estimat, 1000 kr	Svin	5 000	36 000	101 000	227 000
	Storfe	10 000	79 000	234 000	528 000
Befolkning (1000)		5 511	6 037	6 400	6 681

Figur 4.4 Indikativt dødvæktstap som følge av pris- og avgiftsendringer. Illustrasjon for forbruksvridende avgifter og subsidier. 1000 2016-kroner.

Siden virkemiddelbruken holdes utenfor, vil vi ikke inkludere dødvæktstapet i resten av drøftingen, jf. drøftingen av virkemidler, spesielt betydningen av feilinformasjon og bevisstgjøring i kapittel 3.4. Den illustrative beregningen av dødvæktstapet utgjør nærmere 2/3 av redusert konsumentutlegg. Siden konsumentutlegg under bestemte forutsetninger gjenspeiler forbrukernytten av forbruket, og produsentenes overskudd under våre forutsetninger er uendret, kan dødvæktstapet være et uttrykk for netto samfunnsøkonomisk kostnad før verdsetting av klimaeffekter og andre eksternaliteter.

4.5 Beregnet kostnad – effekt

Tiltaket fases, som vist, inn over årene fram til 2050. Vi beregner derfor kost – effekt brøken som nåverdien av kostnadene, fordelt over gjennomføringsperioden med en annuitet, dividert med gjennomsnittlige utslippskutt. Siden årene som er vist i figuren er representative for full periode, benytter vi nåverdien og kuttene for årene 2020, 2030, 2040 og 2050 omregnet hvor kostnadene verdsettes ved utgangen av 2016 med en kalkulasjonsrente på 4 prosent (jf. kap 1.4).

Tabell 4.4 Endring i forbrukerkost og utslipp for utvalgte år 2020-2050 med beregnet kost – effekt brøk

	2020	2030	2040	2050	Snitt
Endret konsumentutlegg, mill kr.	-160	-460	-810	-1 260	
Nåverdi, 2016	-130	-260	-310	-320	-250
Annuitet, mill kr. / år					-470
Utslippskutt	115500	340500	599200	912300	491900
Kost - effekt forhold; kr/ pr tonn					-950

Tabell 4.4 viser at tiltaket gir en samfunnsøkonomisk relevant besparelse i form av redusert anskaffelseskostnad som gir samlet lønnsomhet før verdsetting av utslippsreduksjonen og dødvektstapet. I år 2050 gir tiltaket en besparelse for forbrukerne på 1 260 millioner kroner. Besparelsen pr tonn kuttet er 950 kroner regnet som snitt over perioden. Tiltaket gir snitt utslippskutt på 491 900 tonn årlig med maksimale kutt i 2050 på 912 300 tonn.

Som for tiltaket som er drøftet i kap 3, er det bare mulig å realisere en slik gevinst om forbrukerne selv finner at tilpasningen er i overensstemmelse med deres egne preferanser, eller om tilbudet kan endres tilstrekkelig uten ressurstap for samfunnet. Det betyr altså at informasjon og bevisstgjøring av konsumenter som av ulike grunner ikke kjenner konsekvensene av egne forbruksvalg, kanskje er den eneste realistiske veien til realisering av hele den potensielle verdien av tiltaket. Det er også sannsynlig at reduserte tilskudd til ammekuproduksjon kan være en effektiv virkemiddelbruk for å gjennomføre den viktigste delen av tiltaket. For øvrig vises det til drøftingen av tiltak 2 i kapittel 3.

5 Redusert matsvinn i husholdningene (Tiltak 4)

Det fjerde tiltaket i utredningen består av å halvere mengden matsvinn som oppstår i husholdningsleddet. Redusert matsvinn antas å gi reduserte innkjøpskostnader for mat, reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering, men også økt tidsbruk knyttet til generell kosthold og redusert driftsmargin i matbransjen. Nettoeffekten i form av innsparte kostnader kan være betydelig, og de anslåtte utslippsreduksjonene ligger på 91 000 tonn CO₂-ekvivalenter årlig. Usikkerheten i anslagene gjelder først og fremst eventuell forbrukernytte som går tapt som følge av en mer nøye tilpasset mathusholdning eller på grunn av ekstra arbeid med å redusere svinnet.

5.1 Kort beskrivelse av tiltaket

I de neste kapitlene beskrives forutsetningene og antakelsene for referansebanen og tiltaket.

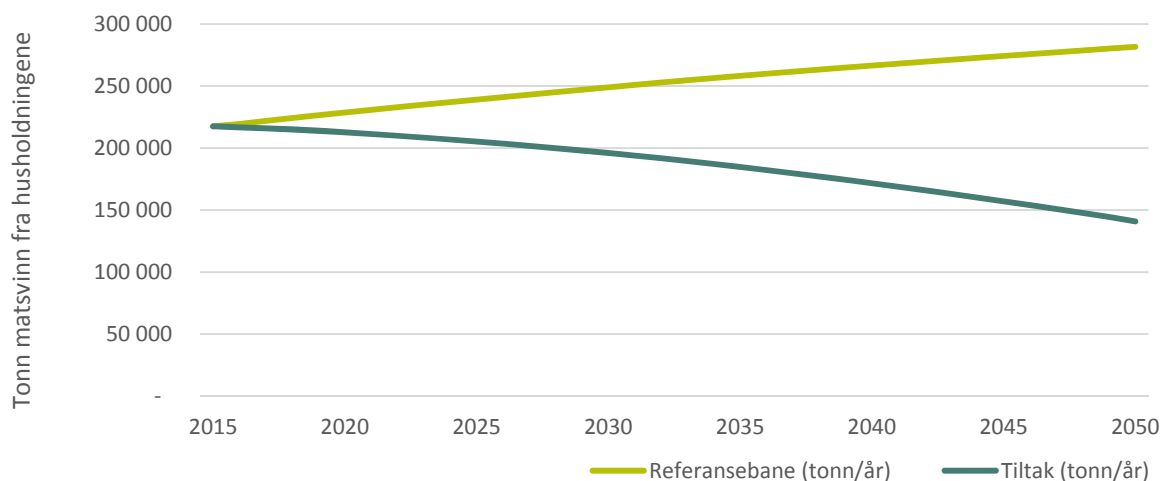
5.1.1 Referansebanen

Referansebanen forutsetter at matsvinnet holder seg på dagens nivå, målt i kg/innbygger. Referansebanen tar utgangspunkt i SSBs hovedalternativ for befolkningsvekst frem mot 2050 (SSB, Statistikkbanken, Befolkningsframskrivinger, Tabell: 11168, hovedalternativet «MMMM»), hvilket betyr at selv om at matsvinnet målt i kg/innbygger holdes konstant, vil total mengde matsvinn fra husholdningene øke fra 217 480 tonn i 2015 til 281 700 tonn i 2050, ettersom det er forventet en befolkningsvekst frem mot 2050.

5.1.2 Tiltaket

Tiltaksanalysen er begrenset til matsvinnet som oppstår i husholdningene, og det er forutsatt at tiltaket skal føre til en halvering av husholdningenes matsvinn målt i kg/innbygger innen 2050, sammenliknet med 2015, og at svinnet reduseres likt for alle varegrupper. På lik linje med referansebanen tar tiltaksanalysen utgangspunkt i SSBs hovedalternativ for befolkningsvekst frem mot 2050, hvilket betyr at selv om matsvinnet målt i kg/innbygger blir halvert, vil total mengde matsvinn fra husholdningene kun bli redusert med 35 %, fra 217 480 tonn i 2015 til 140 850 tonn i 2050.

Figur 5.1 viser utviklingen i tonn matsvinn fra husholdningene frem til 2050 for referansebanen (ingen tiltak) og ved implementering av tiltaket.



Figur 5.1 Utvikling i tonn matsvinn fra husholdningene frem til 2050 for referansebane (ingen tiltak) og ved implementering av tiltak.

Det ses kun på matsvinn som kastes via det kommunale avfallssystemet for husholdningsavfall, slik at matsvinn som kastes via avløp eller via andre avfallssystemer (offentlige avfallsbeholdere o.l.) ikke er inkludert. Dette er fordi det per dags dato ikke fins tilstrekkelige data på disse avfallsstrømmene (Stensgård & Hanssen 2016). Matsvinn som komposteres av husholdningene selv er inkludert i analysen.

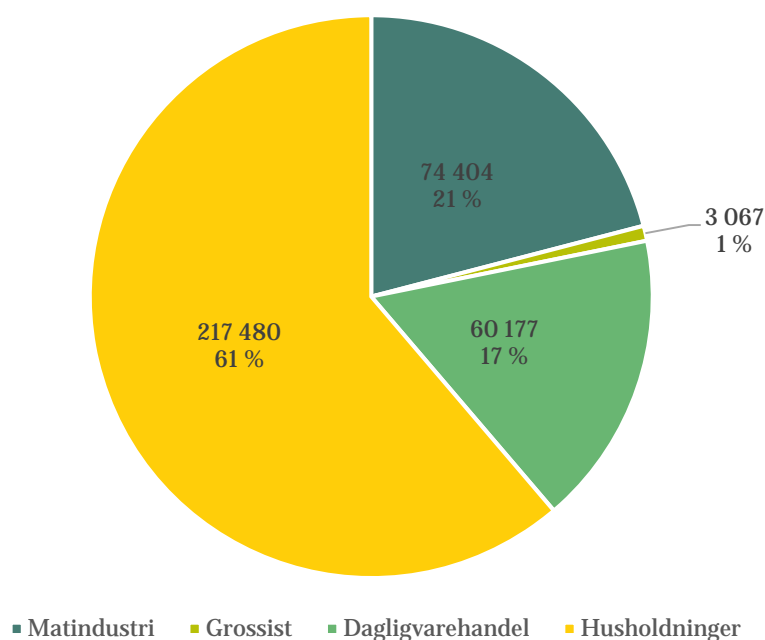
5.2 Bakgrunn

5.2.1 Datagrunnlag, matsvinn i husholdningene

Gjennom ForMat-prosjektet er total mengde matsvinn som oppstår i matindustri (hoveddelen), grossist, dagligvarehandelen og husholdningene i Norge beregnet til 355 000 tonn i 2015 (Stensgård & Hanssen 2016). I tillegg oppstår matsvinn fra andre ledd i verdikjeden som hotell- og serveringsbransjen, primærproduksjon, offentlige virksomheter (skoler, sykehus ol.) og kontorer, men disse leddene samt fiskeriforendlingsindustrien, bryggerinæringen og mel- og kornprodusentene er ikke kartlagt¹.

Blant de fire leddene som er kartlagt, oppsto mesteparten av matsvinnet i husholdningene, der 217 480 tonn (61 %) mat ble kastet, etterfulgt av matindustrien med ca. 74 500 tonn (21 %), dagligvarehandel med ca. 60 000 tonn (17 %) og til slutt grossistleddet med ca. 3 000 tonn (1 %) (se figur 5.2) (Stensgård & Hanssen 2016). Tallet for matindustri dekker ikke fiskeriforendlingsindustrien, mølle- og melprodusentene samt mineralvann- og bryggerinæringen, hvilket betyr at tallet for matindustri er noe undervurdert.

¹ Det er igangsatt pilotprosjekt for kartlegging av matsvinn i hotell- og serveringsbransjen samt primærproduksjonen



Figur 5.2 Mengde (tonn) og prosent matsvinn i Norge 2015, fordelt på ledd i verdikjeden (Kilde: ForMat-prosjektet; Stensgård & Hanssen 2016).

Reduksjonspotensialet i denne tiltaksanalysen tar utgangspunkt i datagrunnlaget som er innsamlet via ForMat-prosjektet. Husholdningene kaster, som nevnt, 217 480 tonn mat årlig, hvilket representerer 42,1 kg matsvinn / innbygger. Datagrunnlaget for husholdningene er brutt ned på syv ulike varegrupper (se Tabell 5.1).

Tabell 5.1 Kg matsvinn per innbygger og år fordelt på varegruppe (2015) (

Varegruppe	Kg matsvinn/innbygger 2015
Brød	5,5
Andre bakervarer	2,5
Frukt og grønnsaker	11,3
Kjøtt og fisk	3,1
Meieriprodukter	2,7
Gryte- og tallerkenrester	13,0
Annet	3,9
Matsvinn totalt	42,1

Kilde: ForMat-prosjektet; Stensgård & Hanssen 2016

Sammenliknet med 2010 er det årlige matsvinnet i husholdningene redusert med 5,25 kg/innbygger. Reduksjonen har ikke vært lik for alle varegrupper i den kartlagte perioden, der matsvinnet er særlig redusert for brød og bakervarer, mens mengden tallerken- og gryterester har økt (Stensgård og Hanssen 2016).

5.2.2 Reduksjonspotensiale

Basert på beskrivelsen av referansebanen i avsnitt 5.1.1, vil mengden matsvinn uten implementering av tiltaket fortsatt være 42,1 kg/innbygger i 2050, og total mengde matsvinn fra husholdningene utgjøre 281 700 tonn. Tiltaket vil føre til at matsvinnet blir redusert til 21,05 kg/innbygger i 2050, med lik fordeling mellom varegruppene som i 2015. Total mengde matsvinn vil da utgjøre 140 850 tonn i 2050, hvilket tilsvarer en reduksjon på 35 % målt i tonn sammenliknet med dagens nivå, og 50 % sammenliknet med referansebanen.

5.3 Effekter på utslipp av klimagasser

Tiltaket vil føre til en årlig gjennomsnittlig utslippsreduksjon i norsk landbruk tilsvarende 91 573 tonn CO₂-ekvivalenter.

Dette omfatter kun utslippsreduksjonen som oppnås innenfor norsk landbruk. I tillegg vil matsvinnreduksjonen føre til reduserte utslipp forbundet med transport, bearbeiding, lagring, tilberedning og avfallshåndtering (leddene nedstrøms for landbruket), samt reduserte utslipp i andre land (kun 52 % av matsvinnet er norskprodusert).

Til sammenlikning ble miljøpåvirkningen knyttet til matsvinnet i Norge estimert til mer enn 1 million tonn CO₂-ekvivalenter i ForMat-prosjektet (Stensgård og Hanssen, 2016), der analysen inkluderte importert mat og samtlige livsløpsfaser frem til butikk (utslipp knyttet til transport av varer hjem, bruk, og avfallshåndtering var ikke inkludert). Tar man med alle livsløpsfaser og utslippsreduksjoner i andre land, vil tiltaket bidra til en betydelig større utslippsreduksjon enn det som er beregnet her.

5.4 Kostnadsanalyse: Metode og beregning

Som for miljøanalysen, beregnes kostnadene forbundet med redusert matsvinn ut fra differansekostnadene mellom referansebanen uten tiltak og forventet utvikling med tiltaket.

De samfunnsøkonomiske kostnadene forbundet med redusert matsvinn er delt opp i følgende hovedpunkter:

- **Reduserte produksjonskostnader.** Mindre matsvinn betyr mindre innkjøp, og forbrukerne vil spare penger ved å redusere egen matkasting, ettersom de vil unngå å kjøpe unødvendig mat. Innsparingen på forbrukerleddet dekker kostnader bakover i verdikjeden, mens vi for dette tiltaket har forsøkt å holde overskuddene utenfor kostnadsberegningen.
- **Reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering** av maten som før ble kastet. Ved å redusere matkasting, vil total mengde husholdningsavfall også reduseres, og dermed vil forbrukernes renovasjonsgebyr og kostnaden knyttet til avfallshåndteringen gå ned. Reduserte kostnader i renovasjon og avfallshåndtering anses her som samfunnsøkonomiske innsparinger.
- **Reduserte transaksjonskostnader** for konsumentene. Redusert matforbruk i form av redusert kasting vil føre til redusert tidsforbruk knyttet til innkjøp av mat. Tid brukt på å anskaffe mat utgjør en kostnad for den enkelte fordi tiden alternativt kunne vært brukt på andre formål som arbeid eller fritid. Med mindre hensikten, eller deler av hensikten med anskaffelsen av mat er handleturen i seg selv, medfører tiden brukt på anskaffelse derfor et tap for konsumenten som blir mindre jo mindre mat konsumenten kaster. Tidsbesparelsen ved matvareinnkjøp regnes i sin helhet som en samfunnsøkonomisk gevinst.
- **Økt tidsforbruk:** For å redusere matsvinnet må det tas høyde for at forbrukerne trenger økt tid til planlegging av innkjøp, håndtering av mat og matrester for å unngå matsvinn. Dette er et svært usikkert kostnadselement, som vil bli diskutert og analysert med tanke på sensitivitet. Merk at forbrukerne kan også oppleve andre ulemper forbundet med å redusere matsvinnet, som f.eks. økt inntak av mat med redusert kvalitet (diskuteres nærmere i kapittel 5.7.1),

usikkerhet som følge av at maten lagres lengre i huset, at det kjøpes inn noe mindre mat sammenlignet med forventet forbruk osv. Det har ikke vært grunnlag for å kvantifisere disse ulempene, og det antas at ulempene kan fanges opp gjennom tidskostnaden, som i sin helhet regnes som en samfunnsøkonomisk tiltakskostnad.

- **Redusert driftsmargin i matbransjen** knyttet til produksjon, salg og omsetting av varer. Redusert matsvinn vil føre til at færre matvarer produseres, bearbeides og omsettes i Norge. I den grad konsumentenes reduserte utlegg reflekterer reelle kostnader bakover i verdikjeden, er det ikke nødvendig å ta hensyn til verdikjedens bortfall av inntekter, men det finnes også fortjenestemarginer både i industri og handel. Dermed vil redusert matsvinn føre til tapte fortjenester i dagligvarehandelen, hos grossistene, og i matindustrien i form av redusert driftsmargin. Effekten for primærleddet omtales særskilt. Endring i samlet driftsmargin kan sees som et grovt uttrykk for endret produsentoverskudd ved redusert produksjon av matvarer.

Kostnader knyttet til virkemiddelbruken, dvs. til implementering og gjennomføring av tiltaket, er som nevnt ikke inkludert i den samfunnsøkonomiske analysen. En grunn er at kostnadene er avhengig av politiske beslutninger om virkemiddelbruk, og de er særlig usikre. Virkemidlene kan variere fra å utløse reduksjonspotensialet gjennom nasjonale informasjonskampanjer, til skolepakker og økt matmoms. Disse virkemidlene drøftes senere i dette kapitlet, for å gi et grovt bilde av kostnadene og mulig gjennomføring av tiltaket.

Virkemiddelbruk som endrer forbruk, vil normalt også endre forbrukernes netto nytte av forbruket, dvs. konsumentoverskuddet. Det antas at konsumentoverskuddet som er forskjellen mellom konsumentenes samlede betalingsvilje for et gitt forbruk og anskaffelseskostnader for matvarene², ikke påvirkes av at forbrukerne kjøper inn mindre mat som uansett ville bli kastet, utover de elementene som er nevnt under punktet om økt tidsforbruk. Den potensielle nettonytten (konsumentoverskuddet) forbundet med varene som kastes, forblir urealisert.

Årlig samfunnsøkonomisk kostnad er beregnet ved å regne ut netto nåverdi av kontantstrømmen for de analyserte kostnadselementene. Alle kostnader er anslått i faste kroneverdier basert på priser i 2016. Kostnadene er så beregnet som årlig gjennomsnittskostnad over perioden fram til 2050 ved hjelp av annuitetsberegning. Både ved nåverdi- og annuitetsberegning er kalkulasjonsrenten satt til 4 % i tråd med Finansdepartementets rundskriv R-109/2014.

Ved beregning av kostnad pr tonn CO₂-utslippsreduksjon, er beregnet gjennomsnittskost pr år dividert med årlig gjennomsnitts utslippsreduksjon for analyseperioden.

Reduserte produksjonskostnader er beregnet ved å multiplisere nøkkeltall (NOK/kg) med redusert mengde matsvinn i kilo for den enkelte varegruppe (se Tabell 5.2). Nøkkeltallene er de samme som er brukt for tiltaksanalysene av overgang fra rødt kjøtt til vegetabiler.

Innkjøpsprisene inkluderer ikke merverdiavgift. Det reduserte forbrukerutlegget vil derfor være ytterligere 15 prosent høyere. Dette er imidlertid ingen samfunnsøkonomisk gevinst, men en overføring mellom privat og offentlig forbruk. Kostnaden knyttet til å beskatning gjennom

² «Forbrukere - Velkommen til bords» Forbrukerperspektiv på markedsregulering for norske jordbruksvarer Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, 2015

merverdiavgift er heller ikke inkludert, siden redusert matvareforbruk neppe totalt sett har stor innflytelse på samlet konsum og merverdiavgift.

Under tiltak 2 argumenteres det for at reduserte privatøkonomiske forbrukerutlegg gjenspeiler reduserte samfunnsøkonomiske produksjonskostnader, samme resonnement brukes i dette tiltaket. Resonnementet forutsetter full sysselsetting, hvilket betyr at all frigjort arbeidskraft går inn i annen sysselsetting med samme verdi som i utgangspunktet, slik at det ikke oppstår tap forbundet med ledige ressurser som følge av redusert etterspørsel av mat. Omstillingskostnaden i arbeidsmarkedet (tiden det tar fra arbeidskraft blir frigjort til arbeidsmarkedet absorberer dette) er ikke inkludert i analysen.

Reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering, reduserte renovasjonsgebyr, er beregnet ved å multiplisere gjennomsnittlig kostnad for behandling av husholdningsavfall i norske kommuner med redusert mengde matsvinn. Kostnadene for behandling av avfallet er hentet fra SSBs KOSTRA-statistikk, og er gjennomsnittlig driftskostnad per tonn avfall, tilsvarende 2 808 kr/tonn (2016-kroner). Det er valgt å ikke bruke spesifikke kostnadsdata for våtorganisk avfall (som ofte er dyrere), da matsvinnet kan samles inn som restavfall så vel som i kildesortert våtorganisk avfall. Ved å bruke satsen for restavfall, kan det hende at innsparingen ved redusert matsvinn er noe undervurdert.

Det antas at gjennomsnittskostnaden er representativ for innsparingen ved redusert matsvinn. Dersom hyppigheten i avfallstømmingen må opprettholdes, kan innsparingen være mindre, men ettersom gebyrene for levering av avfall til varmegjenvinning eller biogass (gate fee) er faste gebyrer pr tonn, vil redusert mengde matsvinn føre til reduserte kostnader.

I tillegg til reduserte kostnader forbundet med avfallshåndteringen av selve matsvinnet, vil redusert matsvinn også føre til at mengden ikke-spisbare matrester reduseres. De ikke-spisbare restene er rester fra konsumentenes matvarekonsum som uansett skal avfallshåndteres og som dermed ikke er medregnet som matsvinn i våre beregninger. Det finnes heller ikke grunnlag for å anslå hvor stort reduksjonspotensialet er for de ikke-spisbare matrestene ved 50 % reduksjon av matsvinnet. Dette er også en grunn til at de reduserte kostnadene knyttet til avfallshåndtering kan være noe underestimert.

Reduserte transaksjonskostnader for konsumentene, dreier seg om tidskostnader knyttet til innkjøp og er beregnet med basis i Den norske verdsettingsstudien for tid (Ramjerdi et al. 2010), der verdien av spart reisetid for bilførere i korte, motoriserte reiser og private reiser er brukt. Denne kostnaden tilsvarende 90 kr/time i 2016-kroner (80 kr/time i rapporten, regnet i 2009-verdi).

For å beregne redusert tidsforbruk for innkjøp av mat som følge av redusert matsvinn, er SSBs tidsbruksundersøkelse fra 2010 (tabell 05994) kombinert med SSBs forbruksundersøkelse fra 2012 (tabell 10235 og 10249). Tidsbruksundersøkelsen viser at en gjennomsnittsperson i Norge bruker 25 minutter per dag på innkjøp av diverse varer (inkl. tjenester), og forbruksundersøkelsen viser at mat og alkoholfrie drikkevarer utgjør 33 % av disse innkjøpene (alle innkjøp ekskludert innkjøp knyttet til bolig, lys og brensel, kultur og fritid, restaurant- og hotelltjenester, transport og utdanning). Basert på denne økonomiske allokeringen, er det beregnet at en gjennomsnittsperson bruker 49,35 timer per år på innkjøp av mat (33 % av 25 min/dag).

Dersom matsvinnet reduseres med 50 % målt i kg/innbygger, vil mengden innkjøpt mat bli redusert med 6 % (SSBs forbruksundersøkelse tabell: 10249). Ved å anta at tidsforbruket knyttet til innkjøp av mat reduseres tilsvarende (altså med 6 %), vil en gjennomsnittsperson bruke 2,95 timer mindre på innkjøp av mat i 2050 (6 % av 49,35 timer), hvilket tilsvarende en reduksjon i anskaffelseskostnadene på 267 NOK/person (2,95 timer * 90 NOK/time).

Økt tidsforbruk. Denne kostnadskomponenten skal, som nevnt, gjenspeile den generelle ulemppekostnaden for forbrukerne ved redusert matsvinn. Utgangspunktet er mertid brukt til å håndtere maten i hjemmet. Det fins ingen statistikk over tidsforbruket knyttet til planlegging av innkjøp, håndtering av mat for å redusere matsvinn, samt tilegne seg kunnskap om kosthold. Det er

derfor vanskelig å si noe om hvor mye tidsforbruket knyttet til disse aktivitetene for en gjennomsnittsperson må øke for å redusere matsvinnet med f.eks. 1 kg.

Ettersom prosjektet ikke har datagrunnlag for å identifisere noen verdier for ekstra tidsforbruk, er det satt en skjønnsmessig verdi som senere varieres for å undersøke følsomheten i regnestykket.

Det antas at tidsbruken må regnes pr husholdning, ettersom tidsbruken først og fremst vil variere med antall husholdninger (antall kjøleskap osv.), fremfor antall personer. Videre antas at hver husholdning må bruke 5 minutter mer per uke knyttet til planlegging, nedfrysing, uttak fra fryser, og vurdering av eget matlager for å halvere eget matsvinn. Tidsforbruket kan være større i starten og falle med erfaring, men dette er ikke fanget opp av beregningene. Det antas at antall personer per husholdning holdes likt gjennom hele perioden (2,23), slik at det vil være omtrent 3 millioner husholdninger i 2050 (basert på folkeframskrivingene og SSBs tabell: 10986, «Privathusholdninger og personer i privathusholdninger, etter husholdningstype»).

For å beregne kostandene knyttet til økt tidsforbruk brukes tidsverdien fra den norske verdsettelsesstudien på 90 kr/time. Dette betyr tidsforbruket knyttet til matsvinnreduksjonen vil koste den enkelte husholdning 392 NOK/år.

Merk at dette estimatet er svært usikkert, og det er ikke sikkert at det er noen sammenheng mellom tidsforbruk og redusert matsvinn. I tillegg antas det at tidskostnaden tar høyde for ytterligere ulempekostnader utover selve tidsbruken knyttet til planlegging og matvarehåndtering i husholdningen. Ettersom denne verdien er basert på gjetting, vil effekten av endringer i denne verdien bli testet gjennom sensitivitetsanalyser i rapporten.

Redusert driftsmargin i matbransjen er beregnet ut fra redusert mengde norskprodusert matsvinn, der det er antatt samme fordeling mellom importerte og norske varer i matsvinnet som i dagens matvarekonsum. Basert på denne antakelsen er det beregnet at andelen norskprodusert matsvinn utgjør 52 % av total mengde matsvinn. Fordelingen mellom import og norskprodusert matsvinn holdes likt gjennom hele analyseperioden.

Antagelsen om lik fordeling mellom import og norskproduksjon gjennom hele perioden, er en forenkling. På den ene siden er en vesentlig del av matimporten basert på tollfrie importkvoter under EØS-avtalen. På den annen side er også en del import, som f.eks. import av kornråvarer og deler av importen av storfekjøtt, basert på midlertidige tollreduksjoner som kan opphøre når etterspørselen synker. Det antas at disse usikkerhetsfaktorene utligner hverandre.

Redusert driftsmargin er kun beregnet for matindustrien, grossistledet og dagligvarehandelen. Det er ikke beregnet redusert driftsmargin i jordbruket. Det er flere grunner til dette, og hovedårsaken er at mulig tap i form av redusert tilbud av fellesgoder som f.eks. kulturlandskap, bidrag til bygdemiljøer osv. ikke er inkludert i analysene (jf. kapittel 2). En vesentlig del av inntektsgrunnlaget for norsk jordbruksproduksjon kommer fra en samfunnsmessig verdsettning av slike fellesgoder gjennom ulike tilskuddsordninger. Dette gjelder dersom tilbudet av fellesgoder fra norsk jordbruk ikke påvirkes av redusert etterspørsel etter matvarer som følge av redusert matsvinn. Dette bygger på samme resonnement som for tiltak 2.

For matindustrien, grossistledet og dagligvarehandelen er det antatt en driftsmargin på 3 % for hvert ledd gjennom hele perioden, basert på data fra Mat og Industri, 2015.

5.5 Resultat

Beregningsresultatet presenteres i to steg. Først viser vi netto årlig kostnad, deretter den beregnede kost – effekt brøken for tiltaket.

5.5.1 Netto årlige samfunnsøkonomiske kostnader

Netto årlige samfunnsøkonomiske kostnader for tiltak 4, redusert matsvinn, er vist i Tabell 5.2, for full implementering i 2050 og delvis implementering i 2030.

Tabell 5.2 Netto årlig samfunnsøkonomiske kostnader fordelt på kostnadskomponent, tiltak 4 – redusert matsvinn

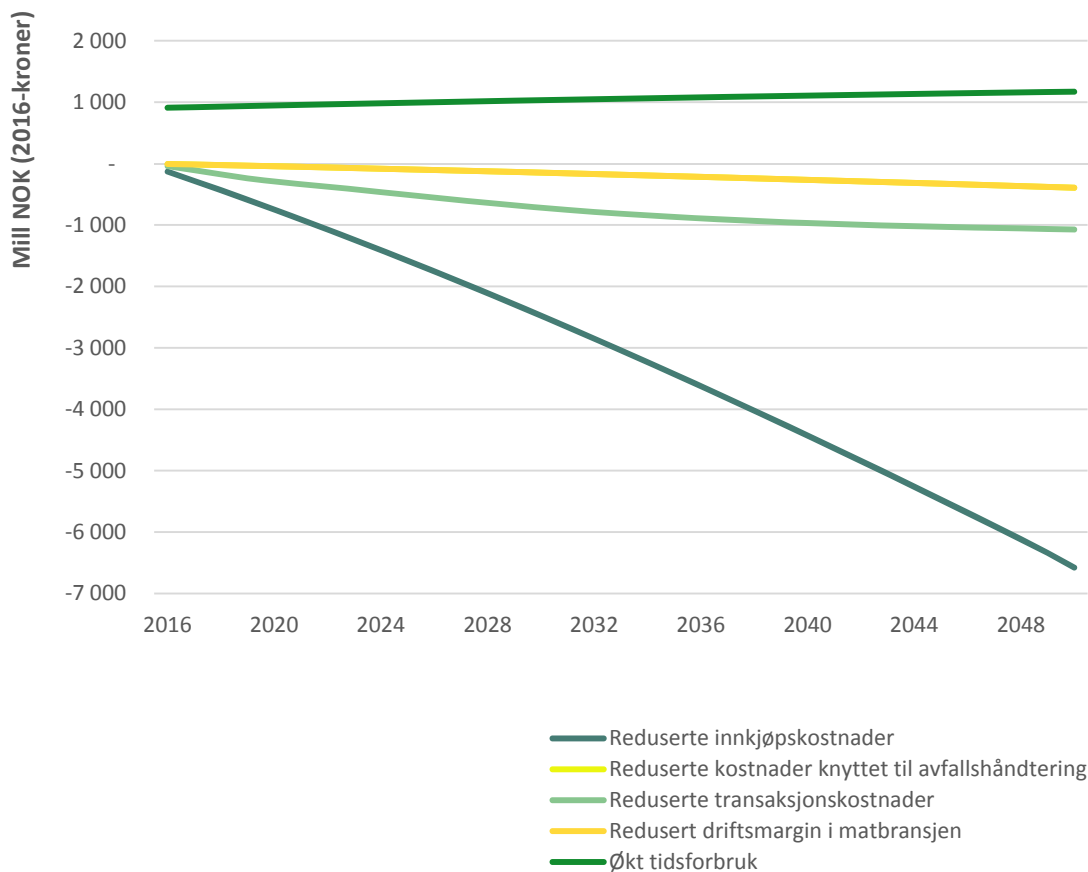
Kostnader	2030	2050	Enhet
Reduserte innkjøpskostnader	-1 705	-2 324	Mill NOK/år
Reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering	-66	-140	Mill NOK/år
Reduserte transaksjonskostnader	-362	-578	Mill NOK/år
Økt tidsforbruk	927	979	Mill NOK/år
Redusert driftsmargin i matbransjen	66	73	Mill NOK/år
Netto årlig samfunnsøkonomisk kostnad	-1 140	-1 990	Mill NOK/år

Tabellen viser at netto samfunnsøkonomisk kostnad for tiltak 4 er negativt, hvilket betyr at tiltaket er samfunnsøkonomisk lønnsomt allerede før verdien av reduserte klimautslipp og gjennomføringskostnader f.eks. i form av holdningskampanjer er inkludert (se nedenfor). Basert på forutsetningene og antakelsene beskrevet i dette kapitlet, er redusert matsvinn beregnet til å medføre en reduksjon i samfunnsøkonomiske kostnader på 1,99 milliarder kroner per år ved full implementering i 2050.

Det er konsumentene som nyter fordelene av tiltaket gjennom reduserte innkjøpskostnader, reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering og reduserte transaksjonskostnader. Det er også konsumentene som påtar seg den største kostnaden i form av økt tidsforbruk for å redusere eget matsvinn. Selv om tiltaket er samfunnsøkonomisk lønnsomt, fører også tiltaket til en viss skjevfordeling, da dagligvarehandelen, grossistene og matindustrien bærer netto kostnader knyttet til tiltaket.

Tabellen viser at kostnadskomponentene er en del lavere, eller nærmere null, i 2030 sammenliknet med 2050, men differansen mellom dem er ikke lik. Dette skyldes at kostnadene er avhengig av ulike faktorer og utvikler seg i ulik takt over tid. Reduserte innkjøpskostnader er for eksempel linjert avhengig av mengde redusert matsvinn, mens økt tidsforbruk er avhengig av antall husholdninger.

Dette fører til at tiltaket er dyrt i begynnelsen (netto kostnader frem til 2020) og blir mer og mer lønnsomt over tid. Dette er illustrert i Figur 5.3, som viser utviklingen for kostnadskomponentene over tid.



Figur 5.3 Utvikling i kostnader knyttet til redusert matsvinn over tid, fordelt på kostnadskomponent.

Som nevnt er det konsumentene som nyter best av tiltaket, men som figuren viser, krever tiltaket en «investering» av konsumentene de første årene i form av økt tidsforbruk. At tiltaket er kostnadskrevende for konsumentene i starten, kan utgjøre en barriere for implementering av tiltaket.

5.5.2 Tiltakskostnad og kost – effekt brøk

Basert på beregningene og forutsetningene i kapittel 5.3 og kapittel 5.4, vil tiltak fire, redusert matsvinn i husholdningene føre til en gjennomsnittlig årlig utslippsreduksjon i norsk landbruk tilsvarende 91 573 tonn CO₂-ekvivalenter, og en årlig samfunnsøkonomisk inntjening tilsvarende omtrent 1 990 millioner NOK/år ved full implementering.

Basert på dette er tiltakskostnaden (kroner per tonn CO₂-ekvivalent utslippsreduksjon) for tiltak 4 beregnet til -21 730 NOK/tonn CO₂-ekvivalent.

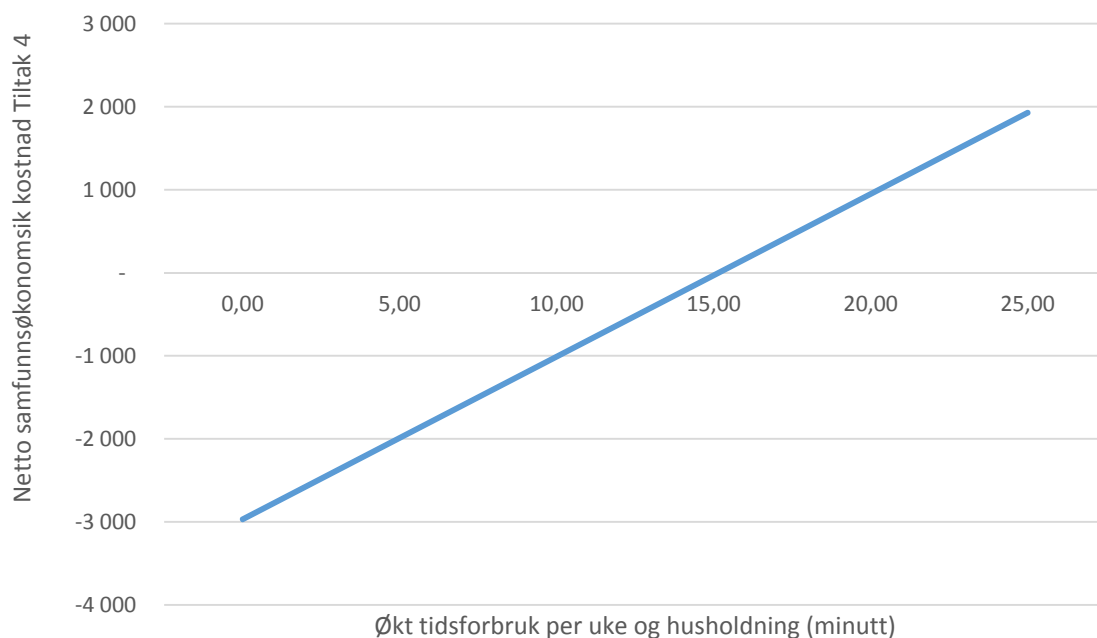
Tiltaket har altså en negativ kostnad per tonn utslippsreduksjon, hvilket betyr at samfunnet samlet sett vil spare både penger og bidra til å redusere klimagassutslippene fra norsk landbruk gjennom tiltaket (merk at tiltaket i tillegg vil bidra til utslippskutt i andre sektorer og land).

5.6 Tilleggsanalyser

Analysen av kostnader pr enhet utslippskutt ved redusert matsvinn, inneholder flere usikkerhetsmomenter. I dette avsnittet ser vi først på konsekvensene av å variere økt tidsforbruk knyttet til redusert matsvinn. Til sist omtaler vi matsvinn på andre ledd i verdikjeden enn konsumentleddet og konsumentnytt, herunder hvilke barrierer som motvirker redusert matkasting.

5.6.1 Sensitivitetsanalyse av tidsforbruk

Figur 5.4 viser netto samfunnsøkonomisk kostnad knyttet til tiltak 4, avhengig av hvor mange minutt en gjennomsnittshusholdning vil bruke knyttet til aktiviteter for å halvere eget matsvinn.



Figur 5.4 Netto samfunnsøkonomisk kostnad for tiltak 4, avhengig av tidsforbruk knyttet til å redusere matsvinn (sensitivitetsanalyse)

Figuren viser at dersom tidsforbruket knyttet til å halvere matsvinnet overskrider 15 minutter per uke og husholdning, vil tiltak 4, redusert matsvinn, føre til økte kostnader for samfunnet. I analysen er det antatt at tidskostnaden er 5 minutter per husholdning, hvilket betyr at denne verdien kan tredobles før svinnreduksjonen utgjør en netto kostnad for samfunnet. Dette er også før eksterne kostnader som klimagassutslipp, arealbruk, vannforbruk, forsuring, bruk av fosfor, eutrofiering mm er kvantifisert.

Figuren indikerer også at resultatet for analysen er veldig sensitiv for tidsforbruk og mulige andre ulemper knyttet til redusert matsvinn. Hvilket betyr at dersom antakelsen om at tidsforbruket i den enkelte husholdning er feil, vil dette slå kraftig ut på kostnadsberegningene.

5.6.2 Virkemidler for gjennomføring av tiltaket

Som nevnt i kapittel 5.4 vil det, i tillegg til samfunnsøkonomiske kostnader forbundet med selve tiltaket, påløpe kostnader knyttet til implementering og gjennomføring av tiltaket. Dette er kostnader forbundet med virkemidler for å utløse reduksjonspotensialet, som for eksempel nasjonale informasjonskampanjer, skolepakker og liknende. Dette kapitlet ser nærmere på disse kostnadene.

Gjennomføring av tiltak 4 - redusert matsvinn, krever en atferdsendring, som igjen enten krever holdningsendring blant den norske befolkningen eller regulering av incentiver. Holdningsendring kan delvis oppnås gjennom informasjonskampanjer, men slike kampanjer har dessverre ofte begrenset effekt (Raadal et al. 2016). Store deler av holdningsarbeidet bør derfor sannsynligvis foregå gjennom skoler og barnehager, der påvirkningskraften er stor og nedslagsfeltet er bredt. For å oppnå en halvering av matsvinnet i husholdningsleddet må også kunnskapsnivået knyttet til kosthold i befolkningen også økes. Her er også skoler og barnehager svært viktige.

Nasjonale informasjonskampanjer

Informasjon og kommunikasjon er et sentralt og viktig virkemiddel både for å opplyse om verdien av- og miljøeffektene forbundet med matproduksjon, samt for å opprettholde motivasjon og god praksis blant befolkningen (Raadal et al 2016). Nasjonale informasjonskampanjer med fokus på kunnskap om miljø- og samfunnsnytte ved redusert matsvinn kan skape grunnlag for akkurat dette.

Det er ikke funnet spesifikke data knyttet til kostnader og effekter forbundet med nasjonale informasjonskampanjer, men i en virkemiddelanalyse for Miljødirektoratet ble kostnader forbundet med nasjonale informasjonskampanjer for økt utsortering av våtorganisk avfall beregnet (Raadal et al. 2016). Økt oppslutning rundt kildesorteringssystemer er ikke direkte sammenliknbart med redusert matsvinn, så beregningene er noe usikre.

Raadal et al. (2016) beregnet kostnaden for nasjonale informasjonskampanjer til 741 NOK/tonn økt utsortering. Ved å anta at dette estimatet er overførbart til redusert matsvinn, vil årlig kostnad knyttet til nasjonale informasjonskampanjer utgjøre 37 Mill NOK/år.

Til sammenlikning er netto samfunnsøkonomisk kostnad for tiltaket beregnet til - 2 634 Mill NOK/år, hvilket betyr at nasjonale informasjonskampanjer er et rimelig virkemiddel for å oppnå tiltaket.

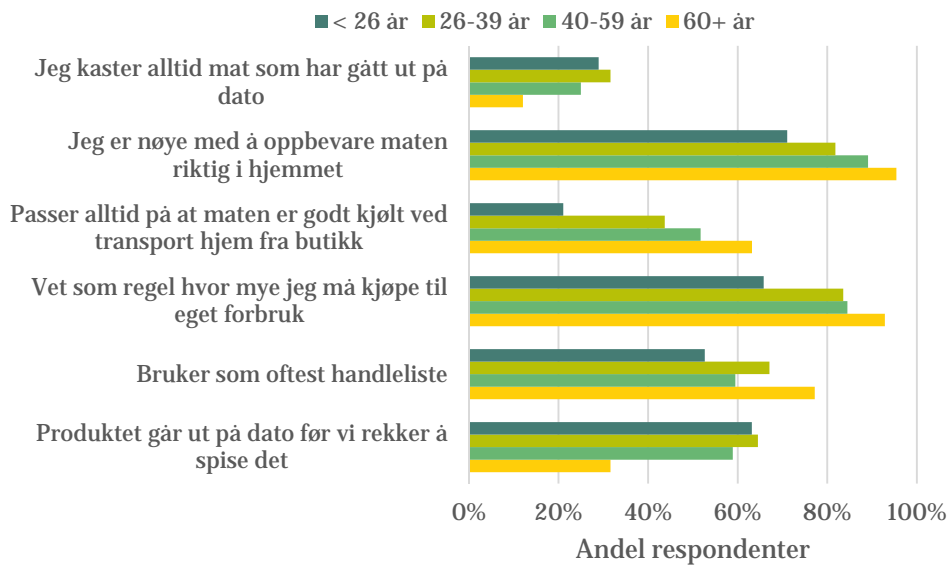
ForMat-prosjektet viste at matsvinnet i husholdningene ble redusert med 11 % målt i kg per innbygger i perioden 2010 til 2015 (Stensgård & Hanssen 2016). Denne reduksjonen er sannsynligvis knyttet opp mot informasjonskampanjene og tiltakene som ble gjennomført i regi av Matvett og matbransjen i løpet av ForMat-prosjektets periode. Dette var et arbeid som ble gjennomført med relativt få ressurser, hvilket indikerer at tiltaket kan realiseres uten store virkemidler. I løpet av ForMat-prosjektets periode ble ikke bare matsvinnet redusert, men utviklingstrenden ble snudd fra en økning i mengde matsvinn til en reduksjon (Stensgård og Hanssen, 2016).

Undervisning i barnehager og grunnskolen

I tillegg til å informere og bevisstgjøre den generelle befolkningen om matsvinn, bør som nevnt skoler og barnehager involveres. Dette er ikke bare viktig for å sikre et lavt matsvinn-nivå i fremtiden, men også fordi den yngre generasjonen, det vil si folk under 26 år, er den gruppen som i dag kaster mest mat (Stensgård og Hanssen 2016).

At unge kaster mest kan henge sammen med at den yngre generasjonen har vokst opp i et «overskuddssamfunn», og i motsetning til de som vokste opp i etterkrigstida, har svært få av de under 26 år opplevd begrenset tilgang på mat. Dette kan ha bidratt til at unge har en ulik holdning til matkasting sammenliknet med de over 60 år.

En annen årsak til at unge kaster mer mat kan være mangel på kunnskap om kosthold. Figur 5.5 viser ulike holdninger og atferdsmønstre knyttet til matsvinn fordelt på aldersgrupper (kilde: ForMat-prosjektet, data for 2014).



Figur 5.5 Holdninger og atferd knyttet til matkasting fordelt på aldersgruppe (kilde: ForMat-prosjektet, 2014).

Figuren viser blant annet at en større andel av de under 40 år oppgir at de «alltid kaster mat som har gått ut på dato», og at «produktet går ut på dato før vi rekker å spise det», mens en større andel av de over 60 år oppgir at de bruker handleliste samt passer på at maten oppbevares riktig hjemme og under transport. Dette indikerer at de unge ikke har like gode rutiner som de eldre, og kan tyde på at basalkunnskapen om generell kosthold er lav blant den yngre befolkningen. Gjennom å inkludere undervisningsmaterieell om miljøeffektene av matsvinn og hvordan man kan ta vare på maten i faget Mat og helse i grunnskolen kan man kanskje snu på dette. I barnehagen kan man kanskje la barna ta del i matlagingen, på samme måte som de involveres i kildesortering.

Det har ikke vært mulig å beregne de samfunnsøkonomiske kostnadene knyttet til virkemidler rettet mot skole og barnehager i denne rapporten, men det fins allerede mye undervisningsmateriale om temaet. Matvett har blant annet samlet sammen relevant info på sine nettsider til bruk i både barnehager, grunnskolen og videregående (se <http://matvett.no/skole/>). Det antas at kostnadene knyttet til å ta i bruk denne kunnskapen ikke er særlig stor, og bør derfor heller ikke påvirke kostnadsbildet for tiltaket i stor grad.

Andre virkemidler

Det er mulig å tenke seg en rekke virkemidler for å redusere matsvinnet. Det kan dreie seg om justeringer i matmerking, støtte til teknologi for bedre overvåking av kvaliteten på mat lagret i husholdningene, styrkede incentiver for redusert matavfall f.eks. ved endrede og mer differensierte avgifter på husholdningsavfall mm. Et tiltak som ganske nylig ble omtalt på en konferanse om sirkulær økonomi var tiltak for måling og overvåking av mengde avfall fra husholdningene. Ifølge forskere som arbeider med det EU-støttede Refresh (Resource efficient supply of food and feed) prosjektet vil økt overvåking av mengde matavfall blant husholdningene selv også føre til at de reduserer matavfallet³.

³ Presentation of REFRESH and EU projects. v/Toine Timmermann, Wageningen University, The Netherlands, NoRest conference, 26. Oct 2016

5.6.3 Redusert matsvinn i matindustri, grossistleddet og dagligvarehandelen

Som nevnt innledningsvis har denne tiltaksanalysen kun sett på matsvinnet som oppstår i husholdningene. Siden husholdningene står for mesteparten av det kartlagte matsvinnet er det viktig å fokusere på husholdningsleddet, men det bør samtidig jobbes med svinnsreduerende tiltak i andre ledd av verdikjeden.

Matsvinnet som oppstår i matbransjen representerer et økonomisk tap for bransjen selv, og det er grunn til å tro at det er i bransjens egen interesse å redusere eget svinn. Derfor bør det ikke være behov for inngrep fra myndighetene gjennom virkemidler for å redusere matkasttingen. ForMat-prosjektet viste en reduksjon i mengde matsvinn for både matindustrien og dagligvarehandelen i perioden 2010 til 2015, med henholdsvis 8 og 10 prosent (målt i tonn) (Stensgård og Hanssen 2016). Tilsvarende positive resultater er påvist i serveringsbransjen, der et pilotprosjekt i regi av Matvett, IntoLife og Scandic viste at matsvinnet fra buffetserveringen i to hoteller ble redusert med 33 og 50 % (målt i gram per gjest) (ForMat-konferansen 2016). Svinnreduksjonen ble oppnådd gjennom relativt få ressurser og på kort tid, og resulterte i netto sparte kostnader for hotellene.

Disse resultatene indikerer at redusert matsvinn i matbransjen, på lik linje med redusert matsvinn i husholdningene, vil utgjøre en negativ kostnad og dermed være samfunnsøkonomisk lønnsomt. Dette gjelder sannsynligvis for mesteparten av matsvinnet, men for enkelte ledd og typer virksomheter i matbransjen fins det også incentiver til overproduksjon. Disse incentivene springer hovedsakelig ut fra forbrukernes krav og forventinger til tjenestene som bransjen leverer. I dagligvarehandelen er det for eksempel viktig å kunne tilby et bredt spekter av ferske varer gjennom hele åpningstiden for å være konkurransedyktig, og tilsvarende er det viktig for serveringsbransjen å tilby bufféer med store valgmuligheter.

Svinnreduerende tiltak i matbransjen bør med andre ord kunne tjenes inn gjennom reduserte kostnader for bransjen selv, men etter et visst punkt vil tiltakene kunne påvirke konsumentoverskuddet, gjennom redusert utvalg, færre sesongvarer, færre butikker (kontinental dagligvaremodell), mm. Dette vil neppe utgjøre en stor kostnad for konsumentene, og kan oppveies av forbrukernes ønske om tilgang på bærekraftige tjenester. I tillegg viser erfaringene fra ForMat-prosjektet og pilotstudien at reduksjonspotensialet er stort før bransjen må gå på kompromiss av tjenestene de leverer.

5.7 Diskusjon

Avslutningsvis drøfter vi tre problemstillinger: øvrige effekter på konsumentnytt og barrierer mot redusert matsvinn som skyldes forbrukerpreferanse samt usikkerheter knyttet til beregnet utslippsreduksjon og kostnadsanalysen.

5.7.1 Redusert konsumentnytte

Analysen viser at redusert matsvinn gir en stor gevinst for samfunnet, og spesielt forbrukerne vil dra nytte av å redusere eget matsvinn. Resultatet indikerer med andre ord at folk kaster mat til tross for at dette gir et privatøkonomisk tap, vi oppfører oss altså irrasjonelt. Et relevant spørsmål i denne sammenhengen kan være: Hvis redusert matsvinn er så lønnsomt for forbrukerne, hvorfor kaster vi da mat? Dette kan skyldes at det fins barrierer mot redusert matsvinn som ikke har blitt verdsatt i denne studien. Det følgende underkapittelet vil drøfte tre mulige barrierer som skaper usikkerhet om resultatene.

I analysen er det antatt at økt tidsforbruk knyttet til redusert matsvinn er én konkret kostnadskomponent som påvirker konsumentene negativt. Andre mulige barrierer som opplevd usikkerhet ved lavere matvareinnkjøp og redusert svinn, er nevnt, og en kan tenke seg at redusert

matsvinn også kan påvirke konsumentene negativt ved at tiltaket fører til økt konsum av matvarer med redusert kvalitet, som for eksempel visne grønnsaker eller tørt brød.

I analysen er dette ikke forsøkt verdsatt, delvis på grunn av utfordringene knyttet til å beregne kostnadene, og delvis fordi mesteparten av matsvinnet kunne vært unngått gjennom bedre planlegging eller et mer edruelig forhold til datomerking (Stensgård og Hanssen, 2016 og 2015).

Det antas med andre ord at ved å bruke mer tid på planlegging og generelt kosthold (kostnadskomponenten økt tidsforbruk), slipper forbrukeren å spise mat med redusert kvalitet. Forbrukerundersøkelsene som ble gjennomført i regi av ForMat-prosjektet støtter opp under denne antakelsen, og viser at mangel på planlegging er en av hovedårsakene til at mat kastes. Det er likevel tvilsomt at denne antakelsen er gyldig for 100 % av matsvinnet. Selv om mye av matsvinnet kan unngås gjennom bedre planlegging, eller økt tidsforbruk, vil man sannsynligvis etter hvert komme til et punkt der det ikke lenger er mulig å redusere matkasting gjennom planlegging, og redusert matsvinn må gå på bekostning av kvaliteten på maten man spiser. Hvorvidt dette punktet kommer etter 50 % reduksjon, som antatt i denne analysen, eller etter er ikke sikkert.

5.7.2 Usikkerheter knyttet til utslipp

En av de største begrensningene for analysen er at den kun forholder seg til utslippsreduksjoner innenfor norsk landbruk. Tiltaket vil bidra til reduserte utslipp knyttet til matproduksjon, matbearbeiding og transport i andre land, i tillegg til utslippsreduksjoner også i andre sektorer i Norge som transportsektoren, fiskerisektoren mm. Klimagassutslipp er et globalt miljøproblem, hvilket betyr at man alltid bør vurdere totaleffekten av et tiltak for reduserte utslipp av klimagasser – fremfor effekten innenfor en spesifikk sektor eller geografisk område. Dersom man ikke ser på global effekt, kan man i verste fall risikere sub-optimalisering, og resultatene for denne analysen bør ses i sammenheng med dette.

En annen viktig begrensning er at analysen kun ser på én miljøindikator, nemlig utslipp av klimagasser. Det er mange andre viktige miljøeffekter knyttet til matproduksjon og –bearbeiding, som for eksempel vannforbruk, arealbruk, tilgang på fosfor, biologisk mangfold, bruk av pesticider mm. Disse effektene bør også vurderes.

5.7.3 Usikkerheter kostnadsanalyse

Det er store usikkerheter knyttet til flere av kostnadskomponentene i den samfunnsøkonomiske analysen, og usikkerheten er sannsynligvis størst for de mest omfattende kostnadselementene (reduserte transaksjonskostnader og økt tidsforbruk). Det er for eksempel usikkert hvorvidt tiltaket i det hele tatt vil føre til økt tidsforbruk – da tiltaket handler mye om holdninger og atferd, og i mindre grad tunge byrder for konsumentene. Mange mennesker opplever også rekreasjon/glede knyttet til matlaging, som ikke er kvantifisert i denne analysen. Økt kunnskap og økt tidsforbruk knyttet til kosthold trenger derfor ikke nødvendigvis være en kostnad for konsumentene, men kan tvert imot være en fritidsaktivitet som bidrar positivt.

Før man har sett nærmere på virkemiddelbruk og virkemiddeleffekter, er det vanskelig å vurdere hvorvidt analyseresultatet er robust. Det er imidlertid neppe tvil om at besparingspotensialet ved redusert matsvinn er stort, selv uten verdsetting av utslippskuttene. Netto sparte kostnader tilsvarer nesten to milliarder kroner pr år. Det betyr at det er god grunn til å utforske virkemidler som kan realisere potensialet, både med tanke på effektiv ressursbruk i matsektoren, positive effekter for forbrukerne og utslippsreduksjoner.

6 Stans i nydyrking av myr (Tiltak 5)

Nydyrking av myr bidrar til klimagassutslipp over lang tid. Forbud med å nydyrke myr vil imidlertid frata grunneiere en rett å de i dag kan regne med og som utnyttes i betydelig grad. Samfunnsøkonomisk kan et forbud nødvendiggjøre at skogarealer ryddes og dyrkes om vi i fremtiden skulle ha behov for å øke samlet dyrka areal i Norge. Vår analyse tilsier at tiltakskostnaden ved et forbud maksimalt kan ligge på ca. 100 kroner pr tonn CO₂ ekvivalenter, mens den potensielle utslippsreduksjonen i snitt utgjør 123 000 tonn når CO₂ er medregnet .

6.1 Bakgrunn og tiltak

Dyrking av myr fører til raskere nedbryting av organisk materiale og utslipp av CO₂ og lystgass. I Norge utgjør myr ca. 6 prosent av jordbruksarealet. Arealet av dyrket myr vil reduseres som følge av at torvlaget blir tynnere og jorda etter hver omdannes til mineraljord. Fortsatt nydyrking av myr fører til økte framtidige klimagassutslipp som vil fortsette så lenge dreneringen er i funksjon eller jorda ennå ikke er blitt omdannet til mineraljord. Stans i nydyrking av myr vil føre til en utslippsreduksjon som tilsvarer utslippene fra de myrrealene som ellers ville blitt dyrket.

Et generelt forbud mot nydyrking av myr kan iverksettes gjennom endring i Forskrift om nydyrking (<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/1997-05-02-423>). Vi vil ikke her omtale virkemiddelbruken nærmere.

I Miljødirektoratets referansebane for jordbruket er det, på basis av tidligere nydyrking, antatt at det vil nydyrkes ca. 2000 dekar myr i årene framover dersom ingen restriksjoner ble innført. Kostnadene for tiltaket er beregnet med utgangspunkt i denne referansebanen.

6.2 Utslippseffekt

6.2.1 Utslipp pr dekar nydyrket myr

Utslipp av lystgass fra dyrket mark på drenert myr kan beregnes ut fra IPCCs standard utslippsfaktor som er 1,3 kg N₂O-N (2,04 kg N₂O) per dekar og år. Fortsatt et globalt oppvarmingspotensial (GWP) for lystgass på 298, tilsvarer dette 0,609 tonn CO₂-ekvivalenter. Vi beregner ikke tall for utslipp av metan, siden metanutslippene fra myr blir lite påvirket av nydyrking.

IPCC har foreslått en gjennomsnittlig utslippsfaktor på 0,79 tonn CO₂-C (2,897 Tonn CO₂) per dekar og år for dyrket mark på myr i boreal og temperert sone (IPCC, 2014).

Effekten i form av utslippsreduksjon per dekar kan settes til 0,609 tonn CO₂-ekvivalenter når det bare omfatter lystgass. Når også CO₂ inkluderes, kan det årlige utslippet fra dyrket myr settes til 3,5 tonn CO₂-ekvivalenter per dekar årlig inntil arealet er omdannet til vanlig mineraljord.

6.2.2 Referansebane og utslippsreduksjon

Potensialet for årlig utslippsreduksjon beregnes som utslippsreduksjon per dekar multiplisert med redusert antall dekar dyrket myr som følge av tiltaket. Det totale potensialet for utslippsreduksjon fram til 2050 er vist i tabell 6.1. Tallene forutsetter at den årlige nydyrkingen, uten tiltaket ville vært 2000 dekar som er likt anslaget i referansebanen i analysen i Grønlund (2015). Anslaget er basert på søknader om nydyrking av areal og fordelingen mellom myrjord og mineraljord i dagens dyrka areal. På landsbasis ble det godkjent nydyrking av ca. 18 500 dekar myr og mineraljord i 2014. Det har vært en økning i godkjent nydyrking de siste 4 årene. 2 000 dekar utgjør samme andel av samlet nydyrking som andel myrjord av totalt dyrket areal i dag. Videre er anslaget basert på at nydyrket areal fordeler

seg jevnt over ulike dybder av myrslag. Myrsynking medfører derfor at arealer med grunne myrslag, går over til vanlig mineraljord først, og at denne endringen i status for nydyrka myr fortsetter jevnt over hele tiltaksperioden.

Tabell 6.1 Redusert areal dyrket myr og utslippsreduksjon som følge av forbud mot nydyrking av myr i forhold til referansebanen med nydyrking av 2000 dekar myrareal per år.

	2020	2030	2040	2050
Redusert areal dyrket myr, dekar	9 756	28 052	44 724	60 340
Årlig utslippsreduksjon, tonn CO ₂ -ekv.				
CO ₂	27 827	79 940	127 731	172 330
N ₂ O	5 890	16 935	26 672	35 952
Sum CO ₂ og N ₂ O	33 717	96 875	154 403	208 282

Med bakgrunn i referansebanen forutsetter vi at bortfalt nydyrking som konsekvens av totalforbud mot dyrking på myr utgjør 2000 dekar pr år. Arealtallet er usikkert. Hvis vi skulle holde oss kun til areal med positiv privatøkonomisk nåverdi (jf. tabellene nedenfor), ville antagelig tallet vært vesentlig lavere. Nydyrkingen av myr i referansebanen utgjør årlig 0,16 promille av det totale arealet av dyrkbar areal på 12,5 millioner dekar og 0,5 promille av totalt dyrkbar myr på 4,3 millioner dekar (Grønlund & al. 2013 tabell 6.1). Fra 2016 til 2050 er tiltaket antatt å omfatte 7 promille av norsk dyrka mark i 2013 (ibid.)

Det forutsettes videre det nydyrkede arealet ville vært fordelt på 34 prosent grunn myr (torvlag 0,3-1 meter) og 66 prosent djup myr (torvlag >1 meter), som er lik fordelingen av grunn og djup myr av det totale arealet med potensielt dyrkbar myr i Norge.

Som et resultat av myrsynkingen vil en del av den grunne, dyrkede myrjorda, som nevnt, etter hvert omdannes til mineraljord. Det framtidige arealet av dyrket myr vil derfor være mindre enn det akkumulerte arealet av årlig nydyrket myr. Myrsynking er et resultat av torvsvinn og sammensynking som følge av manglende oppdrift etter drenering.

Det er en nær sammenheng mellom C-utslipp og årlig myrsynking. Den årlig myrsynking (i mm) kan beregnes som: $C\text{-tap (kg/m}^2\text{) / (volumvekt før drenering (kg/liter) * C\text{-andel i torv)}$

Volumvekt av torv før drenering varierer med torvas omdanningsgrad, fra ca. 0,07 tonn / m³ for lite omdannet torv til ca. 0,15 tonn / m³ for sterk omdannet torv. På grunn av gjennomsnittstall for volumvekt og arealfordelingen av ulike klasser for omdanningsgrad av myr i Norge, kan den gjennomsnittlige volumvekta for dyrkbar myr beregnes til ca. 0,1 tonn m⁻³.

C-andelen av torv kan variere, og kan antas å være i underkant av 0,5 i gjennomsnitt. I våre beregninger har vi antatt en C-andel på 0,48.

Med et årlig C-tap på 0,79 kg / m², en volumvekt på 0,1 tonn / m³ og en C-konsentrasjon på 0,48 kan den gjennomsnittlige årlige synkingen på dyrket myr beregnes til 1,63 cm.

Torvdybden på grunn myr forutsettes å være jevnt fordelt mellom 30 og 100 cm. Potensialet for synking inntil myra er omdannet til mineraljord vil da være 70 cm som betyr at utslippene fra myrslaget for grunn myrjord maksimalt vare i 43 år. Siden dybden antas å være jevnt fordelt over intervallet 30 til 100 cm, vil imidlertid i snitt en andel på 1/43 av ett års nydyrkede grunne myrareal gå over til myrjord hvert av de etterfølgende 43 år.

6.3 Tiltakskostnad

Felter som rammes av et forbud mot nydyrking kan være ulike med hensyn til størrelse, arrondering, dyringskostnader, driftskostnader og produksjonspotensial. Når en skal se på kostnads- og inntektsposter, bør en derfor ta utgangspunkt i et gitt felt og regne på tapet ved ikke å kunne dyrke dette. I det følgende viser vi en bedriftsøkonomisk kalkyle for grunneieren. Deretter ser på en samfunnsøkonomisk kalkyle.

6.3.1 Bedriftsøkonomisk verdi av mulighet til nydyrking

Bedrifts- og samfunnsøkonomiske kalkyler for konsekvensene av forbud mot nydyrking av visse arealer kan i prinsippet settes opp som i tabell 6.2.

Tabell 6.2 Prinsipp for beregning av bedrifts- og samfunnsøkonomisk konsekvenser.

	Eier og brukers tap ved å miste muligheten for dyrking (opsjonsverdi)
=	Bedriftsøkonomisk konsekvens
+/-	Fordeler og ulemper for samfunnet som eieren ikke har tatt hensyn til
=	Samfunnsøkonomisk konsekvens

Det er lett å tenke seg situasjoner hvor bedriftsøkonomien og samfunnsøkonomien trekker i ulike retninger. Klimagassutslipp som følge av at dyrkingen forbyes, eller reduserte subsidier uten motsvarende reduksjon i produksjon, er eksempler på fordeler en privat eier ikke tar hensyn til.

Ideelt burde kostnadene summeres på basis av kostnad for hvert enkelt felt fordi feltene er ulike. Selv om gjennomsnittsverdien vil være nær null, vil verditapet av et forbruk kun dreie seg om de positive verdiene. Vi bruker likevel en tilnærmet gjennomsnittsbetraktning hvor vi tar hensyn til variasjon mellom regioner, noe som kan undervurdere det reelle tapet.

Alle som har myrjord egnet for oppdyrking vil lide et tap hvis det blir forbudt å gjennomføre oppdyrkingen. En mulighet – opsjon – blir da borte, og nåverdien av eiendommen blir redusert. Opsjonsverdien er lik denne reduksjonen i eiendomsverdi ved å miste retten til å dyrke myrjord. Opsjonsverdien gjelder muligheten for å kunne ta ut en fordel ved dyrking av myrjord i framtida, selv om nydyrking av myr ikke er aktuelt i øyeblikket. Selv i tilfeller hvor ingen med dagens produksjonsvilkår vil finne det lønnsomt å dyrke opp myr, vil selve retten til å dyrke ha en positiv verdi. Det vil altså nærmest uvilkarlig oppstå et privatøkonomisk tap ved et forbud.

Her vil vi ikke forsøke å verdsette retten til å dyrke, men heller se hvilken verdi som kan ligge i nydyrking i mest egnede områder under dagens rammebetingelser ved å se på dyringskostnader og priser for leiejord. Landbruksdirektoratet utarbeider statistikk for leiepriser for jord. Leieprisen må kunne oppfattes som en indikasjon for hva nydyrkeren kan oppnå i netto driftsinntekt pr dekar.

Landbruksdirektoratet har oppgitt leiepriser for grasdyrking og korndyrking på god jord fordelt på landsdeler for 2015 (tabell 6.3). «God jord» betyr i denne sammenheng jord som ikke er «*dårlig grøftet eller i dårlig hevd, brattlendt jord, jord som er dårlig arrondert, vanskelig tilgjengelig, eller som har lite hensiktsmessig inndeling*».

Tabell 6.3 Leiepriser på jord til ulike formål, kr per dekar, 2015.

God jord	Grasdyrking			Korndyrking		
	Kroner/dekar	Lavest	Høyest	Middel	Lavest	Høyest
Østlandet	50	500	296	197	500	354
Telemark/Agder	50	350	191	50	300	225
Rogaland	200	600	416	475	700	579
Vestlandet	0	400	166	.	.	.
Trøndelag	50	275	179	150	400	274
Nord-Norge	0	300	91	.	.	.

Kilde: <https://www.slf.dep.no/no/eiendom-og-skog/eiendom/jordleiepriser/statistikk/jordleigeunders%C3%B8king-2015-store-endingar--46976>

Det foregår stadig en viss nydyrkingsaktivitet i Norge, men det samles ikke inn noen statistikk for kostnadene ved dette. Norsk landbruksrådgivning i Sør-Trøndelag har systematisert sitt erfaringsmateriale for nydyrkingskostnader (tabell 6.4). De presiserer at dette gjelder for dyrking med relativt små entreprenører utenom pressområder. Innenfor pressområder vil dyrkingskostnadene være vesentlig høyere.

Tabell 6.4 Kostnad til nydyrking på ulike arealtyper, 2013.

Arealtype	Stein m ³ /dekar	Kostnad kr/dekar	
		u/grøfting	m/grøfting
Fastmark u/stubber	< 50	8 000	15 000
	50-100	10 000	17 000
	100-200	12 000	19 000
Fastmark m/stubber	< 50	12 000	19 000
	50-100	14 000	21 000
	100-200	16 000	23 000
Myr	0	.	13 000

Kilde: Norsk landbruksrådgivning Sør-Trøndelag.

Hvis det er behov for driftsveg, kan kostnadene til dette beregnes til 1200-1500 kr/meter, forutsatt at vegen legges på faste løsmasser.

For å vurdere den bedriftsøkonomiske verdien av nydyrking har vi beregnet hvilke nydyrkingsinvesteringer leieverdiene ovenfor kan forrente. Selv uten avskrivninger er det kun myrområder i Rogaland som i iflg våre leiepriser kan tåle en rente på 4 prosent p.a.. At det likevel skjer nydyrking av myr i ulike regioner, kan skyldes et lavere privatøkonomisk avkastningskrav, f.eks. på 2 prosent p.a. som med en inflasjon på to til tre prosent årlig innebærer en høyere nominell rente enn vanlig pantelånsrente i dag. Det betyr ikke at vi mener et reelt kapitalavkastningskrav på 2 prosent representerer en rasjonell tilpasning for grunneieren. Vi tar imidlertid skjønnsmessig høyde for at jordeiere kan ha særlig moderate krav til kapitalavkastning. Avviket mellom renten i samfunnsøkonomisk, hvor vi bruker fire prosent, og privatøkonomisk kalkyle for jordeiere med to prosent, kan sees som uttrykk for ulike tidspreferanser på ulike private hold og på samfunnsnivå. Tabellen nedenfor viser kalkulerte dyrkingskostnader som er forenlige med privatøkonomisk lønnsomhet ved en rente på to prosent.

Tabell 6.5 Dyrkingskostnader som kan forrentes av leieverdi på jord til ulike formål, kr pr dekar, 2013.
Forrentningskrav = 2 prosent

Landsdel	Grasdyrking	Korndyrking
Østlandet	14 800	17 700
Telemark/Agder	9 550	11 250
Rogaland	20 800	28 950
Vestlandet	8 300	
Trøndelag	8 950	13 700
Nord-Norge	4 550	.

Ved å sammenlikne de kapitaliserte leieverdiene med dyrkingskostnadene ser at en positiv bedriftsøkonomisk verdi av nydyrking for utleie bare vil oppstå for felt med relativt lave dyrkingskostnader og for eiere med lave forrentningskrav, selv ved rente lik 2 prosent. Rogaland peker seg ut som et område der dyrkingskostnader for myr kan forrentes. Tabellene tyder på en nettoverdi av nydyrking i Rogaland på forskjellen mellom 20 800 og dyrkingskostnad på 13 000, dvs. anslagsvis 7 800 kroner pr dekar. Deretter kommer Østlandet hvor verdien kan være 1 800 kroner pr dekar. Jord for kornproduksjon kan nesten alltid forsvare høyere dyrkingskostnader enn jord for grasproduksjon, fordi slik jord har høyere bruksverdi, men det er bare unntaksvis nydyrket mark vil bli benyttet til kornproduksjon (Grønlund & al. 2013). I Nord-Norge vil det være svært få områder hvor verdien av nydyrking er positiv.

Anslagene ovenfor indikerer således en positiv, privatøkonomisk verdi av nydyrket myr i utvalgte områder som kan være opp mot nærmere 8 000 kroner pr dekar i dagens situasjon. I tillegg kommer den rene opsjonsverdien også der avkastningen av nydyrking i dag ikke er positiv.

6.3.2 Samfunnsøkonomisk verdsetting

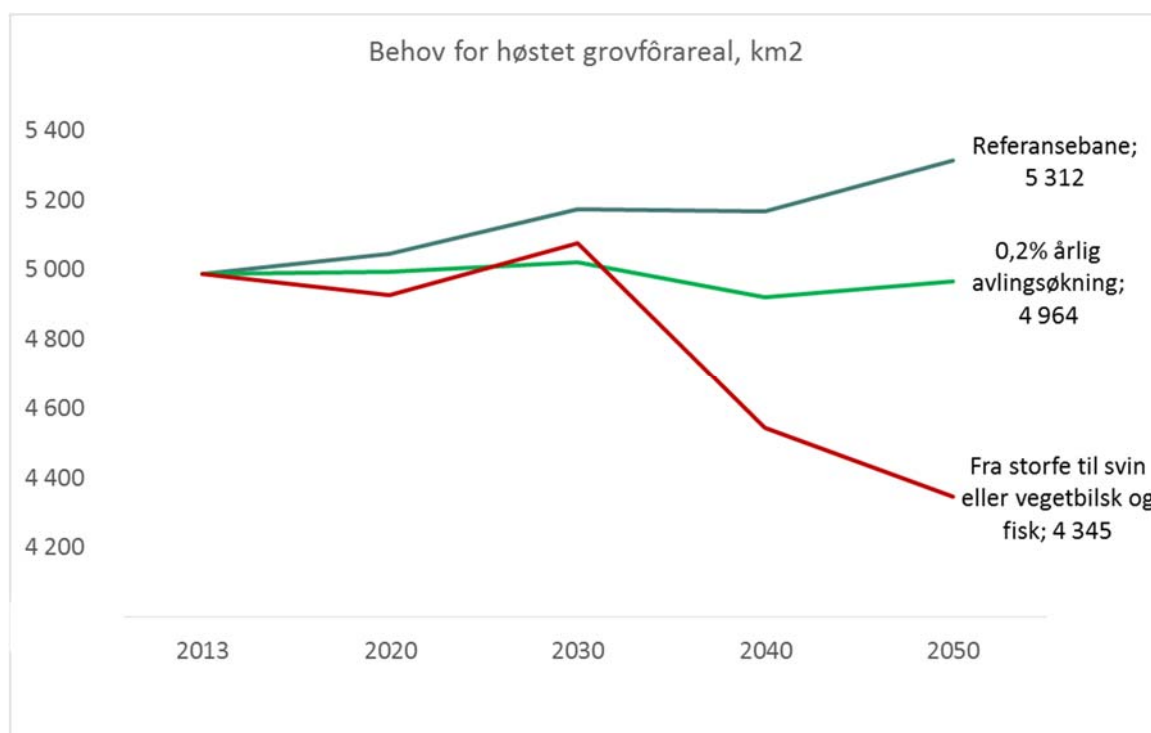
Den samfunnsøkonomiske verdien avviker fra den privatøkonomiske og kan være nær eller lik null. For det første kan vi se bort fra former for opsjonsverdier. Samfunnet kan alltid bestemme seg for å endre et forbud. Dermed er det den samfunnsøkonomiske alternativkostnaden, kostnaden for beste alternativ til å skaffe goder gjennom nydyrking av myr, som skal avgjøre samfunnskostnaden.

Verdien avhenger av hvilke goder vi regner med å høste av nydyrket myrareal. Vi bruker her to alternative forutsetninger. Den første er at verdien av nydyrket myr følger av kapasiteten til å produsere vanlige matvarer, dvs. markedsgoder med gitte markedspriser. Alternativt antar vi at samfunnsverdien må vurderes ut fra virkninger for nasjonal matsikkerhet, dvs. et samfunns gode som ikke verdsettes i vanlige markeder.

Nydyrka myr som ressurs for produksjon av mat kan erstatte andre kilder til matforsyning. I dag er andre aktuelle kilder primært tilgjengelig ved import av matvarer rike på protein og energi (kalorier) og det utgjør vel halvparten av behovet for jordbruksbasert ernæring. Importvernet for jordbruksprodukter med tillegg for forventede arealbaserte tilskudd, betyr at produksjonsevnen får langt lavere verdi enn den verdien nydyrkerne vil tillegge nydyrka areal. Vi kan med stor sannsynlighet se bort fra at nydyrket myrareal har en positiv samfunnsøkonomisk verdi som ren produksjonsressurs for å erstatte import av matvarer. Vi har da sett bort fra sideeffekter i form av f.eks. kulturlandskap og økt matsikkerhet, dvs. fra hovedbegrunnelsene for norsk jordbrukspolitikk. Vi legger til grunn at nydyrking av myr ikke er et naturlig virkemiddel for å skape kulturlandskapsopplevelser.

Den andre forutsetningen vektlegger matsikkerheten, f.eks. ved et gitt krav om opprettholdt selvforsyningsgrad i tråd med Meld St. 9 (2011-2012). Befolkningsvekst gir forventet vekst i etterspørselen etter matvarer, som igjen kan påvirke behovet for produksjonsarealer. Dersom Norge trenger ekstra dyrka mark for å oppfylle mål om selvforsyning, kan det være riktig å sette den samfunnsøkonomiske verdien av dyrka myr lik besparelsen ved å slippe å velge beste alternativ, dvs. innsparingen ved å nydyrke myr framfor mineraljord. Ut fra verdiene i tabellene ovenfor, anslår vi denne verdien til 7 000 kroner pr dekar nydyrket myr.

Etter vår vurdering er dette en maksimumsverdi. Grunnen er usikkerhet om behovet for ekstra grovfôrareal. Figur 6.1 viser tre alternative beregninger av behovet for økt grovfôrareal i Norge. I referansebanen er det antatt en nydyrking av grovfôrareal totalt på 312 km² som betyr vel 8 000 daa årlig fra 2013 til 2050. Herav antar vi at nydyrking av myr dekker ca. en fjerdedel. Beregningen viser imidlertid at en moderat vekst i avlingsnivåene pr dekar på 0,2 prosent årlig, vil eliminere behovet for økt grovfôrareal. Videre vil gjennomføring av tiltak for redusert utslipp fra husdyrfordøyelse, f.eks. ved redusert ammekuproduksjon, bety en reduksjon i behovet for grovfôrareal med om lag 1 000 km² i 2050. I så fall kan vi se bort fra effekter av nydyrking av myr for å nå mål om matsikkerhet i Norge. I samfunnsøkonomisk forstand er det derfor ikke grunn til å tillegge nydyrking av myr en samfunnsverdi som produksjonsressurs for matvarer generelt, og usikkert om nydyrking har verdi for å nå mål om matsikkerhet. Verdien er null dersom det skjer en moderat vekst i avlingsnivåene på eksisterende grovfôrareal eller at tiltak for erstatning av kjøtt fra ammeku med mindre grovfôrbaserte kjøttprodukter eller med vegetabilier og fisk.



Figur 6.1 Behov for nydyrket grovfôrareal, referansebanen og to alternative forutsetninger 2013-2050. Km2

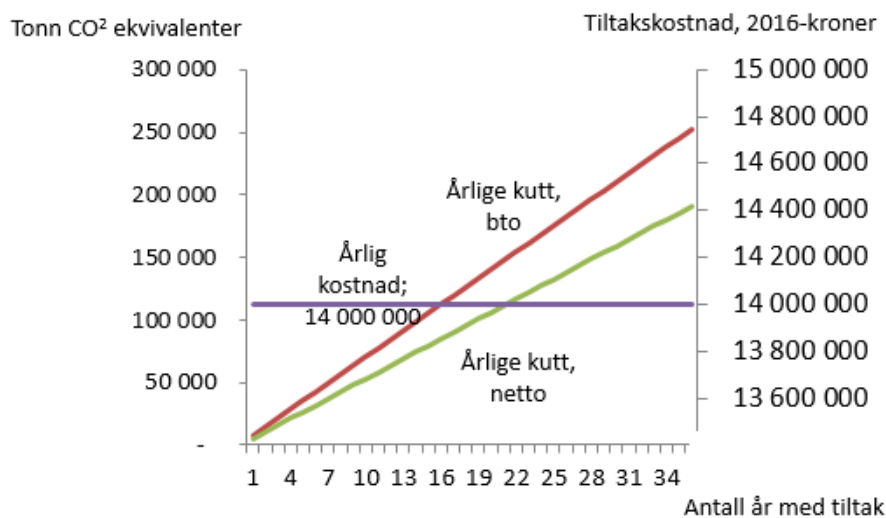
6.4 Beregnet kostnad - effekt

Som nevnt ovenfor antar vi i referansebanen at tiltaket hindrer nydyrking av 2 000 dekar myrareal pr år. Den mulige privatøkonomiske verdien av nydyrkingen er anslått til inntil 7 800 kroner pr dekar, mens samfunnsøkonomisk verdi er mellom 7 000 kroner dersom norsk grovfôrareal skal økes, og null dersom vi gjennomfører reduksjoner i ammekuproduksjonen.

Motposten er at utslipp av klimagasser fra dyrket myrjord blir unngått. Utslipet av CO₂ og lystgass er til sammen satt til 3,5 tonn CO₂-ekvivalenter pr dekar og år, fallende til null over perioden med myrsynking, dvs. over en periode på inntil 43 år for grunn myr og betydelig lengre i snitt for dyp myr. Det betyr at vi akkumulerer stadig økende årlige utslippskutt i tiltaksperioden i tråd med anslagene i tabell 6.1. Det følger av denne sammenhengen at tiltaket får maksimal effekt på lang sikt, og altså lavere kostnad pr enhet utslippskutt på lang sikt enn på kort sikt.

Kostnadsanslaget på 7 000 kroner pr dekar gjelder for myr som alternativ til annen nødvendig nydyrking. Det betyr at vi skal korrigere utslippseffekten for utslipp fra nydyrking av annen mark enn myr. Grønlund et al. (2013) anslår at skogen binder i snitt 0,56 tonn pr dekar årlig, og for aktuelle områder på Østlandet og Sør-Vestlandet opp mot ett tonn. Vi bruker her et anslag på 0,85 tonn som går tapt ved oppdyrking av skog (Grønlund & al. 2013 tabell 3.2). Utslippseffekten ved dyrking av skog er her regnet til 0,85 tonn CO₂ per dekar/år slik at netto utslippseffekt ved stans i nydyrking av myr som blir erstattet ved nydyrket skog. Vi regner med at skogen som evt. dyrkes opp er hogstmoden skog som uansett ville bli avvirket, slik at karbonbindingen som går tapt gjelder alle fremtidige år.

Vår beregning av samfunnsøkonomisk kostnad pr enhet utslippskutt innebærer en nåverdiberegning av årlige kostnader, fordelt over årene fram til 2050 ved annuitet, begge deler ved samfunnsøkonomisk kalkulasjonsrente lik 4 prosent. Den årlige beregnede kostnaden divideres med uvektet gjennomsnitt av utslippskutt fram til 2050. Tabell 6.6 viser beregningen.



	2020	2030	2040	2050	Snitt/ annuitet
Utslippskutt, tonn pr år	34 000	97 000	154 000	208 000	
Redusert binding i skog	6 800	23 800	40 800	57 800	
Netto kutt	27 200	73 200	113 200	150 200	
Snitt kutt, tonn					91 700
Kostnad pr år, 2016-kroner	14 000 000	14 000 000	14 000 000	14 000 000	
- Nåverdi					257 800 000
- Annuitet					14 000 000
Kost - effekt; kr. / tonn					153

Tabell 6.6 Beregning av samfunnsøkonomisk kostnads – effekt brøk for umiddelbar stans i nydyrking av myr. Maksimumsanslag. Utslippskutt før og etter medregning av endret karbonbinding i skog. Årlige tall.

Beregningen gir altså en kostnad pr tonn CO₂-ekvivalenter på kr 151 kroner.

NOU 2014:15 foreslo, som nevnt, en felles prissetting av et tonn på kr. 420 pr tonn. Denne kan sammenlignes med f.eks. Klimakur 2020 (2009) som benyttet: 17, 26 og 38 € pr tonn for 2012, 2015 og 2020 henholdsvis, stigende til 100 € pr tonn på lengre sikt (2030-2050). Alle disse anslagene viser at forbud mot dyrking av myrjord ligger godt innenfor kravet til kostnadseffektivitet utslippskutt.

6.5 Usikkerhet

Det er betydelig usikkerhet omkring tallfestingen. Både utslipp fra myr og skog, samt kostnadsbesparelsen ved å omdanne skog kontra myr, varierer mellom arealer. Videre har vi ikke regnet med utslippseffekt av selve ryddingen av skogarealet. Kostnaden på 14 millioner kroner årlig er beskrevet som en maksimal kostnad siden det er usikkert om det er behov for økte grovfôrarealer, spesielt dersom det gjennomføres tiltak som reduserer produksjon av storfekjøtt.

Tiltaket blir i vår analyse tilregnet kutt på i underkant av 110 000 tonn årlig. Det er viktig å huske at dette er et snitt. Ved å gjennomføre tiltaket i dag, viser våre beregninger at utslippskuttet i 2050 kan utgjøre nær 200 000 brutto og 194 000 tonn netto til en kostnad på 14 millioner kroner, dvs. en kostnad pr tonn på 64 kroner i dagens kroneverdi. I 2050 vil tiltaket fremstå som langt mer effektivt enn vurdert som snitt over hele perioden. For å høste full effekt av tiltaket er imidlertid tiltaket avhengig av å bli iverksatt nå. Tiltaket illustrerer på denne måten betydningen av å planlegge for tilstrekkelige utslippskutt på lang sikt.

En annen usikkerhet gjelder alternative nydyrkingsmetoder. En mulighet er nydyrking ved omgraving. Dette er en metode som gir mindre årlige utslipp av klimagasser enn konvensjonell nydyrking. Den mulige reduksjonen i utslipp avhenger av myrslagets tykkelse, og er ikke tilstrekkelig kartlagt til at vi kan legge denne til grunn her. Muligheten for at slike metoder skal vise seg relativt attraktive, er heller ikke noe argument mot å iverksette et forbud i dag. Et forbud i dag kan senere modifieres ved å forby dyrking av myr generelt, men gi unntak for dyrking av grunn myr ved omgraving der dette kan gjennomføres

Referansebanen forutsetter 2000 dekar nydyrket myr per år og en bestemt fordeling mellom grunn og djup myr. Det foreligger ikke statistikk over hvor mye myr som er nydyrket de siste årene. I følge KOSTRA (Kommune-Stat-Rapportering) ble det godkjent ca. 18 000 dekar til nydyrking de to siste årene. Statistikken sier imidlertid ikke noe om hvor stor andel av dyrkingsplanene som faktisk er gjennomført. Det reelle arealet kan derfor være lavere. Det foreligger heller ikke statistikk over hvor stor del av det godkjente arealet som er myr. Dersom andel myr er den samme av nydyrket jord som i totalt dyrkbar jord, kan andelen anslås til 37 prosent av nydyrket jord. I så fall kan arealet med nydyrket myr de siste årene ha vært bortimot 6000 dekar per år.

Det er usikkert om den framtidige nydyrkingen ville fortsatt i samme omfang som dyrkingen de siste årene. En kan ikke utelukke at forslag om restriksjoner har ført til en midlertidig økning i nydyrking. Framtidig nydyrking av myr er også, som nevnt, betinget av behovet for grasareal, siden dyrket myr hovedsakelig blir brukt til grasproduksjon i Norge. Behovet for grasareal er, som nevnt, betinget av flere faktorer, først og fremst behovet for melkeprodukter, intensiteten i melkeproduksjonen, produksjon av kjøtt av storfe og sau og avlingsnivået i grasdyrkingen. Forbruket av melk og melkeprodukter forventes å gå ned i årene framover, mens ytelsen per melkeku forventes å øke. Til tross for økt befolkning ventes antall melkekyr å bli redusert med ca. 20 prosent fram til 2050. Økt melkeytelse forutsetter også mer kraftfôr og mindre grovfôr per melkeku. Som en følge av færre melkekyr og redusert grovfôrmengde per ku, vil behovet for grasareal reduseres betydelig. Færre melkekyr vil også føre til redusert kjøttproduksjon i kombinasjon med melkeproduksjon. Behovet for grasareal vil derfor også være bestemt av i hvilken grad denne reduksjonen i kjøttproduksjonen blir kompensert med økt produksjon av storfekjøtt basert på ammekyr. Som følge av et sannsynlig redusert behov for grasareal kan en anta at framtidig nydyrking av myr ville blitt lavere enn nydyrkingen de siste årene.

Det er imidlertid ikke den samfunnsøkonomiske lønnsomheten som avgjør omfanget av nydyrking. Som vist kan nydyrking under visse forutsetninger være lønnsomt for grunneiere i dag. Det er derfor sannsynlig at det nydyrkes myr som vi ikke trenger for å øke grovfôrbasert matproduksjon i Norge. Under dagens rammebetingelser stimuleres nydyrking av myr uavhengig av behovet for slikt areal.

I beregningene er det forutsatt en fordeling mellom grunn og djup myr på 35 og 65 prosent av det som antas ville vært dyrket uten forbud. Som følge av myrsynkingen vil myr ha en begrenset levetid etter dyrking før den er omdannet til mineraljord. Grunn myr, som har en maksimum torvdybde på 100 cm, vil å ha en maksimum levetid på vel 40 år til den har blitt mineraljord, når den årlige synkingen er 1,63 cm. På et gitt framtidig tidspunkt vil arealet med dyrket myr være avhengig av fordelingen mellom grunn og djup myr som er dyrket. Dersom andelen grunn myr er større enn 35 prosent, vil utslippene være mindre enn det vi har beregnet, og omvendt.

Vi har heller ikke for dette tiltaket vurdert selve virkemiddelbruken og virkemiddelkostnaden. Tiltaket er imidlertid formulert som et forbud i utgangspunktet og må antagelig anses som gjennomførbart f.eks. ved en endring i Forskrift om nydyrking (<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/1997-05-02-423>).

Litteratur

- Bjerkestrand, M. (2016): Sammenstilling av modellene «Eksempelgård svin, med IN støtte» og «Transportkostnad biorest og gjødsel». Østfoldforskning, konfidensiell arbeidsrapport, AR 05.16.
- Brekke, A., (2016): Alternativer til diesel for kjøretøy til avfallsinnsamling - Miljøprestasjon og erfaringer. AR.03.16. Rapport fra Østfoldforskning.
- Farsund, Arild Aurvåg; Frode Veggeland (2016) Rammer og handlingsrom for norsk jordbrukspolitik. I Hegrenes, Agnar; Klaus Mittenzwei, Sjur Spildo Prestegard (2016) *Norsk jordbrukspolitik. Handlingsrom i endring*. Vigmostad & Bjørke AS. Bergen. 2016
- ForMat-konferansen 2016, innlegg om Pilotstudie i Scandic (<http://matsvinn.no/wp-content/uploads/2016/10/10-Scandic-case-ForMat-2016.pdf>).
- Fæhn, Taran, Karl Jacobsen og Birger Strøm (2010): *Samfunnsøkonomiske kostnader ved klimamål for 2020. En generell modelltilnærming*. Oppdragsrapport til Klimakur 2020.
- Grønlund, Arne (2015) Vurdering av klimatiltak i jordbruket Beregnet reduksjon av klimagassutslipp av ulike tiltak innen 2050. Bioforsk rapport, vol 10 nr. 24, 2015
- Grønlund, Arne, Katrin Knoth de Zarruk og Daniel P. Rasse (2010) *Klimatiltak i jordbruket – binding av karbon i jordbruksjord*. Bioforsk rapport 5/2010
- Grønlund, A. og O.M. Harstad (2014) *Klimagasser fra jordbruket. Kunnskapsstatus om utslippkilder og tiltak for å redusere utslippene*. Bioforsk Rapport Vol. 9 Nr. 11, 2014.
- Grønlund, A., Svendgård-Stokke, S., Hoveid, Ø. 2013. Grunnlag for prioritering av områder til nydyrking. Bioforsk Rapport 151/2013, ISBN-nr 978-82-17-01165-1. 97 s.
- Hagman, R., Amundsen A., H., (2013): Utslipp fra kjøretøy med Euro 6/VI teknologi. TØI rapport 1259/2013. <https://www.toi.no/getfile.php?mmfileid=32415>
- Helsedirektoratet (2015) Utviklingen i norsk kosthold 2015. Utgitt: 11/2015
- Hovland, J. (2016): E-post kommunikasjon november 2016. Sjefsforsker, Tel-Tek. E-post: Jon.Hovland@tel-tek.no
- KLIF (2010) Klimakur2020 – sektornotat for jordbruk, Rapport TA2593/2010,
- KLIF 2013 Underlagsmateriale for tverrsektoriell biogass-strategi Rapport TA3020/2013. Klima og miljødirektoratet, 2013
- Klimakur (2010). *Klimakur2020. Tiltak og virkemidler for å nå norske klimamål mot 2020*. Klima- og forurensingstilsynet, Norges Vassdrag- og energidirektoratet, Oljedirektoratet, Statistisk sentralbyrå og Statens vegvesen. TA2590, 2010.
- Kårstad, S. (2015) Mat og industri 2015. Status og utvikling i norsk matindustri. Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) (16089). http://matogindustri.no/matogindustri/dokument/Mat_og_industri_2015.pdf
- LMD (2016). *Landbruk og klima – utredning fra arbeidsgruppe*. Avgitt 19. februar 2016.

- Lyng, K.-A., Modahl, I.S., Morken, J., Briseid, T., Vold, B. I., Hanssen, O. J., Sørby, I., (2011): Modeller for beregning av klimanytte- og verdikjedeøkonomi for biogassproduksjon. Matavfall og husdyrgjødsel. OR 25.11. Rapport fra Østfoldforskning. ISBN 978-82-7520-653-2, 82-7520-653-7. <http://ostfoldforskning.no/publikasjon/modeller-for-beregning-av-klimanytte-og-verdikjedeokonomi-forbiogassproduksjon-matavfall-og-husdyrgjodsel-676.aspx>
- Meld. St. 21 (2011–2012). Norsk klimapolitikk
- Miljødirektoratet (2013) Handlingsplan for kortlevde klimadrivere. Rapport M89/2013
Miljødirektoratet 2013 Klima og miljødirektoratet, 2010
- Miljødirektoratet (2013): Underlagsmateriale til tverrsektoriell biogass-strategi.
<http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/3020/ta3020.pdf>
- Miljødirektoratet (2015) Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030. Kunnskapsgrunnlag for lavutslippsutvikling RAPPORT M386/2015
- Miljødirektoratet (2015b) Klimatiltak mot 2030 - klimaeffekt på kort sikt og helseeffekter. Rapport M438/2015
- Mittenzwei, Klaus (2016): TTIP, jordbruk og matindustri: Modellbasert konsekvensanalyse av norske
- Modahl, I.S., Lyng, K.-A., Møller, H., Stensgård, A., Arnøy, S., Morken, J., Briseid, T., Hanssen, O.J. og Sørby, I. (2015): Biogassproduksjon fra matavfall og møkk fra ku, gris og fjørfe. Status 3014 (fase III) for miljønytte og verdikjedeøkonomi for den norske biogassmodellen BioValueChain. Østfoldforskning AS, OR 34.14, januar 2015.
<http://ostfoldforskning.no/publikasjon/biogassproduksjon-fra-matavfall-og-gjodsel-fra-ku-gris-og-fjorfestatus-2014fase-iii-for-miljo>
- NOU 2015: 15, Sett pris på miljøet. Rapport fra Grønn skattekommissjon
- NOU 2007: 8. En vurdering av særavgiftene.
- Raadal, H., L., Stensgård, A., E., Lyng, K., A., Hanssen, O., J. (2016). Vurdering av virkemidler for økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje. Rapport for Miljødirektoratet. OR. 01.16. Østfoldforskning AS.
<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M522/M522.pdf>
- Ramjerdi, F., Flügel, S., Samstad H., Killi, M. (2010). Den norske verdsettingsstudien for tid. TØI rapport 1053B/2010. <https://www.toi.no/getfile.php?mmfileid=16693>
- Ranby, S. (2016): Biogass - samfunnsøkonomisk lønnsomt? En casestudie. Masteroppgave i samfunnsøkonomi. Økonomisk institutt, Universitetet i Oslo. <http://www.duo.uio.no/>
- Rålm, P., C., (2015) Forbrukere - Velkommen til bords. Forbrukerperspektiv på markedsregulering for norske jordbruksvarer. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Notat 4 – 2015.
<http://nilf.no/publikasjoner/Notater/2015/forbrukere-velkommen-til-bords-.forbrukerperspektiv-pa-markedsregulering-for-norske-jordbruksvarer>
- Rålm, Per Christian (2015) *Forbrukere – «Velkommen til bords» Forbrukerperspektiv på markedsregulering for norske jordbruksvarer*. NILF, NOTAT 2015–4
- St.meld. nr. 39 (2008–2009) Klimautfordringene – landbruket en del av løsningen
- Statens Vegvesen (2014): Konsekvensanalyser - V712 i Statens vegvesens håndbokserie.
http://www.vegvesen.no/attachment/704540/binary/1132472?fast_title=H%C3%A5ndbok+V712+Konsekvensanalyser.pdf

- Stensgård, A., Hanssen, O., J. (2016). Matsvinn i Norge 2010-2015 - Sluttrapport fra ForMat-prosjektet. OR.17.16. Østfoldforskning AS. <http://matsvinn.no/wp-content/uploads/2016/09/ForMat-rapport-2016.-Sluttrapport.pdf>
- Stensgård, A., Hanssen, O., J. (2016). Matsvinn i Norge 2015 - Status og utviklingstrekk 2009-15. OR.13.15. Østfoldforskning AS. <http://ostfoldforskning.no/media/1044/766-1.pdf>
- Storlien, T. M., og O.M. Harstad (2015). *Tiltak i husdyrproduksjonen. Potensial for reduksjon i utslipp av lystgass og eterisk metan fra mjølkeproduksjonen*. Rapport på oppdrag fra Miljødirektoratet, 2015.
- US Environmental Protection Agency: EPA [https://www.epa.gov/ghgemissions/global-greenhouse-gas-emissions-data#Reference 2](https://www.epa.gov/ghgemissions/global-greenhouse-gas-emissions-data#Reference%20,2), hentet November 2016
- Weber, C., Hagman, R., Amundsen, A., H. (2015): Utslipp fra kjøretøy med Euro 6/VI teknologi - Resultater fra måleprogrammet i EMIROAD 2014. Transportøkonomisk institutt. Rapportnr. 1405/2015. <https://www.toi.no/getfile.php?mmfileid=40922>
- Øygarden, Lillian, Lars Nesheim, Peter Dörsch, Gustav Fystro, Sissel Hansen, Atle Hauge, Audun Korsæth, Knut Krokann og Ole Kristian Stornes (2009) *Klimatiltak i jordbruket - mindre lystgassutslipp gjennom mindre N-tilførsel til jordbruksareal og optimalisering av dyrkingsforhold*. Bioforsk Rapport Vol. 4 Nr. 175 2009, 2009
- SSB, Statistikkbanken:
- Befolkningsframskrivinger, Tabell: 11168, «Framskrevet folkekemengde 1. januar, etter kjønn og alder, i 9 alternativer», «Hovedalternativet, MMMM».
 - Familier og husholdninger, Tabell: 10986, «Privathusholdninger og personer i privathusholdninger, etter husholdningstype».
 - KOSTRA. Avfall frå hushalda. Tabell: 05458, «Avfall og renovasjon – grunnlagsdata».
 - Tidsbruksundersøkelsen (2010). Tabell: 05994 «Tid brukt til ulike aktiviteter en gjennomsnittsdag blant alle, etter kjønn og alder (timer og minutter)», «Kjøp av varer og tjenester».
 - Forbruksundersøkelsen (2012). Tabell: 10235, «Utgift per husholdning per år, etter vare- og tjenestegruppe». Tabell: 10249, «Forbrukte mengder av mat- og drikkevarer per person per år, etter varegruppe (kg/liter)».

Tabellvedlegg

Referansebane: Husdyrtall og befolkningsvekst, forbruk

	2013	2015	2020	2030	2040	2050
Antall melkekyr	196 085	177 759	191 681	178 571	169 574	161 091
Antall ammekyr	71 834	73 894	83 318	99 424	115 529	131 634
Antall andre storfe	295 329	290 660	288 687	291 831	299 293	307 296
Antall sau totalt	1 500 862	1 534 720	1 559 363	1 618 374	1 677 386	1 736 396
Antall sau>1 år	1042449	1058705	1081439	1122364	1163289	1204213
Antall sau<1 år	458413	476015	477924	496010	514097	532183
Antall avlssvin totalt	95 964	92 925	98 951	102 900	106 850	110 800
Antall voksne purker	53004	50291	54908	57099	59291	61483
Antall ungpurker	42960	42634	44043	45801	47559	49317
Antall slaktesvin	466 925	481 210	480 651	499 839	519 026	538 214
Antall verpehøner	4 216 858	4 320 632	4 240 698	4 478 512	4 716 326	4 954 140
Antall kyllinger		11 288 766	14 633 874	18 604 703	21 308 975	22 798 037
Antall slaktekyllinger	11 061 440	11 380 716	13 322 212	16 937 128	19 399 011	20 754 605
Antall livkyllinger	1 224 355	1 119 406	1 311 662	1 667 575	1 909 964	2 043 432
Melkeytelse	7 741	8 146	8559	9483	9946	9946
Melkeproduksjon	1 518	1 448	1 641	1 693	1 687	1 602
Relativ slaktevekt storfe	1,00	1,00	1,02	1,03	1,05	1,10

Relativt forbruk

Melk	1,00	0,93	0,99	0,93	0,88	0,80
Kjøtt ammeku	1,00	1,00	1,08	1,20	1,33	1,52
Kjøtt sau	1,00	1,00	0,95	0,90	0,88	0,87
Kjøtt svin	1,00	1,00	0,94	0,90	0,88	0,87
Kjøtt fjørfe	1,00	1,01	1,09	1,23	1,32	1,35
Egg	1,00	1,00	0,92	0,89	0,88	0,89

Folketall, millioner	5,05	5,18	5,51	6,04	6,40	6,68
Relativt folketall	1,00	1,03	1,09	1,19	1,27	1,32

Utslipp i referansebane

Utslipp, 1000 tonn CO ² -ekv	Med CO ²					Uten CO ²				
	2013	2020	2030	2040	2050	2013	2 020	2030	2040	2050
Husdyr - fordøyelse	2 061	2 093	2 130	2 189	2 289	2 061	2 093	2 130	2 189	2 289
Husdyrgjødsel	725	752	780	805	829	725	752	780	805	829
Mineralgjødsel	457	460	481	486	499	457	460	481	486	499
Biologisk N fiksering	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Restavlinger	62	65	70	72	74	62	65	70	72	74
Nedfall av ammoniakk	80	83	87	90	92	80	83	87	90	92
Avrenning	331	336	353	361	371	331	336	353	361	371
Avløpsslam	9	9	10	11	11	9	9	10	11	11
Halmbrenning	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Fossilt brennstoff	454	460	484	494	509	454	460	484	494	509
Dyrket myr	2 454	2 321	2 123	1 947	1 792	426	403	369	338	311
Dyrking av mineraljord	152	155	164	168	175	0	0	0	0	0
Sum	6 786	6 736	6 683	6 624	6 643	4 607	4 664	4 765	4 847	4 988
Substitusjonseffekt biogass husdyrgjødsel										
Substitusjonseffekt biogass restavling										
Sum	6 786	6 736	6 683	6 624	6 643	4 607	4 664	4 765	4 847	4 988

Matforbruk, endring siden 2013, referansebane

Matforbruk i forhold til 2013					
Av dagens energiforbruk	100,0 %	99,4 %	99,7 %	98,4 %	97 %
Av dagens proteinforbruk	100,0 %	98,8 %	98,8 %	97,4 %	96 %
Endret kjøttforbruk	0,0 %	-1,4 %	-1,4 %	-0,6 %	1 %
Endret forbruk av storfekjøtt	0,0 %	-4,6 %	-11,1 %	-13,3 %	-11 %
Endret forbruk av rødt kjøtt (inkl. svin)	0,0 %	-5,1 %	-10,6 %	-12,6 %	-12 %
Endret forbruk av rødt kjøtt (ekskl. svin)	0,0 %	-4,6 %	-10,8 %	-13,0 %	-11 %

Tiltak: Storfekjøtt til vegetabilier og fisk

Utslipp, 1000 tonn CO ² -ekv	Med CO ²				Uten CO ²			
	2020	2030	2040	2050	2020	2030	2040	2050
Husdyr - fordøyelse	2 016	1 905	1 792	1 688	2 016	1 905	1 792	1 688
Husdyrgjødsel	734	726	710	685	734	726	710	685
Mineralgjødsel	452	459	448	439	452	459	448	439
Biologisk N fiksering	0	0	0	0	0	0	0	0
Restavlinger	65	67	67	66	65	67	67	66
Nedfall av ammoniakk	82	82	81	79	82	82	81	79
Avrenning	330	335	329	322	330	335	329	322
Avløpsslam	9	10	11	11	9	10	11	11
Halmbrenning	1	1	1	1	1	1	1	1
Fossilt brennstoff	452	459	450	441	452	459	450	441
Dyrket myr	2 321	2 123	1 947	1 792	403	369	338	311
Dyrking av mineraljord	152	155	153	150	0	0	0	0
Sum	6 614	6 323	5 989	5 674	4 544	4 413	4 227	4 044

Relativt matforbruk

Kornprodukter	1,004	1,009	1,016	1,024
Poteter	1,004	1,009	1,016	1,024
Grønnsaker	1,004	1,009	1,016	1,024
Frukt og bær	1,004	1,009	1,016	1,024
Melk og kjøtt storfe komb. melk	0,991	0,934	0,877	0,798
Kjøtt ammekyr	0,914	0,743	0,571	0,400
Lammekjøtt	0,952	0,902	0,882	0,875
Svinekjøtt	0,944	0,896	0,877	0,872
Fjørfekjøtt	1,085	1,235	1,321	1,349
Egg	0,922	0,889	0,883	0,888
Fisk	1,004	1,009	1,016	1,024
Sukker	1,000	1,000	1,000	1,000

Matforbruk i forhold til 2013

Av dagens energiforbruk	99,4 %	99,7 %	98,4 %	96,6 %
Av dagens proteinforbruk	98,6 %	98,1 %	96,4 %	94,3 %
Endret kjøttforbruk	-2,5 %	-4,3 %	-5,5 %	-6,8 %
Endret forbruk av storfe kjøtt	-8,8 %	-22,5 %	-32,2 %	-38,7 %
Endret forbruk av rødt kjøtt (inkl. svin)	-6,8 %	-15,0 %	-19,9 %	-22,8 %
Endret forbruk av rødt kjøtt (ekskl. svin)	-7,9 %	-19,8 %	-27,9 %	-33,2 %

Utslippsreduksjon i forhold til referansebane

Husdyr - fordøyelse	77	226	397	602	77	226	397	602
Husdyrgjødsel	18	54	95	144	18	54	95	144
Mineralgjødsel	7	22	38	60	7	22	38	60
Biologisk N fiksering	0	0	0	0	0	0	0	0
Restavlinger	1	3	5	8	1	3	5	8
Nedfall av ammoniakk	2	5	8	13	2	5	8	13
Avrenning	6	18	32	50	6	18	32	50
Avløpsslam	0	0	0	0	0	0	0	0
Halmbrenning	0	0	0	0	0	0	0	0
Fossilt brennstoff	8	25	44	68	8	25	44	68
Dyrket myr	0	0	0	0	0	0	0	0
Dyrking av mineraljord	3	9	16	25	0	0	0	0
Sum	122	361	635	969	119	352	619	944
	122	361	635	969	119	352	619	944

Tiltak: Storfekjøtt til svin

Utslipp, 1000 tonn CO ² -ekv	Med CO ²				Uten CO ²			
	2020	2030	2040	2050	2020	2030	2040	2050
Husdyr - fordøyelse	2 017	1 907	1 796	1 694	2 017	1 907	1 796	1 694
Husdyrgjødsel	737	735	726	709	737	735	726	709
Mineralgjødsel	453	461	450	444	453	461	450	444
Biologisk N fiksering	0	0	0	0	0	0	0	0
Restavlinger	65	68	68	68	65	68	68	68
Nedfall av ammoniakk	82	83	83	83	82	83	83	83
Avrenning	331	337	332	327	331	337	332	327
Avløpsslam	9	10	11	11	9	10	11	11
Halmbrenning	1	1	1	1	1	1	1	1
Fossilt brennstoff	453	462	455	449	453	462	455	449
Dyrket myr	2 321	2 123	1 947	1 792	403	369	338	311
Dyrking av mineraljord	152	156	155	153	0	0	0	0
Sum	6 621	6 343	6 025	5 730	4 551	4 433	4 261	4 097

Utslipsreduksjon i forhold til referansebane

Husdyr - fordøyelse	76	224	393	596	76	224	393	596
Husdyrgjødsel	15	45	79	119	15	45	79	119
Mineralgjødsel	7	20	35	56	7	20	35	56
Biologisk N fiksering	0	0	0	0	0	0	0	0
Restavlinger	1	2	4	6	1	2	4	6
Nedfall av ammoniakk	1	4	6	10	1	4	6	10
Avrenning	5	16	28	44	5	16	28	44
Avløpsslam	0	0	0	0	0	0	0	0
Halmbrenning	0	0	0	0	0	0	0	0
Fossilt brennstoff	7	22	39	60	7	22	39	60
Dyrket myr	0	0	0	0	0	0	0	0
Dyrking av mineraljord	3	8	14	22	0	0	0	0
Sum	116	340	599	912	113	333	585	891
	115 546	340 472	599 160	912 295	112 920	332 754	585 211	890 625

Relativt matforbruk

Kornprodukter	1,00	1,00	1,00	1,00
Poteter	1,00	1,00	1,00	1,00
Grønnsaker	1,00	1,00	1,00	1,00
Frukt og bær	1,00	1,00	1,00	1,00
Melk og kjøtt storfe komb. melk	0,99	0,93	0,88	0,80
Kjøtt ammekyr	0,91	0,74	0,57	0,40
Lammekjøtt	0,95	0,90	0,88	0,87
Svinekjøtt	0,975	0,980	1,020	1,085
Fjørfekjøtt	1,09	1,23	1,32	1,35
Kjøtt fra verpehøner	0	0	0	0
Egg	0,92	0,89	0,88	0,89
Fisk	1	1	1	1
Sukker	1	1	1	1

Matforbruk i forhold til 2013

Av dagens energiforbruk	99,4 %	99,8 %	98,6 %	96,9 %
Av dagens proteinforbruk	98,8 %	98,7 %	97,4 %	95,8 %
Endrett kjøttforbruk	-1,4 %	-1,4 %	-0,6 %	0,6 %
Endret forbruk av storfekjøtt	-8,8 %	-22,5 %	-32,2 %	-38,7 %
Endret forbruk av rødt kjøtt (inkl. svin)	-5,2 %	-10,7 %	-12,6 %	-11,9 %
Endret forbruk av rødt kjøtt (ekskl. svin)	-7,9 %	-19,8 %	-27,9 %	-33,2 %

Tiltak Redusert matsvinn

Utslipp, 1000 tonn CO ² -ekv	Med CO ²				Uten CO ²			
	2020	2030	2040	2050	2020	2030	2040	2050
Husdyr - fordøyelse	2 069	2 089	2 140	2 230	2 069	2 089	2 140	2 230
Husdyrgjødsel	743	765	787	808	743	765	787	808
Mineralgjødsel	455	472	476	488	455	472	476	488
Biologisk N fiksering	0	0	0	0	0	0	0	0
Restavlinger	65	68	70	72	65	68	70	72
Nedfall av ammoniakk	82	85	88	90	82	85	88	90
Avrenning	332	346	352	362	332	346	352	362
Avløps slam	9	10	11	11	9	10	11	11
Halmbrenning	1	1	1	1	1	1	1	1
Fossilt brennstoff	455	474	483	496	455	474	483	496
Dyrket myr	2 321	2 123	1 947	1 792	403	369	338	311
Dyrking av mineraljord	153	161	164	170	0	0	0	0
Sum	6 685	6 596	6 520	6 520	4 614	4 681	4 747	4 869

Matforbruk i forhold til 2013

Av dagens energiforbruk	99,4 %	99,7 %	98,4 %	96,6 %
Av dagens proteinforbruk	98,8 %	98,8 %	97,4 %	95,8 %
Endret kjøttforbruk	-1,4 %	-1,4 %	-0,6 %	0,6 %
Endret forbruk av storfekjøtt	-4,6 %	-11,1 %	-13,3 %	-10,6 %
Endret forbruk av rødt kjøtt (inkl. svin)	-5,1 %	-10,6 %	-12,6 %	-11,9 %
Endret forbruk av rødt kjøtt (ekskl. svin)	-4,6 %	-10,8 %	-13,0 %	-11,0 %

Utslippsreduksjon i forhold til referansebane

Husdyr - fordøyelse	24	41	49	59	24	41	49	59
Husdyrgjødsel	9	15	18	21	9	15	17	21
Mineralgjødsel	5	8	10	11	5	8	10	11
Biologisk N fiksering	0	0	0	0	0	0	0	0
Restavlinger	1	1	2	2	1	1	2	2
Nedfall av ammoniakk	1	2	2	2	1	2	2	2
Avrenning	4	7	8	10	4	7	8	10
Avløpsslam	0	0	0	0	0	0	0	0
Halmbrenning	0	0	0	0	0	0	0	0
Fossilt brennstoff	6	10	11	13	6	10	11	13
Dyrket myr	0	0	0	0	0	0	0	0
Dyrking av mineraljord	2	3	4	5	0	0	0	0
Sum	51	88	104	123	49	84	100	119

Tiltak: Stans i myrdrking

Utslipp, 1000 tonn CO ² -ekv	Med CO ²				Uten CO ²			
	2020	2030	2040	2050	2020	2030	2040	2050
Husdyr - fordøyelse	2 093	2 130	2 189	2 289	2 093	2 130	2 189	2 289
Husdyrgjødsel	752	780	805	829	752	780	805	829
Mineralgjødsel	460	481	486	499	460	481	486	499
Biologisk N fiksering	0	0	0	0	0	0	0	0
Restavlinger	65	70	72	74	65	70	72	74
Nedfall av ammoniakk	83	87	90	92	83	87	90	92
Avrenning	336	353	361	371	336	353	361	371
Avløpsslam	9	10	11	11	9	10	11	11
Halmbrenning	1	1	1	1	1	1	1	1
Fossilt brennstoff	460	484	494	509	460	484	494	509
Dyrket myr	2 287	2 025	1 792	1 582	397	352	311	275
Dyrking av mineraljord	155	165	169	176	0	0	0	0
Sum	6 702	6 586	6 470	6 435	4 658	4 748	4 820	4 952

Utslippsreduksjon i forhold til referansebane

Husdyr - fordøyelse	0	0	0	0	0	0	0	0
Husdyrgjødsel	0	0	0	0	0	0	0	0
Mineralgjødsel	0	0	0	0	0	0	0	0
Biologisk N fiksering	0	0	0	0	0	0	0	0
Restavlinger	0	0	0	0	0	0	0	0
Nedfall av ammoniakk	0	0	0	0	0	0	0	0
Avrenning	0	0	0	0	0	0	0	0
Avløpsslam	0	0	0	0	0	0	0	0
Halmbrenning	0	0	0	0	0	0	0	0
Fossilt brennstoff	0	0	0	0	0	0	0	0
Dyrket myr	34	98	155	210	6	17	27	36
Dyrking av mineraljord	0	0	-1	-1	0	0	0	0
Sum	34	97	154	208	6	17	27	36

NOTATER

NOTATER

NOTATER

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.

