UNIVERSITY OF COPENHAGEN

Københavns Universitet

Analyse af omkostningseffektiviteten ved drivhusgasreducerende tiltag i relation til landbruget

Dubgaard, Alex; Laugesen, Frederik Møller; Ståhl, Lisa; Bang, Julie Rose; Schou, Erik; Jacobsen, Brian H.; Ørum, Jens Erik; Jensen, Jørgen Dejgård

Publication date:
2013

Document version
Også kaldet Forlagets PDF

Citation for published version (APA):
Dubgaard, A., Laugesen, F. M., Ståhl, L., Bang, J. R., Schou, E., Jacobsen, B. H., Ørum, J. E., & Jensen, J. D. (2013). *Analyse af omkostningseffektiviteten ved drivhusgasreducerende tiltag i relation til landbruget*. Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. IFRO Rapport Nr. 221

Download date: 07. Oct. 2026

INSTITUT FOR FØDEVARE- OG RESSOURCEØKONOMI
KØBENHAVNS UNIVERSITET

IFRO Rapport

Analyse af omkostningseffektiviteten ved drivhusgasreducerende tiltag i relation til landbruget

Alex Dubgaard
Frederik Møller Laugesen
Ebba Elisabeth Ståhl
Julie Rose Bang
Erik Schou
Brian H. Jacobsen
Jens Erik Ørum
Jørgen Dejgård Jensen

221

IFRO Rapport 221

Analyse af omkostningseffektiviteten ved drivhusgasreducerende tiltag
i relation til landbruget

Forfattere: Alex Dubgaard, Frederik Møller Laugesen, Ebba Elisabeth Ståhl, Julie Rose Bang, Erik Schou, Brian H. Jacobsen, Jens Erik Ørum, Jørgen Dejgård Jensen

Udgivet: august 2013

Rapporten er udarbejdet på opdrag af NaturErhvervstyrelsen og Klima-, Energi- og Bygningsministeriet

NB! Der er i september 2013 blevet konstateret fejl i omkostningsberegningerne for tiltaget "Krav om fast overdækning af gyllebeholdere" i nærværende rapport. Der er udarbejdet et notat, som viser beregningsresultaterne for tiltaget efter korrektion af fejl. Dette notat er udgivet som IFRO Udredning 2013/13.

IFRO Rapport er en fortsættelse af serien FOI Rapport, som blev udgivet af Fødevareøkonomisk Institut

ISBN: 978-87-92591-37-1

Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi
Københavns Universitet
Rolighedsvej 25
1958 Frederiksberg
www.ifro.ku.dk

Indholdsfortegnelse

FORORD 8

1 OPGAVEBESKRIVELSE OG HOVEDRESULTATER 9

1.1 Drifts- og velfærdsøkonomiske beregninger 9

1.2 Tiltag og forventet reduktionspotentiale 10

1.3 Resume af beregningsforudsætninger 12

1.4 Oversigt over beregnede reduktionsomkostninger 13

2 BEREGNINGSFORUDSÆTNINGER 26

2.1 Fastsættelse af forventet reduktionspotentiale 26

2.2 Systemafgrænsning 26
2.2.1 Territorialprincippet 26
2.2.2 Livscyklusanalyse – en alternativ systemafgrænsning 26
2.2.3 Fuld udnyttelse af landbrugsarealet 27

2.3 Forventet udvikling i husdyrproduktionen 27

2.4 Forventet udvikling i arealanvendelsen 30

2.5 Sammenfatning af den forventede udvikling i landbrugsproduktionen 30

2.6 Beregnings- og prisforudsætninger 31

2.7 Virkemidlers effekt på andre miljøpolitiske målsætninger end drivhusgasreduktioner 31

2.8 Skyggepris på reduceret kvælstofudvaskning til rodzonen 32

2.9 Skyggepris på reduceret ammoniakfordampning 33

2.10 Analyse af skyggepris for fosfor 33

2.11 Tilskud og skatteforvridningstab 34
2.11.1 Forvridningstab 34
2.11.2 Behandling af EU-tilskud 35

2.12 Prisforudsætninger for energi- og landbrugsvarer 35

2.13 Landbrugspriser 37

2.14 Produktivitetsudvikling 40

2.15 Jordrenteberegninger for standardsædskifter 41

3 IMPLEMENTERINGSINSTRUMENTER KNYTTET TIL TILTAGENE I ANALYSEN 43

3.1 Økonomiske kriterier for valg af styringsinstrumenter 44
3.1.1 Energi- og klimapolitiske målsætninger 44

3.2 Optimalitet og omkostningsefficiens 44

3.3 Reguleringsgrundlag 45

3.4 Analyserede tiltag og styringsinstrumenter 46

3.5 Vurdering af styringsinstrumenters relevans 46

3.6 Produktion og anvendelse af bioenergi 46
3.6.1 Halm til brændsel 46
3.6.2 Halm til bioraffinering 47
3.6.3 Plantematerialer og øvrige restprodukter til termisk forgasning 47
3.6.4 Pil til bioenergi 47

3.7 Husdyr 48
3.7.1 Ændret fodring af malkekøer 48
3.7.2 Forlængelse af laktationsperioden hos malkekøer 49
3.7.3 Genetisk selektion af lavemissionskøer 49

3.8 Husdyrgødning 49
3.8.1 Bioafgasning af husdyrgødning 49
3.8.2 Forsuring af gylle 50
3.8.3 Overdækning af gyllebeholdere 50
3.8.4 Køling af gylle i svinestalde 50
3.8.5 Skærpelse af kvælstofudnyttelseskravet efter bioafgasning af husdyrgødning 51
3.8.6 Skærpelse af kvælstofudnyttelseskravet for minkgylle, fjerkrægylle, ajle og dybstrøelse 51

3.9 Kvælstofhåndtering og -anvendelse 51
3.9.1 Nitrifikationshæmmere 51
3.9.2 Reduceret kvælstofnorm 52

3.10 Arealrelaterede tiltag 52
3.10.1 Udtagning af organogene jorde 52
3.10.2 Udtagning af højbund/mineraljord til græs 53
3.10.3 Vedvarende græs 53
3.10.4 Efterafgrøder og mellemafgrøder 53
3.10.5 Reduceret jordbearbejdning 53
3.10.6 Flere bælgplanter i græsmarker 53
3.10.7 Fremme af sædskifte med flerårige græsmarker og grøntfoder 54
3.10.8 Tilbageføring af askeprodukter fra forgasning af affald og biprodukter 54

3.11 Bedriftsmodel til regulering af drivhusgasudledninger fra landbruget 54
3.11.1 Reguleringsproblemet 54
3.11.2 Reguleringsgrundlaget 55
3.11.3 Databehov og administrative omkostninger 56

4 OMKOSTNINGSBEREGNINGER FOR VIRKEMIDLER 59

4.1 Forventet produktion af husdyrgødning 59

4.2 Husdyrgødning til biogas 59
4.2.1 Implementeringsinstrument 60
4.2.2 Ændrede beregningsforudsætninger i forhold til Rapport 205 61
4.2.3 Anvendelse af majs og græs i biogasproduktion 62

4.2.4 Tørstofindhold og værdi af gylle ... 62
4.2.5 Gylleforsuring og biogasproduktion ... 64
4.2.6 Gylleseparering ... 64
4.2.7 Nettoomkostning ved separering af gylle ... 66
4.2.8 Biogasproduktion og beregnet afsætningspris for biogas til kraftvarmeproduktion ... 68
4.2.9 Drivhusgasreduktion og afledte miljøeffekter ved anvendelse af husdyrgødning i biogasproduktion ... 72
4.2.10 Driftsøkonomien for biogasanlæg ved produktion af biogas til kraftvarme på basis af husdyrgødning ... 74
4.2.11 Samfundsøkonomisk CO2-skyggepris ved biogasproduktion til kraftvarme på basis af husdyrgødning ... 77
4.2.12 Drivhusgasreduktion og bidrag til VE ... 81
4.2.13 Afgiftsprovenu og administrative omkostninger ... 82
4.2.14 Opsummering af beregningsresultater ... 83
4.2.15 Sæsonregulering ... 84
4.2.16 Opgradering af biogas til naturgasstandard ... 85
4.2.17 Forvridningstab ... 86
4.2.18 Beregningsforudsætningerne i Rapport 205 ... 87
4.2.19 Majs-gyllescenarium ... 88
4.2.20 Konventionelt græs til biogas ... 93
4.2.21 Økologisk kløvergræs til biogas ... 97
4.2.22 Biogas af græs fra naturpleje ... 101
4.2.23 Biogas produceret ved en kombination af gårdanlæg og fællesanlæg ... 107

4.3 Krav om forsuring af gylle i stalden ... 117
4.3.1 Implementeringsinstrument ... 117
4.3.2 Omfang og effekter ... 117
4.3.3 Driftsøkonomiske omkostninger ... 118
4.3.4 Samfundsøkonomiske omkostninger ... 121
4.3.5 Opsummering af beregningsresultater vedr. forsuring af 10 % af gyllemængde ... 123
4.3.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % ... 125

4.4 Køling af gylle i svinestalde ... 126
4.4.1 Implementeringsinstrument ... 126
4.4.2 Konsekvenser af gyllekøling i svinestalde ... 126
4.4.3 Driftsøkonomien i køling af gylle ... 127
4.4.4 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved køling af gylle ... 128
4.4.5 Opsummering af beregningsresultater ... 129
4.4.6 Følsomhedsanalyse med diskonteringsrenter på 3 og 6 % ... 130

4.5 Krav om fast overdækning af gyllebeholdere ... 130
4.5.1 Implementeringsinstrument ... 130
4.5.2 Konsekvenser af overdækning af gyllebeholdere ... 130
4.5.3 Driftsøkonomien i overdækning af gyllebeholdere med teltdug ... 131
4.5.4 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved overdækning af gyllebeholdere ... 133
4.5.5 Opsummering af beregningsresultater for overdækning af gyllebeholdere ... 135
4.5.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % ... 136

4.6 Nitrifikationshæmmere ... 136
4.6.1 Implementeringsinstrument ... 137
4.6.2 Omfang og effekter ... 137
4.6.3 Driftsøkonomiske omkostninger ... 138
4.6.4 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ... 139
4.6.5 Opsummering af beregningsresultaterne ... 139
4.6.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % ... 140
4.6.7 Følsomhedsanalyse: Break-even-pris på nitrifikationshæmmere ... 140

4.7 Reduktion af kvælstofkvoten med 10 % ... 141
4.7.1 Implementeringsinstrument ... 142
4.7.2 Konsekvenser af tiltaget ... 142
4.7.3 Driftsøkonomiske omkostninger ved reduktion af kvælstofkvoten med 10 % ... 143

4.7.4 Samfundsøkonomiske omkostninger ved reduktion af kvælstofkvoten med 10 % ... 143
4.7.5 Opsummering af beregningsresultater for reduceret kvælstofkvote ... 144
4.7.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % ... 145

4.8 Skærpelse af N-udnyttelseskrav for afgasset husdyrgødning ... 145
4.8.1 Implementeringsinstrument ... 146
4.8.2 Konsekvenser af tiltaget ... 146
4.8.3 Driftsøkonomiske omkostninger ved reduktion af N-normen ... 147
4.8.4 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved skærpet udnyttelseskrav til afgasset husdyrgødning ... 148
4.8.5 Opsummering af beregningsresultater ... 149
4.8.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % ... 150

4.9 Skærpet krav til kvælstofudnyttelse for udvalgte typer husdyrgødning ... 150
4.9.1 Implementeringsinstrument ... 150
4.9.2 Konsekvenser af tiltaget ... 150
4.9.3 Driftsøkonomiske omkostninger ved skærpet N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning ... 151
4.9.4 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved skærpet N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning ... 152
4.9.5 Opsummering af beregningsresultater for skærpet kvælstofudnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning ... 153
4.9.6 Følsomhedsanalyse: diskonteringsrenter på 3 og 6 % ... 154

4.10 Fedt i foder til malkekøer ... 154
4.10.1 Implementeringsinstrument ... 155
4.10.2 Udvikling i malkekobestanden samt andel der tildeles fedt ... 156
4.10.3 Konsekvenser af ændret fodersammensætning for malkekøer ... 156
4.10.4 Driftsøkonomiske omkostninger og implementering ... 157
4.10.5 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ... 161
4.10.6 Opsummering af beregningsresultater ... 164
4.10.7 Følsomhedsberegning: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % ... 165
4.10.8 Følsomhedsanalyse: Tilskud som implementeringsinstrument ... 165
4.10.9 Opsummering af beregningsresultater med tilskud som implementeringsinstrument ... 167

4.11 Ændret foder til andre typer kvæg end malkekøer ... 168
4.11.1 Implementeringsinstrument ... 168
4.11.2 Bestandsudvikling og andel af dyr med ændret fodersammensætning ... 169
4.11.3 Reduceret metanudledning ved ændret fodersammensætning ... 170
4.11.4 Driftsøkonomiske omkostninger og implementering ... 170
4.11.5 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ... 171
4.11.6 Opsummering af beregningsresultater ... 172
4.11.7 Følsomhedsberegning: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % ... 173
4.11.8 Følsomhedsberegning: Tilskud som implementeringsinstrument ... 174

4.12 Forlænget laktationsperiode for malkekvæg ... 175
4.12.1 Implementeringsinstrument ... 176
4.12.2 Driftsøkonomiske omkostninger ved forlænget laktation ... 176
4.12.3 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved forlænget laktation ... 177
4.12.4 Opsummering af beregningsresultater ... 178
4.12.5 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % ... 179

4.13 Halm fra 100.000 ha til brændsel i kraftvarmeproduktion ... 179
4.13.1 Implementeringsinstrument ... 180
4.13.2 Konsekvenser og beregningsforudsætninger ... 180
4.13.3 Miljøeffekter ved brug af halm til brændsel i kraftvarmeværker ... 181
4.13.4 Driftsøkonomien ved bjærgning af halm til kraftvarme ... 182
4.13.5 Budgetøkonomisk oversigt for energisektoren ... 183
4.13.6 Samfundsøkonomiske CO2-reduktionsomkostninger ved anvendelse af halm til brændsel ... 185
4.13.7 Ekstra håndterings- og indfyringsomkostninger for halm ... 185

4.13.8 Forvridningsomkostninger ... 186
4.13.9 Efterafgrøder og sidegevinster ... 186
4.13.10 Beregningsresultater ... 187
4.13.11 Budgetøkonomiske omkostninger ... 190
4.13.12 CO2 Reduktionspotentiale ved øget halmanvendelse til energi ... 191
4.13.13 Opsummering af beregningsresultater ... 191
4.13.14 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % ... 192

4.14 Dyrkning af energipil ... 192
4.14.1 Implementeringsinstrument ... 192
4.14.2 Dyrkning og sektorafgræsning ... 193
4.14.3 Miljømæssige effekter ... 194
4.14.4 Afsætningsvilkår og prisforudsætninger ... 196
4.14.5 Driftsøkonomien ved dyrkning af energipil under nuværende prisrelationer ... 196
4.14.6 Driftsøkonomien ved dyrkning af energipil under forventede fremtidige prisrelationer ... 198
4.14.7 Tilskud og administrationsomkostninger ... 201
4.14.8 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved dyrkning af pileflis ... 202
4.14.9 Opsummering af beregningsresultater ... 208
4.14.10 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % ... 209
4.14.11 Øget tilskud til dækning af jordrentetab ved højere priser på landbrugsafgrøder ... 210
4.14.12 Tilskud og administrationsomkostninger ... 214
4.14.13 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved dyrkning af pileflis ... 214
4.14.14 Opsummering af beregningsresultater ... 220
4.14.15 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % ... 220

4.15 Krav om efterafgrøder på 240.000 ha ... 221
4.15.1 Implementeringsinstrument ... 222
4.15.2 Omfang og effekter ... 222
4.15.3 Driftsøkonomiske omkostninger ... 224
4.15.4 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ... 225
4.15.5 Opsummering af beregningsresultater ... 227
4.15.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % ... 228

4.16 Krav om mellemafgrøder på yderligere 240.000 ha ... 228
4.16.1 Implementeringsinstrument ... 229
4.16.2 Omfang og effekter ... 229
4.16.3 Driftsøkonomiske omkostninger ved etablering af mellemafgrøder ... 230
4.16.4 Samfundsøkonomiske omkostninger ved etablering af mellemafgrøder ... 231
4.16.5 Opsummering ... 234
4.16.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % ... 235

4.17 Tilskud til udtagning af landbrugsjord på højbund til vedvarende græs ... 235
4.17.1 Omfang ... 235
4.17.2 Implementeringsinstrument ... 236
4.17.3 Miljøeffekter ... 236
4.17.4 Driftsøkonomiske omkostninger ... 237
4.17.5 Samfundsøkonomiske omkostninger ... 241
4.17.6 Opsummering ... 244
4.17.7 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % ... 245

4.18 Skovrejsning på højbund ... 246
4.18.1 Potentielt omfang og konsekvenser ... 246
4.18.2 Implementeringsinstrument ... 247
4.18.3 Konsekvensoversigt ... 247
4.18.4 Driftsøkonomisk vurdering ... 249
4.18.5 Skovrejsningstilskud ... 253
4.18.6 Driftsøkonomiske omkostninger ... 255
4.18.7 Samfundsøkonomiske omkostninger ... 257

4.18.8 Opsummering af resultater ... 261
4.18.9 Andre afledte effekter af skovrejsning ... 262
4.18.10 Samlet vurdering ... 262
4.18.11 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrater på 3 og 6 % ... 263

4.19 Tilskud til udtagning af 35.000 ha organogene jorde til græs med fortsat dræning ... 264
4.19.1 Implementeringsinstrument ... 264
4.19.2 Omfang og effekter ... 264
4.19.3 Driftsøkonomiske omkostninger ... 266
4.19.4 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ... 268
4.19.5 Opsummering ... 269
4.19.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % samt halvering af pris på kvælstof ... 270

4.20 Tilskud til udtagning af 35.000 ha organogene jorde til græs med ophør af dræning ... 271
4.20.1 Implementeringsinstrument ... 272
4.20.2 Omfang og effekter ... 272
4.20.3 Driftsøkonomiske omkostninger ... 273
4.20.4 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ... 276
4.20.5 Opsummering ... 277
4.20.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % samt halvering af pris på kvælstof ... 278

4.21 Kvalitative beskrivelser af tiltag ... 279
4.21.1 Termisk forgasning af biomasse ... 279
4.21.2 Bioraffinering af biomasse ... 279
4.21.3 Nitrat og sulfat i foderet til malkekøer ... 279
4.21.4 Genetisk selektion ... 279
4.21.5 Nitrifikationshæmmere til husdyrgødning ... 280
4.21.6 Større andel af bælgplanter i græsmarkerne ... 280
4.21.7 Vedvarende græsmarker ... 280
4.21.8 Fremme af sædskifte med flerårige afgrøder/græsmarker ... 280
4.21.9 Reduceret jordbearbejdning ... 280
4.21.10 Halm til forgasning og med returnering af biochar til jorden ... 281

5 ENGLISH SUMMARY ... 282

5.1 GHG mitigation measures related to agriculture ... 282

5.2 Calculation assumptions ... 283
5.2.1 Definition of social costs ... 284
5.2.2 Treatment of taxes, subsidies and deadweight loss ... 284
5.2.3 Social value of ancillary benefits ... 284
5.2.4 Negative mitigation cost ... 284

5.3 Calculated abatement costs ... 285
5.3.1 Livestock manure for biogas ... 287
5.3.2 Use of maize silage in combination of animal slurry for biogas ... 287
5.3.3 Biogas from organic clover ... 287
5.3.4 Slurry acidification ... 288
5.3.5 Cooling of pig manure ... 288
5.3.6 Covers on slurry containers ... 288
5.3.7 Nitrification inhibitors ... 289
5.3.8 Reduction of nitrogen quota by 10 % ... 289
5.3.9 Increased nitrogen utilization in degassed slurry ... 289
5.3.10 Increased nitrogen utilization in certain slurry ... 289
5.3.11 Additional fat in diet for dairy cattle ... 290
5.3.12 Additional concentrated feed in diet for other cattle ... 290
5.3.13 Prolonged lactation period among dairy cows ... 290

5.3.14 Straw for combustion at heat and power plants 290
5.3.15 Energy willow 290
5.3.16 Catch crops 292
5.3.17 Short term catch crops 292
5.3.18 Conversion of arable land to permanent grass 292
5.3.19 Conversion of arable, organogenic land to permanent grass – continued drainage 293
5.3.20 Conversion of arable, organogenic land to permanent grass – discontinued drainage 293
5.3.21 Afforestation 294

FORORD

Rapporten indeholder drifts- og samfundsøkonomiske omkostningsanalyser af 31 tiltag til reduktion af landbrugets udledning af drivhusgasser. Analyserne er udført af Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi på opdrag af NaturErhvervstyrelsen og Klima-, Energi- og Bygningsministeriet. Resultaterne af undersøgelsen indgår i udarbejdelsen af regeringens klimaplan.

Beregningerne i denne rapport er en videreførelse af analyser i rapporten Landbrug og Klima, der blev udarbejdet for Fødevareministeriet i 2008 af Fødevareøkonomisk Institut og Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet ved Århus Universitet, samt Fødevareøkonomisk Instituts rapport Økonomiske analyser for landbruget af omkostningseffektive klimatiltag fra 2010. Der er siden sket væsentlige ændringer i de samfundsøkonomiske analyseforudsætninger samt en række baggrundsantagelser om produktionssammenhænge og prisudvikling, som der gjort nærmere rede for i rapporten.

Det naturvidenskabelige grundlag for de økonomiske analyser er undersøgelser af de forskellige tiltags potentiale og emissionseffekter foretaget af Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug og offentliggjort i rapporten Effekter af tiltag til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser. Endvidere har Energistyrelsen bidraget med væsentlige oplysninger om brændselssubstitution og emissionseffekter ved anvendelse af halm til brændsel.

Alex Dubgaard, projektansvarlig
August, 2013

1 Opgavebeskrivelse og hovedresultater

Denne rapport indeholder omkostningsanalyser af 31 tiltag til reduktion af landbrugets udledning af drivhusgasser. Formålet med undersøgelsen er at identificere tiltag, som kan levere omkostningseffektive bidrag til opfyldelse af regeringens klimaplan. Arbejdet bygger videre på økonomiske analyser af klimatiltag i landbruget foretaget 2009-10 og offentliggjort i Rapport 205[1] fra Fødevareøkonomisk Institut (nu IFRO).

Der er sket væsentlige ændringer i den danske klimapolitik, siden analyserne i Rapport 205 blev gennemført. Tidligere tog energipolitikken udgangspunkt i EU's klima- og energipakke, der skelner mellem kvoteomfattede og ikke-kvoteomfattede sektorer. Inden for det kvoteomfattede område reguleres den samlede CO_2-udledning gennem EU's kvotemarked. De enkelte medlemsstater har derfor alene ansvaret for at begrænse drivhusgasudledningerne inden for det ikke-kvoteomfattede område.

Den nuværende energi- og klimapolitik skelner ikke mellem kvoteomfattede og ikke-kvoteomfattede sektorer. De overordnede målsætninger er formuleret i "Vores energi" fra november 2011 (Regeringen, 2011). Heraf fremgår det, at: "Den danske reduktionsindsats for at indfri regeringens mål om en 40 pct. reduktion af drivhusgasudledningen i 2020 vil blive opfyldt ved en indsats i både de kvoteomfattede og ikke-kvoteomfattede sektorer" (op. cit., s. 27).

I de aktuelle beregninger indgår derfor ingen opdeling mellem kvote- og ikke-kvotesektor. Værdien af frigjorte CO_2-kvoter medtages ikke i beregningerne, hvilket øger CO_2-skyggeprisen for en række tiltag sammenlignet med tidligere beregninger. Omvendt har den manglende opdeling den effekt, at emissionsreduktionerne ved fortrængning af fossile brændsler nu skal medregnes i den samlede CO_2-reduktionsopgørelse, hvilket bidrager til en lavere CO_2-skyggepris.

I de tidligere analyser blev der ikke indregnet forvridningstab ifm. skatte- og afgiftsændringer. I de foreliggende beregninger medtages de skatteforvridningsomkostninger, der opstår som følge af pristillæg, afgiftsfritagelser og tilskud. Når disse forvridninger medtagets i de samfundsøkonomiske beregninger har det ofte en stor effekt på CO_2-reduktionsomkostnigerne.

1.1 Drifts- og velfærdsøkonomiske beregninger

Driftsøkonomiske analyser

De driftsøkonomiske analyser refereres i de enkelte tiltag som budgetøkonomiske analyser der viser ændringer i omkostning og indtjening på virksomhedsniveau ved at implementere tiltaget. De drifts- eller budgetøkonomiske omkostninger er opgjort i faktorpriser, som erhvervsvirksomheder køber og

[1] "Rapport 205" referer til publikationen Dubgaard et al. (2010).

sælger til. Det antages, at de driftsøkonomiske omkostninger bestemmer den økonomiske adfærd i landbruget og andre virksomheder. Det er derfor disse omkostninger, som det vil være relevant for offentlige myndigheder at inddrage i overvejelser om anvendelse af instrumenter til implementering af de undersøgt tiltag – det være sig i form af afgifter, tilskud eller andre adfærdsregulerende indgreb.

Samfundsøkonomiske analyser
De samfundsfundsøkonomiske analyser, der også betegnes også som velfærdsøkonomiske analyser, omhandler den optimale samfundsmæssige ressourceanvendelse. Der er tale om en normativ økonomisk tilgang, som opstiller kriterier for, hvordan samfundets knappe ressourcer bør anvendes med henblik på at skabe størst mulig behovstilfredsstillelse for borgerne i samfundet. De beregnede velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger viser de ændringer i forbrugs mulighederne for det danske samfund, som implementeringen af et givet tiltag vil give anledning til. For sammenlignelighedens skyld udtrykkes de velfærds- eller samfundsmæssige reduktionsomkostninger i kroner pr. ton CO_2-ækvivalent – også betegnet som den samfundsmæssige CO_2-skyggepris.

1.2 Tiltag og forventet reduktionspotentiale

De landbrugsrelaterede tiltag, der indgår i analysen, er udvalgt i samarbejde med Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (DJF) ved Aarhus Universitet (Olesen, 2013). Et tiltags reduktion af drivhusgasudledningerne opgøres som summen af tiltagets effekter på udledningen af metan, lattergas og kuldioxid, herunder ændringer i landbrugsjordens kulstofindhold.

Undersøgelsen medtager ikke de forventede effekter af politiske beslutninger, der allerede er truffet på klimaområdet. Det betyder bl.a., at klimatiltagene i Grøn Vækst-programmet er en del af basisscenariet og dermed ikke indgår nærværende analyse. I tabel 1.1 ses de tiltag, der indgår i analysen, med det det forudsatte reduktionspotentiale opgjort i CO_2-ækvivalenter.

Tabel 1.1 Tiltagenes omfang og reduktionspotentiale

Tiltag	Omfang	Drivhusgas-reduktion i 2020 med kulstoflagring, 1.000 ton CO_2-ækv.
Biomasse		
Halm til brændsel i kraftvarme	Fra 100.000 ha	151
Biogas af husdyrgødning	10 % af den samlede gyllemængde	132
Biogas af majs	10 % af den samlede gyllemængde	187
Biogas af økologisk kløvergræs (20.000 ha)	Fra 20.000 ha	102
Husdyr		
Ændret fodring til malkekøer	80 % af konventionel bestand og 25 % af økologisk bestand	141
Ændret foder til andet kvæg	25 % af den samlede bestand	11
Forlænget laktation hos malkekøer	10 % af bestanden	17
Håndtering af husdyrgødning		
Forsuring af gylle	10 % af den samlede gyllemængde	97
Overdækning af gyllebeholdere	40 % af den samlede gyllemængde	78
Køling af gylle i svinestalde (10 % af svinegyllen)	10 % af svinegyllen	6
Gødskning		
Nitrifikationshæmmere	100 % implementering	335
Skærpet N-udnyttelseskrav for afgasset husdyrgødning	50 % af den samlede gyllemængde	48
Skærpelse af udnyttelseskravet til udvalgte typer husdyrgødning	5 % for minkgylle, 10 % for fjerkrægylle og 20 % for ajle	17
Reduktion af N-kvoten	10 % af den samlede N-kvote	175
Arealanvendelse		
Pileflis til brændsel (100.000 ha)	100.000 ha	181
Efterafgrøder	240.000 ha fordelt på 63.000 ha lerjord og 177.000 sandjord	156
Mellemafgrøder	240.000 ha fordelt på 110.000 ha på lerjord og 130.000 ha sandjord	167
Udtagning af højbund til vedvarende græs	100.000 ha ligelig fordelt på ler – og sandjord	295
Udtagning af højbund til skov	50.000 ha fordelt på 31.000 ha lerjord og 19.000 ha sandjord	474
Udtagning af organogene jorde til græs med ophør af dræning	35.000 ha	481
Udtagning af organogene jorde til græs med fortsat dræning	35.000 ha	102

Kilde: Olesen et al. (2013).

1.3 Resume af beregningsforudsætninger

Her gives en kort oversigt over beregningsforudsætningerne, som er nærmere beskrevet i kap. 2. Analysen er gennemført i overensstemmelse med fælles beregningsprincipper for undersøgelsen af omkostningseffektive klimatiltag til regeringens klimaplan (Energistyrelsen, 2012a), hvilket bl.a. betyder, at:

- analyseperioden er 2013-2042
- der regnes i 2012-priser, og der tilbagediskonteres til 2013.
- i de samfundsøkonomiske beregninger forøges faktorpriserne med en nettoafgiftsfaktor (NAF) på 1,325
- der anvendes en diskonteringsrate på 4,00 %.

Beregningerne foretages som hovedregel i 2012-priser. Dvs. at de relative priser generelt forudsættes uændrede gennem hele analyseperioden 2013-2042. Det gælder dog ikke energipriserne. Her benyttes Energistyrelsen fremskrivning af realpriserne på disse produkter i perioden frem til 2035, hvorefter realpriserne forudsættes konstante. For landbrugsprodukter (primært korn og raps) er der foretaget en realprisfremskrivning til 2025 baseret på EU-landbrugsmodellen AGMEMOD og samt prisfremskrivninger fra OECD og FAO. De anvendte afgrødepriser er 122-123 kr./hkg for hvede og byg og 281 kr./hkg for raps. Omkostningerne ved udtagning eller ændret anvendelse af landbrugsjord opgøres som reduktion i jordrenten. Principielt svarer jordrenten til den forpagtningsafgift, der kan betales for jord af en given dyrkningsværdi.

En del af de drivhusgasrelaterede tiltag har sideeffekter i form af mindre belastning af vandmiljøet med kvælstof og reduceret ammoniakfordampning. Den samfundsmæssige værdi af (positive) sideeffekter indgår (som en reduktion) i nettoomkostninger ved drivhusgasreduktioner. Følgende skyggepriser er benyttet:

- Skyggepris på reduceret N-udvaskningen fra rodzonen = 40 kr./kg N opgjort budgetøkonomisk svarende til 53 kr./kg N inkl. NAF.

- Skyggepris på reduceret ammoniakfordampning = 41 kr./kg NH_3-N opgjort budgetøkonomisk svarende til 54 kr./N inkl. NAF.

I de samfundsøkonomiske analyser udelades tilskud fra den danske statskasse samt EU-støtte til implementering af forskellige tiltag. Da ingen af de analyserede tiltag forventes at påvirke udbetalingen af enkeltbetalingsstøtte fra EU, indgår dette tilskud ikke i beregningerne af de samfundsmæssige CO_2-skyggepriser.

I de samfundsøkonomiske omkostningsberegninger medtages forvridningstab ifm. skatte- og afgiftsforhøjelser samt pristillæg. Ved en skatte- eller afgiftsforøgelse beregnes et arbejdsudbudsforvridningstab på 20 % af provenuet (Energistyrelsen, 2012a). Tiltag, som øger omkostningerne i landbruget, tilskrives et forvridningstab på 18 % af omkostningsforøgelsen (op. cit.).

Beregningerne inddrager ikke beskæftigelses- og betalingsbalanceeffekter som følge af implementering af de analyserede tiltag. Det er i overensstemmelse med Finansministeriets vejledning vedr. samfundsøkonomiske analyser. Begrundelsen er, at der findes økonomisk-politiske mekanismer til styring af det samlede aktivitets- og beskæftigelsesniveau i økonomien. Det betyder, at frigjort arbejdskraft i en sektor, antages at finde beskæftigelse i andre sektorer – i det mindste på længere sigt.

1.4 Oversigt over beregnede reduktionsomkostninger

I det følgende opsummeres samtlige tiltag med deres respektive samfundsmæssige reduktionsomkostninger (CO_2-skyggepris). Tabel 1.2 viser de analyserede tiltags forudsatte reduktionspotentialer og samfundsmæssige reduktionsomkostninger pr. ton CO_2-ækvivalent..

Tabel 1.2 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger for analyserede tiltag

Tiltag	Drivhusgas-reduktion i 2020		Velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger kr. /ton CO_2-ækv			
	Med kulstof-lagring	Uden kulstof-lagring	Med kulstof-lagring, inkl. sideeffekter	Med kulstof-lagring, ekskl. sideeffekter	Uden kulstof-lagring, inkl. sideeffekter	Uden kulstof-lagring, ekskl. sideeffekter
Biogasproduktion fra 10 % af gyllemængden	132	138	625	791	598	757
Biogasproduktion fra 10 % af gyllemængden, med 10 % majsensilage	187	181	1.195	1.285	1.160	1.247
Biogasproduktion på basis af 20.000 ha økologisk kløvergræs	102	64	1.239	1.204	1.989	1.932
Forsuring af gylle i stalden, samlet	i.r.	97	i.r.	i.r.	-417	1.302
- 10 % af kvæggyllen	i.r.	32	i.r.	i.r.	-350	1.469
- 10 % af svinegyllen	i.r.	65	i.r.	i.r.	-483	1.134
Køling af gylle	i.r.	6	i.r.	i.r.	-16.083	i.r.
Overdækning af gyllebeholdere, samlet	i.r.	78	i.r.	i.r.	-15.408	507
- Svinegylle	i.r.	53	i.r.	i.r.	-11.288	44
- Kvæggylle	i.r.	25	i.r.	i.r.	-19.529	971
Nitrifikationshæmmere	i.r.	335	i.r.	i.r.	i.r.	1.844
- Nitrifikationshæmmere, Break-even- pris	i.r.	335	i.r.	i.r.	i.r.	491
Reduktion af N-kvoten med 10 %	i.r.	175	i.r.	i.r.	-1.810	1.425
Skærpet N-udnyttelse for afgasset husdyrgødning	i.r.	48	i.r.	i.r.	-1.663	1.303
Skærpet N-udnyttelse for udvalgte typer husdyrgødning	i.r.	17	i.r.	i.r.	-1.608	1.259
Ændret foder til malkekvæg, samlet	i.r.	141	i.r.	i.r.	i.r.	1.036
- Konventionelle malkekøer	i.r.	128	i.r.	i.r.	i.r.	414
- Økologiske malkekøer	i.r.	12	i.r.	i.r.	i.r.	5.413
Ændret foder til malkekvæg samlet, ens tilskud til begge typer kvæg	i.r.	141	i.r.	i.r.	i.r.	1.074

Tiltag	Drivhusgas-reduktion i 2020		Velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger kr. /ton CO_2-ækv			
	Med kulstof-lagring	Uden kulstof-lagring	Med kulstof-lagring, inkl. sideeffekter	Med kulstof-lagring, ekskl. sideeffekter	Uden kulstof-lagring, inkl. sideeffekter	Uden kulstof-lagring, ekskl. sideeffekter
Ændret foder til andet kvæg	i.r.	11	i.r.	i.r.	i.r.	3.646
Ændret foder til andet kvæg, tilskud	i.r.	11	i.r.	i.r.	i.r.	3.849
Forlænget laktationsperiode for malkekvæg	i.r.	17	i.r.	i.r.	i.r.	-25
Halm til brændsel	151	225	i.r.	624[1]	201	590
Dyrkning af energipil, samlet	181	61	-282	353	-847	1.051
- Sandjord	145	49	-409	346	-1.204	1.019
- Lerjord	18	6	-245	152	-774	481
- Organogen	18	6	-191	561	-564	1.653
Dyrkning af energipil, øget tilskud til dækning af jordrentetab, samlet	181	61	26	661	85	1.983
- Sandjord	145	49	-194	561	-572	1.651
- Lerjord	18	6	119	516	377	1.632
- Organogen	18	6	153	905	449	2.666
Efterafgrøder, samlet	156	i.r.	-2.235	609	i.r.	i.r.
- Sandjord	110	i.r.	-3.375	658	i.r.	i.r.
- Lerjord	46	i.r.	-1.094	560	i.r.	i.r.
Mellemafgrøder, samlet	167	i.r.	-532	826	i.r.	i.r.
- Sandjord	89	i.r.	-978	841	i.r.	i.r.
- Lerjord	78	i.r.	-25	810	i.r.	i.r.
Udtagning af omdriftsarealer på højbund til vedvarende græs, samlet	295	112	1.292	2.199	3.472	5.853
- Sandjord	149	58	181	1.323	469	3.424
- Lerjord	146	54	2.404	3.074	6.476	8.282
Skovrejsning på højbund, samlet	474	50	682	877	6.408	8.239
- Sandjord	232	18	153	305	2.019	4.016
- Lerjord	242	33	1.188	1.424	8.756	10.499
Udtagning af organogene jorde i omdrift til græs med ophør af dræning	481	115	150	603	628	2.522

1. Halm til brændsel uden krav om efterafgrøder

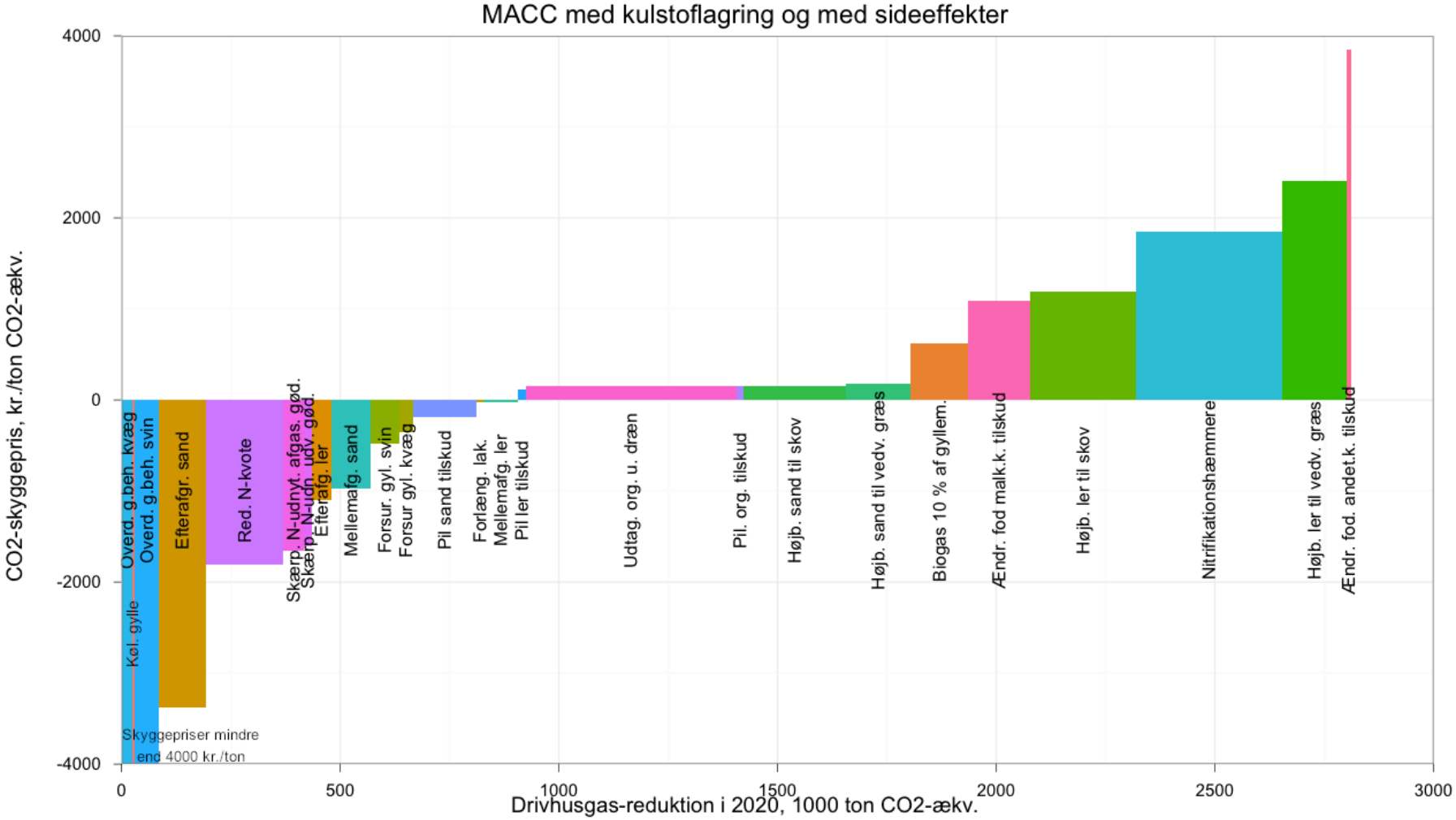
Note: i.r. = ikke relevant.

Kilde: Egne beregninger samt Olesen et al. (2013).

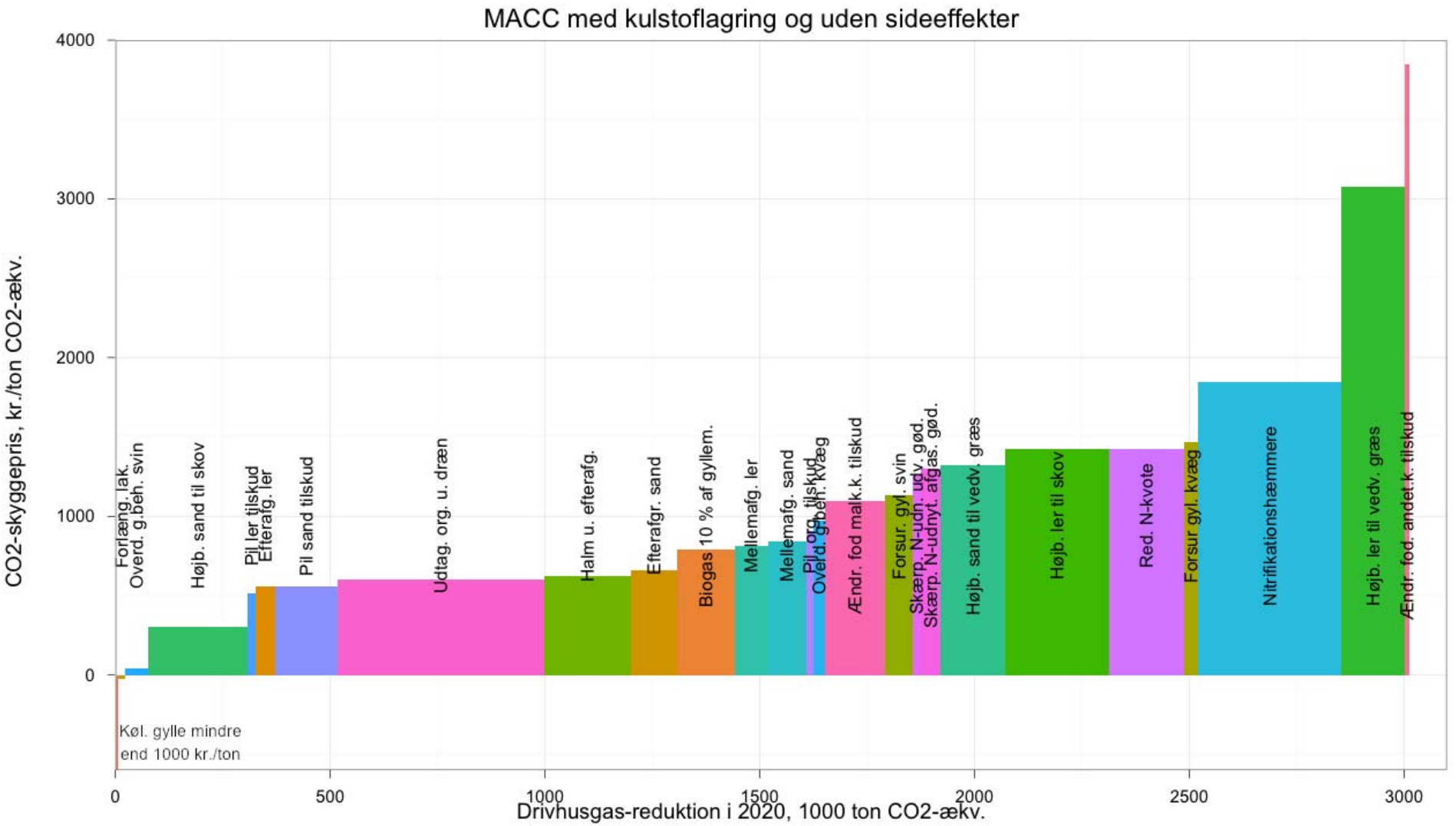
Tiltagenes reduktionspotentialer og omkostninger bliver også præsenteret i de såkaldte MACC-diagrammer. MACC står for Marginal Abatement Cost Curve. Der er tale om et søjlediagram, som viser forskellige tiltags CO_2-reduktionsomkostninger i sammenhæng med deres reduktionspotentiale. Et tiltags reduktionspotentiale vises langs diagrammets horisontale akse, mens reduktionsomkostningen pr. ton CO_2-ækvivalent fremgår af den vertikale akse. Der er opstillet tre MACC-diagrammer, som præsenteres i figur 1.1 til 1.3 nedenfor. Figur 1.1 viser tiltagene med sideeffekter og kulstoflagring i jorden. Figur 1.2 viser tiltagene uden sideeffekter, men med

kulstoflagring. Figur 1.3 viser tiltagene uden sideeffekter og uden kulstoflagring. I samtlige figurer er det reduktionspotentialet for 2020, der præsenteres. Af de relativt mange biogasscenarier er Biogas af husdyrgødning (basisscenariet) valgt. Dette scenarium har den laveste CO_2-skyggepris

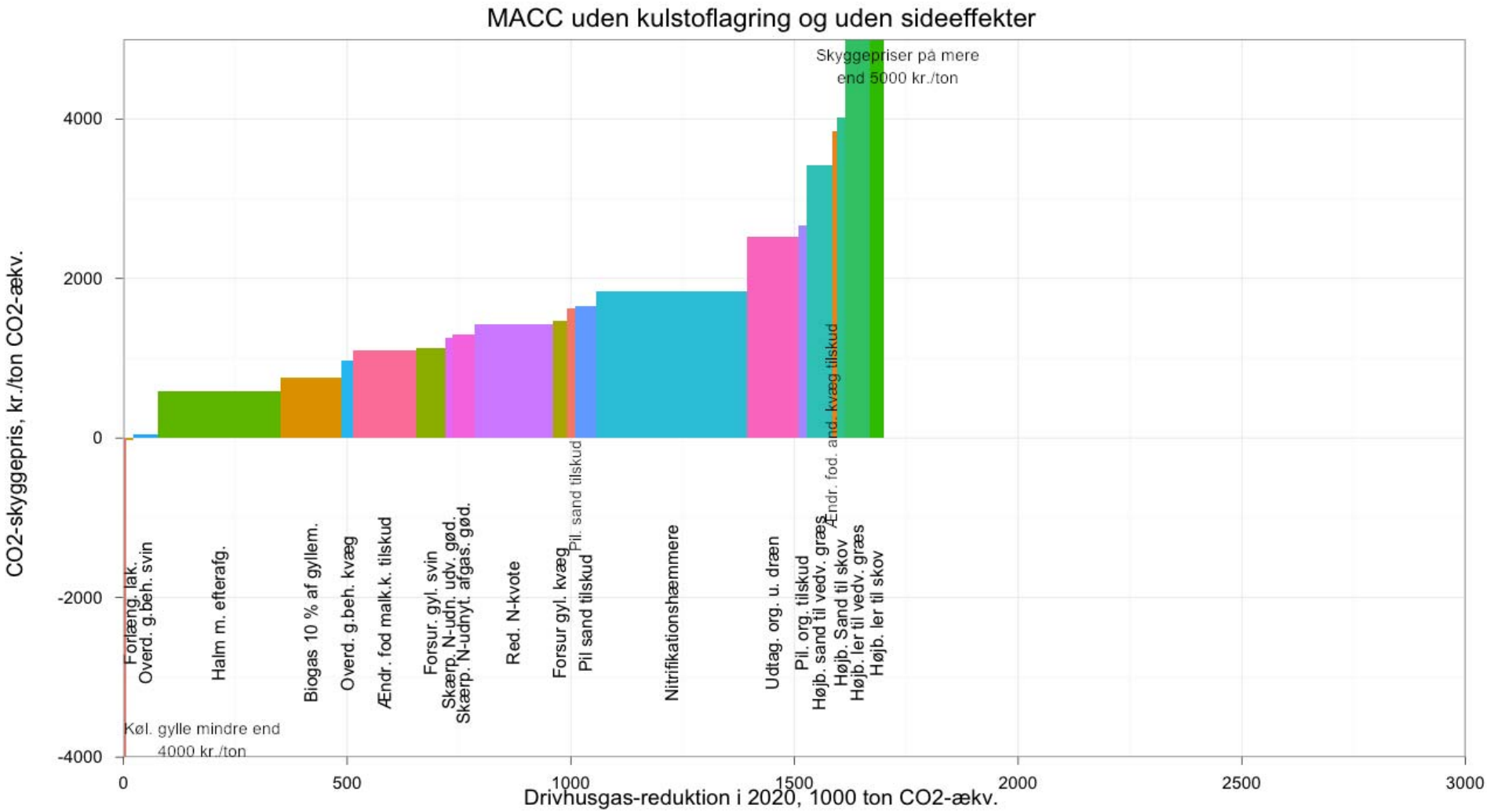
Figur 1.1 Tiltag med kulstoflagring og sideeffekter



Figur 1.2 Tiltag med kulstoflagring, uden siddeeffekter



Figur 1.3 Tiltag uden kulstoflagring uden sideeffekter



Note: Tiltagene Efterafgrøder og Mellemafgrøder er udeladt, da deres reduktionspotentiale alene omfatter kulstoflagring.

Beskrivelse af tiltagene i tabel 1.2

Biogas af husdyrgødning

Tiltaget forudsætter at 10 % af gyllemængden anvendes i biogasproduktion udover de fastsatte mængder i grøn vækst målsætningen. Fuldt implementeret i 2020 vil anvendelse af 10 % af gyllemængden reducere drivhusgasudledningerne med 132.323 ton CO_2-ækv. på årsbasis. Den samfundsmæssige værdi af biogasproduktionen opgøres som værdien af den mængde naturgas, der fortrænges, samt husdyrgødningens øgede gødningsværdi efter afgasning. Endvidere indgår den samfundsmæssige værdi af sideeffekter i form af reduceret kvælstofudvaskning og ændrede skadesomkostninger ifm. NO_x-udledninger i de samfundsøkonomiske beregninger. Tiltaget har samfundsmæssige reduktionsomkostninger på 598 kr./ton CO_2-ækv. uden kulstoflagring i jorden og medregnet sideeffekter. Tages der hensyn til reduktion af jordens kulstofindhold, stiger reduktionsomkostningerne til 625 kr./ton CO_2-ækv. ligeledes med værdi af sideeffekter. Uden værdi af sideeffekter er skyggepriserne hhv. 757 og 791 kr./ton CO_2-ækv.

Biogas af majs

Majsensilage har både et væsentligt højere tørstofindhold end gylle og et betydeligt større biogaspotentiale pr. ton tørstof. Det relativt høje biogasudbytte pr. ton biomasse gør majs til et potentielt interessant råvareinput i biogasproduktion. Denne fordel skal dog afvejes mod de meromkostninger, der er forbundet med dyrkning af energimajs i forhold til omkostningerne ved anvendelse af husdyrgødning i biogasproduktionen. Ved anvendelse af 10 % majsensilage stiger CO_2-reduktionsomkostningerne i forhold til standardscenariet, hvis sideeffekterne medregnes. Dermed kan det konkluderes, at brug af en energiafgrøde som majs i biogasproduktion er samfundsøkonomisk mindre fordelagtigt end husdyrgødning alene. Tiltaget har samfundsmæssige reduktionsomkostninger på 1.160 kr./ton CO_2-ækv. uden kulstoflagring i jorden og med sideeffekter. Tages der hensyn til reduktion af jordens kulstofindhold, stiger reduktionsomkostningerne til 1.195 kr./ton CO_2-ækv., ligeledes med værdien af sideeffekter. Uden værdien af sideeffekter er skyggepriserne hhv. 1.247 og 1.285 kr./ton CO_2-ækv.

Biogas af økologisk kløvergræs

Dyrkning af økologisk kløvergræs til biogas må primært ses som et middel til at skaffe en større kvælstofforsyning (gennem bælgplanters kvælstoffiksering) på økologiske planteavlsbrug uden noget større husdyrhold og uden adgang til husdyrgødning fra andre bedrifter. Tiltaget omfatter dermed 20.000 ha kløvergræs, hvor udbyttet anvendes til biogas. Det forudsættes, at der alene anvendes økologisk græsensilage i biogasproduktionen. Under denne forudsætning vil det være muligt at benytte det afgassede materiale som gødning på økologisk dyrkede arealer også i tilfælde af en udfasning af adgangen til anvendelse af konventionelt produceret husdyrgødning på økologiske arealer. Fuldt implementeret i 2020 vil anvendelse af 10 % af gyllemængden reducere drivhusgasudledningerne med 101.900 ton CO_2-ækv. på årsbasis. De samfundsmæssige reduktionsomkostninger for biogasproduktion på basis af økologisk kløvergræs ligger inkl. sideeffekter på 1.989 og 1.239 kr./ton CO_2-ækv. hhv. uden og med kulstoflagring. Årsagen til den

høje skyggepris i forhold til basisscenariet findes i de høje omkostninger til køb af økologisk kløvergræs, som kun delvist opvejes af værdien af øget kvælstoffiksering.

Forsuring af gylle i stalden

Forsuring af 10 % af kvæggyllen og 10 % af svinegyllen medfører en potentiel reduktion af drivhusgasser svarende til 97.000 tons CO_2-ækv. Heraf stammer 32.000 tons CO_2-ækv. fra forsuring af kvæggyllen og 65.000 tons CO_2-ækv. fra svinegyllen. Ved forsuring af gylle på kvægbedrifter er der beregnet en samfundsøkonomisk gevinst på 350 kr./ton CO_2-ækv., når værdien af sideeffekter i form af reduceret ammoniakfordampning medregnes. Uden værdien af reduceret ammoniakfordampning udgør reduktionsomkostningerne knap 1.469 kr./ton CO_2-ækv. Sammenlignet med kvæggylle giver forsuring af svinegylle en væsentlig større reduktion af ammoniakfordampning pr. ton gylle. Dette betyder, at virkemidlet giver en samfundsøkonomisk gevinst på ca. 483 kr./ton CO_2-ækv., når værdien af ammoniakreduktionen medregnes. Indregnes værdien af denne sideeffekt ikke, vil reduktionsomkostningerne udgøre knap 1.134 kr. pr. ton CO_2-ækv. Samlet fås en gennemsnitlig gevinst på ca. 417 kr./ton CO_2-ækv., når værdien af ammoniakreduktionen medregnes ved de to gylleformer. Indregnes værdien af denne sideeffekt ikke, vil reduktionsomkostningerne udgøre knap 1.302 kr./ton CO_2-ækv i gennemsnit. Resultaterne af de samfundsøkonomiske beregninger understreger, at gylleforsuring primært skal ses som et miljøpolitisk tiltag til reduktion af ammoniakforureningen – med drivhusgasreduktion som en sideeffekt.

Køling af gylle i svinestalde

Køling af gylle i svinestalde kan reducere emissioner af metan og ammoniak fra gyllekanalerne. Dette giver tiltaget et reduktionspotentiale på 6.000 ton CO_2-ækv. pr. år i 2020. Ved anvendelse af en varmepumpe kan der produceres varme til anvendelse i fare- og klimastalde i smågriseproduktionen. Tiltaget er kun relevant hvor varmen kan genanvendes, da der ellers vil være et relativt stort energiforbrug ved tiltaget. Den samfundsmæssig gevinst ved tiltaget er 16.083 kr./ton CO_2-ækv.

Overdækning af gyllebeholdere

Ved overdækning af gyllebeholdere er det muligt at reducere metanudledningen med 78.000 tons CO_2-ækv./år, fordelt på 53.000 CO_2-ækv. pr. år for svinegylle og 25.000 CO_2-ækv. pr. år for kvæggylle. Tiltaget har sideeffekter i form af reduceret ammoniakfordampning der gør at skyggeprisen med sideeffekter er negativ og medfører store samfundsmæssige gevinster. For svinegyllen er den således 11.288 kr./ton CO_2-ækv. pr. år og for kvæggyllen 19.529 kr./ton CO_2-ækv. pr. år. Samlet giver dette en gevinst på 15.408 kr./ton CO_2-ækv. pr. år. Hvis man udelader sideeffekter vil der dog være en samfundsmæssig omkostning forbundet med tiltaget. For svinegyllen er den således 44 kr./ton CO_2-ækv. pr. år og for kvæggyllen 971 kr./ton CO_2-ækv. pr. år. Samlet vil dette resultere i en samfundsmæssig omkostning på 507 kr./ton CO_2-ækv. pr. år.

Nitrifikationshæmmere
Tiltaget har et reduktionspotentiale på 335.000tons CO_2-ækv. pr. år. Der er ingen sideeffekter ved tiltaget, hvilket det giver samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger på 1.844 kr./ton CO_2-ækv., når prisen på nitrifikationshæmmere er 2,18 kr./kg N. For tiltaget er der udført en følsomhedsanalyse der bestemmer break-even-prisen på nitrifikationshæmmere, hvis den samfundsmæssige reduktionsomkostning skal være 491 kr./ton CO_2-ækv. Dette kræver at nitrifikationshæmmere højst koster 0,58 kr./kg N. Dette er et meget stort prisfald og derfor virker det ikke umiddelbart sandsynligt, at et prisfald i denne størrelsesorden er realistisk. Prisen kan dog falde, såfremt anvendelse af nitrifikationshæmmere vinder større udbredelse.

Reduktion af N-kvoten med 10 procent
Tiltaget medfører en potentiel lattergasreduktion pr. år fra 2020 på 175.000 ton CO_2-ækv., som følge af et reduceret handelsgødningsforbrug. Tiltaget har sideeffekter i form af reduceret N-udvaskning samt reduceret ammoniakfordampning. Den samfundsøkonomiske CO_2-skyggepris er uden medregning af sideeffekter 1.425 kr./ton CO_2-ækv. Med sidegevinster medfører tiltaget en samfundsøkonomisk gevinst på 1.810 kr./CO_2-ækv. hvilket gør tiltaget yderst relevant fra en generel, miljøpolitisk, vinkel. Derimod er der tale om en relativt høj CO_2-skyggepris, hvis der kun ses på drivhusgasudledningerne.

Skærpet N-udnyttelseskrav for afgasset husdyrgødning
Afgasning i biogasanlæg bevirker, at kvælstof bundet i husdyrgødning bliver lettere tilgængeligt, og dette medfører, at en mængde handelsgødningskvælstof svarende til 11 % af den afgassede gødningsmængde kan spares. Tiltaget forudsætter, at kvælstofnormen på de berørte bedrifter reduceres svarende til den større effektivitet i udnyttelsen af husdyrgødningskvælstoffet i afgasset gylle. Dette vil indebære, at muligheden for tildeling af handelsgødningskvælstof reduceres tilsvarende. Herved reduceres lattergas-, kvælstof- samt ammoniakudledningen. Tiltaget vil have en potentiel lattergasreduktion pr. år fra 2020 på 48.000 tons CO_2-ækv. Den samfundsøkonomiske CO_2-skyggepris er uden sideeffekter 1.303 kr./ton CO_2-ækv. Med sidegevinster giver tiltaget en samfundsøkonomisk gevinst på 1.663 kr./CO_2-ækv. Skyggepriserne gør tiltaget relevant fra en generel miljøpolitisk vinkel, mens tiltaget fra en rent klimapolitisk vinkel har en relativt høj CO_2-skyggepris.

Skærpet N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning
Tiltaget omfatter minkgylle, fjerkrægylle/-gødning, ajle, fast gødning og dybstrøelse. Udnyttelseskravet forudsættes øget med 5 % for minkgylle og dybstrøelse, med 10 % for fjerkrægylle og med 20 % for ajle. Udnyttelseskravet til fast gødning forudsættes derimod reduceret med 10 %. Reduktionen i kvælstoftilførslerne antages at medføre en lattergasreduktion svarende til 17.000 ton CO_2-ækv., mens der vil være sideeffekter i form af reduceret ammoniakfordampning og kvælstofudvaskning. Den samfundsøkonomiske CO_2-skyggepris er uden sideeffekter 1.259 kr./ton CO_2-ækv. Med sidegevinster giver tiltaget en samfundsøkonomisk gevinst på 1.608 kr./CO_2-ækv. Der må derfor drages samme konklusioner som for tiltaget ovenfor vedr. afgasset husdyrgødning.

Ændret fodring til malkekøer
Ved ændringer i fodersammensætningen til malkekvæg kan metanudledningen fra dyrenes vom reduceres og dermed har tiltaget et reduktionspotentiale på 141.000 ton CO_2-ækv. Der er ingen sideeffekter ved dette tiltag. De samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ligger på 1.036 kr./ton CO_2-ækv, hvor skyggeprisen halveres, hvis der udelukkende ses på den konventionelle malkekvægbestand. Anvendes tilskud som implementeringsinstrument stiger skyggeprisen til 1.095 kr./ton CO_2-ækv.

Ændret foder til andet kvæg
Ved ændringer i fodersammensætning til andet kvæg end malkekvæg kan metanudledningen fra dyrenes vom reduceres, hvilket giver dette tiltag et reduktionspotentiale på 11.000 ton CO_2-ækv. Der er ingen sideeffekter ved tiltaget. De samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ligger på 3.646 kr./ton CO_2-ækv. Anvendes tilskud som implementeringsinstrument stiger skyggeprisen til 3.849 kr./ton CO_2-ækv.

Forlænget laktation hos malkekøer
Ved at forlænge kælvningsintervallet for malkekøer fra 13 til 18 måneder kan metanudledningen reduceres og giver tiltaget et reduktionspotentiale på 17.000 ton CO_2-ækv. Der er ingen sideeffekter ved dette tiltag. Tiltaget har en velfærdsøkonomisk gevinst på 25 kr./ton CO_2-ækv.

Halm til brændsel i kraftvarme
Tiltaget omfatter at halmanvendelsen til brændsel i kraftvarmesektoren øges med halm fra 100.000 ha frem til 2020. Det forudsættes, at halmen fortrænger andre energikilder hvoraf størstedelen er kul, og resten er biomasse og naturgas. Halmfjernelse indebærer reduceret kulstoflagring i landbrugsjorden. Denne effekt kan udlignes ved at stille krav om etablering af efterafgrøder på de arealer, hvor halmen fjernes. Der vil være sidegevinster hvis der etableres efterafgrøder. Gevinsterne vil være i form af reduceret kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning. Tiltaget vil være forbundet med samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger på 624 kr./ton CO_2-ækv., hvis kulstoflagring tages med, og der ikke etableres efterafgrøder. Når efterafgrøder medtages falder den samfundsøkonomiske omkostning til 201 kr./ton CO_2-ækv. Når sidegevinsterne ikke medregnes, vil skyggeprisen ved etablering af efterafgrøder være 590 kr./ton CO_2-ækv. Da efterafgrøder kunne etableres, uden at der samtidigt sker fjernelse af halmen, er det ikke relevant at vurdere halmanvendelsestiltaget ud fra de samfundsmæssige gevinster ved det supplerende efterafgrødetiltag. Den relevante CO_2-skyggepris er derfor 624 kr./ton CO_2-ækv.

Pileflis til brændsel
Fuldt implementeret i 2020 vil tiltaget omfatte dyrkning af pil på i alt 100.000 ha jord, hvoraf 80 % er på sandjord og 10 % hhv. ler og organogen jord, dette giver en drivhusgasreduktionen på 181.000 ton CO_2-ækv./år. Dette omfatter ændringer i jordens kulstoflager, reducerede metanemissioner og reduceret brændstofforbrug, dog inkluderes ikke fortrængning af fossil energi i kraftvarmesektoren. Sideeffekterne ved tiltaget omfatter reduceret kvælstofudvaskning og reduceret

ammoniakudledning. For dyrkning af energipil på 80.000 ha god sandjord viser beregningerne et samfundsøkonomisk overskud (negativ CO_2-skyggepris) på 409 kr./ton CO_2-ækv. med værdien af sideeffekter og en samfundsmæssig omkostning på 346 kr./ton CO_2-ækv. uden sidegevinster hvor begge tal er inkl. kulstoflagring. Skyggepriserne for dyrkning af energipil på 10.000 ha lerjord er hhv. et overskud på 245 kr./ton CO_2-ækv. og et tab på 152 kr./ton CO_2-ækv. med og uden sideffekter og med kulstoflagring. For tiltaget er der også analyseret skyggepriser for 10.000 ha organogen jord. Her vil den samfundsmæssige gevinst være 191 kr./ton CO_2-ækv. med sideeffekter og en omkostning på 561 kr./ton CO_2-ækv. uden sideeffekter. Det samlede scenarie med etablering af energipil på 100.000 ha giver en samfundsmæssig gevinst, grundet sideeffekter, på 282 kr./ton CO_2-ækv. og 847 kr./ton CO_2-ækv. hvor tallene er med og uden kulstoflagring. Hvis sideeffekterne ikke medregnes vil der være omkostninger på hhv. 353 kr./ton CO_2-ækv. og 1.051 kr./ton CO_2-ækv. med og uden kulstoflagring. Disse skyggepriser er afhængige af forventningerne til en stigende realpris på pileflis og en jordrente i almindelig afgrødeproduktion baseret på gennemsnittet for de sidste fem år. I forlængelse heraf antages det, at de seneste tilskudsforhøjelser vil give tilstrækkeligt incitament til en øget dyrkning af energipil.

På grund af disse forbehold er der i tillæg til basisscenariet beregnet samfundsmæssige reduktionsomkostninger for et alternativt scenarie, hvor landmandens prisforventninger afhænger at de seneste års afgrødeprisstigninger. I scenariet forudsættes det at jordrenten svarer til jordrenteniveauet i 2012. Der er derfor behov for et højere tilskud for at gøre energipil konkurrencedygtigt over for andre afgrøder. For sandjord viser beregningerne en samfundsøkonomisk gevinst på 194 kr./ton CO_2-ækv. med værdien af sideeffekter og en omkostning på 561 kr./ton CO_2-ækv. uden sidegevinster hvor begge tal er med kulstoflagring. Skyggepriserne for dyrkning af energipil på 10.000 ha lerjord er hhv. en omkostning på 119 kr./ton CO_2-ækv. og 516 kr./ton CO_2-ækv. med og uden sideffekter, hvor tallene er angivet med kulstoflagring. Skyggeprisen for 10.000 ha organogen jord er 153 kr./ton CO_2-ækv. med sideeffekter og 905 kr./ton CO_2-ækv. uden sideeffekter. Det samlede scenarie med etablering af energipil på 100.000 ha med kulstoflagring giver en samfundsmæssig omkostning på hhv. 26 kr./ton CO_2-ækv. og 661 kr./ton CO_2-ækv. hvor tallene er med og uden siddeeffekter. Hvis kulstoflagring ikke medregnes vil der være omkostninger på hhv. 85 kr./ton CO_2-ækv. og 1.983 kr./ton CO_2-ækv. med og uden sideeffekter.

Efterafgrøder

Efterafgrøders klimaeffekt er stort set begrænset til øget kulstoflagring i jorden. Tiltaget har derfor kun klimapolitisk relevans, hvis kulstoflagring i jord kan medtages. Af samme årsag er CO_2-skyggeprisen kun beregnet inkl. kulstoflagring. På lerjord, hvor omkostningerne er størst, er der samfundsmæssig gevinst på 1.094 kr./ton CO_2-ækv. og en samfundsmæssig omkostning på 560 kr./ton CO_2-ækv. hhv. med og uden sideeffekt i form af reduceret kvælstofudvaskning. På sandjord er der en samfundsøkonomisk gevinst på 3.375 kr./ton CO_2-ækv., når man medregner sideeffekten. Medregnes denne sideeffekt ikke, er reduktionsomkostningen 658 kr./ton CO_2-ækv. Efterafgrøder skal derfor primært skal ses som et miljøpolitisk tiltag til reduktion af kvælstofudvaskningen.

Mellemafgrøder
Som for efterafgrøder gælder det, at mellemafgrøder kun er klimapolitisk relevant, hvis kulstoflagring i jord kan medtages. Den beregnede CO_2-skyggepris på sandjord er en gevinst på 978 kr./ton CO_2-ækv. med kulstoflagring og sideeffekter. Uden sideeffekter er den samfundsmæssige omkostning 841 kr./ton CO_2-ækv. På lerjord er der en samfundsøkonomiske gevinst på 25 kr./ton CO_2-ækv., når man medregner sideeffekter og kulstoflagring. Uden sideeffekter bliver skyggeprisen 810 kr./ton CO_2-ækv. Grunden hertil er den lavere reduktion i kvælstofudvaskningen fra lerjord samt højere driftsomkostninger.

Udtagning af højbund til vedvarende græs
Tiltaget medfører sidegevinster i form af reduceret kvælstofudvaskning og reduceret ammoniakfordampning. Det forudsatte EU-tilskud til udtagning yder et væsentlig bidrag til at reducere de velfærdsøkonomiske omkostninger ved tiltaget. Det vil være en samfundsøkonomisk omkostning ved udtagning af højbund på sandjord på 181 kr./ton CO_2-ækv., når sideeffekter medregnes og uden sideeffekter findes en omkostning på 1.323 kr./ton CO_2-ækv., hvor begge skyggepriser er angives med kulstoflagring. På lerjord er reduktionsomkostningerne 2.404 kr./ton CO_2-ækv., når værdien af sideeffekter medregnes, uden sideeffekter stiger reduktionsomkostningerne til 3.074 kr./ton CO_2-ækv. hvor begge tal er med kulstof lagring i jorden. Den store forskel på reduktionsomkostningerne for sand- og lerjord skyldes dels det væsentligt højere jordrentetab ved udtagning af lerjord, dels betydeligt større positive sideffekter for sandjord i form at reduceret kvælstofudvaskning. For lerjord er det usandsynligt, at tiltaget vil være samfundsøkonomisk relevant, mens relevansen for sandjord i betydeligt omfang har med reduktion af kvælstofudvaskningen at gøre.

Samlet for tiltaget er reduktionsomkostningerne 1.292 kr./ton CO_2-ækv., når værdien af sideeffekter medregnes. Uden sideeffekter stiger reduktionsomkostningerne til 2.199 kr./ton CO_2-ækv. Begge tal er med kulstoflagring i jorden. Som det ses af tabel 1.2, stiger skyggepriserne relativt meget hvis kulstoflagringen i jorden ikke medtages. Hvis kulstoflagring ikke medtages er tiltaget derfor ikke klimapolitisk relevant.

Udtagning af organogene jorde til græs med fortsat dræning
Ophør med dyrkning af organogene jorde vil give anledning til nedgang i drivhusgasudledningen – primært på grund af reduceret omsætning af jordens kulstofpulje. Dette giver tiltaget et reduktionspotentiale på 102.000 ton CO_2-ækv. pr. år i 2020. De samfundsøkonomiske omkostninger er i høj grad påvirket af sideeffekter i form af reduceret kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning. Inklusive kulstoflagring er tiltagets CO_2-skyggepris 2.570 kr./ton CO_2-ækv. uden sideeffekter. Med sidegevinster og inkl. kulstoflagring er skyggeprisen 1.973 kr./ton CO_2-ækv. Uden kulstoflagring er skyggeprisen hhv. 5.297 og 6.899 kr./ton CO_2-ækv. med og uden sideeffekter. De beregnede skyggepriser er langt højere end tiltaget vedr. udtagning af organogene jorde med ophør af dræning. Forskellen skyldes, at der ved ophør med dræning både opnås væsentlig højere kulstofbinding og væsentlig højere kvælstofreduktion per hektar.

Udtagning af organogene jorde til græs med ophør af dræning

Ophør med dyrkning af organogene jorde vil give anledning til nedgang i drivhusgasudledningen – primært på grund af reduceret omsætning af jordens kulstofpulje. Dette giver tiltaget et reduktionspotentiale på 481.000 ton CO_2-ækv. pr. år i 2020. De samfundsøkonomiske omkostninger er i høj grad påvirket af sideeffekter i form af reduceret kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning, der vil være højere uden dræning end med dræning af jorderne. Der vil være en samfundsøkonomisk omkostning på 150 kr./ton CO_2-ækv. inkl. kulstoflagring og sideeffekter. Hvis sideeffekter ikke medregnes, vil den samfundsøkonomiske skyggepris inkl. kulstoflagring udgøre 603 kr./ton CO_2-ækv. Hvis kulstoflagring ikke medregnes, stiger skyggeprisen til 628 kr./ton CO_2-ækv. inkl. sideeffekter og 2.522 kr./ton CO_2-ækv. uden sideeffekter. Sideeffekter og kulstoflagring er således af afgørende betydning for tiltagets samfundsøkonomiske relevans.

Udtagning af højbund til skov

Drivhusgasreduktionen ved skovrejsning stammer primært fra kulstofbinding i jorden. Derudover medfører skovrejsning sidegevinster i form af (bl.a.) reduceret kvælstofudvaskning. Som det fremgår af de velfærdsøkonomiske beregninger, er der stor forskel på lerjord og sandjord, hvad CO_2-skyggeprisen angår. Med kulstoflagring er der på sandjord en velfærdsøkonomisk omkostning på 153 kr./ton CO_2-ækv., når man medregner sideeffekten i form af reduceret kvælstofudvaskning. Indregnes denne sideeffekter ikke, stiger omkostningen til 305 kr./ton CO_2-ækv. Ved skovrejsning på lerjord er CO_2-skyggeprisen højere. Med kulstoflagring og indregning af sideeffekter er CO_2-skyggeprisen 1.188 kr./ton CO_2-ækvivalent. Uden sideeffekter øges CO_2-skyggeprisen til 1.424 kr./ton CO_2-ækv. Ud fra de beregnede CO_2-skyggepriser kan skovrejsning betragtes som et klimapolitisk relevant tiltag – især på sandjord. Disse skyggepriser forudsætter at der medregnes kulstoflagring i jorden. Hvis der ikke medregnes kulstof lagring kan man i tabel 1.2 se at skyggeprisen bliver relativt høj, og tiltaget vil uden kulstoflagring ikke kunne betragtes som et klimarelevant tiltag. Skovrejsning er dog beregnet uden kvantificering af rekreative goder. Ligeledes vil skovrejsning i vandindvindingsområder kunne give væsentligt større velfærdsøkonomiske gevinster, end det har været muligt at beregne her.

2 Beregningsforudsætninger

2.1 Fastsættelse af forventet reduktionspotentiale

De udvalgte tiltag i nærværende analyse og deres estimerede reduktionspotentialer fremgår af afs. 1.4 ovenfor. De enkelte tiltags samlede klimapotentiale er beregnet som deres effekt på udledningen af metan, lattergas og kulstoflagring i jorden. Tiltagenes klimapotentiale er den effekt, der skønnes realiserbar i perioden 2013-42 ud over virkningen af de klimatiltag, der allerede er vedtaget. De forudsatte reduktionspotentialer er baseret på landbrugsfaglige ekspertvurderinger foretaget af forskere ved DCA (Olesen et al., 2013). Potentialerne kan betragtes som skøn for, hvad der kan gennemføres uden omfattende ændringer af produktionsstrukturen og omkostningsrelationerne i landbruget.

2.2 Systemafgrænsning

Tiltagene til reduktion af drivhusgasudledninger og produktion af vedvarende energi i landbruget vurderes i forhold til alternativerne uden de analyserede tiltag. Det kræver en afgrænsning af det produktions- og anvendelsessystem, der undersøges. De her benyttede afgrænsninger er baseret på en forudsætning om, at den overordnede politiske målsætning er:

- At opfylde Danmarks forpligtelser i relation til EUs klima- og energipakke til de lavest mulige samfundsøkonomiske omkostninger.
- At reducere anvendelsen af fossil energi (i kvote- såvel som ikke-kvotesektoren) i overensstemmelse med nationale målsætninger til de lavest mulige samfundsmæssige omkostninger.

2.2.1 Territorialprincippet

Kyoto-aftalen såvel som EUs klima- og energipakke anvender et territorialprincip ved opgørelsen af drivhusgasudledninger, hvor et lands emissioner opgøres som de udledninger, der finder sted ifm. anvendelse af fossil energi og andre drivhusgasfrembringende aktiviteter inden for det enkelte lands grænser. Dvs. at alle drivhusgasemissioner ifm. produktion af varer og tjenester til indenlandsk anvendelse såvel som til eksport indgår i et lands drivhusgasopgørelse. Derimod indregnes udenlandske emissioner ved produktionen af importvarer ikke i importlandet drivhusgasopgørelse. Dermed undgås dobbeltregning på internationalt niveau.

2.2.2 Livscyklusanalyse – en alternativ systemafgrænsning

I Danmark såvel som en række andre lande er der gennemført livscyklusanalyser (LCA) af miljøeffekter knyttet til forbrug af fødevarer, herunder det direkte og indirekte energiindhold og de afledte drivhusgasemissioner. Det er almindligt i LCA-tilgange, at de producerede varer tilskrives samtlige emissioner, der er forbundet med varernes frembringelse, uanset om emissionerne sker i forbindelse med aktiviteter i udlandet eller hjemlandet. Klimapolitisk ville princippet svare til, at det enkelte lands drivhusgasudledninger blev opgjort som de globale emissioner for samtlige forbrugsgoder, tjenesteydelser og investeringsgoder, der anvendes i landet inkl. import. Emission i forbindelse med produktion af eksportvarer skulle derimod ikke medregnes, idet disse udledninger

ville blive tilskrevet de importerende landes drivhusgasbalancer. Reguleringsmæssigt ville det være særdeles vanskeligt at implementere og kontrollere internationale klimaaftaler på et sådant grundlag.

Det er væsentligt lettere at opgøre drivhusgasudledningerne som de emissioner, der finder sted ifm. anvendelse af energi (og andre drivhusgasfrembringende aktiviteter) inden for det enkelte lands grænser. Såvel Kyoto-protokollen som EUs klima- og energipakke bygger på dette princip – med undtagelse af skibsfart og flytrafik. Livscyklusanalyser i den brede forstand, der omfatter såvel indenlandske som udenlandske drivhusgasemissioner, er således ikke relevante, så længe analyserne alene omfatter Danmarks tilpasning til kravene i EUs klima- og energipakke. Der kan naturligvis være politiske ønsker om globale/overnationale hensyn i klimapolitikken, som ville gøre det relevant at anvende livscyklusanalyser.

2.2.3 Fuld udnyttelse af landbrugsarealet

Virkemidlerne til reduktion af drivhusgasudledninger og produktion af vedvarende energi i landbruget vurderes i forhold til alternativerne uden de analyserede tiltag. Prisstigninger på landbrugsprodukter og opgivelse af braklægningskrav betyder, at det er økonomisk relevant at dyrke hovedparten af det danske landbrugsareal. Større eller mindre efterspørgsel efter afgrøder til energiformål kan derfor ikke forventes at påvirke størrelsen af det dyrkede areal væsentligt, men alene afgrødesammensætningen. Samfundsmæssigt er det således ikke relevant at medregne den samlede udledning af drivhusgasser ved dyrkning af energiafgrøder mv. (fx majs og kløvergræs til biogas), men alene *ændringer* i forhold til de afgrøder, der alternativt ville være blevet dyrket. Det vil typisk sige korn og raps. Det samme gælder for sideeffekter i form af nitratudvaskning mv. .

Hvad udtagning af omdriftsarealer angår, forudsættes det, at jorden overgår til ekstensivt udnyttede/plejede naturarealer. Også her antages det, at det relevante alternativ ville være dyrkning af korn og raps på de udtagne arealer. Drivhusgaseffekten beregnes derfor som den udledning af CO_2-ækvivalenter, der spares ved ikke at dyrke korn og raps på de pågældende arealer minus (den minimale) drivhusgasudledning ved arealpleje. Anvendes græsproduktionen til energiformål (biogas), vil CO2-regnskabet ved plejen være positivt.

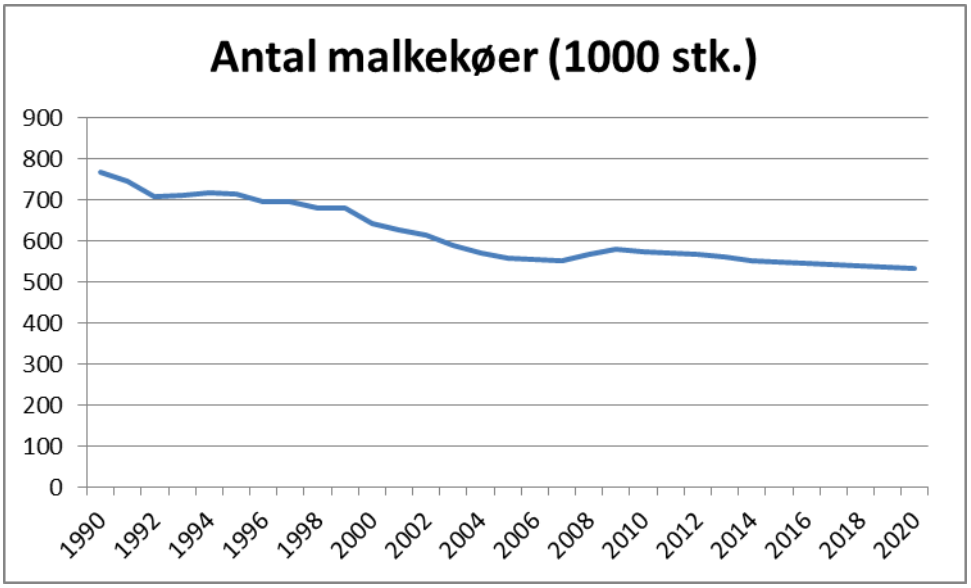
2.3 Forventet udvikling i husdyrproduktionen

Skønnet over reduktionspotentialer er som nævnt baseret på teknisk/landbrugsfaglige skøn. Om disse potentialer vil kunne realiseres afhænger bl.a. af de underliggende udviklingstendenser inden for husdyrproduktionen, som beskrives i det følgende.

Til fremskrivning af udviklingen i kvæg- og svinebestanden benyttes modellen AGMEMOD, der er udviklet under EU-projektet ”Agricultural Member State Modelling for the EU and Eastern European Countries” (Hanrahan, 2008). Grundfremskrivningen bygger på forventninger til verdensmarkedspriserne på de væsentligste landbrugsprodukter tilvejebragt af det amerikanske

Food and Agricultural Policy Research Institut – FAPRI. Endvidere indgår den forventede makroøkonomiske udvikling, samt udviklingen i EU's fælles landbrugspolitik.

Figur 2.2.1 Fremskrivning af antal malkekøer (1.000 stk)



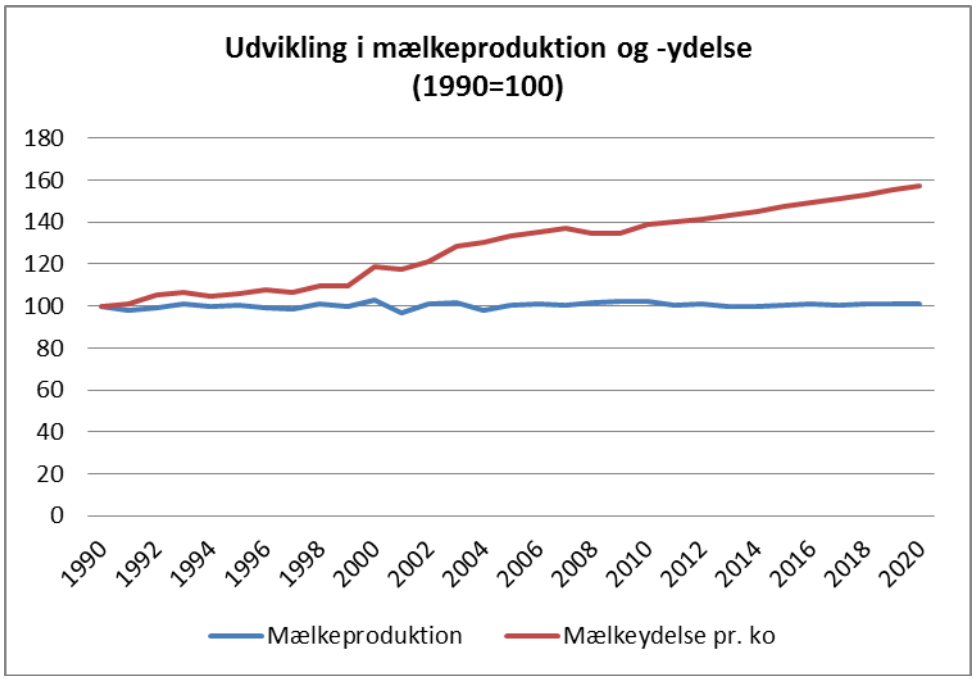
Kilde: AGMEMOD-database og –beregninger fra 2012

Figur 2.2.1 viser, at der gennem en længere årrække har været en jævn nedgang i antallet af malkekøer i Danmark, dog afbrud af en mindre stigning i perioden 2007-2009. Mælkekvotesystemet er under afvikling, og forventes ikke at udgøre en begrænsning for udviklingen i den danske mælkeproduktion fremover. AGMEMOD-fremskrivningerne viser imidlertid forventninger om en faldende realpris på mælk frem til 2020, som vil holde produktionsudviklingen i skak. Fremskrivningen i figur 2.2.1 viser således en jævnt nedadgående trend i antallet af malkekøer frem mod 2020, hvor det forventes at bestanden vil falde fra knap 570.000 malkekøer til godt 500.000.

Forventning om en fortsat stigende ydelse betyder imidlertid, at der ikke forudses et væsentligt fald i mælkeproduktionen. Figur 2.2.2 viser således, at mælkeydelsen pr. ko forudses at stige med omkring 10 % i perioden 20012-2020. Sammenholdt med det forventede fald i antallet af malkekøer giver det en nærmest uændret mælkeproduktionen.

Med stigende ydelse må der også regnes med en vis stigning i foderforbruget og dermed gødningsproduktionen pr. ko. Gødningsmængden i kvægsektoren vil derfor ikke falde i samme omfang, som malkekobestanden. Med en nogenlunde uændret mælkeproduktion, antages det, at gødningsmængden ikke vil falde væsentligt. Baggrundsscenariet for udviklingen i kvægsektoren påvirker derfor ikke drivhusgasreduktionspotentialet væsentligt for de tiltag, der analyseres i denne undersøgelse.

Figur 2.2.2 Fremskrivning af mælkeproduktion og -ydelse 1990-2020

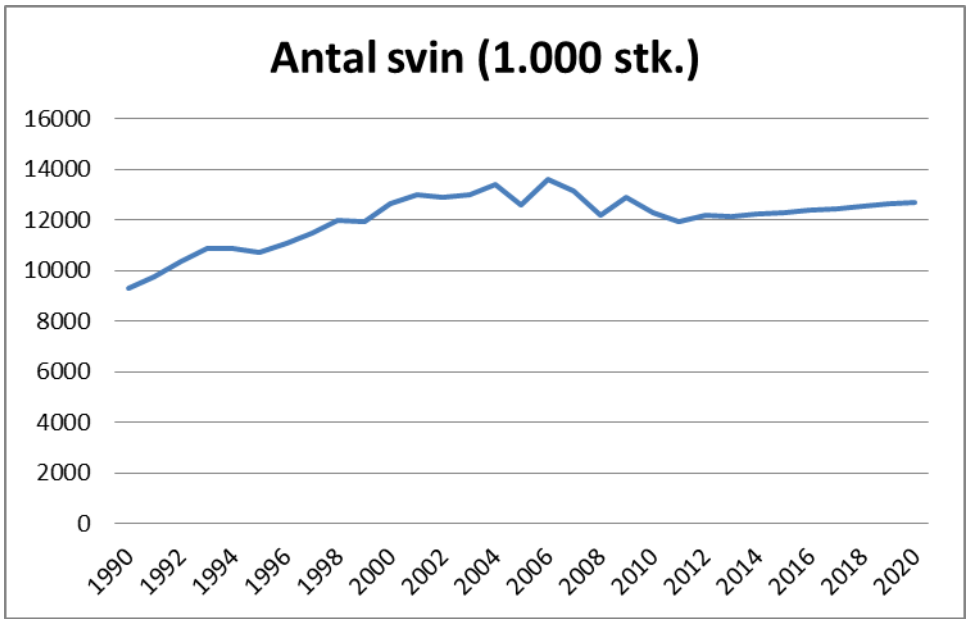


Kilde: AGMEMOD-database og –beregninger fra 2012

Figur 2.2.3 viser, at der har været en betydelig vækst i svineproduktionen fra 1990 og frem til 2007. Forringede prisrelationer har imidlertid betydet, at der det seneste år har været et (mindre) fald i bestanden, der nu ligger på omkring 12 mio. svin. AGMEMOD-fremskrivningen viser en svag stigning i bestanden til et niveau på omkring 12,5 mio. svin i 2020.[2] Fremskrivningen tyder således ikke på, at udviklingen i svineproduktionen vil føre til væsentlige ændringer i den producerede gødningsmængde frem til 2020.

[2] Der er de seneste år sket en betydelig ændring af svineproduktionens sammensætning, idet et stigende antal smågrise eksporteres – i stedet for som tidligere at blive opfedet til slagtesvin her i landet. Hvis denne omstrukturering af svineproduktionen fortsætter de kommende år, vil det betyde mindre husdyrgødning pr. produceret "gennemsnitssvin". Det har ikke været muligt at inddrage udviklingen på dette område i nærværende beregninger.

Figur 2.2.3 Fremskrivning af antal svin (1.000 stk)



Kilde: AGMEMOD-database og –beregninger fra 2012

2.4 Forventet udvikling i arealanvendelsen

Indtjeningen i planteavlen er forbedret væsentligt de senere år som følge af højere afgrødepriser. Som det fremgår af prisfremskrivninger og jordrenteberegninger senere i dette kapitel, forventes det, at der fortsat kan opnås et positivt afkast ved dyrkning af jorden, også for det dårligere boniteters vedkommende. Det forventes derfor ikke, at landbrugsjord vil udgå af dyrkning som følge af dårlig økonomi i planteavlen.

Den almindelige samfundsudvikling medfører en løbende overførsel af landbrugsjord til anvendelse uden for landbruget (veje og boliger m.m.). Det forventes, at det samlede landbrugsareal ad den vej vil blive reduceret med godt 100.000 ha frem til 2020. Dertil kommer konsekvenserne af Grøn Vækst, randzonelovgivningen og andre tiltag, som kan forventes at reducere landbrugsarealet yderligere frem til 2020. Dette har dog ikke væsentlig betydning for analyserne i denne rapport, da de undersøgte tiltag ikke omfatter den samlede drivhusgasudledning ifm. dyrkning af landbrugsarealet, men effekterne af ændringer i arealanvendelsen. Hvad afgrødesammensætningen angår, forventes der ikke større ændringer.

2.5 Sammenfatning af den forventede udvikling i landbrugsproduktionen

Forventningerne til udviklingen i landbrugsproduktionen frem til 2020 er baseret på fremskrivninger med AGMEMOD-modellen, der igen inddrager prisfremskrivninger foretaget af det amerikanske Food and Agricultural Policy Research Institute. Samlet vurderes det, at der næppe er grund til at forvente en væsentlig nedgang i nogen af landbrugets større produktionsgrene, men omvendt heller ikke større stigninger. Fremskrivningerne peger således på, at den danske

svineproduktion sandsynligvis vil stige til et niveau, der er lidt højere end det nuværende. Bestanden af malkekøer forventes fortsat at falde, men faldet forventes opvejet af stigende ydelse, så mælkeproduktionen vil være nogenlunde konstant. Landbrugsarealet forventes fortsat at blive reduceret med omkring 10.000 ha pr. år ifm. udbygning af infrastrukturen og anden bymæssiganvendelse. Dertil kommer arealændringer som følge af div. miljøprogrammer. Der er dog ikke noget, som tyder på drastiske ændringer i landbrugets samlede arealanvendelse.

2.6 Beregnings- og prisforudsætninger

Analysen er gennemført i overensstemmelse med fælles beregningsprincipper for undersøgelsen af omkostningseffektive klimatiltag i regeringens klimaplan (Energistyrelsen, 2012a), hvilket bl.a. betyder, at:

- der regnes i 2012-priser, og der tilbagediskonteres til 2013.

- i de samfundsøkonomiske beregninger forøges faktorpriserne med en nettoafgiftsfaktor (NAF) på 1,325

- der anvendes en diskonteringsrente på 4,0 %.

Der benyttes følgende skyggepriser for sideeffekter (som begrundes nærmere i de følgende afsnit):

- skyggepris på reduceret N-udvaskningen fra rodzonen = 40 kr./kg N opgjort budgetøkonomisk svarende til 53 kr./kg N inkl. NAF.

- skyggepris på reduceret ammoniakfordampning = 41 kr./kg NH_3-N opgjort budgetøkonomisk svarende til 54 kr./N inkl. NAF.

Der skelnes ikke mellem det kvoteomfattede og det ikke-kvoteomfattede område, og indtægter ved salg/eksport af frigjorte CO_2-kvoter medtages ikke i de samfundsøkonomiske beregninger af CO_2-skyggeprisen (Energistyrelsen, 2012a).

2.7 Virkemidlers effekt på andre miljøpolitiske målsætninger end drivhusgasreduktioner

En del af de drivhusgasrelaterede tiltag har sideeffekter i form af mindre belastning af vandmiljøet med kvælstof og fosfor, reducerede lugtgener, lavere pesticidforbrug og større biodiversitet. Den samfundsmæssige værdi af sideeffekter skal så vidt muligt indregnes i nettoomkostninger ved drivhusgasreduktioner. Det skal ske efter følgende retningslinjer angivet i Finansministeriets og Energistyrelsens metodenotat (Energistyrelsen, 2012a). Hvis der er en bindende målsætning for det pågældende stof, opgøres skyggeprisen som de marginale reduktionsomkostninger i Danmark til at nå den bindende målsætning. Hvis den bindende målsætning er overopfyldt, anvendes skadesomkostning for danskere som pris.

For de relevante tiltag indgår reduceret kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning i beregningen af CO_2-skyggeprisen til de samfundsmæssige skyggepriser opgjort i forbindelse med implementering af vandmiljøplanerne. Reduktion af fosfortabet til vandmiljøet tillægges ikke en positiv skyggepris, da det ikke anses for muligt at identificere virkemidlernes effekt på fosforudledningen i de områder, hvor reduktionsmålsætningen ikke er opfyldt. Med hensyn til lugtgener, pesticidanvendelse og biodiversitet har det ikke været muligt at opgøre skyggepriser eller marginale skadesomkostninger. Disse effekter behandles derfor kvalitativt i analyserne, hvor det er relevant.

2.8 Skyggepris på reduceret kvælstofudvaskning til rodzonen

Den samfundsmæssige værdi af reduceret kvælstofudvaskning er bestemt med udgangspunkt i de senest vedtagne planer til beskyttelse af vandmiljøet. Det vil i denne analyse sige de beregnede omkostninger ved implementering af Vandmiljøplan II, Vandmiljøplan III (midtvejsevaluering) og Vandplanerne fra 2011. De forskellige analysers omkostningsestimater er angivet i tabel 1. For samtlige beregninger viser tabellen omkostningerne ved reduktion af N-udvaskningen fra rodzonen. I Virkemiddeludvalg I og II er reduktionsomkostningerne opgjort for N-tabet til vandmiljøet. Disse opgørelser er i tabellen omregnet til N-udvaskning fra rodzonen ved at dividere med den forudsatte N-retention.

Tabel 2.1 Budgetøkonomiske omkostninger ved foranstaltninger til reduktion af N-udvaskning fra rodzonen

	Udgivel-sesår	**Forudsat kvælstof-retention**	**Reduktion i N-udvaskning fra rodzonen**	**Omkostning**	**Omkostning ved N-udvaskning fra rodzonen**
		%	ton N/år	mio. kr./år	kr./kg N
VMPII slutevaluering	2003	-	35.900	523	15
VMPIII aftale fra 2004	2004	-	4.100	77	19
VMPIII midtvejsevaluering	2008	-	1.730	70	41
VMU I rapport	2007	67 %	25.778	329	13
VMU II rapport Kystvande (sc. 2)	2009	67 %	30.481	710	23
Vandplaner fra 2011	2011	56 %	18.250	355	19
10.000 tons analyse	2012	56 %	22.700	700-1.000	31-44

Kilder: Jacobsen (2004), Finansministeriet (2007), Jacobsen et al. (2009), Jensen et al. (2009), Jacobsen (2012a) og Jacobsen (2012b).

Som det fremgår af tabellen, varierer de beregnede omkostninger ved nedbringelse af kvælstofudvaskningen en del fra undersøgelse til undersøgelse. Det skyldes bl.a., at højere reduktionskrav resulterer i stigende reduktionsomkostninger pr. kg N. Sammensætningen af tiltag har også væsentlig betydning. De høje omkostninger på 41 kr. pr. kg N, der er opgjort i VMP III's midtvejsevaluering i 2008, skyldes således, at dyre tiltag som MVJ og skovrejsning har haft en

meget mindre effekt end forventet, men at omkostningerne ikke faldt tilsvarende. Endvidere spiller afgrødepriserne en væsentlig rolle. Når omkostningerne i VMU II er højere end VMU I, skyldes det især højere priser på korn og andre afgrøder. Kornprisen i VMU I var sat til 80 kr. pr. hkg, mens den i VMU II var steget til 160 kr. pr. hkg. I begyndelsen af 2009 var kornprisen igen faldet til omkring 80 kr. pr. hkg, mens kornprisen i efteråret 2012 har bevæget sig i intervallet 150-180 kr. pr. hkg. Der anvendes i de seneste omkostningsanalyser for N-reduktion gennemsnitlige kornpriser over 3 år (2009 – 2011) svarende til ca. 113 kr./hkg (Jacobsen, 2012b).[3]

For den seneste målsætning om en yderligere reduktion af udvaskningen på 10.000 tons N ligger de beregnede reduktionsomkostninger i intervallet 31-44 kr./kg N fra rodzonen. Som det fremgår af tabel 2.1, er dette væsentligt over niveauet i de øvrige analyser, bortset fra VMP III-midtvejsevalueringen fra 2008. Som nævnt har afgrødepriser mv. betydning for størrelsen af de beregnede reduktionsomkostninger. En væsentlig del af stigningen i de seneste beregninger skyldes dog, at analyserne viser, at de billige virkemidler er ved at være opbrugt, hvorfor dyrere virkemidler må tages i anvendelse (Jacobsen, 2012b). Endvidere har det betydning, at de seneste omkostningsberegninger forudsætter en mere områdespecifik indsats, således at N-reduktionskravet øges yderligere i særligt nitratfølsomme områder, hvilket bidrager til at forøge de marginale reduktionsomkostninger. Det sidste forhold gør det vanskeligt at fastsætte en relevant skyggepris for N-udledningsreduktion som sideeffekt til klimatiltag, der ikke er målrettet nitratfølsomme områder. For klimatiltag vil den afledte N-reduktion omfatte områder med en forholdsvis lav samfundsmæssig skyggepris såvel som områder med en høj skyggeprise på denne effekt. De 10.000 tons yderligere N-reduktion dækker dog hovedparten af landet (op. cit.). På den baggrund sættes skyggeprisen i nærværende undersøgelse til 40 kr. pr. kg N fra rodzonen opgjort budgetøkonomisk, svarende til 53 kr./kg N inkl. NAF.

I Rapport 205 blev der anvendt en skyggepris på reduceret N-udvaskning fra rodzonen på 23 kr. pr. kg N (budgetøkonomisk). Forskellen skal som nævnt ses i sammenhæng med de øgede krav til N-udvaskningsreduktion siden beregningerne i Rapport 205.

2.9 Skyggepris på reduceret ammoniakfordampning

Da der ikke er sket ændringer i målsætningerne for reduktion af ammoniakemissionen siden beregningerne i FOI-rapport 205, benyttes skyggeprisestimatet herfra. Dvs. at den anvendte skyggepris på reduceret ammoniakfordampning er 41 kr./kg NH_3-N (i 2012-priser) opgjort budgetøkonomisk, hvilket svarer til 54 kr./kg NH_3-N inkl. NAF.

2.10 Analyse af skyggepris for fosfor

Som tidligere nævnt kræver beregning af en skyggepris på forureningsreduktioner, at der er vedtaget et samlet reduktionskrav, som ikke allerede er realiseret. I Grøn Vækst-aftalen fra 2009

[3] Det er lidt lavere end gennemsnitsprisen på korn i femårsperioden 2008-12, der anvendes i jordrenteberegningerne i afs.2.17

blev der angivet en forventning om, at der med implementering af de specificerede landbrugsvirkemidler ville ske en reduktion på 208 tons P, hvoraf de 160 tons P ville komme fra randzoner, 30 tons P fra såkaldte P-ådale og resten fra reduceret jordbearbejdning (18 tons P). P-ådale er periodevist oversvømmede arealer med fokus på fosforfjernelse. I de endelige vandplaner er den forventede effekt af P-virkemidler reduceret til 156 tons P, hvoraf P-ådale stadig giver 30 tons, mens randzoner og reduceret jordbearbejdning giver 126 tons P. Dertil kommer effekten af tiltag overfor punktkilder og akvakultur med i alt 15 tons P, således at den samlede effekt er 171 tons P. Efterfølgende er den forventede effekt af randzoner reduceret til 6-38 tons P (DMU og DJF, 2011). Samlet reducerer det effekten af vandplanerne til ca. 85 tons P.

Selvom de forventede effekter af de besluttede nationale tiltag er reduceret, er der dog stadig tale om en samlet fosforreduktion, som må antages at ligge over det forventede reduktionsbehov. Den samlede forventede P-reduktion af de besluttede tiltag vil således være højere end det opstillede reduktionsmål. Dermed er der ikke grundlag for at tilskrive yderligere fosforreduktioner i forbindelse med f.eks. klimapolitiske tiltag en positiv skyggepris, da der nationalt ikke er et yderligere reduktionsmål.

At den forventede nationale P-reduktion er større end reduktionsmålet, betyder ikke nødvendigvis, at reduktionsmålene for alle søer opfyldes. Det skyldes, at vandrammedirektivets stedspecifikke krav til fosforreduktion kan variere betydeligt. Det kan derfor ikke udelukkes, at der lokalt vil eksistere en positiv samfundsmæssig skyggepris på yderligere fosforreduktioner. Der er dog næppe tilstrækkeligt datagrundlag for at indregne disse regionale variationer i de igangværende klimaøkonomiske beregninger. I nærværende beregninger forudsættes den samfundsmæssige fosforskyggeprisen derfor at være nul.

2.11 Tilskud og skatteforvridningstab

2.11.1 Forvridningstab

I velfærdsøkonomiske analyser holdes skatter, afgifter og subsidier generelt uden for beregningen af samfundsøkonomiske omkostninger of fordele. Det skyldes, at der er tale om transfereringer, som ikke i sig selv repræsenterer et ressourceforbrug. Men ændringer i skatte- og afgiftsprovenuer antages at have samfundsøkonomiske konsekvenser i form af forvridningseffekter. En afgiftsændring vil ifølge Energistyrelsens beregningsvejledning have følgende forvridningseffekter ifm. (Energistyrelsen, 2012a):

1) *Trekantstab*: Opstår ved, at en afgift forvrider forbrugssammensætningen i forhold til det markedsmæssige optimum. Størrelsen af trekantstabet afhænger af afgiftssatsen og varens egenpriselasticitet, dvs. forbrugets følsomhed over for prisændringer på varen.
2) *Arbejdsudbudsforvridning*: Når en afgiften øger forbrugerpriserne reduceres reallønnen alt andet lige. Det reducerer – ifølge teorien – arbejdsudbuddet til fordel for et større forbrug af

fritid. Arbejdsudbudsforvridningstabet beregnes som 20 % af afgiftsprovenuet (Energistyrelsen, 2012a).

3) Øgede omkostningerne for landbruget vil alt andet lige reducere landmændenes indkomster, hvilket antages at medføre reducerede skattebetalinger og forbrugsafgifter til staten. Dette provenutab forudsættes dækket ved en forhøjelse af bundskatten, hvilket har en forvridningseffekt (Energistyrelsen, 2012a). Tiltag, der øger omkostningerne i landbruget, tilskrives et forvridningstab på 18 % af omkostningsforøgelsen (op. cit.).

4) Hvis et tiltag omfatter indførelse af en afgift, som øger statens indtægter, forudsættes det, at statens provenu fra afgiften neutraliseres ved nedsættelse af andre afgifter med tilsvarende forvridningseffekt. Der forudsættes derfor, at et sådant tiltag ikke har nogen nettoforvridningseffekt (Energistyrelsen, 2012a).

2.11.2 Behandling af EU-tilskud

Som nævnt udelades tilskud fra den danske statskasse i samfundsøkonomiske analyser, da der er tale om transfereringer mellem grupper i det danske samfund. Tilskud fra EU repræsenterer derimod en indtægt for Danmark på linje med eksportindtægter. Den marginale effekt af de modtagne tilskud på Danmarks betalinger til EU er nær nul. Såfremt et tiltag udløser yderligere finansiering fra EU, vil dette tilskud derfor i princippet skulle indgå i de velfærdsøkonomiske beregninger. Det gælder dog ikke, hvis EU-tilskuddet finansieres inden for en fast bevillingsramme, som allerede er udnyttet. Her vil yderligere tilskud til et givet tiltag reducere tilskudsmulighederne for andre aktiviteter. På grund af usikkerhed om fremtidige EU-programmer vurderer Finansministeriet, at det vil er vanskeligt at identificere tiltag, hvor der kan forudsættes øget EU-finansiering. Øgede indtægter fra EU til støtte for implementering af tiltag indgår derfor ikke i de samfundsøkonomiske beregninger.

EU's enkeltbetalingsstøtte gives til hovedparten af landbrugsarealet. Der er tale om et afkoblet lump sum-tilskud, som ydes uafhængigt af arealanvendelsen, så længe jorden vedligeholdes i en tilstand, hvor den stadig kan benyttes til landbrug. Det er således ikke nødvendigt at dyrke jorden for at opnå tilskuddet. Da ingen af de analyserede tiltag i nærværende undersøgelse forventes at påvirke udbetalingen af tilskuddet, er det uden effekt på resultaterne, og det indgår derfor ikke i beregningerne af de samfundsmæssige CO_2-skyggepriser.

2.12 Prisforudsætninger for energi- og landbrugsvarer

Beregningerne foretages som hovedregel i 2012-priser (Energistyrelsen, 2012a). Dvs. at de relative priser forudsættes uændrede gennem hele analyseperioden 2013-2042. Der er dog tale om en simplificerende antagelse, som ikke virker rimelig for en række (rå)varer af central betydning for beregningsresultaterne. Det drejer sig om råvarer, der er udsat for store prissvingninger over tiden og/eller (forventede) ændringer i realprisen over tid. I begge tilfælde der risiko for, at anvendelse af 2012-priser vil give en over- eller undervurdering af den forventede udvikling i realprisen på

længere sigt. Disse problemer knytter sig især til energivarer som olieprodukter og naturgas samt landbrugsprodukter. Begge produktgrupper har de seneste år være præget af store prisstigninger – for landbrugsafgrøder en fordobling eller mere og prisfald tilbage til det oprindelige niveau.

For energipriserne benyttes Energistyrelsen fremskrivning af realpriserne på disse produkter i perioden frem til 2035, hvorefter realpriserne forudsættes konstante (Energistyrelsen, 2012b). Tabel 2.2 viser, at fremskrivningen forudsætter en realprisstigning på i størrelsesordenen 20 % for naturgas frem til 2035 og godt 30 % for træflis. I nærværende beregninger er prisen på pileflis fastsat til prisen på træflis minus 10 % som nærmere beskrevet i afs. 4.14.3om produktion af energipil. Prisen på biogas er opgjort som den forventede markedspris på biogas ved salg til kraftvarmeværk beregnet ud fra naturgasprisen samt udviklingen i tilskudssatser over tid (se afs. 4.2.8). På grund af aftagende realværdi af tilskudssatserne antages biogasprisen at falde med knap 18 % realt frem til 2035.

Tabel 2.2 Brændselspriser inkl. transporttillæg, 2012-kr./GJ an forbrugssted, 2012-35

År	**Naturgas an værk**	**Biogas-tilskud[1]**	**Biogas an værk**	**Træflis an værk**	**Pileflis[1] an værk**
2012	64,6	103,5	167,9	48,4	43,6
2013	64,7	98,7	163,1	49,0	44,1
2014	64,8	96,6	161,2	49,5	44,6
2015	64,4	94,2	158,3	50,1	45,1
2016	64,7	90,8	155,3	50,7	45,6
2017	65,0	86,9	151,7	51,2	46,1
2018	65,3	83,1	148,2	51,8	46,7
2019	66,3	79,3	145,3	52,4	47,2
2020	67,2	75,0	142,0	53,1	47,7
2021	68,0	72,4	140,2	53,7	48,3
2022	68,8	70,1	138,6	54,3	48,9
2023	69,6	67,5	136,9	54,9	49,5
2024	70,4	65,2	135,4	55,6	50,0
2025	71,2	64,0	135,0	56,3	50,6
2026	71,9	63,7	135,4	56,9	51,2
2027	72,6	63,5	135,8	57,6	51,8
2028	73,3	63,2	136,3	58,3	52,5
2029	74,0	63,0	136,7	59,0	53,1
2030	74,7	62,7	137,2	59,7	53,7
2031	75,2	62,5	137,4	60,4	54,4
2032	75,7	62,2	137,6	61,1	55,0
2033	76,1	62,0	137,8	61,9	55,7
2034	76,6	61,8	138,0	62,6	56,4
2035	77,0	61,5	138,3	63,4	57,1
Gns. procentuel vækstrate, 2012-2035	**0,8**		**-0,8**	**1,2**	**1,2**
Procentuel	**19,3**		**-17,7**	**30,9**	**30,9**

År	Naturgas an værk	Biogas-tilskud[1]	Biogas an værk	Træflis an værk	Pileflis[1] an værk
ændring, 2012-2035					

1. Egne beregninger.
Kilde: Energistyrelsen (2012b) og egne beregninger.

2.13 Landbrugspriser

Udviklingen i realpriserne på de vigtigste landbrugsprodukter er fremskrevet til 2025 baseret på EU-landbrugsmodellen AGMEMOD og de internationale analyseinstitutioner OECD og FAO (OECD/FAO, 2012). AGMEMODs prisfremskrivninger for det enkelte medlemsland bygger på en forudsætning om, at der i EU er et "key market" for de enkelte varer (for korn og animalske produkter typisk Frankrig eller Tyskland), hvor der dannes en pris som funktion af bl.a. verdensmarkedsprisen, produktion og forbrug i det pågældende land samt den aggregerede selvforsyningsgrad for EU som helhed. For de øvrige EU-lande beregnes produktprisen som en funktion af prisen på det benyttede "key market". AGMEMOD-modellens verdensmarkedsprisforudsætninger bygger på fremskrivning udarbejdet af det amerikanske Food and Agricultural Policy Research Institute (FAPRI).

I nærværende beregninger benyttes de seneste AGMEMOD-prisfremskrivninger, der er foretaget i 2012. Fremskrivningerne omfatter realprisudviklingen for landbrugsprodukter i Danmark frem til 2025. Den forventede realprisudvikling for de vigtigste landbrugsprodukter i perioden 2013-25 ses i tabel 3. Til sammenligning vises de gennemsnitspriserne på de pågældende landbrugsprodukter i perioden 2008-12.

I de seneste år har kornprisen udvist store svingninger i modsætning til perioden 2000-06, hvor kornprisen det meste af tiden befandt sig intervallet 70-90 kr./hkg. Fra medio 2007 steg kornprisen stejlt til et niveau på omkring 180 kr./hkg i foråret 2008. Herefter faldt kornprisen til 80 kr./hkg ultimo 2009 for så igen at stige kraftigt fra medio 2010. I efteråret 2012 har kornprisen ab landmand har ligget i intervallet 150-180 kr./hkg. Som det fremgår af tabel 3, er gennemsnitprisen på korn ab landmand opgjort til 122-123 kr./hkg i femårsperioden 2008-12. Som det også fremgår af tabellen, forventes det ifølge AGMEMOD-fremskrivningerne, at kornprisen i 2013 vil falde fra det nuværende relativt høje niveau til et niveau, der ligger tæt på gennemsnittet for perioden 2008-12, mens der for raps forventes en noget større nedadgående pristilpasning. Herefter forudsætter modelfremskrivningen en jævnt nedgående realprisudvikling. Byg- og hvedepriserne falder i fremskrivningen med hhv. 2,5 og 2,3 % i gennemsnit om året, mens rapsprisen falder med 2,1 % i gennemsnit om året efterfulgt af svinekød og mælk, hvis realpriser årligt falder med hhv. 1,9 og 1,5 %.

Tabel 2.3 viser også OECDs og FAOs forventninger til prisudviklingen for de vigtigste landbrugsprodukter på verdensmarkedet i perioden 2012/13 til 2021/22. Også her forventes realprisfald, men i noget mindre omfang end i AGMEMOD-fremskrivningerne. For hvede og

oliefrø er de gennemsnitlige årlige realprisfald hhv. 0,7 og 0,9 % mod gennemsnitlige realprisfald på hhv. 2,3 og 2,1 % i AGMEMOD-fremskrivningen for disse produkter. For majs er en realprisfaldet i OECD/FAO-fremskrivningen en del højere, nærmere betegnet 1,9 % om året i gennemsnit. Det skal dog ses i sammenhæng med en nedadgående tilpasning af majsprisen i perioden 2012/13-2013/14. Herefter følger udviklingen i majsprisen omtrent udviklingen i hvedeprisen. Også for svinekød og mejeriprodukter (smør) forventer OECD/FAO mindre realprisfald end AGMEMOD-fremskrivningen.

Sammenfattende kan det siges, at hverken AGMEMOD eller OECD/FAO forventer, at det høje prisniveau for korn og oliefrø i 2012 vil kunne opretholdes fremover. Omvendt er der heller ikke forventninger om, at priserne vil vende tilbage til det lave niveau i perioden op til priseksplosionen i 2007. Når der tages hensyn til, at der fortsat kan forventes produktivitetsstigninger i landbrugsproduktionen, peger prisforventningerne i retning af en bedre indtjening i planteproduktionen end i perioden op til prisstigningerne.

Tabel 2.3 Forventet udvikling i realpriser[1] på landbrugsprodukter i AGMEMOD og OECD/FAO

	BK[2]	AGMEMOD (Danmark)														
	Gns 2008-12	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	Gns. 2013-25	Gns. årlig pct.ændr.[3] 2013-25
Hvede Kr./hkg	123	121	118	113	110	108	107	104	102	99	97	95	93	91	105	-2,3
Byg Kr./hkg	122	125	117	113	109	108	106	104	101	99	98	96	94	92	105	-2,5
Raps Kr./hkg	281	233	226	220	215	212	208	204	200	196	192	188	184	181	205	-2,1
Svinekød Kr./kg	9,6	9,4	9,1	8,9	8,7	8,6	8,4	8,3	8,1	8,0	7,9	7,7	7,6	7,4	8,3	-1,9
Mælk Kr./kg	2,4	2,5	2,4	2,3	2,3	2,3	2,3	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,1	2,3	-1,5
		OECD/FAO[4]														
	-	12/13	13/14	14/15	15/16	16/17	17/18	18/19	19/20	20/21	21/22					Gns. årlig pct.ændr.3 12/13-21/22
Hvede USD/t	-	248	247	241	235	239	239	242	240	236	233					-0,7
Majs(coarse gains) USD/t	-	244	225	219	217	215	213	215	214	211	205					-1,9
Oilseeds USD/t	-	499	520	494	490	481	482	477	472	463	406					-0,9
Svinekød USD/kg	-	2,20	2,02	2,08	1,97	1,94	1,87	1,92	1,91	1,84	2,02					-0,9
Smør USD/kg	-	3,86	3,77	3,63	3,55	3,50	3,54	3,58	3,56	3,53	3,52					-1,0

1. Løbende priser i Danmark er omregnet til realprisudvikling med BVT-deflatoren for Danmark.

2. Prisgennemsnit ab landmand fra Budgetkalkuler 2008-2012 (Videncentret for landbrug, forskellige årgange).

3. Procentændringer er beregnet som den gennemsnitlige årlige vækstrate i prisen i perioden i de angivne perioder.

4. Løbende priser er omregnet til realpriser med BNP-deflator for OECD-området i OECD/FAO (2012).

Kilde: Budgetkalkuler 2009, AGMEMOD, OECD/FAO (2012) og egne beregninger.

2.14 Produktivitetsudvikling

Udviklingen i landbrugets indtjening afhænger ikke alene af udviklingen i priserne på salgsprodukter og input. Realpriserne på korn og andre planteprodukter er gennem en lang årrække faldet hurtigere end prisen på produktionsfaktorer. Denne bytteforholdsforringelse er blevet helt eller delvis opvejet af stigende faktorproduktivitet. De vigtigste produktivitetsdeterminanter er udviklingen i afgrødeudbytterne pr. ha samt udviklingen i arbejds- og kapitalproduktiviteten. I tabel 4 ses de forventede udbyttestigninger i landbrugsmodellen AGMEMOD. For korn og raps forventes udbytterne pr. ha at stige med en gennemsnitlig årlig vækstrate på hhv. 0,6 og 0,2 %. Den forventede stigningen i afgrødeudbytterne pr. ha er således ikke alene tilstrækkelige til at opveje de forventede realprisfald på afgrøder.

Tabel 2.4 Forventede udbyttestigninger i danske produktionsgrene i AGMEMOD, 2013-25

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	Gns. årlig pct.vækst-rate 2013-25
Hvede, t/ha	7,6	7,6	7,7	7,8	7,8	7,9	7,9	8,0	8,0	8,1	8,1	8,2	8,2	0,6
Byg, t/ha	5,8	5,8	5,9	5,9	5,9	6,0	6,0	6,0	6,1	6,1	6,1	6,2	6,2	0,6
Raps, t/ha	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7	0,2
Mælk, t/ko	8,9	9,0	9,1	9,2	9,3	9,5	9,6	9,7	9,8	10,0	10,1	10,2	10,3	1,3
Grise /årsso	21,4	21,5	21,6	21,7	21,8	21,9	22,0	22,1	22,2	22,3	22,4	22,5	22,6	0,5

Kilde: AGMEMOD, 2012.

Et andet væsentligt bidrag til produktivitetsudviklingen er stigninger i arbejds- og kapitalproduktiviteten. Et samlet mål for produktivitetsstigningen i landbruget fås gennem udviklingen i totalfaktorproduktiviteten. Totalfaktorproduktiviteten i dansk landbrug er steget med godt 20 pct. gennem de seneste 10 år, svarende til en gennemsnitlig stigning på 2,2 pct. pr. år (Andersen et al., 2011). En væsentlig årsag til den stigende produktivitet skal søges i strukturudviklingen med de deraf følgende størrelsesøkonomiske gevinster (op. cit.).

Fremskrivninger af såvel realprisudviklingen på landbrugsvarer som produktivitetsudviklingen er forbundet med stor usikkerhed. Som omtalt ovenfor forventes der ifølge AGMEMOD-fremskrivningerne realprisfald på afgrøder i størrelsesordenen 2,1-2,5 % i gennemsnit om året frem til 2025, mens OECD/FAO forventer realprisfald på under 1 % om året (efter en initial tilpasning af majsprisen). Hvilket af disse scenarier, der er mest sandsynligt, er det umuligt at afgøre. En overordnet sammenligning af de forventede realprisfald på planteprodukter og den hidtidige stigning i totalfaktorproduktiviteten kan dog tages som et udtryk for, at produktivitetsudviklingen fremover kan antages at være i stand til at opveje den forventede nedgang i realpriserne.

2.15 Jordrenteberegninger for standardsædskifter

For de tiltag, der medfører ændringer i den nuværende anvendelse af landbrugsjord, opgøres de økonomiske omkostninger som ændringer i jordrenten. Jordrenten repræsenterer nettoafkastet til produktionsfaktoren landbrugsjord. Den opgøres som forskellen mellem afgrødens (salgs)værdi og de samlede omkostninger ved dyrkning af afgrøden, herunder udsæd, gødning, kemikalier, aflønning af arbejdskraft (inkl. ejerens) samt afskrivninger og forrentning af maskiner og udstyr. Principielt svarer jordrenten til den forpagtningsafgift, der kan betales for jord af en given dyrkningsværdi.

I tabel 2.5 ses jordrenter for typiske salgsafgrødesædskifter på hhv. sandjord og lerjord beregnet for femårsperioden 2008-2012. Opgørelserne er baseret på Budgetkalkuler fra Videncentret for Landbrug, hvor "dækningsbidrag efter maskin- og arbejdsomkostninger" svarer til ovenstående definition af jordrenten. Som det fremgår af tabellen, er der betydelig forskel på jordrenten for hhv. ler- og sandjord. På lerjord er den gennemsnitlige jordrente beregnet til 4.000 kr./ha i gennemsnit i perioden 2008-12, mens jordrenten på sandjord ligger på 855 kr./ha i gennemsnit for samme periode.

Tabellen viser også, at der er store prisbestemte variationer i jordrenten fra år til år. Priserne i 2008 var usædvanligt høje som følge af en global fødevarekrise med svigtende høstudbytter. Derefter faldt priserne kraftigt og i 2009 var der negative jordrenter for alle afgrøder på sandjord. Efterfølgende er priserne dog fortsat med at stige, og jordrenten på sandjord er nu over 2.000 kr./ha for alle afgrøder undtagen byg. På lerjord var der også usædvanligt lave jordrenter i 2009, men prisstigningerne på afgrøder har efterfølgende givet jordrenter på op til 9.000 kr./ha i vinterhvede.

En vurdering af jordrenteudviklingen i den samlede analyseperiode 2013-2042 kræver inddragelse af den forventede realprisudvikling for afgrøder og de vigtigste produktionsfaktorer samt den forventede produktivitetsudvikling i afgrødeproduktionen. Tabel 2.3 ovenfor viser, at de gennemsnitlige afgrødepriser for beregningsperioden 2008-2012 ligger på niveau med de forventede priser i 2013. Herefter forventes gradvist faldende realpriser. Som beskrevet i afs. 2.14 ovenfor antages det, at virkningen af realprisfaldet i store træk vil blive ophævet af stigende totalfaktorproduktivitet. På det grundlag forudsættes det, at de gennemsnitlige jordrenter for perioden 2008-2012 i tabel 2.5 kan antages at være repræsentative for hele beregningsperioden i nærværende analyse. Dvs. at der i omkostningskalkulerne for relevante klimatiltag vil blive anvendt en jordrente på 855 kr./ha for sandjord og 4.004 kr./ha for lerjord. Dette jordrenteniveau bygger på en forventning om gennemsnitlige kornpriser på omkring 123 kr./hkg. Til sammenligning ligger kornprisen ultimo 2012 på 160-180 kr./hkg ab landmand. Som det fremgår af tabel 2.3, forventes dette prisniveau ikke at kunne opretholdes fremover.

Tabel 2.5 Beregnede jordrenter for sædskifter på sand- og lerjord i perioden 2008-2012, kr. pr. ha

	Afgrøder	Priser, kr./hkg[1] for årene: 2008/-09/-10/-11-12	Nettoresultat efter maskin- og arbejdsomk. (jordrente), kr./ha					
			2008	2009	2010	2011	2012	Gens. 2008-2012
SANDJORD JB 1-3 u. vanding	Vinterhvede 1. års (foder)	111/79/122/141/162 (Gns.=123)	955	-720	1.862	2.192	3.564	1.571
	Vinterhvede efter korn (foder)	Som ovenfor	95	-1.036	1.238	1.363	2.569	846
	Vårbyg (foder)	115/77/122/141/157 (Gns.=122)	-38	-1.060	996	887	1.452	447
	Vinterbyg efter korn	Som ovenfor	776	-922	1.711	1.931	2.450	1.189
	Vinterraps	280/194/260/317/353 (Gns.=281)	-801	-1.795	403	1.090	2.204	220
	Gns. sædskifte		**197**	**-1.107**	**1.242**	**1.493**	**2.448**	**855**
LERJORD JB 5-6	Vinterhvede 1. års (foder)	Som for sandjord	4.256	1.254	5.450	7.073	9.040	5.415
	Vinterhvede efter korn (foder)	Som for sandjord	3.045	707	4.351	5.618	7.606	4.265
	Vårbyg (maltbyg)	164/95/137/168/172 (Gns.=147)	4.492	970	3.696	5.097	5.217	3.894
	Vinterbyg efter korn	Som for sandjord	2.943	353	4.027	5.081	5.980	3.677
	Vinterraps	Som for sandjord	1.817	-611	2.388	4.048	6.196	2.768
	Gns. sædskifte		**3.311**	**535**	**3.982**	**5.383**	**6.808**	**4.004**

Note: I 2012-kalkulerne er der anvendt ajourførte priser for august 2012.

Kilde: Budgetkalkuler (flere årgange), Videncentret for Landbrug.
http://www.farmtalonline.dk/Navigation/navigationtree.aspx

3 Implementeringsinstrumenter knyttet til tiltagene i analysen

Analyserne af de forskellige tiltag omfatter vurdering af relevante instrumenter til implementering af tiltagene. Instrumentkategorierne omfatter regelstyring i form af påbud og forbud og økonomiske incitamenter i form af afgifter eller tilskudsordninger. Tabel 3.1 viser tiltagene og de tilknyttede implementeringsinstrumenter.

Tabel 3.1 Implementeringsinstrumenter knyttet til tiltag

Tiltag		Implementerings instrument
1	Biogas af husdyrgødning/gylle	Afgift på ikke-bioafgasset husdyrgødning
2	Biogas af gylle og majs	-
3	Biogas af økologisk kløvergræs	-
4	Forsuring af gylle i stalden	Regelstyring
5	Køling af gylle i svinestalde	Regelstyring
6	Krav om overdækning af gyllebeholdere	Regelstyring
7	Nitrifikationshæmmere	Afgift
8	Forlænget laktation hos malkekøer	Rådgivning
9	Reduktion af N-kvoten med 10 procent	Regelstyring
10	Skærpet N-udnyttelseskrav for afgasset husdyrgødning	Regelstyring
11	Skærpet N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning	Regelstyring
12	Fedt i foder til malkekøer	Afgift på malkekøer der ikke fodres med ekstra fedt eller tilskud til ændring
13	Ændret foder til andet kvæg	Afgift på ungkvæg der ikke fodres med ekstra korn eller tilskud til ændring
14	Forlænget laktationsperiode for malkekvæg	Rådgivning
15	Halm til brændsel i kraftvarme	Tilskud
15	Pileflis til brændsel	Tilskud
16	Efterafgrøder	Regelstyring
17	Mellemafgrøder	Regelstyring
18	Udtagning af højbund til vedvarende græs	Tilskud
19	Udtagning af højbund til skov	Tilskud
20	Udtagning af organogene jorde til græs med ophør af dræning	Tilskud
21	Udtagning af organogene jorde til græs med fortsat dræning	Tilskud

3.1 Økonomiske kriterier for valg af styringsinstrumenter

3.1.1 Energi- og klimapolitiske målsætninger

Den nuværende energi- og klimapolitik skelner ikke mellem kvoteomfattede og ikke-kvoteomfattede sektorer i EU. Regulering af forbruget af fossil energi i kvotesektoren er dermed ikke længere alene overladt til kvotemarkedet, men ændret til en national energipolitisk målsætning.[4] Som konsekvens af denne ændring er det relevant at inddrage valg af styringsinstrumenter for såvel den kvoteomfattede som den ikke-kvoteomfattede sektor.

3.2 Optimalitet og omkostningsefficiens

I 1920 beskrev Arthur Pigou forurening som et eksternalitetsproblem, der førte til fejlallokering af samfundets ressourcer (Pigou, 1932). Pigou foreslog at løse disse problemer ved at pålægge forurening og andre negative eksternaliteter en afgift svarende til de marginale samfundsmæssige skadesomkostninger ved det samfundsmæssigt optimale forureningsomfang – betegnet som en Pigou-afgift i den miljøøkonomiske litteratur. Pigou-afgiften internaliserer de samfundsmæssige forureningsomkostninger ved at give forurenerne et korrekt økonomisk incitament til at begrænse deres emissioner.

Fastsættelse af en Pigou-afgift, som fører til det samfundsmæssigt optimale forureningsomfang, kræver, at den regulerende myndighed kender de marginale skadesomkostninger ved forureningen og de marginale reduktionsomkostninger. Det vil ofte være muligt at danne sig et rimeligt skøn over de marginale omkostninger ved at reducere forurening, men økonomisk værdisætning af de marginale skadesomkostninger har i praksis vis sig at være vanskelig. Det betyder dog ikke, at økonomiske styringsinstrumenter dermed er ude af billedet. En økonomiske efficient – dvs. omkostningsminimerende – implementering af et politisk fastsat reduktionsmål kræver, at alle forurenere har samme marginale reduktionsomkostninger. I modsat fald vil der kunne opnås en omkostningsbesparelse ved at omfordele reduktionsforpligtelser forurenere med høje marginale reduktionsomkostninger til forurenere med lavere marginale reduktionsomkostninger. Da forurenende virksomheder må forventes at have forskellige marginale reduktionsomkostninger i udgangssituationen, kan en efficient løsning kun opnås ved, at virksomheder med lave marginale reduktionsomkostninger reducerer deres forurening i større omfang end virksomheder med højere marginale reduktionsomkostninger.

I princippet kan den regulerende myndighed fastsætte virksomhedsspecifikke reduktionskrav, der er tilpasset, så efficiensbetingelsen opfyldes. Det kræver dog, at regulator har information om den enkelte forureners marginale reduktionsomkostninger – et informationsbehov, som den

[4] Rationalet bag denne beslutning forklares som følger: ”Når Danmark går foran og viser, at en ambitiøs omstilling af den kvoteomfattede sektor er mulig, kan det i første omgang bl.a. bane vejen for en tilslutning til det danske ønske om, at EU skal øge sit reduktionsmål ...” (Regeringen, 2011, s. 27).

miljøøkonomiske litteratur generelt har antaget, at regulerende myndigheder ikke vil være i stand til at opfylde. Anvender regulator derimod økonomiske styringsinstrumenter, kræves der ikke kendskab til den enkelte forureners reduktionsomkostninger for at realisere efficiensbetingelsen. Forskellen er, at økonomiske styringsinstrumenter giver incitamenter til, at omkostningsminimerende virksomheder af egen drift reducerer deres forurening, indtil de marginale reduktionsomkostninger svarer til afgiften eller kvoteprisen. Da afgiften/kvoteprisen er den samme for alle forurenere, vil forskellene i de marginale reduktionsomkostninger blive udjævnet og efficiensbetingelsen opfyldt – i det mindst under teoriens forudsætninger om økonomisk rationel adfærd for forurenernes vedkommende. I den miljøøkonomiske litteratur er denne tilgang kendt som "efficiency without optimality" (Baumol & Oates, 1988). Når den miljøøkonomiske litteratur generelt anbefaler økonomiske styringsinstrumenter i miljøpolitikken er det primært ud fra rationalet bag denne modificerede Pigou-tilgang.

3.3 Reguleringsgrundlag

I den klassiske Pigou-model er afgiftsgrundlaget mængden af forurenende stoffer, der udledes til omgivelserne. Denne tilgang kræver, at regulator kan måle og kontrollere omfanget af den enkelte forureners udledninger. Landbrugets drivhusgasudledninger stammer fra et stort antal produktions-enheder og -processer i husdyrbruget såvel som planteproduktionen. Det ville være prohibitivt dyrt at måle drivhusgasudledningerne direkte fra husdyr, gylletanke og marker mm. Begrænsning af landbrugets drivhusemissioner må derfor ske gennem regulering af de input og produktion-sprocesser, der giver anledning til emissionerne. Hvis der eksisterer en fast sammenhæng mellem anvendelse af et input og udledningen af drivhusgasser, vil en regulering af inputanvendelsen være et lige så præcist virkende styringsinstrument som regulering af selve udledningen. Det gælder fx fossile brændstoffer, hvor der er et fast forhold mellem forbruget og mængden af CO_2.

For landbrugets vedkommende er det kun en mindre del af den samlede drivhusgasudledning, der stammer fra forbruget af fossil energi. Hovedkilderne er processer, som medfører udledning af metan og lattergas samt omsætning af kulstof i landbrugsjord. Omfanget af disse udledninger er for en stor del bestemt i et kompliceret samspil mellem produktionens størrelse og de input og processer, der anvendes i landbrugsproduktionen. Her er det nødvendigt at inddrage mulige teknologiændringer, positive og negative synergieffekter, samt kæde- og krydseffekter. Det er derfor vigtigt, at instrumentvalg hviler på et detaljeret jordbrugsvidenskabeligt grundlag.

Eksempel på teknologiændring: Metanudledningen fra kvæg afhænger ikke alene af antallet af dyr, men også af fodersammensætningen, laktationsperioden og til dels genetiske faktorer. Styringsinstrumenter, der alene regulerer antallet af dyr, vil således være omkostningsmæssigt ineffektive sammenlignet med styringsinstrumenter, som også giver incitamenter til at ændre fodersammensætningen og andre teknologielementer, der fører til lavere metanudledning pr. dyr/produceret enhed.

En negativ synergieffekt kan optræde ifm. anvendelse af fedt til reduktion af metanudledningen fra køer og andre drøvtyggere. Tilsætning af fedtkilder til foderet reducere drøvtyggeres metanemission fra fordøjelsen, men nyere undersøgelser tyder på, at det kan øge potentialet for metanemission fra husdyrgødningen (Olesen et al., 2013). Denne effekt kan elimineres ved bioafgasning af husdyrgødningen, hvilket kræver en kombination af tiltag (op. cit.). Ved denne kombination af tiltag optræder der en positiv synergieffekt, idet biogasudbyttet pr. ton husdyrgødning øges ved større fedtandel i foderet.

3.4 Analyserede tiltag og styringsinstrumenter

I overensstemmelse med vejledningen om samfundsøkonomiske klimaberegninger skelnes der i analysen mellem tekniske tiltag, som medfører en drivhusgasreduktion, og adfærdsregulerende instrumenter, der sikrer eller bidrager til implementering af tiltaget (Energistyrelsen, 2012a). Et virkemiddel defineres som enten et instrument alene eller af et teknisk tiltag med tilhørende instrument.

3.5 Vurdering af styringsinstrumenters relevans

I det følgende diskuteres relevansen af de listede styringsinstrumenter i tabel 3.1. Det primære relevanskriterium er muligheden for at opnå reguleringsmæssig effciens i form af en omkostningsminimerende realisering af en politisk fastsat. Derudover indgår overvejelser om problemstillingerne ved implementering og administration af de analyserede styringsinstrumenter.

3.6 Produktion og anvendelse af bioenergi

Ifølge regeringens klimaplan skal den danske energisektor i 2035 producere el og varme uden anvendelse af fossile brændsler (Regeringen, 2011).

3.6.1 Halm til brændsel

De relevante styringsinstrumenter for halm til energiproduktion må antages at være subsidier og regelstyring, mens der næppe er oplagte muligheder for anvendelse af afgifter. Den mest relevante udformning af støtteinstrumenter antages at være forhøjede afregningspriser/garanterede mindstepriser på el produceret på basis af biomasse i kraftvarmesektoren. Ved en generel støtte til biomasseanvendelse vil omfanget af halmanvendelsen være bestemt af halms konkurrenceevne som brændsel over for (importeret) træflis og træpiller. Et generelt støtteinstrument kan derfor sikre, at CO_2-reduktionsomkostningerne ved anvendelse af halm ikke overstiger reduktionsomkostningerne ved anvendelse af andre former for biomasse. Den mængdemæssige effekt på halmforbruget vil til gengæld være usikker.

Et sikkert udfald mht. den mængdemæssige effekt på halmanvendelsen til brændsel vil kun kunne opnås gennem regelstyring af halmforbruget. Regelstyring kan ske gennem indførelse af aftagepligt for virksomheder i kraftværkssektoren. Ulempen ved denne tilgang er, at CO_2-reduktionsomkostningerne ved anvendelse af halm kan blive væsentligt højere end reduktionsomkostningerne ved anvendelse af andre former for biomasse.

Halmanvendelse til brændsel er ikke forbundet med positive sideeffekter. Derimod er en ikke uvæsentlig negativ eksternalitet ved fjernelse af halm i form af reduceret kulstoflagring i jorden. Kulstofreduktionen kan opvejes gennem den kulstofbinding, som efterafgrøder giver. Her kan der anvendes regelstyring gennem krav om etablering af efterafgrøder på et areal bestemt af halmbjærgningsarealet. Regelstyring kan administreres billigt ved stikprøvekontrol på linje med kvælstofregnskabet.

3.6.2 Halm til bioraffinering

Ud over brændsel kan halm anvendes til fremstilling af bl.a. bioethanol. Anvendelsen af bioethanol støttes gennem regelstyring i form af faste iblandingskrav, som igen vil afspejle sig i en markedspris, der sikrer rentabiliteten i fremstilling af bioethanol eller det nødvendige importvolumen. Iblandingskravet skelner dog ikke mellem første generationsbioethanol baseret på fx sukker eller korn og anden generationsbioethanol baseret på fx halm. De hidtidige erfaringer med fremstilling af bioethanol på basis af halm tyder ikke på, at denne teknologi vil kunne konkurrere prismæssigt med første generationsbioethanol. Det generelle iblandingskrav kan derfor ikke forventes at udgøre et tilstrækkeligt styringsinstrument til fremme af halmbaseret bioethanol. Fastsættelse af specifikke krav til iblanding af halmbaseret bioethanol vil kræve ændring af EU-reglerne på dette område.

Bioraffinering af halm må stadig betegnes som en ikke fuldt udviklet teknologi, hvor bl.a. potentielle first-mover-fordele for Danmark kan begrunde, at der gives udviklingsstøtte. Økonomisk støtte baseret på dette rationale må antages at være det mest relevante styringsinstrument til fremme af bioraffinering af halm – i det mindste på kortere sigt.

3.6.3 Plantematerialer og øvrige restprodukter til termisk forgasning

Ved termisk forgasning forstås en proces, hvor der ved opvarmning af organisk materiale under iltfrie forhold frigives gas, som kan bruges til produktion af el og varme. Termisk forgasning af træer en velkendt teknologi, der bl.a. blev anvendt til generatordrift af biler under 2. verdenskrig. Der er dog begrænsede erfaringer med mere problematiske biomasser som halm og andre restprodukter fra landbruget. I 2011 satte DONG Energy et demonstrationsanlæg til halmforgasning i drift i Kalundborg (Skøtt, 2011). Det er planen, at man senere vil forsøge sig med andre former for biomasse (op. cit). Som for bioraffinering af halm vil udviklingsstøtte til termisk forgasning af plantematerialer kunne begrundes ud fra potentielle first-mover-fordele.

3.6.4 Pil til bioenergi

Pileflis handles på linje med træflis/skovflis i kraftvarmesektoren. Kraftværkerne kan vælge frit mellem dansk produceret og importret træflis og træpiller ved opfyldelse af krav vedr. VE-andelen i produktionen. Da der importeres træflis og træpiller i betydeligt omfang fra en række lande, må priserne i udenrigshandelen antages at være bestemmende for prisen på skovflis her i landet og dermed også for prisen på pileflis. Favorisering af afsætningen af dansk produceret pileflis må antages at være i strid med EU-regler. Specifik prisstøtte til anvendelse af pileflis i kraftvarmesektoren er derfor næppe et relevant styringsinstrument.

Der er velfærdsøkonomisk begrundelse for støtte til dyrkning af pil. Det skyldes, at overførsel af omdriftsarealer til piledyrkning er forbundet med positive eksternaliteter i form af kulstofopbygning i jorden samt reduceret kvælstofudvaskning og lavere pesticidforbrug. I dag gives der støtte til etablering og drift af arealer med energipil til satser godkendt af EU. Det vil sandsynligvis også være det mest relevante styringsinstrument fremover.

3.7 Husdyr

3.7.1 Ændret fodring af malkekøer

Øget andel af (vegetabilsk) fedt i foderet til malkekøer og andre drøvtyggere kan reducere udledningen af metan fra dyrenes fordøjelsesproces. I hvilket omfang, det kan betale sig at anvende fedt i foderrationen, afhænger af prisrelationerne mellem vegetabilsk fedt og korn. Generelt kan det ikke forventes, at der vil være prismæssige incitamenter til at øge fedtandelen i kvægfoder til det niveau, der kunne være ønskeligt fra en klimapolitisk synsvinkel. Opnåelse af en ønsket metanreduktion gennem ændret fodring vil derfor kræve anvendelse af styringsinstrumenter.

Regelstyring kan implementeres i form af krav om anvendelse af en bestemt mængde vegetabilsk fedt pr. ko, dvs. et fast iblandingskrav. Stiger prisen på fedt i forhold til kornprisen, vil de marginale reduktionsomkostninger kunne overstige skyggeprisen på en CO_2-ækvivalent væsentligt. På grund af ufølsomhed over for varierende prisrelationer mellem korn og fedt kan man ikke regne med, at regelstyring vil være omkostningsefficient.

En omkostningsminimerende regulering vil potentielt kunne opnås ved afgiftsstyring. Afgiftsstyring kan implementeres som en variabel metanafgift pr. ko svarende til den samfundsmæssige skyggepris pr. CO_2-ækv. Det vil sikre, at de marginale reduktionsomkostninger ikke overstiger CO_2-skyggeprisen. Da det i praksis ikke vil være muligt at opgøre metanudledningen direkte, vil afgiften skulle baseres på normtal for metanudledningen fra malkekøers fordøjelse. Som udgangspunkt kan mælkeproducenter pålægges en afgift pr. dyreenhed, der afspejler den gennemsnitlige metanudledning fra en malkeko på årsbasis. For at skabe incitamenter til at reducere metanudledningen skal det være muligt at få nedslag i afgiften, hvis der anvendes virkemidler til nedsættelse af udledningen pr. ko. Det vil for nærværende sige anvendelse af fedt i foderet. Afgiften kan udformes, så der opnås fuld afgiftsfritagelse ved opfyldelse af en fastsat norm for tildeling af plantefedtstof.

Uanset om der anvendes regelstyring eller afgiftsregulering efter ovenstående model, vil administration af ordningen kræve oprettelse af et system til registrering af anvendelsen af foderfedt på malkekvægbedrifter. Det vil formentlig kunne opbygges som en parallel til det eksisterende system til registrering af køb af handelsgødning. Omfangsmæssigt vil der være tale om væsentligt færre bedrifter, da kun malkekvægbesætninger vil være omfattet.

3.7.2 Forlængelse af laktationsperioden hos malkekøer

Forlængelse af laktationsperioden hos malkekøer kan reducere udledningen fra mælkeproduktionen ved at reducere foderforbruget til dyr, der ikke er lakterende (goldkøer og opdræt) (Olesen et al., 2013). Forlænget laktation vil i princippet kunne gennemføres ved regelstyring i form af krav om en specifik gennemsnitlig længde af laktationsperioden for malkekvægbesætninger. På grund af varierende produktionsforhold må det antages, at de marginale omkostninger ved en forøgelse af laktationsperioden kan variere (betydeligt) mellem bedrifter. Hvis de kommende undersøgelser viser, at det er tilfældet, vil det være uhensigtsmæssigt at anvende regelstyring med ensartede krav til laktationsperioden.

En omkostningsminimerende regulering af laktationsperioden vil potentielt kunne opnås ved afgiftsstyring. Afgiftsstyring kan implementeres som en variabel metanafgift pr. ko bestemt af den gennemsnitlige laktationsperiode i besætningen. Det forudsætter dog, at der kan opstilles en pålidelig og generaliserbar funktion for sammenhængen mellem udledningen af metan og varierende længde af laktationsperioden. Uanset om der vælges regelstyring eller afgiftsstyring, vil der skulle indføres et kontrolsystem, som registrerer den gennemsnitlige laktationsperiode (den tidsmæssige afstand mellem kælvninger) i landets malkekvægbesætninger. Kontrolsystemet vil kunne anvende data fra den detaljerede registrering af kvæg, der fortages af veterinære grunde.

3.7.3 Genetisk selektion af lavemissionskøer

Genetiske analyser har vist, at udeledningen af metan fra køers fordøjelse i et vist omfang er genetisk bestemt (Olesen et al., 2013). Hvis den konstaterede arvbarhed bekræftes i fremtidige studier, vil der være mulighed for at selektere for køer, som har lavere metanproduktion uden pr. kilo produceret mælk (op. cit.). Forskningen i genetisk selektion af lavemissionskøer befinder sig sandsynligvis endnu på et niveau, hvor der ikke er grundlag for at opstille generelle reguleringskriterier. Støtte til forskning og forsøg er formentlig den mest oplagte reguleringsmulighed.

3.8 Husdyrgødning

3.8.1 Bioafgasning af husdyrgødning

Biogasproduktion støttes gennem en garanteret (høj) mindstepris på el produceret på basis af husdyrgødning. Biogasproduktion baseret på husdyrgødning skaber betydelige positive eksternaliteter/reducerer negative eksternaliteter ud over fortrængningen af fossilt brændsel. En betydelig del af den samlede emissionsreduktion ved biogasproduktion stammer således fra reducerede metan- og lattergasemissioner (Olesen, 2009). Dertil kommer reduceret kvælstofforurening og lugtreduktion. Tilskuddet over elprisen skal således dække en væsentlig større drivhusgasreduktion, end den der er knyttet til reduceret anvendelse af fossil energi i elproduktionen.

Regelstyring i form af et generelt krav om anvendelse af husdyrgødning til biogas må antages at være omkostningsmæssigt inefficient pga. af (stærkt) varierende omkostninger fra bedrift til bedrift

og forskellige muligheder for tilslutning til biogasfællesanlæg. Et generelt afgasningskrav vil især være omkostningskrævende i områder med lav husdyrtæthed pga. af større transportomkostninger ved levering til fællesanlæg. Omkostningerne vil kunne reduceres ved en differentieret implementering af et krav om afgasning af husdyrgødning, hvor bedrifter med store transportomkostninger til fællesanlæg fritages. Tilsvarende vil anvendelse af en bagatelgrænse kunne forhindre uforholdsmæssigt store omkostninger for små husdyrbesætninger og bidrage til at begrænse de administrative omkostninger.

En omkostningsminimerende regulering kan opnås gennem en afgift på husdyrgødning, der ikke anvendes til biogas. Administration af en afgift på ikke-bioafgasset husdyrgødning vil kunne baseres på den allerede eksisterende kontrol med gødningsregnskaber, der viser den normberegnede størrelse af bedriftens produktion af husdyrgødning samt afgivelse/modtagelse af husdyrgødning. Der vil kunne ske afgiftsfritagelse for bedrifter med store transportomkostninger til fællesanlæg samt indføres bagatelgrænser for små besætninger.

3.8.2 Forsuring af gylle

Forsuring af gylle sker ved tilsætning af svovlsyre, som reducerer udledningen af ammoniak såvel som drivhusgasserne metan og lattergas. Effekten på drivhusgasudledningen er dog noget mindre end ved bioafgasning af gylle (Olesen, 2009). Regelstyring af forsuring vil kunne kombineres med regulering af husdyrgødningsanvendelse i biogasproduktion, således at husdyrgødning, der ikke bioafgasses, pålægges krav om forsuring. Regelstyring af denne art vil imidlertid ikke være omkostningseffektiv, da der vil være varierende implementerings- og driftsomkostninger for gylleforsuringsanlæg på forskellige bedrifter, ikke mindst som følge af størrelsesforskelle.

Afgiftsregulering vil kunne sikre omkostningsefficiens, hvis den implementeres i kombination med den tidligere omtalte model for afgiftsregulering af bioafgasning af husdyrgødning. Beregningsmæssigt er det imidlertid vanskeligt at knytte en afgift på ubehandlet husdyrgødning til de enkelte behandlingstiltag, hhv. bioafgasning og forsuring. I beregningerne forudsættes det derfor, at implementering af gylleforsuringstiltaget sker ved regelstyring, hvor 10 % af den samlede gyllemængde pålægges krav om forsuring i stalden frem til 2020 i forbindelse med nybyggeri eller ombygning af stalde gyllelagre.

3.8.3 Overdækning af gyllebeholdere

Reduktionsomkostningerne ved overdækning vil formentlig variere afhængigt af gyllebeholderens størrelse. Disse forskelle vil kunne integreres i en regelstyringsordning. Regelstyring i form af differentierede overdækningskrav vil formentlig være det mest relevante implementeringsinstrument.

3.8.4 Køling af gylle i svinestalde

Gyllekøling har et beskedent reduktionspotentiale. Potentialet er sandsynligvis for småt til at retfærdiggøre løbende anvendelse af administrative eller økonomiske styringsinstrumenter. Derimod kan rådgivning og oplysning/uddannelse være relevante instrumenter, da implementering

af tiltaget kan være foreneligt med producenternes økonomiske egeninteresser på bedrifter, hvor de nødvendige forudsætninger for overskud er til stede. Gyllekøling kan evt. gøres til en del af kravene om anvendelse af bedste tilgængelige miljøteknologi ved nyetablering/udvidelse af staldsystemer.

3.8.5 Skærpelse af kvælstofudnyttelseskravet efter bioafgasning af husdyrgødning

Bioafgasning øger andelen af plantetilgængeligt kvælstof i husdyrgødningen og dermed den mængde kvælstof, der er tilgængelig pr. ha på bedrifter, hvor husdyrgødningen afgasses. Kvælstofreguleringsordningen betyder generelt, at den tilgængelige mængde kvælstof ligger under det økonomisk optimale. Den større plantetilgængelighed af kvælstof i afgasset husdyrgødning repræsenterer derfor en økonomisk værdi. Der er ikke umiddelbart grundlag for at antage, at der vil være større variation i de berørte bedrifters marginale omkostninger ved en skærpelse af kvælstofudnyttelseskravet for bioafgasset husdyrgødning. Regelstyring gennem kvælstofkvotesystemet må derfor betragtes som et hensigtsmæssigt styringsinstrument. Skærpelse af kvælstofudnyttelseskravet vil reducere de økonomiske incitamenter til at levere husdyrgødning til bioafgasning, da den nuværende gevinst ved større plantetilgængelighed af husdyrgødningskvælstoffet vil blive elimineret/reduceret, som følge af lavere kvælstofkvotetildeling.

3.8.6 Skærpelse af kvælstofudnyttelseskravet for minkgylle, fjerkrægylle, ajle og dybstrøelse

Heller ikke her er der er grundlag for at antage, at der vil være større variation i de marginale reduktionsomkostninger bedrifterne imellem. Regelstyring gennem kvælstofkvotesystemet må derfor betragtes som et hensigtsmæssigt styringsinstrument.

3.9 Kvælstofhåndtering og -anvendelse

3.9.1 Nitrifikationshæmmere

Ved tilsætning af nitrifikationshæmmere til handelsgødning er det muligt at reducere lattergasemissionerne. Ifølge Olesen (2009) er der formentligt også mulighed for at anvende nitrifikationshæmmere med nogen effekt i husdyrgødning, dog formentlig mest effektivt i den tynde fraktion af separeret biogasgylle, da nitrifikationshæmmerne i nogen grad bindes til det organiske stof i husdyrgødningen, hvorved effektiviteten daler betydeligt. En kvantificering af dette kræver dog specifikke undersøgelser (op. cit.). Anvendelse af nitrifikationshæmmere i husdyrgødning indgår derfor ikke i nærværende undersøgelse. Der er ingen privatøkonomiske incitamenter til anvendelse af nitrifikationshæmmere, da tilsætning ikke øger kvælstofudnyttelsen nævneværdigt, men alene reducerer eksternaliteten lattergasemission (op. cit.).

Regelstyring kan i princippet praktiseres gennem krav om, at ammoniumholdig kvælstofgødning skal indeholde nitrifikationshæmmere i et givet forhold bestemt af kvælstofindholdet – dvs. et fast iblandingskrav. Instrumentet vil være let administrerbart, men ikke omkostningsefficient pga. af stor sandsynlighed for at reduktionsomkostningerne vil overstige skyggeprisen på CO_2-reduktion væsentligt. Det vil endvidere skulle afklares, om et krav af den art vil udgøre en ulovlig handelshindring.

Afgiftsregulering kunne implementeres som en inputafgift på kvælstofgødning svarende til CO_2-skyggeprisen på lattergasudledning – differentieret efter forholdet mellem tilsat nitrifikationshæmmere og kvælstofindhold (falder til nul ved opfyldelse af iblandingsnorm). Instrumentet ville være omkostningsefficient og let administrerbart. Kommende beregninger skal afklare, om en afgift på kvælstofgødning uden nitrifikationshæmmere kan forventes at få en mængdemæssig effekt. Hvis tilsætningsomkostningerne er højere end afgiften (svarende til CO_2-skyggeprisen), vil pålægning af en afgift ikke øge brugen af nitrifikationshæmmere, men alene give et provenu til staten.

3.9.2 Reduceret kvælstofnorm

Regelstyring gennem det eksisterende kvælstofkvotesystem må betragtes som det mest relevante styringsinstrument. Alternativt kunne man forestille sig anvendelse af et økonomisk styringsinstrument i form af tildeling af omsættelige kvælstofkvoter. Med indførelsen af EU's vandrammedirektiv ser der imidlertid ikke ud til at være noget alternativ til regelstyring i kvælstofpolitikken. Vandrammedirektivet stiller krav om implementering af foranstaltninger til begrænsning af kvælstofforureningen i vandoplande. Implementeringen skal være områdespecifik og differentieret efter miljøforholdene i de enkelte oplande.

3.10 Arealrelaterede tiltag

3.10.1 Udtagning af organogene jorde

Udtagning af organogene jorde/tørvejord har betydelige positive klimaeffekter i tilgift til øvrige miljøeffekter som reduceret kvælstofudvaskning og øget biodiversitet. Det er dog primært øget kulstoflagring i jorden, der gør dette instrument interessant i relation til drivhuseffekten. Det begrænser virkemidlets relevans i forhold til EUs klima- og energipakke, hvor kulstoflagring i jord ikke indgår.

Tilskud anvendes i dag i vid udstrækning som incitament til udtagning af landbrugsjord til forskellige miljørettede formål. Et tilskud, der afspejler værdien af de positive eksternaliteter, kan sikre en efficient udtagning af lavbundsjorde. Det er dog vanskeligt at beregne, hvor stor effekten af tilskud til udtagning kan forventes at blive, da lodsejere har forskellige priskrav afhængigt af driftsform og husdyrtæthed mv. Alternativt kan udtagning ske gennem regelstyring med kompensation til de berørte lodsejere.

Afgiftsinstrumentet vil kunne anvendes ved at lægge CO_2-afgifter på dyrkning af jorde med særligt stort udledningspotentiale. En præcis og rimelig implementering af afgiftsinstrumentet vil kræve, at der kan opstilles en pålidelig funktion for sammenhængen mellem frigivelse af CO2 på den ene side og jordenes indhold af organisk stof samt dyrkningspraksis på den anden. En tilstrækkelig præcis implementering vil kræve, at organogene jorde udpeges på markblokniveau.

3.10.2 Udtagning af højbund/mineraljord til græs

Da der ikke vil være tale om et generelt tiltag må tilskud betragtes som det relevante styringsinstrument. Som for lavbundsjord er det vanskeligt at beregne, hvor stor effekten af tilskud til udtagning kan forventes at blive, da lodsejere også her vil have forskellige priskrav afhængigt af driftsform mv. Alternativt kan udtagning ske gennem regelstyring med kompensation til de berørte lodsejere.

3.10.3 Vedvarende græs

Heller ikke her vil der være tale om et generelt tiltag, som berører alle lodsejere. Tilskud må derfor betragtes som det relevante styringsinstrument. Regelstyring med faste krav til andelen af vedvarende græs er ligeledes en mulighed, men næppe en omkostningsefficient fremgangsmåde. I de igangværende forhandlinger om CAP-reformen indgår overvejelser om til udlægning af vis procentdel af den enkelte bedrifts areal til vedvarende græs.

3.10.4 Efterafgrøder og mellemafgrøder

Efterafgrøder og mellemafgrøder kan implementeres gennem regelstyring ved krav om etablering af efterafgrøder og/eller mellemafgrøder på en given andel af en bedrifts areal – afhængigt af afgrødesammensætning i øvrigt. Regelstyring vil ikke nødvendigvis være omkostningsefficient pga. af forskellige marginalomkostninger ved etablering af efterafgrøder/mellemafgrøder fra bedrift til bedrift.

Afgiftsstyring kan etableres som en afgift pr. ha for den del af arealet, der ikke dækkes af efterafgrøder/mellemafgrøder, eller hvor jordens kulstofindhold på anden måde vedligeholdes, f.eks. gennem tilførsel af husdyrgødning eller dyrkning af græs. Sættes afgiften til den samfundsmæssige CO_2-skyggepris på kulstofreduktionen i jorden, vil instrumentet (i princippet) være omkostningsefficient. Der eksisterer dog en del usikkerhed omkring størrelsen af kulstofbindingen, som afhænger af plantedækket. Denne usikkerhed gælder især for mellemafgrøder. Hvis de ekstra efterafgrødearealer, som behandles her, skal indgå i Danmarks opfyldelse af vandrammedirektivkravene, vil afgiftsstyring ikke være en mulighed.

3.10.5 Reduceret jordbearbejdning

Reduceret jordbearbejdning/pløjefri dyrkning praktiseres på meget forskellig vis. I nogle tilfælde benyttes dyb harvning i et omfang, som i betydeligt grad reducerer de miljømæssige fordele ved metoden. Det vil være vanskeligt at kontrollere omfanget og karakteren af reduceret jordbearbejdning. Hverken regelstyring eller økonomiske virkemidler virker derfor relevante. Det mest oplagte virkemiddel er rådgivning og vejledning. Det gør til gengæld effekten på implementeringsomfanget meget usikkert.

3.10.6 Flere bælgplanter i græsmarker

Forsøg tyder på, at kvælstoftilførslen til græsmærker vil kunne reduceres væsentligt uden udbyttetab, såfremt kløverandelen øges. Det mest oplagte styringsinstrument vil være nedsættelse af

kvælstofkvoten til græs uden kløver og græsmarker med lav kløverandel. Det vil gøre det mere fordelagtigt at øge kløverandelen i græsmarker.

3.10.7 Fremme af sædskifte med flerårige græsmarker og grøntfoder

Da der ikke vil være tale om et generelt tiltag, som berører alle lodsejere, kan tilskud betragtes som et relevant styringsinstrument. Regelstyring med faste krav til andelen af flerårige græs- eller lucernemarker er ligeledes en mulighed, men næppe en omkostningsefficient fremgangsmåde.

3.10.8 Tilbageføring af askeprodukter fra forgasning af affald og biprodukter

Regelstyring svarende til principperne for anvendelse af husdyrgødning kan betragtes som et relevant styringsmiddel.

3.11 Bedriftsmodel til regulering af drivhusgasudledninger fra landbruget

Dette afsnit diskuterer mulighederne for at opnå en efficient regulering landbrugets drivhusgasudledning på bedriftsniveau, ved at der stilles krav til reduktion af bedriftens samlede udledning af drivhusgasser, Modellen indgår ikke i rapportens analyser af reduktionsomkostninger i kap. 4.

3.11.1 Reguleringsproblemet

Landbrugets drivhusgasudledninger stammer fra et stort antal produktionsenheder og -processer i husdyrbruget såvel som planteproduktionen. Det kun en mindre del af den samlede drivhusgasudledning, der stammer fra forbruget af fossil energi. Hovedkilderne er processer, som medfører udledning af metan og lattergas samt omsætning af kulstof i landbrugsjorden. Omfanget af disse udledninger er for en stor del bestemt i et kompliceret samspil mellem produktionens størrelse og de input og processer, der anvendes i landbrugsproduktionen. Dette samspil er karakteriseret af positive og negative synergieffekter samt kæde- og krydseffekter. Endvidere er der betydelige muligheder for at reducere landbrugets drivhusgasudledninger gennem teknologiændringer.

Regulering af landbrugets drivhusgasudledninger har hidtil fokuseret på tiltag til regulering af produktionens størrelse, inputanvendelse og produktionsteknologier. Realisering af en omkostningseffektiv regulering kræver, at samtlige tiltag, der kan anvendes til at reducere drivhusgasudledningerne, kombineres på en sådan måde, at de marginale reduktionsomkostninger bliver ens for samtlige tiltag. Det skal gælde både på bedriftsniveau og sektorniveau. Opnåelse af omkostningseffektivitet ved regulering gennem specifikke tiltag kræver et overordentligt omfattende og detaljeret informationsgrundlag. I praksis vil regelstyring af forureningsomfanget derfor typisk indebære generelle krav, som ikke i tilstrækkeligt omfang tager hensyn til forholdene på den enkelte bedrift, og derfor heller ikke giver den enkelte producent mulighed for at udnytte de billigste muligheder til realisering en krævet forureningsreduktion.

Alternativt kunne regulering af landbrugets drivhusgasudledning ske på bedriftsniveau, ved at der stilles krav til reduktion af bedriftens samlede udledning af drivhusgasser, men ikke til anvendelse at bestemte tiltag eller virkemidler til opnåelse af den krævede reduktion. Det vil give den enkelte

producent dispositionsfrihed til at kombinere forskellige reduktionstiltag i form af ændringer i størrelsen og sammensætningen af produktionen og inputanvendelsen samt implementering af teknologier til reduktion af bedriftens drivhusgasudledning. Den enkelte producent må antages, at være den, der er i besiddelse af det bedste videngrundlag, hvad angår reduktionsomkostningerne ved forskellige tiltag. Regulering på bedriftsniveau vil derfor give mulighed for en omkostningseffektiv realisering af en krævet udledningsreduktion på bedriften. Ved anvendelse af økonomiske styringsmidler (CO_2 ækv.-afgifter eller omsættelige CO_2 ækv -kvoter) vil der kunne skabes en omkostningseffektiv fordeling af drivhusgasreduktioner på sektorniveau – og evt. mellem de forskellige sektorer i økonomien.

3.11.2 Reguleringsgrundlaget

Den skitserede bedriftsreguleringsmodel betyder som nævnt, at den regulerende myndighed ikke behøver at skaffe sig viden om variationer i de marginale reduktionsomkostninger for forskellige reduktionstiltag. Det informationsproblem løses ved at give den enkelte producent dispositionsfrihed og incitamenter til at anvende den mest omkostningseffektive kombination af tiltag. Den regulerende myndighed skal imidlertid være i besiddelse af et overvågnings- og kontrolapparat, som kan sikre, at den krævede reduktion i drivhusgasudledningerne finder sted. Det er ikke realistisk at foretage direkte målinger af den enkelte bedrifts (eller det samlede landbrugs) udledning af drivhusgasser. Regulering af landbrugets udledning af drivhusgasser må derfor baseres på forskellige former for målbare indikatorer, som så nøjagtigt som muligt afspejler udledningen af forskellige drivhusgasser. Det vil i realiteten sige, at der kræves et drivhusgasregnskab på bedriftsniveau, hvor udledningerne opgøres efter normtal. Principielt bør drivhusgasregnskabet være så detaljeret, at den enkelte producent har mulighed for at vælge mellem alle drivhusgasreducerende tiltag, som kan bidrage til en omkostningsminimerende løsning på bedriftens reduktionsproblem. I praksis må der foretages en afvejning mellem ønsket om størst mulig dispositionsfrihed og omkostningerne ved at administrere systemet.

Tabellen i Bilag I giver en (foreløbig) oversigt over det antal produktioner, inputkategorier og reduktionsteknologier, som det antages, at der vil være behov for at medtage i bedriftsregnskaber for udledningen af drivhusgasser fra landbruget – under et betegnet som tiltag. Det gælder for samtlige tiltag, at de repræsenterer kontrolvariable, som den enkelte producent vil kunne anvende til at nedbringe bedriftens udledning af drivhusgasser. Af tabellen fremgår det, at der er identificeret 15-20 produktionsaktiviteter og 7 former for inputs, som kan benyttes til at reducere drivhusgasudledningerne ved reduceret produktionsomfang og ændret sammensætning af produktion og inputanvendelse. Endvidere er der identificeret knap 20 tiltag, som kan benyttes til at nedbringe drivhusgasudledningerne uden nødvendigvis at ændre produktionens størrelse eller sammensætning. Der er tale om et katalog over tiltag, som antages at dække samtlige bedriftstyper af betydning i Danmark. På grund af specialisering vil den enkelte bedrift alene skulle arbejde med en delmængde af de viste tiltag.

3.11.3 Databehov og administrative omkostninger

En fleksibel drivhusgasreguleringsmodel på bedriftsniveau kræver, at der sker en omfattende registrering af produktion, inputanvendelse og drivhusgasreducerende tiltag på bedriftsniveau – som illustreret i Bilag I. Det er ikke på nuværende tidspunkt muligt at give en fyldestgørende beskrivelse af de administrative omkostninger for landbruget og de kontrollerende myndigheder ved implementering og drift af en bedriftsmodel til regulering af drivhusgasudledningerne fra landbruget. Foreløbig kan det konstateres, at en væsentlig del af tiltagene i Bilag I i forvejen registreres på bedriftsniveau pga. af eksisterende krav om udarbejdelse af gødningsregnskab og indberetning af data om arealanvendelse. Disse registreringssystemer indsamler oplysninger på bedriftsniveau om arealstørrelse og afgrødesammensætning, herunder areal med efterafgrøder/mellemafgrøder, husdyrproduktionens størrelse og sammensætning på husdyrarter, husdyrgødningssystemer (gylle, fast gødning eller dybstrøelse) og forbruget af kvælstof i husdyrgødning og handelsgødning. Et tiltag som bioafgasning af husdyrgødning vil kunne administreres ifm. den eksisterende kontrol med gødningsregnskaber. Endvidere betyder BAT-krav ved udvidelse af husdyrproduktionen, at en del af de i Bilag I nævnte drivhusgasreducerende tiltag for husdyrproduktion er registreret på en række bedrifter.

Derimod sker der ikke registrering af foderbrug og foderets sammensætning på den enkelte bedrift. Inddragelse af et metanreducerende tiltag som foderfedt til kvæg vil derfor kræve oprettelse af et system til registrering af anvendelsen af foderfedt på kvægbedrifter. Det vil formentlig kunne opbygges som en parallel til det eksisterende system til registrering af køb af handelsgødning. Tiltaget forlænget laktation for malkekøer vil kræve, at der indføres et kontrolsystem, som registrerer den gennemsnitlige laktationsperiode (den tidsmæssige afstand mellem kælvninger) i landets malkekvægbesætninger. Kontrolsystemet vil kunne anvende data fra den detaljerede registrering af kvæg, der fortages af veterinære grunde.

Som nævnt er det ikke på nuværende tidspunkt muligt at give en fyldestgørende beskrivelse af omkostningerne ved implementering og administration af den skitserede bedriftsmodel. Det kan dog siges, at det vil være teknisk og praktisk muligt at knytte udledningsnormer til hovedparten af de listede tiltag i Bilag I (iflg. kommentar til den foreløbige registreringsmodel i Bilag I af Jørgen E. Olesen, DCA). Den endelige udformning af registreringsmodellen kræver mere omfattende undersøgelser.

Tabel 3.2. Skabelon for drivhusgasopgørelse på bedriftsniveau, kg CO_2-ækv. pr. år.

Arealanvendelse, mineraljorde	**Enhed**	**CO_2**	**CH_4**	**N_2O**	**Jord-C**	**I alt pr. enhed**	**Samlet aktivitet**	**Udledn. i alt pr. aktivitet**
Korn, vårsæd, halm fjernes	1 ha						xx ha	
Korn, vintersæd, halm fjernes	1 ha							
Vinterraps, halm fjernes	1 ha							
Græsfrø, halm fjernes	1 ha							
Kartofler	1 ha							
Sukkerroer	1 ha							

Ærter, hestebønner mv.								
Majs, helsæd	1 ha							
Kerne- el. kolbemajs, resten efterlades på mark	1 ha							
Græs og grøntfoder, normal omdrift	1 ha							
Andre afgrøder i omdrift	1 ha							
Flerårige græsmarker og grøntfoder	1 ha							
Vedv. græs, ingen omlægn.	1 ha							
Arealanvendelse, Organogene jorde								
I omdrift	1 ha							
Vedvarende græs, drænet	1 ha							
Vedvarende græs, udrænet	1 ha							
Andre arealer								
Energipil/flerårige energiafgrøder	1 ha							
Udyrkede arealer og skov	1 ha							
Bedriftens areal i alt								
	Inputanvendelse i planteavl							
N-tilførsel i handelsgødn.,	Kg N						xx kg N	
N-tilførsel i husdyrgødn., ubehandlet	Kg N							
N-tilførsel i husdyrgødn., afgasset	Kg N							
N-tilførsel i husdyrgødn., forsuret	Kg N							
Organisk materiale i husdyrgødning mv.	Pr. kg tørstof						xx kg tørstof	
Brændstof/diesel	Pr l						Xx l	
El	Pr kWt						Xx kWt	
	Reduktion af udledninger fra arealanvendelse							
Drivhusgasreducerende tiltag	**Enhed**	**CO_2**	**CH_4**	**N_2O**	**Jord-C**	**I alt pr. enhed**	**Tiltag I alt**	**Reduktion i alt**
Halmnedmuldn. vårsæd	1 ha						xx ha	
Halmnedmuldn. vintersæd	1 ha							
Halmnedmuldn. vinterraps	1 ha							
Halmnedmuldn., græsfrø	1 ha							
Efterafgrøde, sand	1ha							
Efterafgrøde, ler								
Mellemafgrøde, sand	1 ha							
Mellemafgrøde, ler								
Reduceret jordbearbejd.	1 ha							
Nitrifikationshæmmere i handelsgødning	Kg N							

Nitrifikationshæmmere i husdyrgødning	Kg N						xx kg N	
Organisk materiale i husdyrgødning mv.	Pr. kg tørstof						xx kg tørstof	
Husdyrproduktion								
Malkekøer	DE						xx DE	
Ammekøer	DE							
Opdræt	DE							
Ungtyre	DE							
Stude	DE							
Ammekøer	DE							
Får og geder mv.	DE							
Heste	DE							
Søer, 7 kg grise	DE							
Søer, 30 kg grise	DE							
Slagtesvin	DE							
Høns	DE							
Slagtekyllinger	DE							
Mink	DE							
Inputanvendelse i husdyrproduktion								
Fyringsolie mv.	Pr. l							
El	Pr. kWt						Xx kWt	
Reduktion af udledninger fra husdyrproduktion								
Drivhusgasreducerende tiltag	**Enhed**		**CH_4**	**N_2O**	**Jord-C**	**I alt pr. enhed**	**Tiltag i alt**	**Reduktion i alt**
Bioafgasning af kvæggylle	Pr. ton							
Bioafgasning af svinegylle	Pr. ton							
Forsuring af kvæggylle	Pr. ton							
Forsuring af svinegylle	Pr. ton							
Køling af gylle i svinestalde	Pr. ton							
Overdækning af gyllebeholdere	?							
Fedt/ændret fodring til malkekøer	Kg fedt pr. ko							
Forlænget laktation	Pr. ko							
Bedriftens samlede udledninger								

Note: Opgørelsen baseres på territorialprincippet (som i Kyoto-aftalen og EU's klima- og energiplan). Derfor skal udenlandske emissioner ifm. produktion af gødning og foder mv. ikke medtages.

4 Omkostningsberegninger for virkemidler

I dette afsnit beskrives de enkelte beregninger af hhv. den privatøkonomiske rentabilitet og de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger for tiltagene i undersøgelsen.

4.1 Forventet produktion af husdyrgødning

Udviklingen i husdyrproduktionen og dermed mængden af husdyrgødning har betydning for tiltagene inden for biogas, gylleforsuring, køling af gylle samt krav om bedre udnyttelse af kvælstoffet i husdyrgødning. Fremskrivningerne med modelapparatet AGMEMOD viste et mindre fald i malkekobestanden frem til 2020, men stigende mælkeydelse og uændret mælkeproduktion. Med en nogenlunde uændret mælkeproduktion, antages det, at gødningsmængden ikke vil falde væsentligt inden for kvægsektoren. AGMEMOD-fremskrivningen viser en stigning i svinebestanden frem til 2020, men ikke i et omfang som vil påvirke mængden af husdyrgødning fra svinesektoren væsentligt. Fremskrivningerne tyder således ikke på, at udviklingen i husdyrproduktionen vil føre til væsentlige ændringer i den producerede gødningsmængde frem til 2020.

4.2 Husdyrgødning til biogas

Beregningerne tager udgangspunkt i Grøn Vækst-aftalens målsætning om, at 50 % af gyllemængden skal behandles til energiformål i 2020, hvoraf hovedparten antages at være biogasproduktion. Nærværende tiltag forudsætter, at anvendelsen af gylle i biogasproduktion øges med yderligere 10 % til 60 % af den samlede gyllemængde frem til 2020. Derudover omfatter biogasanalyserne scenarier, hvor hhv. majsensilage, græs fra dyrkede arealer og græs fra naturarealer indgår som energiråvare sammen med husdyrgødning. Endvidere analyseres økonomien i opgradering af biogas til distribution via naturgasnettet.

Det afgørende kriterium ved potentialeafgrænsningen for tiltaget er, at de benyttede enhedsomkostninger ved bioafgasning af gylle kan forventes at være repræsentative for det forudsatte vækstinterval. Størrelsesøkonomi og logistik er væsentlige determinanter for størrelsen af enhedsomkostningerne ved anvendelse af gylle i biogasproduktion. Enhedsomkostningerne kan således forventes at være nogenlunde konstante ved udbygning af biogasproduktionen, så længe der kan etables biogasanlæg af optimal størrelse, uden at det fører til stærkt stigende omkostninger til transport af husdyrgødning. Dette kræver, at nye biogasanlæg etableres i områder med tilstrækkelig husdyrtæthed. Da en stor del af den danske husdyrproduktion er koncentreret i landets vestlige egne, vurderes det som muligt at inddrage op til 60 % af gyllemængden i biogasproduktion, uden stærkt stigende transportomkostninger. Nye tilskudsregler, som giver adgang til at supplere husdyrgødning med bl.a. majsensilage, gør det lettere at sikre den nødvendige råvarevolumen til nyetablerede biogasanlæg. Kapaciteten i nyetablerede anlæg antages at være under EU's grænse for kvoteomfattet energiproduktion.

Efter samråd med eksperter inden for biogasproduktion (Kurt Hjort-Gregersen, AgroTech og Jørgen E. Olesen, DCA, Århus Universitet) vurderes det, at det vil være realistisk at inddrage op til 60 % af

gyllemængden i biogasproduktion til de enhedsomkostninger, der indgår i nærværende beregningsscenarier.[5]

4.2.1 Implementeringsinstrument

Biogasproduktion på basis af biomasse støttes gennem en PSO-afgift i form af forhøjet pris på el samt en række afgiftsfritagelser, som er beskrevet nærmere i afs. 4.2.8 nedenfor.

Biogastiltaget forudsættes implementeret ved anvendelse af en afgift, som forudsættes pålagt gylle, der ikke bioafgasses. Økonomiberegningerne viser, at anvendelse af gylle til biogas i princippet er driftsøkonomisk fordelagtigt. I praksis er der dog forhold, som begrænser husdyrproducenters interesse for at indgå i et biogasprojekt, herunder risikoen ifm. kapitalbinding og ugunstige finansieringsforhold, som kan betyde, at lånerenten bliver højere end forudsat i nærværende beregninger. Det antages skønsmæssigt, at en afgift på 25 kr./t gylle, der ikke bioafgasses, vil udgøre et tilstrækkeligt incitament til at øge bioafgasningsomfanget med yderligere 10 % af gyllemængden frem til 2020. Afgiften forudsættes indfaset med gradvise stigninger de første fem år, indtil maksimumbeløbet på 25 kr./ton gylle er nået i 2017. Det antages, at fuld indfasning af afgiften frem til 2017 vil give tilstrækkeligt incitament til fuld implementering af tiltaget frem til 2020.

Beregningerne inddrager ikke afgift på gylle omfattet af baggrundsscenariet i Grøn-Vækstplanen, der som nævnt forudsætter bioafgasning af 50 % af gyllemængden frem til 2020. Heller ikke de ca. 10 % af gyllen, der i dag forsures, er omfattet af scenarieberegningerne. Initialt omfatter afgiften således 40 % af gyllemængden inkl. de 10 % i nærværende tiltag, som forudsættes bioafgasset frem til 2020. Herefter vil afgiften omfatte 30 % af gyllemængden.[6]

Formålet med anvendelse af et afgiftsinstrument frem for påbud er at lade omkostningsmæssige afvejninger bestemme, om det vil være hensigtsmæssigt for den enkelte producent at lade gyllen bioafgasse fremfor at betale afgiften. I praksis vil der dog være en del husdyrproducenter, som ikke har økonomisk realistiske muligheder for at levere gylle til et biogasfællesanlæg eller etablere et gårdanlæg til biogasproduktion. Reelt vil der være behov for at kunne dispensere fra afgiften, hvor det er klart ufordelagtigt at implementere bioafgasning fra en samfundsøkonomisk synsvinkel, og evt. kræve forsuring i stedet. Indførelse af dispensationsordninger er dog kompliceret i EU-

[5] Iflg. Olesen et al. (2013) anvendes omkring 8 % af den samlede gyllemængde i dag i biogasanlæg, typisk sammen med andre kilder til organisk tørstof i form affald fra bl.a. fødevareindustrien, som kan øge den specifikke gasproduktion. Olesen et al. (2013) vurderer, at Grøn Vækst-målsætningen om bioafgasning af 50 % af gyllen i 2020 er urealistisk af en række årsager, herunder problemer med finansiering og placering af biogasanlæg.

[6] Principielt skulle afgiften på de 30 % af gyllemængden fortsætte frem til 2042 (analyseperiodens slutår). Af beregningstekniske grunde er det dog valgt at stoppe afgiftsberegningerne i 2032. Det skyldes at biogasanlæggene afskrives, således at der i beregningerne sker en udfasning fra 2033.

sammenhæng, da sådanne ordninger kan tolkes som statsstøtte. Det har ikke været muligt at afklare disse problemstillinger inden for rammerne af nærværende undersøgelse. Beregningsmæssigt forudsættes det derfor, at hele den ikke-bioafgassede gyllemængde i scenariet afgiftsbelægges. I beregningerne giver dette et forholdsvis stort afgiftsprovenu til staten. Størrelsen af dette provenu har dog ingen betydning for de beregnede CO_2-skyggepriser, da der er tale om en ny afgift, hvor afgiftsprovenuet ifølge beregningsforudsætningerne bruges til nedsættelse af andre skatter og afgifter, således at forvridningseffekter neutraliseres (Energistyrelsen, 2012a).

4.2.2 Ændrede beregningsforudsætninger i forhold til Rapport 205

Der er betydelige ændringer i forudsætningerne for de aktuelle biogasberegninger i forhold til de tidligere analyser i Rapport 205. Den privatøkonomiske rentabilitet i biogasproduktion og den samfundsmæssige CO_2-skyggepris ved biogasproduktion påvirkes hovedsagelig af ændringer i følgende faktorer:

1) Højere tilskud til energi produceret på basis af biogas.
2) Reducerede prisstigningsforventninger for naturgas.
3) Antagelse om at 10 % af den samlede energiproduktion ved anvendelse af biogas i kraftvarmesektoren ikke udnyttes på grund af manglende varmeefterspørgsel i sommerperioden.
4) CO_2–effekten fra fortrængt naturgas medregnes i klimaeffekten.
5) Værdien af frigjorte CO_2-kvoter medtages ikke som samfundsøkonomisk indtægt.
6) Samfundsmæssige forvridningsomkostninger ifm. tilskuds- og afgiftsændringer medregnes i CO_2-skyggeprisen.
7) Omkostninger til separering af gylle tillægges biogasproduktionen.
8) Ændrede emissionsfaktorer fra afgasning af gylle.

Ad 1. Positiv effekt på driftsøkonomisk overskud. Øger CO_2-skyggeprisen pga. forvridningsomkostninger ved tilskuddet.

Ad 2. Negativ effekt på driftsøkonomisk overskud da lavere naturgaspris medfører lavere biogaspris. Øger CO_2-skyggeprisen pga. lavere værdi af fortrængt naturgas (tælleren i skyggeprisen øges).

Ad 3. Negativ effekt på driftsøkonomisk overskud da lavere energiudnyttelse medfører lavere biogaspris. Øger CO_2-skyggeprisen pga. mindre mængde fortrængt naturgas (nævneren i skyggeprisen mindskes) (DGC, 2009), (Jensen, 2009) og (Energinet.dk, 2010).

Ad 4. Skyldes at der ikke længere skelnes mellem sektorer, som indgår i EU's CO_2-kvotesystem, og sektorer, der ikke er omfattet af kvotesystemet (Energistyrelsen, 2012a). Årsagen er, at der nu regnes på en national klimamålsætning. Ændringer formindsker CO_2-skyggeprisen (nævneren øges).

Ad 5. Besluttet i forlængelse af beslutningen om, at der ikke længere skal skelnes kvoteomfattede og ikke-kvoteomfattede sektorer (Energistyrelsen, 2012a). Trækker i retning af højere CO_2-skyggepris (tælleren i skyggeprisen reduceres ikke med værdien af frigjorte kvoter).

Ad 6. Forvridningseffekter af skatter og tilskud indgik ikke som en samfundsøkonomisk omkostning i Rapport 205. Ændringen øger CO_2-skyggeprisen (tælleren øges).

Ad 7. Indgik ikke i Rapport 205 pga. antagelse om, at gyllesepareringsomkostninger svarede til fordele for gylleleverandøren. Pga. lovændringer mm. skønnes det, at leverandørfordelene kun dækker en (mindre) del af omkostningerne. Ændringen øger CO_2-skyggeprisen (tælleren øges).

Ad 8. I forhold til rapport 205 er CO_2-reduktionsfaktorerne i forbindelse med afgasning af gylle ændret. CO_2-reduktionsfaktorerne for kvæg- og svinegylle på metan- og lattergasemissionerne ændres så der ikke er nogen større nettoeffekt i forhold til rapport 205.

Ændringerne, der beskrives nærmere i det følgende, har ikke påvirket den privatøkonomiske rentabilitet i biogasproduktionen i større omfang, mens den samfundsmæssige CO_2-skyggepris er øget væsentligt.

4.2.3 Anvendelse af majs og græs i biogasproduktion

Som nævnt indgår der i beregningerne to energiafgrødescenarier, hvor husdyrgødning anvendes sammen med hhv. majsensilage og græs fra engarealer, der høstes som hø ifm. naturpleje. Disse alternativer er blevet driftsøkonomisk relevante, efter at nye tilskudsregler tillader tilsætning af majs og andre energiafgrøder i nærmere bestemt omfang uden tab af støtte (Energistyrelsen, 2012b). I majs-og græs-/gyllescenariet forudsættes det, at energiafgrøden udgør 10 % af den samlede bagvedliggende gyllemængde målt som vægtinput. Det svarer fx til, at 42 % af den samlede mængde tørstof tilføres i form af majsensilage, hvilket bevirker, at majsandelen tegner sig for 54 % af den samlede biogasproduktion. I gylle-/enggræsscenariet er iblandingsandelen mindre pga. af et beskedent råvarepotentiale, hvad græs fra engarealer angår. Majs-/gyllescenariets forudsætninger betyder, at iblandingsandelen ligger under det tilladte maksimum for opnåelse af tilskud frem til 2020. Det er ikke besluttet, hvad maksimumsgrænser bliver herefter (Energistyrelsen, 2012b). I nærværende beregninger forudsattes uændrede tilskudsregler i resten af analyseperioden frem til 2042.

4.2.4 Tørstofindhold og værdi af gylle

Biogasproduktionen pr. ton gylle afhænger af gyllens tørstofindhold og gasudbyttet pr. m^3 tørstof (VS). Der hersker en vis usikkerhed både om tørstofindholdet i gylle og gasudbyttet pr. m^3 tørstof. Normtallene fra 2012 angiver et tørstofindhold på 4,5 % i gylle fra søer, 6,1-6,6 % for slagtesvin og 9,3 % for køer i sengestald (Århus Universitet, 2012). I praksis er gyllens tørstofindhold gennemgående lavere end normangivelserne (Christensen et al., 2007). Videncentret for Landbrug angiver tørstofindhold på 3,5-4,0 % i svinegylle og 7-8 % i kvæggylle (Lorenzen, 2011).

Der foregår for tiden et analysearbejde med deltagelse af Aarhus Universitet og Vindecenteret for Landbrug med henblik på opdatering grundlaget. Indtil da må det vurderes, at normtallene for tørstofindholdet i gylle sandsynligvis er for høje. De anvendte tørstofværdier i nærværende beregninger, der ses i tabel 4.2.1, ligger derfor under normtallene. I standardscenariet er der anvendt et tørstofindhold på 7,5 % for kvæggylle og 4,9 % for svinegylle (blanding af svine- og sogylle) og 0,2 m^3 metan pr. kg VS for kvæg og 0,28 m^3 metan pr. kg VS for svin (Birkmose et al., 2012). Birkmose et al. (2012) estimerer tørstofandelen i gylle fra slagtesvin til at være 5,5 % og tørstofandelen i sogylle til at være 4,0 %. Den samlede tørstofandel findes derfor som et vægtet gennemsnit af de to værdier. På baggrund af Danmarks statistik, data fra Landbrug og Fødevarer samt normtallene fra 2012 findes at 57 % af den danske svinegylle stammer fra slagtesvin, og 43 % stammer fra sogylle (Danmarks Statistik, 2012), (Poulsen, 2012), (Landbrug og Fødevarer, 2012).

Ved gylleseparering forudsættes et tørstofindhold i fiberfraktionen på 30 %, mens majsensilage antages at have et tørstofindhold på 33 %. Enggræs bjærget som hø forudsættes at have et tørstofindhold på 83 %.

Tabel 4.2.1 Tørstofandele i gylle, fiberfraktion og majsensilage mm.

Biomassetype	Tørstofandele
Kvæggylle	7,5 %
Svinegylle	4,9 %
Fiberfraktion, kvæggylle	30 %
Fiberfraktion, svinegylle	30 %
Majsensilage	33 %
Kløvergræs	33 %
Enggræs	83 %

Kilde: Egne beregninger på basis af Olesen et al. (2013), Birkmose et al. (2012), Danmarks Statistik (2012), Poulsen (2012) og Landbrug og Fødevarer (2012).

For de tørstofandele, der er angivet i tabel 4.2.1, forudsættes en metanproduktionen på 7,6-9,7 m3 pr. ton svinegylle og 10,9-12,5 m3 pr. ton kvæggylle (Lorenzen, 2011). Til sammenligning er niveauet 12,8-12,9 m3 metan pr. ton svinegylle og kvæggylle under et i Energistyrelsens og Planenergis beregninger, hvor der forudsættes højere tørstofandele (Tafdrup, 2009 og Planenergi, 2011). Usikkerheden omfatter også antagelser om gasudbyttet pr. m3 tørstof (VS), der kan variere en del fra kilde til kilde. I nærværende beregninger er de forudsatte metanudbytter 0,2 m3 metan pr. kg VS for kvæg og 0,28 m3 metan pr. kg VS for svin (Tafdrup, 2009). For begge typer gylle giver det et gasudbytte på ca. 11 m3 metan pr. ton input (Tafdrup, 2009).

Leverandørerne modtager normalt ikke betaling for gylleleverancer til biogasanlæg. Der eksisterer imidlertid nogle fordele for leverandørerne i form af en højere gødningsværdi (bedre N-udnyttelse) af den afgassede gylle, som modtages retur fra biogasanlægget. Dertil kommer fordele i form af et mere homogent gødningsprodukt, som gør det lettere at afsætte overskydende husdyrgødning.

Endelig reducerer bioafgasning lugtgenerne fra gylle. I nærværende beregninger er fordelene ved bedre kvælstofudnyttelse opgjort til en gødningsværdi på 5 kr. pr. ton gylle (Jacobsen et al., 2012).

4.2.5 Gylleforsuring og biogasproduktion

Forsuring af gylle med svovlsyre indgår som et middel i miljøreguleringen af husdyrproduktionen, hvor formålet primært er at reducere ammoniakudledningen. Forsuring bidrager samtidig til reduceret metanudledninger fra gylle. Svovltilsætning begrænser imidlertid mulighederne for at anvende gylle i biogasproduktion. Oplysninger i Petersen et al. (2011) viser, at det næppe er relevant at søge dette problem løst ved anvendelse af andre syrer til gylleforsuring, dels pga. af miljøproblemer med nogle af alternativerne, dels fordi alle alternativer er væsentligt dyrere end svovlsyre. Endvidere udgør svovlsyre den forskel, i forhold til anvendelse af andre typer syre, at afgrødernes svovlbehov dækkes. I biogasscenarierne forudsættes det, at andelen af forsuret gylle/svovlholdig fiberdel ikke overstiger de "tålegrænser", der fremgår af undersøgelser beskrevet i AU Møller (udateret). Disse viser, at så længe andelen af forsuret gylle maksimalt udgør 10 % af den samlede tilførsel, vil svovlindholdet ikke påvirke biogasproduktionen negativt. Det antages i nærværende beregninger, at andelen af forsuret gylle/svovlholdig fiberdel ikke overstiger de 10 %. Som det fremgår af den indledende oversigt over forventede anvendelse af den samlede gyllemængde i 2020, vil denne forudsætning ikke være i konflikt med antagelsen om forsuringsomfanget.

4.2.6 Gylleseparering

Af de 10 % af den danske gylleproduktion, som omfattes af beregningerne i dette tiltag, består 46 % af kvæggylle og 54 % af svinegylle (Olesen et al. 2013). I husdyrgødningsscenariet forudsættes den biomasse, der tilføres biogasanlægget, at bestå af 77 % ren gylle og 23 % fiberfraktion fra separeret gylle, mens fordeling mellem kvæg og svinegylle forbliver hhv. 46 % og 54 %. Med de forudsatte tørstofprocenter svarer det til, at 73 % af den bagvedliggende gyllemængde, der indgår i scenariet, separeres. Separeringen foregår på bedrifterne, og kun fiberfraktionen transporteres til biogasanlægget. Begrundelsen for separering er at øge det gennemsnitlige tørstofindhold i den benyttede biomasse til et niveau, som sikrer en økonomisk effektiv kapacitetsudnyttelse i biogasproduktionen og tranporten af biomasse. På biogasanlægget blandes fiberfraktionen med den ikke-separerede del af den samlede gyllemængde, der er omfattet af tiltaget. Den optimale samlede tørstofandel i biomassen vurderes at være 11,5 %, se tabel 4.2.2, da biomassen derved forbliver pumpbar og stadig har et højt gaspotentiale (Gregersen, 2012). Den afgassede biomasse vil være flydende, men med et væsentligt højere tørstofindhold end gennemsnittet i den bagved liggende gyllemængde. Ved salg af overskydende gylle til planteavlsbedrifter indebærer det højere tørstofindhold en fordel i form af lavere transportomkostninger og dermed et større økonomisk relevant afsætningsområde.

Tabel 4.2.2 Samlet gyllemængde og massebalance

TILGANG AF GYLLE	**Gylle 1000 tons**	**Tørstofindhold Procent**	**Tørstofindhold 1000 tons**
10 % af gylleproduktion i DK	**3.935**	**6,0**	**237**
- Heraf kvæggylle	1.709	7,5	128
- Heraf svinegylle	2.226	4,9	109
ANVENDELSE AF GYLLE			
Rå gylle til biogasanlæg	**1.095**	**6,0**	**66**
- Heraf kvæggylle	476	7,5	36
- Heraf svinegylle	620	4,9	30
Gylle til separering	**2.840**		**167**
- Heraf kvæggylle	1.060	7,5	80
- Heraf svinegylle	1.779	4,9	87
FIBERFRAKTION	**Bagvedliggende gyllemængder 1000 tons**	**Væskefraktion på bedrift 1000 tons**	**Fiberfraktion til biogasanlæg 1000 tons**
Fiberfraktion af kvæggylle	1.060 (TS: 7,5 % = 80)	916 (TS: 4 % = 37)	144 (TS: 30 % = 43)
Fiberfraktion af svinegylle	1.779 (TS: 4,9 % = 87)	1.597 (TS: 2 % = 32)	182 (TS: 30 % = 55)
Fiberfraktion i alt	**2.839 (TS: 6 % = 170)**	**2.513 (TS: 3 % = 75)**	**326 (TS: 30 % = 98)**
BIOMASSE TIL AFGASNING	**Rå gylle + fiberfraktion 1000 tons**	**Tørstof 1000 tons**	**Tørstofpct.**
Biomasse i alt	1.421	164	11,5

Kilde: Olesen et al. (2013) samt egne beregninger.

En rundspørge til eksisterende og planlagte biogasanlæg viser, at gylleseparering spiller en ret beskeden rolle for nærværende. Det kan bl.a. forklares ved, at der i betydeligt omfang anvendes industriaffald mv. til at øge biogasproduktionen pr. m^3 biomasse. Også planlæggerne af en del nye anlæg forventer, at biogaspotentialet kan øges ved iblanding af forskellige former for affald (Jacobsen et al., 2012). Husdyrgødningsscenariet i nærværende rapport forudsætter imidlertid, at de benyttede antagelser om inputsammensætning og omkostninger (også) vil gælde ved en udvidelse af biogasproduktionen fra 50 til 60 % af den samlede danske husdyrgødningsproduktion. I den situation kan der ikke forventes at være uudnyttet affald til rådighed, som kan øge biogasanlæggenes produktion til relativt lave omkostninger. Gylleseparering eller iblanding af energiafgrøder vil formentlig være de eneste økonomisk relevante alternativer i den situation.

Nye tilskudsregler giver mulighed for at øge tørstofprocenten i den benyttede biomasse ved at blande gyllen med majs og andre energiafgrøder. Majs-/gyllescenariet i denne rapport viser, at dette alternativ sandsynligvis vil være mere fordelagtigt end gylleseparering ud fra en privatøkonomisk synsvinkel, men ikke en samfundsøkonomisk. Selvom det rene husdyrgødningsscenarium med gylleseparering næppe er det mest realistiske fra et driftsøkonomisk perspektiv, er det anvendt som standardscenariet da det giver de laveste marginale CO_2reduktionsomkostninger, på baggrund af biomassesammensætning. Under de nye regler for anvendelse af majs og andre energiafgrøder, er dette medtaget for at vise forskellen.

4.2.7 Nettoomkostning ved separering af gylle

Ud over fordelene ifm. biogasproduktion og transport af biomasse giver gylleseparering visse fordele på de bedrifter, hvor der foretages separering. Det drejer sig om muligheder for større kvælstofforsyning fra bedriftens produktion af husdyrgødning, og dermed mindre forbrug af handelsgødningskvælstof, samt mindre behov for harmoniareal pr. dyreenhed, hvis overskydende husdyrgødning (i form af fiberfraktion) afsættes gennem biogasanlægget.

I Rapport 205 blev det antaget, at fordelene ved gylleseparering på bedriften kunne dække separeringsomkostningerne fuldt ud. Der er siden sket ændringer, som betyder, at det næppe er realistisk at opretholde den antagelse. Dels er husdyrintensiteten faldet i en del områder (Jacobsen, 2011), hvilket gør det lettere at finde overskydende harmoniarealer til modtagelse af gylle, dels har højere gødningspriser gjort flere planteavlere interesseret i at modtage gylle. Disse ændringer har gjort det lettere at opnå gylleaftaler. Endvidere er fodringen på svinebedrifter blevet mere effektiv, så fosforoverskuddet er lavere (op. cit.), hvilket har reduceret behovet for afsætning af overskydende husdyrgødning. Endelig er der ikke længere krav om, at en del af harmoniarealet skal være ejet. Tilsammen har disse ændringer betydet, at husdyrproducenters fordele ved separering af gylle med henblik på lettere afsætning til andre bedrifter er blevet reduceret, selvom en del husdyrbedrifter stadig har behov for at afsætte overskydende husdyrgødning.

Hvad gødningsanvendelse angår, giver væskefraktionen fra separeret gylle mulighed for at øge tilførslen af husdyrgødningskvælstof pr. hektar. Sammensætningen af plantenæringsstoffer i ikke-separeret gylle betyder, at fuldgødskning med gylle ofte ikke er mulig. Det skyldes, at fosforbehovet typisk vil være dækket, før den tilladte kvælstoftilførsel er opnået. Væskefraktionen fra separeret gylle har et mere fordelagtigt forhold mellem kvælstof- og fosforindhold, hvilket betyder, at kvælstoftilførslen pr. ha kan øges ved gødskning med væskefraktionen (Christiansen, 2012). Det vil reducere eller helt fjerne behovet for køb af supplerende handelsgødningskvælstof. Da salgsværdien af næringsstofferne i overskydende husdyrgødning generelt er lav, vil denne ændring reducere bedriftens omkostninger til gødning. Endvidere vil der blive skabt plads til flere dyrenheder på samme areal, hvilket vil være en fordel på de husdyrbedrifter, der i dag har behov for at finde harmoniarealer uden for bedriften.

Man kan få et indtryk af besparelsesmulighederne ved at sammenligne dækningsbidraget for afgrøder med og uden tilførsel af husdyrgødning i Budgetkalkulerne (Videncentret for Landbug, 2012). Forskellen viser omkostningerne ved supplerende tilførsel af handelsgødning, når der anvendes husdyrgødning i et omfang, som dækker fosfor- og kaliumbehovet. For vårbyg, der har en ret lav kvælstofnorm, regnes der ikke med behov for supplerende kvælstoftilførsel ved anvendelse af husdyrgødning. I vinterhvede udgør omkostningerne til supplerende handelsgødningskvælstof omkring 275 kr./ha. I vinterraps er niveauet 750 kr./ha. Disse tal giver et indtryk af den maksimale omkostningsbesparelse på en husdyrbedrift med overskud af husdyrgødning, hvis gylleseparering giver mulighed for fuldgødskning med væskefraktionen. For et sædskifte med vinterhvede, vårbyg og vinterraps svarer det til en besparelse på indkøb af handelsgødningskvælstof på i størrelsesordenen 300-350 kr./ha.

Den forudsatte kvælstoftilførsel i korn-/rapssædskifterne ligger på 130-140 kg/N ha i Budgetkalkulerne (op. cit.). På grundlag af Petersen & Sørensen (2008) antages det, at udnyttet N i væskefraktionen fra separeret gylle er i størrelsesordenen 3 kg N/ton. Dvs. at der skal tilføres omkring 45 tons væskefraktion pr. ha for at nå op på kvælstofnormen. Med en beregnet besparelse på handelsgødningskvælstof på 300-350 kr./ha giver det en merværdi ved separering på omkring 7 kr./ton væskefraktion. Med en væskefraktionsandel på omkring 90 % af den bagvedliggende gyllemængde svarer det til en gevinst på knap 6 kr./ton separeret gylle. I hvilket omfang, der i praksis kan spares handelsgødningskvælstof, vil variere fra bedrift til bedrift afhængigt af antal dyreenheder pr. ha, sædskiftet og separeringsteknologien. Det er således ikke alle separeringsformer, der giver mulighed for fuldgødskning med væskefraktionen (Jacobsen, 2011). Beregninger foretaget af Videncenter for Svineproduktion finder til sammenligning en gødskningsfordel på 4 kr. pr. ton separeret gylle (Christiansen, 2012).

Selvom fordelene ved et reduceret behov for harmoniareal pr. dyreenhed må antages at være blevet reduceret de seneste år, så er disse fordele ved gylleseparering næppe helt forsvundet. Den beregnede gødningsbesparelser på omkring 6 kr./ton separeret gylle ovenfor er sandsynligvis et overkantskøn, mens 4 kr. pr. ton gylle formentlig kan betragtes som et konservativt skøn, da de bagved liggende beregninger ikke omfatter fordele for bedriften i form af bedre muligheder for videreafsætning af overskydende gyllemængder. I nærværende beregninger er det valgt at lade bedriftens fordel ved gylleseparation indgå til en værdi på 5 kr./ton separeret gylle. Gylleseparering foregår på gårdniveau, og forudsættes at være forbundet med omkostninger på 15 kr./ton separeret gylle (Jacobsen, 2011). De resterende 10 kr./ton gylle separeret indgår som en omkostning i biogasproduktionen, hvilket betyder, at leverandøren modtager en godtgørelse svarende til det beløb. Som det beregnes i tabel 5.2 går der, for hvert ton fiberfraktion, 11,5 tons ren kvæggylle eller 10,8 tons ren svinegylle. Det vil sige at prisen per ton fiberfraktion vil være i underkanten af 100 kr. (Jacobsen, 2011). Hvis gyllesepareringen i stedet foregik på biogasanlægget ville der kunne spares en del omkostninger til separering, dog ville disse besparelser blive opvejet af øgede transportomkostninger.

4.2.8 Biogasproduktion og beregnet afsætningspris for biogas til kraftvarmeproduktion

Som tidligere nævnt forudsættes det i husdyrgødningsscenariet, at den biomasse, der tilføres biogasanlægget, består af 77 % ren kvæg- og svinegylle og fiberfraktion fra separeret kvæg- og svinegylle på 23 %. I tabel 5.3 ses de anvendte forudsætninger mht. gasudbytte i form af metan (til energiproduktion) ved bioafgasning af gylle (Tafdrup, 2009). Ved anvendelse af standardværdier for biogaspotentiale fås en metanproduktion på 25,3 Nm^3 pr. ton biomasse[7] behandlet i anlæg. Men hvis der ses på den bagvedliggende gyllemængde, fås en metanproduktion på 8,37 Nm^3 pr. ton ren gylle. Hertil skal der så tillægges 10 % som følge af seriedrift, da der forudsættes anvendt 2-trinsbiogasanlæg (hvilket er standard i dag), hvorved biogas fra sekundære reaktorer og efterlagre indregnes i form af et tillæg på 10 % til gasmængden fra hovedreaktorerne (1. trin). Med de ekstra 10 % fås en samlet metanproduktion på 9,21 Nm^3 pr. ton ren gylle. Dog skal der fra de 9,21 Nm^3 pr. ton ren gylle trækkes energi til procesvarme, som udgør 2 m3 metan per ton input, og affakling[8] som udgør 1 % af den samlede biogasproduktion. Derved fås en metanproduktion på 8,41 Nm^3 pr. ton ren gylle. Derudover skal der medregnes et tab af indtjening som følge af reducerede muligheder for afsætning af den producerede varme i sommerhalvåret.

Kraftvarmeværkers energibehov fluktuerer hen over året som følge at den årstidsbestemte variation i varmebehovet. Ved anvendelse af naturgas kan forbruget tilpasses det løbende behov for varmeleverancer. En tilsvarende tilpasning af forbruget af biogas ville medføre lavere kapacitetsudnyttelse på biogasanlæggene. Det antages, at kraftvarmeværket aftager en jævn produktion af biogas året rundt, således at biogasanlægget kan producere med fuld kapacitetsudnyttelse. Den leverede biogas udnyttes til produktion af el og varme i forenet produktion. Elproduktionen afsættes via elnettet, mens varmeproduktionen leveres til et lokalt fjernvarmenet. På grund af reduceret varmeefterspørgsel i sommerperioden antages det, at en del af varmeproduktionen ikke vil kunne udnyttes. Det antages, at dette energitab svarer til 10 % af den samlede årlige energileverance fra biogasanlægget, uden sæsonreguleret biogasproduktion (DGC, 2009), (Jensen, 2009) og (Energinet.dk, 2010). Som det fremgår af tabel 4.2.3, er dette energitab fratrukket biogasleverancen fra biogasanlægget, således at nettoproduktionen af biogas svarer til den energimængde, der kan udnyttes i kraftvarmeproduktionen under de givne forudsætninger.

Forudsætningen om, at en del af energiproduktionen ikke vil kunne udnyttes fuldt ud, indgik ikke i beregningerne i Rapport 205. Ændringen skal ses på baggrund af forudsætningen om, at de aktuelle beregninger skal være repræsentative for en udvidelse af biogasproduktionen fra 50 til 60 % af den samlede gyllemængde (i Rapport 205 var intervallet 40-50 %). Det betyder, at sandsynligheden for at finde afsætning til kraftvarmeværker, som kan udnytte hele biogasproduktionen optimalt hen over året, må forventes at være reduceret. Denne forskel betyder, at værdien af biogasproduktionen samt størrelsen af den fortrængte mængde naturgas reduceres i forhold til de tidligere beregninger. Dette trækker i retning af lavere indtjening ved produktion af biogas og en øget CO_2-skyggepris.

[7] Nm^3 er forkortelsen for normalkubikmeter.
[8] Afbrænding af biogas som ikke umiddelbart kan afsættes eller lagres.

Energitabet som følge af den årstidsbestemte variation i varmebehovet kan reduceres ved at opgradere biogassen til naturgaskvalitet, og derved levere gas direkte til naturgasnettet. Dette scenarie beskrives som en følsomhedsanalyse, sidst i biogasafsnittet.

Tabel 4.2.3 Tekniske og prismæssige forudsætninger for biogasberegninger

Metanproduktion, Nm^3 CH_4 pr. ton omfattet gylle	8,37
Metanproduktion fra seriedrift, Nm^3 CH_4 pr. ton omfattet gylle	0,84
Energi til procesvarme (2 m^3 metan/ton input), Nm^3 CH_4 pr. ton omfattet gylle	0,72
Affakling (1 %), Nm^3 CH_4 pr. ton omfattet gylle	0,08
Leveret til kraftvarmeanlæg, Nm^3 CH_4 pr. ton omfattet gylle	**8,41**
10 % energitab[1] i kraftvarmesektor, Nm^3 CH_4 pr. ton omfattet gylle	0,92
Udnyttet energi i kraftvarmesektor, Nm^3 CH_4 pr. ton omfattet gylle	**7,49**
Salgspris[2] (budgetøkonomisk) for metan, kr./m^3, 2013	4,56
Salgspris (budgetøkonomisk) for metan, kr./m^3, gennemsnitspris, 2013-2037[3]	3,97
Salgspris (budgetøkonomisk) for metan, kr./GJ, 2013	163
Salgspris (budgetøkonomisk) for metan, kr./GJ, gennemsnitspris, 2013-2037[3]	142

1. Forudsat energitab i kraftvarmesektor som følge af lav udnyttelse af varmeproduktion i sommerperioden.
2. Beregnet værdi af biogas i kraftvarmesektor.
3. Analyseperioden afkortes fra 2042 til 2036 pga. levetidsantagelser for biogasanlæg.

Kilde: KEMIN (2012), Olesen et al. (2013), Gregersen (2012), Energistyrelsen (2012c) og egne beregninger.

Den forventede pris for biogas leveret til kraftvarmesektoren, antages at være bestemt af naturgasprisen og den støtte, som biogasbaseret energiproduktion modtager. De forskellige støtteelementer og deres værdi i 2013 fremgår af tabel 4.2.4. Det væsentligste støtteelement består af et pristillæg (PSO-støtte) på 0,431 kr./kWh el i det nye energiforlig fra 2012. Denne støtte reguleres årligt svarende til 60 % af stigningen i nettoprisindekset. Dvs. realværdien af støtten er (svagt) faldende over tid. Hvis kraftvarmeværket kører med 38 pct. elvirkningsgrad, produceres der 3,8 kWh[9] el af 1 m^3 metan (Tafdrup, 2012, KEMIN, 2012). Denne virkningsgrad er anvendt til omregning af tilskuddet, som svarer til 45,5 kr./GJ, se tabel 5.4. Det skal bemærkes at det kun er energien produceret ved motordrift som modtager denne støtte og ikke energien produceret ved kedeldrift. Baseret på indberetninger fra repræsentative værker til Energiproducenttællingen for 2010 kan det udledes, at naturgasfyrede kraftvarmeværker i dag i gennemsnit producerer omkring 38 pct. af varmeproduktionen via kedeldrift. Det kan heraf udledes som en gennemsnitsbetragtning, at kraftvarmeværkernes forbrug af naturgas fordeler sig mellem motorer og kedler ca. 3:1 (Tafdrup, 2012).

[9] 1 MWh svarer ca. til 3,6 GJ

Derudover er der med den nye energiaftale indført to nye tilskud til biogasproduktionen, uafhængigt af om energien produceres ved motor- eller kedeldrift. Det første tilskud er på 26 kr./GJ og aftrappes i takt med at naturgasprisen stiger. Det andet tilskud er på 10 kr./GJ og udfases frem mod 2020.

I 2008 blev der indført en CO_2-afgift på naturgas til el- og varmeproduktion for værker uden for EU's CO_2-kvoteordning. Biogas til elproduktion er ikke pålagt denne afgift. Afgiften svarer til en forventet CO_2-kvotepris på 150 kr./ton CO_2-ækv. (2008-niveau) og ligestiller derved værker inden for og uden for kvoteordningen (Folketinget, 2010). Dette kan tolkes som en forudsætning om, at værker inden for kvoteordningen kan sælge kvoter til denne værdi. For år 2013 er CO_2-afgiften 0,37 kr./Nm^3 biogas. Med en brændværdi af naturgas på 39,6 MJ/Nm^3 (Folketinget, 2010) svarer afgiftsfritagelsen for biogasproduktion til en værdi på 9,2 kr./GJ.

Naturgas, som anvendes til varmeproduktion, er pålagt en energiafgift på 2,395 kr./Nm^3. Biogas er fritaget for denne afgift. Når naturgas anvendes til varmeproduktion på et kraftvarmeværk, reduceres den andel, der pålægges afgift ved division med faktoren 1,2. Værdien ved motordrift beregnes som følger: motorens faktiske varmevirkningsgrad (sat til 47 pct. i tabel 5.5) divideres med 1,2. Herved fås den mængde, der pålægges afgifter. Med en afgift på 2,395 kr./Nm^3og en brændværdi på 39,6 MJ/Nm^3 på naturgas, fås en afgift på 60,5 kr./GJ. Det giver en værdi af den sparede varmeafgift på 22,7 kr./GJ.

Værdien ved kedeldrift beregnes som følger: motorens faktiske varmevirkningsgrad (sat til 100 pct. i tabel 4.2.5) divideres med 1,2. Herved fås den mængde, der pålægges afgifter. Med en afgift på 2,395 kr./Nm^3og en brændværdi på 39,6 MJ/Nm^3 på naturgas, fås en afgift på 60,5 kr./GJ. Det giver en værdi af den sparede varmeafgift på 48,4 kr./GJ.

Der er ingen provenueffekt for energiafgiften på el, da denne afgift ligger på elforbruget og ikke på brændslerne.

Fra 2013 og frem til 2020 implementeres en forsyningssikkerhedsafgift på alle brændsler til varmeproduktion. Forskellen på forsyningssikkerhedsafgiften mellem naturgas og biogas energi er sat til 7,8 kr./GJ. (Energistyrelsen, 2012d) i 2020, når afgiften er fuldt implementeret. Ved skift fra naturgas til biogas øges udgifterne til afgiften med 7,8 kr./GJ efter fuld indfasning i 2020, hvilket er indsat i tabel 5.4. Det antages, at afgiften behandles på sammen måde som energiafgiften mht. den andel, der beskattes, hhv. 38 % og 80 % for motor og-kedeldrift (Tafdrup, 2012 og Energistyrelsen, 2012d).

Når naturgas erstattes af biogas, pålægges kraftvarmeværkerne en større NO_x-afgift. NO_x-afgiften for naturgas udgør 3,38 kr./GJ i 2013, mens den for biogas er 5,05 kr./GJ (SKM, 2011a). Det giver en omkostningsstigning på 1,7 kr./GJ, som indgår i tabel 4.2.4. Også metanafgiften ændres ved overgang til biogasenergi ved motordrift (Tafdrup, 2012). Metanafgiften for naturgas udgør 1,6

kr./GJ i 2013, mens den for biogas er 1,1 kr./GJ (SKM, 2011b). Dette fald i omkostningerne på 0,4 kr./GJ indgår ligeledes i tabel 4.2.4.

Tabel 4.2.4 Værdi af tilskud og afgiftsændringer når biogas erstatter naturgas på kraftvarmeværk i 2013

	Værdi ved kraftvarme (Motordrift) kr./GJ	Værdi ved kraftvarme (kedeldrift) kr./GJ
Energifordeling mellem motor og kedeldrift	75 %	25 %
Pristillæg (PSO-støtte)	45,5	-
Værdi af CO_2-afgiftsfri produktion	9,2	9,2
Værdi af afgiftsfri varmeproduktion	22,7	48,4
Forsyningssikkerhedsafgift efter fuld indfasning i 2020	-2,8	-6,0
NO_x-afgift i f.t. naturgasdrift	-1,7	-1,7
Metanafgift	0,4	-
Nyt tilskud	26	26
Yderligere tilskud	10	10
Samlet støtte til biogas i 2013	109,3	85,9
Gennemsnitlig støtte til biogas	**103,5**	

Kilde: Tafdrup, (2012), KEMIN, (2012).

I tabel 4.2.5 ses udviklingen i den forventede værdi af biogas i analyseperioden opgjort på basis af den forventede naturgaspris og den samlede støtte til biogas fordelt på motor- og kedeldrift. Den første kolonne i tabellen viser udviklingen i naturgasprisen i Energistyrelsens fremskrivning af samfundsøkonomiske brændselspriser (Energistyrelsen, 2012c). Realprisen på naturgas forventes at udvise en jævn stigning i perioden 2013-20 fra 64,4 til 66,9 kr./GJ an værk (i 2012-priser) og en yderligere stigning til 77 kr./GJ frem til 2035. Den anden kolonne viser værdien af afgiftsændringerne og afgiftsfritagelserne over perioden. Den tredje kolonne repræsenterer den grundstøtte til biogas, som gives i form af et PSO-pristillæg. Pristillægget opreguleres årligt med 60 % af stigningen i nettoprisindekset, hvilket er ensbetydende med aftagende realværdi. Kolonne fire viser et nyt tilskud, vedtaget i 2012-energiaftalen, som falder proportionalt med naturgasprisstigningen. Kolonne fem illustrerer endnu et nyt tilskud, som afvikles gradvist frem til 2020. Den sidste kolonne viser den samlede beregnede værdi af biogas i årene fra 2013-2042 samt et gennemsnit af værdierne for hele perioden.

Som det fremgår af tabel 4.2.5, forventes realprisen på naturgas at stige fra 64 kr./GJ i 2013 til 77 kr./GJ i 2035, hvorefter realprisen antages at være konstant. Stigningen i realprisen på naturgas mere end opvejes af aftagende realværdi af tilskuddene, således at den reale pris for biogas til kraftvarmeværker forventes at falde fra 163 kr./GJ i 2013 til 137 kr./GJ i 2042.

Tabel 4.2.5 Værdi af biogas inkl. tilskud, 2013-2042, kr./GJ i 2012-priser

År	Naturgas-pris an værk	Afgiftsændringer og -fritagelser[1]	Pristillæg	Nyt tilskud	Yderligere tilskud	Biogasværdi i alt
	kr./GJ	kr./GJ	kr./GJ	kr./GJ	kr./GJ	kr./GJ
2013	64	33	34	21	9,9	163
2014	65	33	33	20	9,6	161
2015	64	33	33	18	9,4	158
2016	64	33	33	17	7,4	155
2017	65	33	33	15	5,4	152
2018	65	33	33	14	3,6	148
2019	66	33	32	12	1,7	145
2020	67	33	32	10	0	142
2021	68	33	32	7	0	140
2022	69	33	31	5	0	139
2023	69	33	31	3	0	137
2024	70	33	31	1	0	135
2025	71	33	31	0	0	135
2026	72	33	30	0	0	135
2027	72	33	30	0	0	136
2028	73	33	30	0	0	136
2029	74	33	30	0	0	137
2030	74	33	29	0	0	137
2031	75	33	29	0	0	137
2032	75	33	29	0	0	138
2033	76	33	29	0	0	138
2034	76	33	28	0	0	138
2035	77	33	28	0	0	138
2036	77	33	28	0	0	138
2037	77	33	28	0	0	138
2038	77	33	27	0	0	138
2039	77	33	27	0	0	137
2040	77	33	27	0	0	137
2041	77	33	27	0	0	137
2042	77	33	26	0	0	137
Gns.	**72**	**33**	**30**	**5**	**2**	**142**

1. Omfatter følgende komponenter i tabel 4.2.4: Værdi af CO_2-afgiftsfri produktion, værdi af afgiftsfri varmeproduktion, forsyningssikkerhedsafgift, NO_x-afgift i.f.t. naturgasdrift, metanafgift. Kilde: KEMIN (2012) og Energistyrelsen (2012c).

4.2.9 Drivhusgasreduktion og afledte miljøeffekter ved anvendelse af husdyrgødning i biogasproduktion

Ud over energiproduktion giver bioafgasning af husdyrgødning anledning til reduceret udledning af drivhusgasserne metan og lattergas til atmosfæren, reduceret kvælstofudvaskning til vandmiljøet og reduktion af lugtgenerne i forbindelse med udbringning af husdyrgødningen. Som tidligere nævnt

omfatter beregningsscenariet 10 % af den samlede gyllemængde i Danmark. Miljøeffekterne af bioafgasning af denne husdyrgødningsmængde fremgår af tabel 4.2.6.

Opgørelserne i tabel 4.2.6 er foretaget under følgende antagelser, der er baseret på Olesen et al. (2013), hvor ikke andet er nævnt. Ved behandling af gylle i biogasanlæg forgæres organisk stof til metan, der anvendes til energiproduktion. Ved forgæringen reduceres gødningens indhold af omsætteligt kulstof og dermed potentialet for metanproduktion og –udledning til atmosfæren under lagring. Det mindre indhold af letomsætteligt organisk stof vil desuden reducere lattergasemissionen i marken efter udbringning. Der vil dog også være risiko for metanlækage i forbindelse med biogasproduktionen. Metanlækagen stammer fra utætheder i systemet, og ikke som følge af forbrænding i gasmotor. Dette skyldes at det antages at biogas erstatter naturgas som også forbrændes i en gasmotor, og at der derfor ikke vil opstå nogle yderligere lækager forbundet med brug af biogas i stedet for naturgas. Lækagen sættes til 1,5 % af metanproduktionen under forudsætning af at der gøres en indsats for at nedbringe lækagerne (Sommer et al., 2001). Ifølge Olesen et al. (2013) er effekten af biogasbehandling af gyllen på kulstoflagring i jorden endnu dårligt kendt, men der er målt en lidt mindre kulstoflagring i jorden ved bioafgasning. Her er det antaget, at den kulstofmængde der afgasses i biogasanlægget ville have bidraget til kulstoflagring med 25 % af den effekt, der fås fra tilførsel af kulstof i frisk plantemateriale og halm, dvs. at 0,25 × 15 % = 3,75 % af kulstoffet antages lagret efter en 20-års periode.

For separeret gylle antages det, at der er en separationseffektivitet for den faste del af gyllen på 80 % for organisk stof og 35 % for totalkvælstof (Fødevareministeriet, 2008). Der er i øvrigt benyttet samme metode til beregning af emission af drivhusgasser som for ikke-separeret gylle, idet det antages at reduktioner i effekt af separation på emissioner af metan og lattergas følger separationseffektivitet for henholdsvis organisk stof og kvælstof (op. cit.).

Bioafgasning af gylle medfører en større tilgængelighed af kvælstoffet i gødningen og dermed en højere N-udnyttelse og en mindre N-udvaskning. Effekten på N-udvaskningen er vurderet til en reduktion på 2 % af total-N i gyllen (Fødevareministeriet, 2008). Disse effekter forudsætter, at gødskningen tilpasses den øgede udnyttelighed af gyllen efter bioafgasning. Den samfundsmæssige skyggepris på reduceret kvælstofudledning er opgjort til 54 kr./kg N inklusive nettoafgiftsfaktoren.
Bioafgasning kan begrænse lugtemissioner ved håndtering af gylle, idet afgasning reducerer gyllens indhold af ildelugtende organiske komponenter. Indholdet af de lugtende, fede syrer (VFA) i afgasset gylle er ca. 50 % af indholdet i ubehandlet gylle (Fødevareministeriet, 2008). Tilsvarende er det vist, at lugtgenerne fra nyligt udbragt, afgasset gylle var ca. 25 % af niveauet for ubehandlet gylle (op. cit.). Denne værdi indgår ikke i beregningerne, da der ikke findes nogen samfundsmæssig skyggepris på lugtreduktioner eller anvendelige værdisætningsestimater.

Som tidligere beskrevet, anvendes der ikke en opdeling på kvote- og ikke-kvoteomfattede sektorer i de aktuelle beregninger. I Rapport 205 forudsattes biogasproduktionen at fortrænge naturgas i

kvotesektoren. Denne reduktion skulle derfor ikke medtages ved opgørelse af CO_2-skyggeprisen. I nærværende beregninger indgår fortrængningen af naturgas i CO_2-skyggeprisen (i nævneren).

Tabel 4.2.6 Konsekvensskema for biogasproduktion af 10 % af gyllemængden

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Gylleproduktion i Danmark i alt	Mio. tons gylle	Årligt	39,35
Potentiale, 10 % af gyllemængden	Mio. tons gylle	Årligt	3,935
Heraf ikke-separeret gyllemængde	Mio. tons gylle	Årligt	1,095
Heraf gyllemængde der separeres	Mio. tons gylle	Årligt	2,840
Anlægskapacitet (700 ton biomasse pr. dag)	Mio. tons gylle	Årligt pr. anlæg	0,707
Antal anlæg	Stk.	Startår (2013)	1
Antal anlæg	Stk.	Fuldt udbygget (2018)	6
CO_2-reduktion[1]	1000 tons CO_2-ækv. pr. år	2020	132,3
Gyllemængde omfattet[2]	Mio. ton gylle pr. år	2020	4,241
Substitution af naturgas	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,019
Reduktion af metanudslip	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,006
Reduktion af lattergasudslip	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,007
Kulstoflagring i jord	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	-0,001
Reduktion med kulstoflagring i jord i alt	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,031
Reduktion uden kulstoflagring i jord i alt	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,033
Reduktion af N-udvaskning	Kg N/ton gylle	Årligt	0,110

1. Da der ikke foretages opdeling på kvote- og ikke-kvoteområdet, medregnes CO_2-reduktionerne ved naturgasfortrængningen i den samlede drivhusgasopgørelse.
2. Tilpasset kapaciteten for 6 anlæg, rundet op fra 5,6 anlæg.
Kilde: Egne beregninger baseret på Olesen et al. (2013).

4.2.10 Driftsøkonomien for biogasanlæg ved produktion af biogas til kraftvarme på basis af husdyrgødning

Rentabilitetsberegningerne tager udgangspunkt i analyserne i Rapport 205. Dog er der som tidlige omtalt en række forudsætninger, som er ændret i de aktuelle beregninger. Beregningerne er foretaget for det, der i dag kan betegnes som et mellemstort anlæg med en kapacitet på 700 ton biomasse pr. dag.[10] Det mellemstore anlæg er valgt som beregningsmodel, idet denne størrelse vil gøre det lettere at lokalisere biogasanlæg med et tilstrækkeligt råvaregrundlag inden for en realistisk transportafstand – et forhold der må antages at få stigende betydning i takt med, at biogaskapaciteten udbygges til de i Grøn Vækst forudsatte 50 % af husdyrgødningsmængden.

Biogasanlæggene til behandling af nærværende scenariums 10 % af gyllemængden forudsættes indfaset i perioden 2013 til 2020 med et anlæg årligt svarende til yderligere i alt 6 anlæg i perioden

[10] Beregninger i Fødevareministeriet (2008) viser, at stordriftsfordelene ved at gå fra en kapacitet på 550 til 800 ton biomasse pr. dag er forholdsvis beskedne (enhedsomkostningerne reduceres med ca. 7 %).

udover de anlæg, som kræves for at behandle 50 % af gyllen, som forudsat i Grøn Vækst. Udbygningen af kapaciteten slutter i 2017, men beregningsperioden løber frem til 2037, da anlæggene antages at have en levetid på 20 år. I sidste del af beregningsperioden vil der således ske en udfasning af kapaciteten, og i år 2037 vil alle anlæg være udgået af produktion.

Tabel 4.2.7 viser tidsstien for indfasning og udfasning af kapacitet samt omkostninger og indtægter i hele beregningsperioden 2013-37. Nutidsværdierne i 2013 er beregnet med en diskonteringsrate på 4,00 % (Energistyrelsen, 2012a). Den samlede nutidsværdi af kapitalomkostningerne til de 6 anlæg med en levetid på 20 år er 510 mio. kr. Det svarer til kapitalomkostninger på 10,0 kr./ton gylle. Ud over opførelse af anlæg vil der løbende skulle foretages reinvesteringer i bl.a. anlæg og transportmateriel, hvilket i perioden 2013-37 vil beløbe sig til i gennemsnit 1,0 kr./ton gylle årligt. Herudover optræder der omkostninger til drift og vedligeholdelse samt transport på 15,5 kr./ton gylle årligt. Separationsomkostninger indgår ikke under driftsomkostninger, men er rubriceret som betaling for fiberfraktion, til en omkostning på 7,5 kr./tons bagvedliggende gyllemængder.

Under indtægter indgår salg af biogas, såvel som øget gødningsværdi af den bagvedliggende husdyrgødning efter afgasning. Det antages at produktionen af biogas det første år er 25 % lavere end det fulde potentiale grundet opstartsvanskeligheder. Den øgede gødningsværdi beregnes på baggrund af alt biomassen som afgasses, dvs. både den rene gylle, den separerede gylle og eventuelle energiafgrøder. Den forventede udvikling i prisen på biogas ved salg til kraftvarmeværk er beskrevet i afs. 4.2.8. Opgjort i forhold til den samlede gyllemængde, der indgår i produktionen inkl. gylle, der separeres, er den samlede diskonterede gennemsnitsværdi af den producerede biogas 40,8 kr./ton gylle.

Som det fremgår af tabel 4.2.7, viser beregningerne en kapitaliseret nettogevinst for hele scenariet på 382 mio. kr. for perioden 2013-37. Det svarer til et driftsøkonomisk overskud på 7,2 kr. pr. ton gylle inkl. den forbedrede gødningsværdi af gyllen. Til sammenligning viste beregningerne i Rapport 205 et overskud på 20 kr. (i 2008-priser) pr. ton gylle inkl. forbedret gødningsværdi.

Med et beregnet overskud på 7,2 kr. pr. ton gylle kan produktion af biogas på basis af husdyrgødning betragtes som rentabel – forstået som en aktivitet, der forventes at kunne forrente den investerede kapital med mere end den benyttede diskonteringsrate på 4,00 % p.a.
Beregningerne er naturligvis forbundet med usikkerhed. Det gælder ikke mindst forudsætningen om stigende naturgaspriser.

Tabel 4.2.7 Budgetøkonomisk opgørelse af driftsøkonomien i biogasproduktion for 10 % af gyllemængden, mio. kr.

	Antal anlæg	Omkostninger				Indtægter		Netto-omkost-ning
		Investeringer i anlæg og transportudstyr	Reinvestering i anlæg og transportudstyr	Drift og transport	Køb af biomasse	Salg af biogas	Øget gødnings-værdi	
	stk.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	1	98	0	11	5	24	1	88
2014	2	98	0	22	10	64	3	64
2015	3	98	0	33	15	94	4	49
2016	4	98	0	44	20	122	5	35
2017	5	98	0	55	26	149	6	23
2018	6	98	0	66	31	174	8	13
2019	6	0	0	66	31	171	8	-82
2020	6	0	0	66	31	166	8	-78
2021	6	0	0	66	31	164	8	-75
2022	6	0	0	66	31	162	8	-73
2023	6	0	15	66	31	160	8	-56
2024	6	0	15	66	31	158	8	-54
2025	6	0	15	66	31	157	8	-54
2026	6	0	15	66	31	158	8	-54
2027	6	0	15	66	31	158	8	-55
2028	6	0	15	66	31	159	8	-55
2029	6	0	0	66	31	159	8	-70
2030	6	0	0	66	31	160	8	-71
2031	6	0	0	66	31	160	8	-71
2032	6	0	0	66	31	160	8	-71
2033	5	0	0	55	26	133	6	-59
2034	4	0	0	44	20	107	5	-48
2035	3	0	0	33	15	80	4	-36
2036	2	0	0	22	10	53	3	-24
2037	1	0	0	11	5	27	1	-12
2038	0	0	0	0	0	0	0	0
2039	0	0	0	0	0	0	0	0
NPV (2013-2040)		514	51	814	378	2043	95	-380
NPV/ton gylle, kr.		9,8	1,0	15,5	7,2	39,0	1,8	-7,2

Kilde: Egne beregninger.

4.2.11 Samfundsøkonomisk CO2-skyggepris ved biogasproduktion til kraftvarme på basis af husdyrgødning

De beregnede samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger fremgår af tabel 5.8. Investeringerne i tabellen er de fulde investeringsbeløb forhøjet med nettoafgiftsfaktoren. Reinvesteringer samt omkostninger til transport, drift og køb af biomasse svarer til posterne i tabel 5.7 forhøjet med nettoafgiftsfaktoren. Endvidere indgår en forholdsmæssig andel af omkostningerne ved administration af den forudsatte afgift på ubehandlet gylle som omtalt i afs. 4.2.13– også forøget med nettoafgiftsfaktoren. Den samfundsmæssige værdi af biogasproduktionen opgøres som værdien af den mængde naturgas, der fortrænges, samt husdyrgødningens øgede gødningsværdi efter afgasning. Endvidere indgår den samfundsmæssige værdi af sideeffekter i form af reduceret kvælstofudvaskning og ændrede skadesomkostninger ifm. NO_x-udledninger i de samfundsøkonomiske beregninger.

Som beskrevet i afs. 4.2.8 støttes anvendelse af husdyrgødning til biogasproduktion gennem en forhøjet pris på el produceret på basis af biogas samt fritagelse for visse afgifter. Disse tilskudselementer holdes uden for de samfundsøkonomiske beregninger, da der er tale om transfereringer, som ikke i sig selv repræsenterer et ressourceforbrug. Men ændringer i tilskuds- og afgiftsprovenuer antages at have samfundsøkonomiske konsekvenser i form af forvridningseffekter (Energistyrelsen, 2012a). Beregning af disse forvridningseffekter beskrives nedenfor.

Biogasproduktion er berettiget til diverse former for tilskud, hvilket ikke gælder for naturgas. Når biogassen anvendes i kraft- varmesektoren, finansieres tilskuddet over elprisen. Forhøjelsen af elprisen til finansiering af tilskuddet kan betragtes som en afgiftsforhøjelse. Det betyder, at tilskuddet har velfærdsøkonomiske omkostninger i form af forvridningstab, der i princippet omfatter (Energistyrelsen, 2012a):

1) Et *trekantstab som* opstår ved, at PSO-afgiften øger elprisen og derned forvrider forbrugssammensætningen i forhold til det markedsmæssige optimum. Størrelsen af trekantstabet afhænger af elforbrugets følsomhed over for prisændringer.

2) Et *arbejdsudbudsforvridningstab*, der beregnes som 20 % af afgiftsprovenuet (Energistyrelsen, 2012a) – i dette tilfælde størrelsen af PSO-tilskuddet til biogasproduktion.

Energistyrelsen anbefaler, at der ses bort fra ændringer i elforbruget som følge af stigningen i elprisen og dermed trekantstabet (personlig meddelelse, Lisbeth Strandmark, Energistyrelsen, 11. okt. 2012). Det skyldes, at efterspørgselsændringen vil være meget usikker og formentlig ikke veje tungt i den samlede omkostningsberegning og for at simplificere beregningerne

De beregnede samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger inkl. de samfundsmæssige omkostninger ved forvridning af arbejdsudbuddet fremgår af tabel 4.2.8. Forvridningsomkostningerne er beregnet som 20 % af det samlede nettoprovenu af tilskud og

afgiftsændringer, inklusive nettoafgiftsfaktoren, der er beskrevet i tabel 4.2.5 ovenfor, dvs. ” Afgiftsændringer og -fritagelser”, ”Pristillæg”, ”Nyt tilskud” og ”Yderligere tilskud”. Endvidere skal forvridningen fra de offentlige omkostninger til administration medregnes, da det antages at disse omkostninger finansieres via en skat.

Tabel 4.2.8. Samfundsøkonomiske omkostninger ved brug af biogas

År	Antal anlæg	Omkostninger						Indtægter		Forvridningstab		Sideeffekter		Nettoomkostninger		Drivhusgasreduktion	
		Anlægs-inv. mv.	Re-inv.	Drift og trans-port	Køb af bio-masse	Adm. omk. vedr. afgifter	Samlede omkost-ninger	Øget gødn. værdi	Subst. natur-gas	Afgiftsænd-ringer- og fritagelser	Tilskud	NO_x-skades-omk.	N-reduk.	M. værdi af side-effekter	U. værdi af side-effekter	Uden kulstof-lagring	Med kulstof-lagring
	stk.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.	
2013	1	130	0	15	7	7	159	2	12	1	4	0	4	147	150	23	22
2014	2	130	0	29	14	4	177	3	32	4	8	1	8	145	153	46	44
2015	3	130	0	44	20	4	198	5	48	6	11	1	12	150	161	69	66
2016	4	130	0	58	27	4	220	7	65	7	14	2	16	154	169	92	88
2017	5	130	0	73	34	4	241	8	81	9	16	2	21	158	176	115	110
2018	6	130	0	87	41	4	262	10	98	11	17	3	25	160	183	138	132
2019	6	0	0	87	41	4	132	10	99	11	16	3	25	28	50	138	132
2020	6	0	0	87	41	4	132	10	101	11	15	3	25	25	47	138	132
2021	6	0	0	87	41	4	132	10	102	11	14	3	25	23	45	138	132
2022	6	0	0	87	41	4	132	10	103	11	13	3	25	21	43	138	132
2023	6	0	19	87	41	4	152	10	104	11	12	3	25	38	60	138	132
2024	6	0	19	87	41	4	152	10	106	11	11	3	25	36	58	138	132
2025	6	0	19	87	41	4	152	10	107	11	11	3	25	35	57	138	132
2026	6	0	19	87	41	4	152	10	108	11	11	3	25	34	55	138	132
2027	6	0	19	87	41	4	152	10	109	11	11	3	25	32	54	138	132
2028	6	0	19	87	41	4	152	10	110	11	11	3	25	31	53	138	132
2029	6	0	0	87	41	4	132	10	111	11	11	3	25	11	33	138	132
2030	6	0	0	87	41	4	132	10	112	11	11	3	25	10	32	138	132

År	Antal anlæg	Omkostninger						Indtægter		Forvridningstab		Sideeffekter		Nettoomkostninger		Drivhusgasreduktion	
		Anlægs-inv. mv.	Re-inv.	Drift og trans-port	Køb af bio-masse	Adm. omk. vedr. afgifter	Samlede omkost-ninger	Øget gødn. værdi	Subst. natur-gas	Afgiftsænd-ringer- og fritagelser	Tilskud	NO_x-skades-omk.	N-reduk.	M. værdi af side-effekter	U. værdi af side-effekter	Uden kulstof-lagring	Med kulstof-lagring
	stk.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.	
2031	6	0	0	87	41	4	132	10	113	11	10	3	25	9	31	138	132
2032	6	0	0	87	41	4	132	10	113	11	10	3	25	8	30	138	132
2033	5	0	0	73	34	4	111	8	95	9	9	2	21	7	25	115	110
2034	4	0	0	58	27	4	90	7	77	7	7	2	16	6	21	92	88
2035	3	0	0	44	20	4	68	5	58	6	6	1	12	6	17	69	66
2036	2	0	0	29	14	4	47	3	39	4	4	1	8	6	13	46	44
2037	1	0	0	15	7	4	26	2	19	2	2	0	4	5	9	23	22
2038	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2039	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NPV (2013-39)		681	68	1.079	501	73	2.402	125	1.292	136	172	34	305	1.021	1.293	1707	1634
NPV pr. ton gylle		13	1	21	10	1	46	2	25	3	3	1	6	19	25		
Skyggepris med værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.																598	625
Skyggepris uden værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.																757	791

Kilde: Egne beregninger.

Som det fremgår af tabel 4.2.8, viser beregningerne samfundsmæssige reduktionsomkostninger på 598 kr./ton CO_2-ækv. med værdi af sideeffekter, men eksklusive kulstoflagring i jorden. Tages der hensyn til reduktion af jordens kulstofindhold, stiger reduktionsomkostningerne til 625 kr./ton CO_2-ækv. (pga. mindre nævner). Uden værdi af sideeffekter er skyggepriserne hhv. 757 og 791 kr./ton CO_2-ækv.

I Rapport 205 blev der fundet negative samfundsøkonomiske omkostninger ifm. med biogasproduktion, når værdien af sideeffekter blev medregnet. Værdien af frigjorte CO_2-kvoter bidrog væsentligt til dette resultat. I nærværende beregninger er der ingen opdeling mellem kvote- og ikke-kvotesektor, og værdien af frigjorte CO_2-kvoter medtages ikke, hvilket øger CO_2-skyggeprisen. Modsat har det den effekt, at emissionsreduktionerne som følge af fortrængning af naturgas nu skal medregnes i den samlede CO_2-reduktionsopgørelse, hvilket bidrager til en lavere CO_2-skyggepris (større nævner).

For det andet er der i de nye beregninger medtaget omkostninger til separering af gylle. I Rapport 205 blev det antaget, at omkostningerne ved separering blev fuldt ud opvejet af de medfølgende fordele i form af forbedret gødningsværdi og reducerede krav til harmoniarealer. At der nu er indarbejdet en pris på 10 kr./ton gylle til separering, øger de samfundsøkonomiske omkostninger i biogasproduktionen og derved også CO_2-skyggeprisen.

I Rapport 205 var der ikke indregnet forvridningstab ifm. tilskud- og afgiftsændringer. I nærværende beregninger medtages de skatteforvridningsomkostninger, der opstår som følge af de i tabel 5.4 nævnte pristillæg, afgiftsfritagelser og tilskud. Når disse forvridninger medtagets i de samfundsøkonomiske beregninger har det en stor effekt på af CO_2-reduktionsomkostnigerne.

Hvis man i stedet ser på reduktionsomkostninger uden værdi af sideeffekter og forvridningsomkostninger, er der kun beskedne forskelle mellem resultaterne af nærværende beregninger og Rapport 205.

4.2.12 Drivhusgasreduktion og bidrag til VE

Som det fremgår af tabel 4.2.9, skyldes ca. halvdelen af den samlede drivhusgasreduktion ved bioafgasning af husdyrgødning, metan- og lattergasreduktioner. Endvidere spiller reduceret kulstoflagring i jorden en (mindre) rolle ifm. bioafgasning af husdyrgødning. Tabellen viser, at bioafgasning af 10 % af gyllemængden vil medføre årlige reduktion af CO_2-emissioner på ca. 132.323 ton CO_2-ækv. i når alle seks anlæg er implementeret i slutningen af perioden, hvis ændringer i jordens kulstofbeholdning medregnes. Det svarer til et gennemsnit for perioden 2013-2020 på ca. 91.000 ton CO_2-ækv./år. Reduktionsomfanget vil blive opretholdt på 2020-niveau i perioden 2020-2032, hvorefter en udfasning af anlæggene vil reducere potentialet frem til slutåret 2037.

Tabel 4.2.9 Drivhusgasreduktioner ved biogasproduktion fra 10 % af den samlede danske gylleproduktion, 1.000 ton CO_2-ækv./år

Reduktioner, 1.000 ton CO_2-ækv.	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Gens. 2013-2020
Substitution af naturgas	13,30	26,60	39,90	53,20	66,50	79,80	79,80	79,80	54,87
Metan- og lattergasreduktion	9,74	19,49	29,23	38,97	48,71	58,46	58,46	58,46	40,19
Kulstoflagring i jord	-0,99	-1,98	-2,97	-3,96	-4,95	-5,94	-5,94	-5,94	-4,08
I alt	22,05	44,11	66,16	88,22	110,27	132,32	132,32	132,32	90,97

Kilde: Egne beregninger samt Olsen (2012).

Tabel 4.2.10 viser, at bioafgasning af 10 % af gylleproduktionen vil reducere det fossile energiforbrug i form af naturgas med over 1,2 mio. GJ i år 2020. Endvidere bidrager tiltaget med en reduktion i kvælstofudvaskningen på 466.500 ton i år 2020 fra rodzonen.

Tabel 4.2.10 Biogasproduktion fra 10 % af den samlede danske gylleproduktion. Opgørelse af effekt på VE og energibesparelser i året 2020

	Enhed	2020
Effekt på VE	Mio. GJ	1,2
Effekt på vandmiljømålsætning	Reduceret kvælstofudvaskning fra rodzonen, 1.000 tons N	466,5

Kilde: Egne beregninger.

4.2.13 Afgiftsprovenu og administrative omkostninger

Som tidligere beskrevet forudsættes det, at 80 pct. af gylleproduktionen vil blive omfattet af tiltagene bioafgasning eller forsuring. Dvs. at 20 % af gyllemængden vil blive pålagt en afgift under de opstillede forudsætninger. Nærværende scenarium omfatter (kun) 10 % af gyllemængden. Det samlede biogastiltag under Grøn Vækst inddrager 50 % af husdyrgødningen, og da afgiftsinstrumentet yderligere omfatter bioafgasning og forsuring, giver det ikke umiddelbart mening at knytte afgiftsprovenuet specifikt til nærværende tiltag, der som sagt kun omfatter 10 % af gyllemængden. I stedet antages det at de 10 % af husdyrgødningen i nærværende scenarium alternativt ville blive forsuret. Husdyrgødningsafgiften er derfor ikke medtaget i dette scenarium.

Tabel 4.2.11 viser de budgetøkonomiske nettoomkostninger for de forskellige sektorer ifm. biogasproduktion på basis af 10 % af gyllemængden. Beregningerne omfatter statens provenutab og gevinster ved afgiftsændringer, administrationsomkostninger, landbrugets driftsomkostninger og udgifter i forbindelse med en afgift på ikke-bioafgasset husdyrgødning samt forbrugernes merudgifter. Når den producerede biogas fortrænger naturgas i kraftvarmesektoren, vil det resultere i et afgiftsprovenutab for staten i form af mistede afgifter på den substituerede naturgas.

Afgiftsprovenutabet udgøres af værdien af afgiftsfri varme- og elproduktion svarende til 33,61 kr./GJ (Tafdrup 2012). Staten vil samtidig opnå et provenu i forbindelse med den føromtalte afgift på ubehandlet husdyrgødning. Landbruget har en besparelse for den mængde husdyrgødning der bioafgasses og en udgift for den mængde der ikke bioafgasses. Herudover vil forbrugerne opleve en stigning i priserne på 45,50 kr./GJ, der er opgjort som værdi af pristillæg i elproduktionen, hvilket også er ses i tabel 5.4 (op. cit.).

Tabel 4.2.11 Budgetøkonomiske nettoomkostninger for forskellige sektorer ved biogasproduktion af 10 % af den samlede danske gylleproduktion, mio. kr.

		2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	**NPV (2013-2037)**	**Annuitet**
Staten i alt		-64	-126	-180	-227	-267	-250	-250	-250	-2.987	-191
	Administrationsomk.	6	3	3	3	3	3	3	3	55	4
	Afgiftsændringer og -fritagelser	5	14	21	28	35	42	42	42	512	33
	Provenu fra afgift på ikke-bioafgasset gylle[1]	-75	-143	-204	-258	-305	-295	-295	-295	-3.555	-228
Landbruget i alt		164	207	253	293	328	308	213	220	3.175	204
	Nettoomk. for bioafgasset gylle	88	64	49	35	23	13	-82	-75	-380	-24
	Afgift på ikke-bioafgasset gylle[1]	75	143	204	258	305	295	295	295	3.555	228
Forbrugere	Forhøjet afgift	4	8	11	14	16	17	16	15	172	11

1. Afgiften opkræves for hele gyllemængden, der ligger ud over baggrundsscenariet. Afgiften på ikke-bioafgasset gylle er i tabellen annuiseret over perioden 2013 til 2037. I beregningerne opkræves afgiften i perioden 2013-2032.

Kilde: Egne beregninger.

4.2.14 Opsummering af beregningsresultater

Tabel 4.2.12 opsummerer biogastiltagets reduktionspotentiale samt de beregnede reduktionsomkostninger pr. CO_2-ækv. Fuldt implementeret i 2020 vil anvendelse af 10 % af gyllemængden reducere drivhusgasudledningerne med 132.323 ton CO_2-ækv. på årsbasis. De velfærdsøkonomiske beregninger viser reduktionsomkostninger på 598 kr./ton CO_2-ækv. eksklusive kulstoflagring i jorden. Tages der hensyn til reduktion af jordens kulstofindhold, stiger reduktionsomkostningerne til 625 kr./ton CO_2-ækv. (pga. mindre nævner).

Tabel 4.2.12 Opsummerende tabel, biogasproduktion af 10 % af den samlede danske gylleproduktion

	Enhed	Periode	Resultat
Reduktion af drivhusgasser uden kulstoflagring	1000 ton CO_2-ækv.	2020	138
Reduktion af drivhusgasser med kulstoflagring	1000 ton CO_2-ækv.	2020	132
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	625
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	791
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	598
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	757

Kilde: Egne beregninger.

4.2.15 Sæsonregulering

Analyser af den nuværende biogasproduktion viser at der ikke reguleres på energiproduktion over året. Da der, grundet lavere varmeefterspørgsel om sommer, vil opstå et overskud af energi eller en underudnyttelse af biogasanlægget er der i grundberegningerne pålagt en omkostning svarende til 10 % af energiproduktionen. Det er dog en mulighed i fremtiden enten at sæsonregulere biogasproduktionen, eller at gasinfrastrukturen er udbygget i en grad, hvor det altid vil være muligt at afsætte biogassen og derved eliminere energispildet. Tabel 4.2.13 viser de budgetøkonomiske resultater, hvis der ikke medregnes noget energitab over en sæson. Det ses her, at det budgetøkonomiske overskud per ton gylle stiger fra 7,2 kr./ton gylle i standardscenariet, til 11,9 kr./ton gylle.

Tabel 4.2.13 Budgetøkonomisk opgørelse af driftsøkonomien i biogasproduktion fra 10 % af gyllemængden, uden energispild

NPV	Omkostninger				Indtægter		Netto-omk.
	Investeringer i anlæg og transportudstyr	Reinvestering i anlæg og transportudstyr	Drift og transport	Køb af biomasse	Salg af biogas	Øget gødnings-værdi	
NPV i alt, mio. kr. (2013-2037)	514	51	814	378	2.284	95	-621
NPV/ton gylle, kr.	9,8	1,0	15,5	7,2	43,6	1,8	-11,9

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.2.14 illustrer de samfundsmæssige reduktionsomkostninger ved intet energispild, og her ses det at skyggeprisen inkl. kulstoflagring og inkl. sideeffekter falder fra 625 kr./ton CO_2-ækv. i hovedscenariet, til 551 kr./ton CO_2-ækv.

Tabel 4.2.14 Samfundsøkonomisk opgørelse af CO_2 skyggeprisen i biogasproduktion fra 10 % af gyllemængden uden energispild

	Enhed	Periode	Resultat
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	551
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	715
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	527
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	684

Kilde: Egne beregninger.

4.2.16 Opgradering af biogas til naturgasstandard

Formålet med opgradering af biogassen til afsætning via naturgasnettet er at opnå større afsætningsmæssig fleksibilitet og generelt bedre ressourceudnyttelse. Man vil således kunne undgå situationer, hvor varmen fra elproduktionen på biogasfyrede kraftvarmeværker ikke i fuldt omfang kan afsættes pga. begrænsede lokale anvendelsesmuligheder, især om sommeren. En anden fordel af direkte adgang til naturgasnettet er konkurrencemæssig, idet man undgår, at lokale kraftvarmeselskaber opnår en monopson- eller oligopsonlignende position som aftagere af biogas fra biogasproducenter.

Der sker ved opgraderingen et gas tab på ca. 4 % (Jacobsen et al. 2012). Den samlede værdi er den samme som for biogas anvendt i kraftvarmeværker. Derudover skal der dog medregnes omkostninger til opgradering svarende til ca. 35 kr./GJ (Jacobsen et al. 2012). Den samlede købspris for metan fra biogasanlægget er herefter ca. 133 kr./GJ i 2013. Det kan dog drøftes om naturgasselskaberne på kort eller lang sigt vil betale mere for bionaturgas end for naturgas, hvilket i givet fald vil øge indtægterne. Endvidere kan omkostningerne til opgradering og energitabet på 4 % også variere en del alt efter hvor på naturgasnettet biogassen afsættes, hvilket også kan trække det driftsøkonomiske overskud i en positiv retning.

Selve produktionsmetoden, den producerede mængde biogas, samt de relaterede CO_2-reduktioner er de samme som for standardscenariet. Driftsøkonomisk indebærer det både fordele og ulemper at opgradere. Fordelen er at energispildet på 10 %, som opstår i standardscenariet, reduceres til 4 %. Derved er der en 6 % større mængde biogas at tjene penge på. Dette modregnes dog af opgraderingsomkostningerne. Det ses i tabel 4.2.15 at udgifterne til opgradering er større end fordelen ved reduceret energitab, da nettooverskuddet er faldet fra 7,1 kr./ton gylle i standardscenariet til et underskud på 0,2 kr./ton gylle i opgraderingsscenariet. Derved er der ved opgraderingsomkostninger på 35 kr./GJ ikke et driftsøkonomiske incitament til at producere biogas til naturgasnettet.

Tabel 4.2.15 Budgetøkonomisk opgørelse af driftsøkonomien i biogasproduktion fra 10 % af gyllemængden, med opgradering.

NPV	Omkostninger				Indtægter		Netto-omk.
	Investeringer i anlæg og transportudstyr	Reinvestering i anlæg og transportudstyr	Drift og transport	Køb af biomasse	Salg af biogas	Øget gødnings-værdi	
NPV i alt, mio. kr. (2013-2036)	514	51	814	378	1.662	95	1
NPV/ton gylle, kr.	10,0	1,0	15,5	7,2	31,7	1,8	0

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.2.16 viser de samfundsøkonomiske CO_2-reduktionsomkostninger ved opgradering til naturgas til distribution via naturgasnettet. Den positive effekt af opgraderingen er, at der ikke længere optræder et varmespild svarende til 10 % af energiproduktionen som følge af manglende udnyttelsesmuligheder om sommeren. Til gengæld er der indregnet en opgraderingsomkostning på 35 kr./GJ. Derudover betyder den øgede biogasproduktion også en stigning i forvridningstabet, hvilket hæver de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger. Denne stigning i omkostninger er så stor, at den opvejer de positive effekter af reduceret energispild og hæver CO_2-reduktionsomokstningerne med ca. 400 kr./ton CO_2-ækv. Så opgradering er en samfundsøkonomisk relativt dyrere måde at reducere CO_2-emissioner på, sammenholdt med standardscenariet.

Tabel 4.2.16 Biogasproduktion fra 10 % af gyllemængden; Opgradering

	Enhed	Periode	Resultat
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	1.007
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	1.171
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	963
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	1.121

Kilde: Egne beregninger.

4.2.17 Forvridningstab

I standardscenariets samfundsøkonomiske beregninger er forvridningseffekter (20 % af skatten eller tilskuddet forøget med nettoafgiftsfaktoren) medregnet som en samfundsøkonomisk omkostning i overensstemmelse med Energistyrelsens vejledning (Energistyrelsen, 2012a). For øge sammenligneligheden med andre analyser af økonomien i biogasproduktion, der ikke medtager forvridningseffekter, er der foretaget en beregning af CO_2-skyggeprisen uden forvridningseffekter. Resultaterne ses i tabel 4.2.17. Ved at udelade forvridningseffekterne fra de samfundsøkonomiske beregninger falder CO_2-reduktionsomkostningerne med omkring 200 kr./ton CO_2-ækv. Dette

illustrerer hvor stor betydning forvridningseffekterne har for de samfundsøkonomiske resultater i biogasberegningerne.

Tabel 4.2.17 Samfundsøkonomisk opgørelse af CO_2 skyggeprisen i biogasproduktion fra 10 % af gyllemængden uden forvridningstab

	Enhed	Periode	Resultat
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	437
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	603
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	418
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	577

Kilde: Egne beregninger.

4.2.18 Beregningsforudsætningerne i Rapport 205

Beregningsforudsætningerne i de foreliggende biogasanalyser afviger på en række punkter fra forudsætningerne i Rapport 205. Tabel 4.2.18 viser CO_2-skyggepriserne ved anvendelse af beregningsforudsætningerne fra Rapport 205 på de nuværende data for biogasproduktion. Der er ændret på de mest udslagsgivende faktorer. Forvridningstab er ikke medtaget og der regnes ikke med reduceret salg af varme om sommeren. Ydermere er værdien af fortrængte kvoter i kvotesektoren til gengæld medtaget, og separationsomkostningerne er sat til nul svarende til forudsætningen i Rapport 205 om, at separationsfordele for leverandørerne fuldt ud dækker separationsomkostningerne. Også nævneren i brøken for CO_2-skyggeprisen er ændret, idet CO_2-reduktionen fra den fortrængte naturgas ikke medtages under forudsætningerne i Rapport 205, hvor de blev skelnet mellem kvote- og ikke-kvotesektorer. Endelig er realrenten ændret fra 4,00 % til 5 %. Herudover er nettoafgiftsfaktoren ændret fra 32,5 % til 35 %. Disse ændringer betyder, at resultaterne nu i meget højere grad ligner dem fra Rapport 205, med en CO_2-skyggepris på ca. 186 kr./ton CO_2-ækv., hvis sideeffekterne medregnes. Dette er et fald i skyggepriserne i forhold til standard scenariet.

Tabel 4.2.18 Biogasproduktion fra 10 % af gyllemængden beregnet under Rapport 205-forudsætninger

	Enhed	Periode	Resultat
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	186
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	606
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	167
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	545

Kilde: Egne beregninger.

4.2.19 Majs-gyllescenarium

Majsensilage har både et væsentligt højere tørstofindhold end gylle og et betydeligt større biogaspotentiale pr. ton tørstof. Det relativt høje biogasudbytte pr. ton biomasse gør majs til et potentielt interessant råvareinput i biogasproduktion. Denne fordel skal dog afvejes mod de meromkostninger, der er forbundet med dyrkning af energimajs i forhold til omkostningerne ved anvendelse af husdyrgødning i biogasproduktionen. Det er først med ændrede tilskudsregler, at det er blevet økonomisk relevant at anvende majs til biogasproduktion. Den samfundsmæssige CO_2-skyggepris påvirkes i opadgående retning af, at anvendelse af majsensilage i biogasproduktion – i modsætning til anvendelse af husdyrgødning – ikke giver anledning til drivhusgasreduktioner i form af mindre udledning af metan og lattergas (nævneren formindskes) samt reduceret kvælstofudvaskning (tælleren formindskes).

Tilskudsregler for biogasproduktion ved anvendelse af majs/energiafgrøder

Efter ændring af tilskudsreglerne er det tilladt at anvende energiafgrøder i biogasproduktionen (inden for visse grænser) uden tab af tilskud som tidligere beskrevet i afs. 4.2.3. I majs-gyllescenariet forudsættes det, at majsensilage udgør 10 % af den samlede bagvedliggende gyllemængde målt som vægtinput.[11] Det betyder, at iblandingsandelen ligger under det tilladte maksimum for opnåelse af tilskud frem til 2020. Scenarieberegningerne løber frem til 2039. Som tidligere nævnt er det uklart, hvad den tilladte iblandingsandel bliver herefter. I beregningerne forudsættes uændret iblandingsandel og uændret modtagelse af tilskud i resten af perioden frem til 2039.

Der forudsættes et tørstofindhold i majsensilagen på 33 %. Biogasudbyttet er 192 Nm^3 pr. ton majsensilage (Olesen et al. 2013). Dog er en majs tilsætning svarende til 10 % af den samlede bagvedliggende gyllemængdemængde målt som vægtinput ikke nok til at hæve det samlede tørstofindhold i reaktoren op på 11,5 %, hvorfor der skal tilsættes omkring 7 % fiberfraktion.

[11] Det svarer til, at 40 % af den samlede mængde tørstof stammer fra majs, hvorved majsandelen tegner sig for 57 % af den samlede biogasproduktion.

Til sammenligning producerer fiberfraktion af gylle med 30 % tørstof 96 Nm^3 biogas pr. ton biomasse. De 10 % majsensilage af den samlede bagvedliggende gyllemængdemængde målt som vægtinput, bliver til 14 % af den biomasse som behandles i reaktoren, da gylleandelen i reaktoren mindskes i forhold til de bagvedliggende gyllemængder når 7 % af den separeres.

Ved at tilsætte 14 % majs i biogasreaktoren for hvert anlæg, fortrænges en stor andel af fiberfraktionen i forhold til standardscenariet. Derved mindskes de bagvedliggende gyllemængder per anlæg, således er der i majsscenariet behov for 11 anlæg i stedet for de oprindelige 6 for at opfylde forudsætningen i scenariet om udnyttelse af 10 % af Danmarks samlede gyllemængde. Som det ses i tabel 4.2.21, tredobles det driftsøkonomiske overskud ved tilsætning af 14,0 % majs i biomasseinputtet, hvorfor det betragtes som realistisk, at der vil være investorer nok til at fordoble antallet af anlæg.

Tabel 4.2.19 er et konsekvensskema over biogasproduktionen på baggrund af 10 % af de samlede gyllemængder, hvor der tilsættes 10,0 % majsensilage i forhold til de bagvedliggende gyllemængder. Det ses, at den samlede drivhusgasreduktion (inklusive kulstoflagring) med majsensilage iblandet, er næsten 20 tons CO_2-ækv./ton gylle højere end ved det rene gyllescenarium. Dette skyldes det høje gaspotentiale i majsensilage, som derved fortrænger meget større mængder naturgas end i standardscenariet.

Tabel 4.2.19 Konsekvensskema for biogasproduktion af 10 % af gyllemængden med iblanding af majsensilage tilsvarende 10 % af den bagvedliggende gyllemængde

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Gylleproduktion i Danmark i alt	Mio. tons gylle	Årligt (2020)	39,35
Potentiale, 10 % af gyllemængden	Mio. tons gylle	Årligt (2020)	3,935
Heraf ikke-separet gyllemængde	Mio. tons gylle	Årligt (2020)	2,224
Heraf gyllemængde der separeres	Mio. tons gylle	Årligt (2020)	1,711
Majsensilagemængde	Mio. tons majsensilage	Årligt (2020)	0,394
Majsareal (ligeligt fordelt på sand- og lerjord)	Ha	2020	11.099
Anlægskapacitet (700 ton biomasse pr. dag)	Mio. tons gylle	Årligt pr. anlæg	0,357
Antal anlæg	Stk.	Startår (2013)	1
Antal anlæg[1]	Stk.	Fuldt udbygget (2020)	11
Drivhusgasreduktion inkl. kulstoflagring	1000 tons CO_2-ækv. pr. år	2020	186,9
Gyllemængde omfattet	Mio. ton gylle pr. år	2020	3.928

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Substitution af naturgas[2]	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,052
Reduktion af metanudslip	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,002
Reduktion af lattergasudslip	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,012
Kulstoflagring i jord	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	-0,002
Reduktion med kulstoflagring i jord i alt	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,065
Reduktion uden kulstoflagring i jord i alt	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,067
Reduktion af N-udvaskning[3]	Kg N/ton gylle	Årligt	0,110

1. Antal anlæg, der skal etableres, for at behandle den viste gyllemængde, er rundet ned fra 11,4 til 11.
2. Da der ikke foretages opdeling på kvote- og ikke-kvoteområdet, medregnes CO_2-reduktionerne ved naturgasfortrængningen i den samlede drivhusgasopgørelse.
3. For majs dyrket i kornbaserede systemer forventes der ikke nævneværdige forskelle i N-udvaskning mellem majs og korn (Olesen et al., 2013). Reduktion af N-udvaskning svarer derfor til basisscenariet uden tilsætning af majsensilage.

Kilde: Egne beregninger baseret på Olesen et al. (2013).

Prisen på tørstof i majsensilage er væsentlig højere end prisen på tørstof i fiberfraktion fra separeret gylle. Den pris, som biogasanlæg forventes at skulle betale for majsensilage ab gård, er beregnet i tabel 4.2.20. En del af den efterspurgte majsensilage vil sandsynligvis blive leveret af planteavlsbedrifter, som ikke indgår i biogasanlæggets leverandørkreds. Uanset oprindelse antages det, at majsensilage frit afhentet kan købes til en pris, som giver avleren samme afkast/jordrente som ved dyrkning af salgsafgrøder i form af korn og raps. Jordlejen (=jordrenten) ved alternativ anvendelse af jorden er beregnet som et gennemsnit af nettoafkastet til jorden i korn- og rapssædskifter i perioden 2008-2012. Den gennemsnitlige kornpris i denne periode er i størrelsesordenen 120-125 kr./hkg, dvs. en del lavere end det aktuelle prisniveau på korn (november 2012). Den gennemsnitlige kornpris ligger i perioden 2008-2012 på niveau med de forventede kornpriser på lidt længere sigt.

Tabel 4.2.20 viser, at der under de givne forudsætninger er beregnet en produktionspris for majsensilage på 291 kr./ton på sandjord og 322 kr./ton på lerjord, svarende til hhv. 1,03 og 1,14 kr./FE for de to jordtyper. På den baggrund antages det i biogasberegningerne, at biogasanlæg fremover vil kunne købe majsensilage (med et tørstofindhold på 33 %) til en gennemsnitspris på 307 kr./ton.

Tabel 4.2.20 Beregnet produktionspris for majsensilage, 2012

Jordtype	Sandjord, JB 1-3		Lerjord, JB 5-6		Gns. for jordtyper	
Dyrkningsomkostninger, majs	FE	Ensilage[a] kg	FE	Ensilage[a] kg	FE	Ensilage[a] ton
Udbytte, pr. ha	9.000	31.900	11.000	39.000		
Jordleje, kr./ha[b]	855		4.004			
Stykomkostninger, kr./ha	5.139		5.269			
Maskin- og arbejdsomk., kr./ha	3.290		3.290			
Omkostninger i alt, kr./ha	9.284		12.563			
Intern pris, kr./FE og kr./ton	**1,03**	**291**	**1,14**	**322**	**1,09**	**307**

a. Forudsætninger: 1,17 kg tørstof = 1 FE; tørstof i majsensilage = 33 %.

b. Jordrenter for sædskiftere med korn og raps i perioden 2008-2012.

Kilde: Egne beregninger på grundlag af Budgetkalkuler 2012, Videncentret for Landbrug (2012).

Tabel 4.2.21 viser de driftsøkonomiske resultater for biogasproduktion baseret på gylle og majsensilage i perioden 2013-2039. Der etableres 11 biogasanlæg, hvor der anvendes 10 % majsensilage i forhold til den bagvedliggende gyllemængde, der som i standardscenariet omfatter 10 % af den samlede gylleproduktion. Her ses det, at de øgede udgifter til køb af majsensilage i forhold til standardscenariet klart opvejes af den øgede mængde produceret biogas. Ud over indtægterne fra salg af biogas medregnes også den øgede gødningsværdi af den behandlede biomasse, dvs. inkl. majsensilagen. Det driftsøkonomiske overskud stiger fra 7,2 kr./ton gylle til 19,8 kr./ton gylle. Dermed er der et klart driftsøkonomisk incitament til at anvende majsensilage i biogasproduktion (inden for de gældende tilskudsregler) i forhold til standardscenariet.

Tabel 4.2.21 Budgetøkonomisk opgørelse af driftsøkonomien i biogasproduktion fra 10 % af gyllemængden, med 10 % majsensilage

NPV	Omkostninger				Indtægter		Netto-omkostning
	Investeringer i anlæg og transportudstyr	Reinvestering i anlæg og transportudstyr	Drift og transport	Køb af biomasse	Salg af biogas	Øget gødnings-værdi	
NPV i alt, mio. kr. (2013-2039)	**884**	**88**	**1.394**	**1.597**	**4.700**	**163**	**-899**
NPV/ton gylle, kr.	19,8	1,9	30,6	35,1	103,3	3,6	-19,8

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.2.22 viser statens provenutab og -gevinst samt administrationsomkostninger, landbrugets driftsomkostninger og afgiftsbetalinger samt forbrugernes merudgifter. Når den producerede biogas fortrænger naturgas i kraftvarmesektoren, vil det resultere i et afgiftsprovenutab for staten i form af mistede afgifter på den substituerede naturgas. Dette beløb er mere end dobbelt så stort som i

standardscenariet pga. af den væsentligt højere biogasproduktion som følge af tilsætning af majsensilage. Afgiftsprovenutabet udgøres af værdien af afgiftsfri varme- og elproduktion svarende til 33,61 kr./GJ (Tafdrup 2012). Herudover vil forbrugerne opleve en stigning i priserne på 45,50 kr./GJ, der er opgjort som værdi af pristillæg i elproduktionen (op. cit.). Også forbrugerne oplever væsentlig højere udgifter som følge af den større biogasproduktion.

Tabel 4.2.22 Budgetøkonomiske nettoomkostninger for forskellige sektorer ved biogasproduktion af 10 % af den samlede danske gylleproduktion og majsensilage, mio. kr.

		2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	**NPV (2013-2037)**	**Annuitet**
Staten i alt		-64	-128	-189	-246	-299	-263	-227	-190	-2.448	-192
	Administrationsomk.	6	3	3	3	3	3	3	3	56	4
	Afgiftsændringer og -fritagelser	7	18	28	37	46	65	83	102	1.175	75
	Provenu fra afgift på ikke-bioafgasset gylle[1]	-77	-150	-220	-286	-349	-331	-313	-295	-3.679	-271
Landbruget i alt		164	207	258	308	357	408	363	323	2.780	213
	Nettoomk. for bioafgasset gylle	87	57	38	22	8	77	50	28	-899	-58
	Afgift på ikke-bioafgasset gylle[1]	77	150	220	286	349	331	313	295	3.679	271
Forbrugere	Forhøjet afgift	5	11	14	18	20	26	31	34	352	23

1. Afgiften opkræves for hele gyllemængden, der ligger ud over baggrundsscenariet. Afgiften på ikke-bioafgasset gylle er i tabellen annuiseret over perioden 2013 til 2037. I beregningerne opkræves afgiften i perioden 2013-2032.

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.2.23 viser CO_2-skygggepriserne i scenariet med biogasproduktion på basis af 10 % af gyllemængden med tilsætning af 10 % majsensilage. Ved tilsætning af 10 % majsensilage stiger CO_2-reduktionsomkostningerne i forhold til standardscenariet, hvis sideeffekter medregnes. Dermed kan det konkluderes, at brug af en energiafgrøde som majs i biogasproduktion er samfundsøkonomisk mindre fordelagtigt end husdyrgødning alene. Årsagerne, til at tilsætning af majsensilage øger de marginale reduktionsomkostninger, er, at det højere energiudbytte ikke er tilstrækkeligt til at opveje de ekstra samfundsøkonomiske omkostninger i form af øget forvridningstab og øgede omkostninger til produktion af biomasse. Driftsøkonomisk er det en fordel at anvende majsensilage på trods af de højere priser på biomasse, da gasudbyttet er højere, og det afregnes til subsidierede priser.

Tabel 4.2.23 Samfundsøkonomisk skyggepris ved biogasproduktion fra 10 % af gyllemængden, med 10 % majsensilage.

	Enhed	Periode	Resultat
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2039)	1.195
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2039)	1.285
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2039)	1.160
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2039)	1.247

Kilde: Egne beregninger.

Olesen et al. (2013) nævner kort at det er muligt at et miks af gylle og majsensilage vil generere en synergieffekt svarende til 10-15 % højere gasudbytte. Hvis dette er tilfældet vil følgende skyggepris opstå, som vist i tabel 4.2.24. Synergieffekten medfører et fald i skyggeprisen på ca. 150 kr./ton CO_2-ækv. men er dog stadig betydeligt højere end for standardscenariet.

Tabel 4.2.24 Samfundsøkonomisk skyggepris ved biogasproduktion fra 10 % af gyllemængden, med 10 % majsensilage inklusive 10 % øget gasudbytte som følge af synergieffekt.

	Enhed	Periode	Resultat
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	1.059
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	1.145
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	1.028
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	1.111

Kilde: Egne beregninger.

4.2.20 Konventionelt græs til biogas

Efter ændring af tilskudsreglerne er det tilladt at anvende energiafgrøder i biogasproduktionen (inden for visse grænser) uden tab af tilskud som tidligere beskrevet i afs. 4.2.3. I græs-gyllescenariet forudsættes det, at græs udgør 10 % af den samlede bagvedliggende gyllemængdemængde målt som vægtinput. Det betyder, at iblandingsandelen ligger under det tilladte maksimum for opnåelse af tilskud frem til 2020. Scenarieberegningerne løber frem til 2039. Som tidligere nævnt er det uklart, hvad den tilladte iblandingsandel bliver herefter. I beregningerne forudsættes uændret iblandingsandel og uændret modtagelse af tilskud i resten af perioden frem til 2039.

Beregnet pris på græsensilage af konventionelt dyrket sædskiftegræs til slæt (2-års kløvergræs m/ 4 slæt pr. år)

I Olesen et al. (2013) forudsættes afgrøden at være rajsvingel med et gennemsnitligt nettoudbytte efter ensilering på 11 ton tørstof/ha og en kvælstofnorm på 321 kg N/ha. I nærværende beregninger anvendes Budgetkalkuler for kløvergræs på hhv. sand- og lerjord (Videncentret for Landbrug, 2012). Det gennemsnitlige tørstofudbytte pr. ha for de to jordtyper svarer omtrent til udbytteforudsætningen i Olesen et al. (2013). Prisen på græsensilage er beregnet efter samme kriterier som for majsensilage.

Tabel 4.2.25 viser, at der under de givne forudsætninger er beregnet en produktionspris for græsensilage på 337 kr./ton på sandjord og 398 kr./ton på lerjord. På den baggrund antages det i biogasberegningerne, at biogasanlæg fremover vil kunne købe konventionelt dyrket græsensilage (med et tørstofindhold på 33 %) til en gennemsnitspris på 368 kr./ton.

Tabel 4.2.25. Beregnet produktionspris for konventionel græsensilage (2-års kløvergræs, 4 slæt pr. år), 2012

Jordtype	**Sandjord, JB 1-3**		**Lerjord, JB 5-6**		**Gns. for jordtyper**	
Dyrkningsomkostninger	FE	Ensilage[a] kg	FE	Ensilage[a] kg	FE	Ensilage[a] ton
Udbytte, pr. ha	8.500	30.900	9.500	34.500		
Jordleje, kr./ha[b]	855		4.004			
Stykomkostninger, kr./ha	5.200		5.393			
Maskin- og arbejdsomk. , kr./ha	4.350		4.350			
Omkostninger i alt, kr./ha	10.405		13.747			
Intern pris, kr./FE og kr./ton	**1,22**	**337**	**1,45**	**398**	**1,34**	**368**

a. Forudsætninger: 1,20 kg tørstof = 1 FE; tørstof i græsensilage = 33 %.

b. Jordrenter for sædskiftere med korn og raps i perioden 2008-2012.

Kilde: Egne beregninger på grundlag af Budgetkalkuler 2012, Videncentret for Landbrug (2012).

Tabel 4.2.26 er et konsekvensskema over biogasproduktionen på baggrund af 10 % af de samlede gyllemængder, hvor der tilsættes 10 % konventionelt kløvergræs i forhold til de bagvedliggende gyllemængder. Det ses, at den samlede drivhusgasreduktion (inklusive kulstoflagring) med konventionelt kløvergræs iblandet, er ca. 20 tons CO_2-ækv./ton gylle højere end ved det rene gyllescenarium. Dette skyldes det højere gaspotentiale i konventionelt kløvergræs, som derved fortrænger meget større mængder naturgas end i standardscenariet. Set i forhold til scenariet med 10 % majsensilage, er der dog lidt færre CO_2-reduktioner, primært fordi der fortrænges mindre naturgas.

Tabel 4.2.26. Konsekvensskema for biogasproduktion af 10 % af gyllemængden tilsat konventionelt kløvergræs

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Gylleproduktion i Danmark i alt	Mio. tons gylle	Årligt (2020)	39,35
Potentiale, 10 % af gyllemængden	Mio. tons gylle	Årligt (2020)	3,935
Heraf ikke-separet gyllemængde	Mio. tons gylle	Årligt (2020)	2,224
Heraf gyllemængde der separeres	Mio. tons gylle	Årligt (2020)	1,711
Kløvergræsmængde	Mio. tons kløvergræs	Årligt (2020)	0,394
Anlægskapacitet (700 ton biomasse pr. dag)	Mio. tons gylle	Årligt pr. anlæg	0,357
Antal anlæg	Stk.	Startår (2013)	1
Antal anlæg[1]	Stk.	Fuldt udbygget (2020)	11
CO_2 reduktion	1000 tons CO_2-ækv. pr. år	2020	162,8
Gyllemængde omfattet	Mio. ton gylle pr. år	2020	3.928
Substitution af naturgas[2]	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,047
Reduktion af metanudslip	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,004
Reduktion af lattergasudslip	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,009
Kulstoflagring i jord	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	-0,002
Reduktion med kulstoflagring i jord i alt	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,058
Reduktion uden kulstoflagring i jord i alt	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,060
Reduktion af N-udvaskning	Kg N/ton gylle	Årligt	0,110

1. Antal anlæg, der etableres, for at behandle den viste gyllemængde, er rundet ned fra 11,3 til 11.
2. Da der ikke foretages opdeling på kvote- og ikke-kvoteområdet, medregnes CO_2-reduktionerne ved naturgasfortrængningen i den samlede drivhusgasopgørelse.

Kilde: Egne beregninger baseret på Olesen et al. (2013).

Tabel 4.2.27 viser de driftsøkonomiske resultater for biogasproduktion baseret på gylle og konventionelt kløvergræs i perioden 2013-2039, ved implementeringen af 11 biogasanlæg med 10 % konventionelt kløvergræs i forhold til den bagvedliggende gyllemængde. Her ses det, at de øgede udgifter til køb af konventionelt kløvergræs i forhold til standardscenariet, ikke opvejes af den øgede mængde produceret biogas. Som ved i blanding af majs beregnes det øgede gødningsværdi op baggrund af den samlede biomasse som behandles i reaktoren. Det driftsøkonomiske overskud falder fra 7,1 kr./tons gylle til 0,9 kr./ tons gylle. Derved er der stadig et driftsøkonomisk incitament til at anvende konventionelt kløvergræs i biogasproduktionen (inden for de gældende tilskudsregler) dog ikke i forhold til standardscenariet eller scenarie med indblanding af majsensilage.

Tabel 4.2.27 Budgetøkonomisk opgørelse af driftsøkonomien i biogasproduktion fra 10 % af gyllemængden tilsat konventionelt kløvergræs.

NPV	Omkostninger				Indtægter		Netto-omkostning
	Investeringer i anlæg og transportudstyr	Reinvestering i anlæg og transportudstyr	Drift og transport	Køb af biomasse	Salg af biogas	Øget gødnings-værdi	
NPV i alt, mio. kr. (2013-2039)	884	88	1.231	1.875	3.953	163	-38
NPV/ton gylle, kr.	20,1	2,0	27,5	41,9	88,4	3,6	-0,9

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.2.28 viser resultaterne af følsomhedsanalysen ved tilsætning af 10 % konventionelt kløvergræs, i stedet for fiberfraktion. Brug af konventionelt kløvergræs medfører ingen ændringer i beregningerne mht. forudsætningerne vedrørende afgifter og afgiftsforvridninger, så længe andelen af konventionelt kløvergræs ikke overskrider mængderne nævnt i afsnit 4.2.3.

Ved anvendelse af 10 % konventionelt kløvergræs næsten 3-dobles CO_2-reduktionsomkostningerne i forhold til standardscenariet, hvis sideeffekterne medregnes. Dermed kan det konkluderes, at brug af en energiafgrøde som konventionelt kløvergræs i biogasproduktion er samfundsøkonomisk mindre fordelagtigt end husdyrgødning alene.

Årsagerne til at tilsætningen af konventionelt kløvergræs hæver de marginale reduktionsomkostninger for biogasproduktionen i forhold til brugen af fiberfraktion, er at prisen på konventionelt kløvergræs er tre til fire gange per ton så høj som for fiberfraktionen. Driftsøkonomisk kan det godt være en fordel at anvende konventionelt kløvergræs på trods af de højere priser på biomasse, da gasudbyttet også er tilsvarende højere for konventionelt kløvergræs end for fiberfraktion. Det højere energiudbytte er dog ikke nok til at opveje de ekstra samfundsøkonomiske omkostninger i form af øget forvridningstab og øgede omkostninger til køb af biomasse.

Tabel 4.2.28. Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved biogasproduktion af 10 % af gyllemængden tilsat konventionelt kløvergræs

	Enhed	Periode	Resultat
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2039)	1.619
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2039)	1.725
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2039)	1.566
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2039)	1.1669

Kilde: Egne beregninger.

4.2.21 Økologisk kløvergræs til biogas

Dyrkning af økologisk kløvergræs til biogas må primært ses som et middel til at skaffe en større kvælstofforsyning (gennem bælgplanters kvælstoffiksering) på økologiske planteavlsbrug uden noget større husdyrhold og uden adgang til husdyrgødning fra andre bedrifter. På grundlag af forsøgsresultater vurderes det, at det nødvendige kløvergræsareal til dækning af kvælstofforsyningen ligger på omkring 20 % af sædskiftearealet i økologisk planteavl (Olesen et al., 2013). Baseret på Olesen et al. (2013) antages det, at der frem til 2020 vil være 100.000 ha med økologisk planteavl, som vil være afhængig af kløvergræs til kvælstofforsyning. Tiltaget omfatter dermed 20.000 ha kløvergræs, hvor udbyttet anvendes til biogas. Det forudsættes, at der alene anvendes økologisk græsensilage i biogasproduktionen. Under denne forudsætning vil det være muligt at benytte det afgassede materiale som gødning på økologisk dyrkede arealer også i tilfælde af en udfasning af adgangen til anvendelse af konventionelt produceret husdyrgødning på økologiske arealer.

Implementeringsinstrument

Som tidligere beskrevet kræver reglerne for tilskud til biogas, at der ud over energiafgrøder indgår husdyrgødning i biogasproduktionen i et nærmere bestemt omfang (Energistyrelsen, 2012b). Det er således ikke muligt at opnå støtte til biogas på basis af fx græsensilage alene. Implementeringsinstrumentet forudsættes at være en ændring af de nuværende tilskudsregler, så biogas fremstillet på basis af økologisk dyrkede energiafgrøder vil kunne opnå PSO-tilskud og div. afgiftsfritagelser på linje med biogas baseret helt eller delvis på husdyrgødning.

Beregnet pris på økologisk kløvergræsensilage

I Olesen et al. (2013) forudsættes afgrøden at være økologisk kløvergræs med et gennemsnitligt nettoudbytte efter ensilering på 8 ton tørstof/ha. I nærværende beregninger anvendes Budgetkalkuler for økologisk kløvergræs på hhv. sand- og lerjord fra Videncentret for Landbrug (2012). Det gennemsnitlige tørstofudbytte pr. ha for de to jordtyper i budgetkalkulerne svarer omtrent til udbytteforudsætningen i Olesen et al. (2013).

Prisen på økologisk kløvergræsensilage er beregnet efter samme kriterier som tidligere benyttet for bl.a. majsensilage. Dvs. at der den alternative jordrente ved anvendelse af arealet indgår som en omkostningskomponent i kalkulen. For økologisk planteavl findes der kun budgetkalkuler for de seneste to år. De viser gennemgående en noget højere jordrente for økologisk kornavl end for konventionel. To års gennemsnit er dog et spinkelt grundlag for estimering af den alternative jordrente i økologisk planteavl. Det skyldes til dels, at jordrenten er stærkt afhængigt af størrelsen af merpriserne på økologiske korn, som har varieret betydeligt gennem de seneste år. Budgetkalkulerne for økologisk korndyrkning forudsætter endvidere, at der tilføres husdyrgødning. Det øger usikkerheden om størrelsen af jordrenten på rene økologiske planteavlsbedrifter, da mulighederne for at skaffe husdyrgødning kan variere betydeligt fra bedrift til bedrift. På grund af disse usikkerhedselementer er det valgt at benytte gennemsnittet af de sidste fem år jordrente i

konventionel planteavl som proxy for den alternative jordrente i kalkulerne for økologisk kløvergræs.

Tabel 4.2.29 viser, at der under de givne forudsætninger er beregnet en produktionspris for økologisk kløvergræsensilage på 306 kr./ton på sandjord 405 kr./ton på lerjord. På den baggrund antages det i biogasberegningerne, at biogasanlæg fremover vil kunne købe konventionelt dyrket græsensilage (med et tørstofindhold på 33 %) til en gennemsnitspris på 355 kr./ton.

Tabel 4.2.29 Beregnet produktionspris for økologisk kløvergræsensilage uden værdi af kvælstofbinding (1-årig, 4 slæt), 2012

Jordtype	**Sandjord, JB 1-3**		**Lerjord, JB 5-6**		**Gns. for jordtyper**	
Dyrkningsomkostninger	FE	Ensilage[a] ton	FE	Ensilage[a] ton	FE	Ensilage[a] ton
Udbytte, pr. ha	6.800	24,7	7.300	26,5	7.050	25,6
Jordleje, kr./ha[b]	855		4.004			
Stykomkostninger, kr./ha	2.382		2.420			
Maskin- og arbejdsomk. , kr./ha	4.320		4.320			
Omkostninger i alt, kr./ha	7.557		10.744		9.150	
Intern pris, kr./FE og kr./ton	**1,11**	**306**	**1,47**	**405**	**1,29**	**355**

a. Forudsætninger: 1,20 kg tørstof = 1 FE; tørstof i græsensilage = 33 %.

b. Jordrenter for sædskiftere med korn og raps i perioden 2008-2012.

Kilde: Egne beregninger på grundlag af Budgetkalkuler 2012, Videncentret for Landbrug (2012).

Nettoomkostningerne ved dyrkning af økologisk kløvergræs vil være lavere, når værdien af fikseret kvælstof medregnes. Denne værdi afhænger af størrelsen af den fikserede kvælstofmængde, prisen på økologisk korn og mulighederne for at skaffe (konventionel) husdyrgødning. Det er forbundet med stor usikkerhed, at skønne over disse faktorer. Generelt kan det siges, at der uden adgang til husdyrgødning vil der være en høj skyggepris på kvælstof fikseret ved dyrkning af bælgplanter. På basis af oplysninger i Tvedegaard et al. antages det, at kløvergræs vil tilføre 100 kg effektivt N pr. ha. Hvis det er den eneste form for kvælstoftilførsel, vurderes merudbytte i korn at udgøre ca. 24 hkg pr. ha. Ved en skønsmæssigt fastsat økologisk kornpris på 200 kr./hkg svarer det til en merindtjening på 4.800 kr./ha – eller en kvælstofværdi på 48 kr./kg N. Det svarer til godt en halvering af de beregnede gennemsnitsomkostninger pr. ton ensilage. Dette beløb skal som sagt vurderes med forsigtighed pga. af de betydelige usikkerheder ved beregningen.

Konsekvensopgørelse for biogasproduktion på basis af 20.000 ha økologisk kløvergræs

Tabel 4.2.30 er et konsekvensskema over biogasproduktionen på grundlag af ensilage 20.000 ha økologisk kløvergræs. Ved dyrkning af kløvergræs til biogas i økologisk planteavl forudsættes kløvergræsset at erstatte kornafgrøder i sædskiftet. Den fikserede kvælstofmængde forudsættes at erstatte kvælstof i importeret konventionel svinegylle i samme omfang. Der vil således ikke være forskelle i gødningsanvendelse og i nitratudvaskning (Olesen et al., 2013). Derfor forudsættes lattergasemissioner at være de samme i de to systemer. Tilsvarende forudsættes at energiforbruget

til dyrkning af kløvergræsset at være det samme som ved dyrkning af korn (op. cit.). Der vil ved dyrkning af kløvergræs sammenlignet med korndyrkning være en øget kulstoflagring i jorden. Da en del af biomassen også tilbageføres med den afgassede gødning, sættes den årlige kulstofakkumulering til samme værdi som for udtagning af højbund til græs, dvs. en årlig akkumulering svarende til 1.833 kg CO_2/ha (Olesen et al., 2013).

Det antages, at udbyttet er 25,6 ton ensilage pr. ha i snit (svarende til gennemsnittet af udbytterne på ler- og sandjord i tabel 4.2.29). Det vil resultere i samlede leverancer fra de 20.000 ha økologisk kløvergræs på godt 500.000 tons ensilage pr. år. Ensilagen vil være det eneste biomasseinput i biogasproduktionen. For at gøre inputtet pumpbart skal tørstofindholdet nedbringes til omkring 11,5 %. Det forudsættes at ske ved at tilsætte vand. For at undgå omkostninger til lagertanke forudsættes det, at vandindholdet i den afgasserede biomasse reduceres, så materialet kan lagres i stak. Det forudsættes at ske ved anvendelse af en skruepresser. Det udpressede vand forudsættes genanvendt i processen. For at udnytte den producerede mængde er det nødvendigt med 6 fællesanlæg, som hver kan behandle 700 tons input dagligt, hhv. 35 % økologisk kløvergræsensilage og 65 % vand.

Biogasproduktionen ved 6 anlæg er beregnet til ca. 54.000 m^3 metan per år svarende til 1,6 mio. GJ per år. Som det fremgår af tabel 4.2.30, er den samlede drivhusgasreduktion opgjort til 101.924 tons CO_2-ækv. pr. år ved fuld implementering af tiltaget – fordelt på 75.900 tons CO_2-ækv. på fortængt naturgas, 38.400 tons CO_2-ækv. i form af øget kulstoflagring i jord samt et forøget metanudslip på 12.400 tons CO_2-ækv.

Tabel 4.2.30 Konsekvensskema for biogasproduktion af ensilage fra 20.000 ha økologisk kløvergræs

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Økologisk kløvergræsareal	ha	2020	20.000
Kløvergræsensilage	Mio. tons	2020	0,512
Anlægskapacitet (700 ton biomasse pr. dag)	Mio. tons	Årligt pr. anlæg	0,255
Antal anlæg	Stk.	Startår (2015)	1
Antal anlæg[1]	Stk.	Fuldt udbygget (2020)	6
Drivhusgasreduktion	1000 tons CO_2-ækv. pr. år	2020	101,9
Græsmængde omfattet ved 6 anlæg	Mio. ton gylle pr. år	2020	0,537

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Substitution af naturgas[2]	Tons CO_2-ækv./ton input	Årligt	0,049
Reduktion af metanudslip	Tons CO_2-ækv./ton input	Årligt	-0,008
Kulstoflagring i jord	Tons CO_2-ækv./ton input	Årligt	0,025
Reduktion med kulstoflagring i jord i alt	Tons CO_2-ækv./ton input	Årligt	0,067
Reduktion uden kulstoflagring i jord i alt	Tons CO_2-ækv./ton input	Årligt	0,042

1. Antal anlæg, der skal etableres, for at behandle den viste gyllemængde, er rundet på fra 5,4 til 6.
2. Da der ikke foretages opdeling på kvote- og ikke-kvoteområdet, medregnes CO_2-reduktionerne ved naturgasfortrængningen i den samlede drivhusgasopgørelse.

Kilde: Egne beregninger baseret på Olesen et al. (2013).

Driftsøkonomiske omkostninger ved biogasproduktion på basis af 20.000 ha økologisk kløvergræs

Tabel 4.2.31 viser de driftsøkonomiske resultater for biogasproduktion baseret på økologisk kløvergræs. Analyseperioden løber fra 2015-2039, ved implementeringen af 6 biogasanlæg. Ved den beregnede produktionspris på økologisk kløvergræsensilage og den skønnede værdi af kvælstoffiksering er der bergnet et samlet overskud på for hele analyseperioden på 589 mio. kr. Opgjort pr. ha bliver overskuddet 2.498 kr.

Tabel 4.2.31 Budgetøkonomisk opgørelse af driftsøkonomien ved biogasproduktion på basis af 20.000 ha økologisk kløvergræs

NVP	Omkostninger				Indtægter		Netto-omkostning
	Investeringer i anlæg og transportudstyr	Reinvestering i anlæg og transportudstyr	Drift og transport	Køb af ensilage	Salg af biogas	Værdi af kvælstoffiksering	
NPV i alt, mio. kr. (2015-2039)	438	21	604	2.175	2.614	1.213	-589
Kr./ha	1.861	90	2.562	9.232	11.095	5.149	-2.498

Kilde: Egne beregninger.

Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved biogasproduktion på basis af 20.000 ha økologisk kløvergræs

Tabel 4.2.32 viser de beregnede CO_2-skyggepriser ved biogasproduktion på basis af 20.000 ha økologisk kløvergræs. Det ses at CO_2-skyggeprisen for biogasproduktion på basis af økologisk kløvergræs ligger på 1.239 kr./ton CO_2-ækv, hvilket er ca. dobbelt så højt som for standardscenariet. Årsagen til den høje skyggepris findes i de høje omkostninger til produktion af økologisk kløvergræs, som kun delvist opvejes af værdien af øget kvælstoffiksering.

Tabel 4.2.32 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved biogasproduktion på basis af 20.000 ha økologisk kløvergræs

	Enhed	Periode	Resultat
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2015-2039)	1.239
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2015-2039)	1.204
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2015-2039)	1.989
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2015-2039)	1.932

Kilde: Egne beregninger.

4.2.22 Biogas af græs fra naturpleje

Konsekvensopgørelse for biogasproduktion på basis af 5.000 ha græs fra naturpleje

Tabel 4.2.33 viser en oversigt over biogasproduktionen på grundlag af hø fra 5.000 ha græs fra naturpleje. Det forudsatte potentiale er udnyttelse af græs i forbindelse med naturpleje fra 5.000 ha engarealer. Det forudsættes, at græsset bjærges som tørt/lagerfast hø (Olesen et al., 2013) med et tørstofindhold på mindst 83 %[12]. Konservering af græsset som hø er valgt frem for ensilering, da der generelt kræves tungere maskiner ved høst af græs til ensilering. Det kan være vanskeligt at færdes med sådanne maskiner på engarealer. Med et forudsat tørstofudbytte på 3,5 ton/ha (Olesen et al., 2013), bliver det samlede tørstofudbytte på 17.500 ton ved fuld målopfyldelse, svarende til ca. 21.000 tons hø, som skal behandles i biogasanlæg.

8. En vandprocent på 17 anses for at være maksimum ved konservering af hø. (Landbrugsinfo (2007): Ny teknik til høtørring, Videncentret for Landbrug. https://www.landbrugsinfo.dk/Maskiner-markteknik/Hoest-optagning-og-opbevaring/Groentafgroeder/Sider/Ny_teknik_til_hoetoerring1.aspx

Tabel 4.2.33 Konsekvensskema for biogasproduktion af hø fra 5.000 ha enggræs

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Enggræs	ha	2020	5.000 ha
Hømængde	Mio. tons	2020	0,021
Anlægskapacitet (700 ton biomasse pr. dag)	Mio. tons	Årligt pr. anlæg	0,605
Antal anlæg	Stk.	Startår (2015)	1
Antal anlæg[1]	Stk.	Fuldt udbygget (2020)	5
Drivhusgasreduktion inkl. kulstoflagring	1000 tons CO_2-ækv. pr. år	2020	181,4
Substitution af naturgas	Tons CO_2-ækv./ton input	Årligt	0,052
Reduktion af lattergas	Tons CO_2-ækv./ton input	Årligt	0,012
Reduktion af metanudslip	Tons CO_2-ækv./ton input	Årligt	-0,002
Kulstoflagring i jord	Tons CO_2-ækv./ton input	Årligt	0,025
Reduktion med kulstoflagring i jord i alt	Tons CO_2-ækv./ton input	Årligt	0,065
Reduktion uden kulstoflagring i jord i alt	Tons CO_2-ækv./ton input	Årligt	0,067

Kilde: Egne beregninger.

Som i majs-/gyllescenariet antages det, at græs/hø anvendes sammen med gylle i biogasanlægget. Sammensætningen af den anvendte biomasse fremgår af tabel 4.2.34. Det høje tørstofindhold i høet vil bidrage til at øge tørstofprocenten i den samlede biomasse og dermed reducere behovet for gylleseparering. Som i de øvrige biogasscenarier antages det, at tørstofandelen i biomassen til indføring i reaktoren holdes på 11,5 %, hvor biomassen endnu er pumpbar. Også hvad kapacitet angår, anvendes standardforudsætningen om en kapacitet på 700 tons per dag.

Tabel 4.2.34 Biomasse og tørstoffordeling ved anvendelse af græs fra engarealer i biogasproduktion

	Biomasse		Tørstof	
Gylle type	Tons	Pct.-fordeling	Tons	Pct.-fordeling
Kvæggylle	89.105 (TS: 7,5 %)	34,9	6.691	22,6
Svinegylle	116.061 (TS: 4,9 %)	45,5	5.694	19,3
Fiberfraktion af kvæggylle	19.974 (TS: 30 %)	7,8	5.992	20,2
Fiberfraktion af svinegylle	26.016 (TS: 30 %)	10,2	7.805	26,4
Græs i form af hø	4.344 (TS: 83 %)	1,7	3.393	11,5
Total	255.500 (TS: 11,5 %)	100	29.575	100

Note: Tal parenteser en tørstofprocenter i biomassen.

Kilde: Egne beregninger på basis af Olesen et al. (2013).

Implementeringsinstrument

Der kan for landmanden opnås et mindre overskud ved bjærgning af hø fra engarealer til den pris, som biogasanlæg må formodes at være indstillet på at betale, når der sammenlignes med prisen på

majs, som er den alternative energiafgrøde. Det forudsætter, at der kan opnås MVJ-tilskud ved pleje af engarealer i form af høslæt. På den baggrund vurderes det, at realisering af det forudsatte potentiale ikke kræver yderligere tilskud.

Omkostninger ved høslæt
Som tidligere nævnt forudsættes det, at græsset bjærges som hø med et tørstofindhold på 83 %. Med et forudsat tørstofudbytte på 3,5 ton/ha (Olesen et al., 2013), bliver udbyttet af hø 4,2 tons/ha. Omkostninger ved høslæt på naturarealer (eng) er beregnet i Dubgaard et al. (2013). I nærværende beregninger er omkostningerne opdateret til 2012-priser. Omkostningsberegningerne bygger på Budgetkalkuler fra Videncentret for landbrug (2012). Standardsatserne er skønsmæssigt forøget med 25 % pga. vanskeligere forhold ved arbejde på naturarealer.

Som det fremgår af tabel 4.2.35, er de samlede omkostninger ved bjærgning af græs fra engarealer beregnet til 559 kr./ton hø. Det antages, at biogasanlæg skal betale denne pris for leverancer af hø fra engarealer.

Tabel 4.2.35 Omkostninger ved høslæt på fersk eng, arealstørrelse 6,5 ha

	Kr./ha	**Kr./ton hø**
Skårlægning	344	82
Sammenrivning og vending af hø	488	116
Presning	840	199
Læsning og transport	1.470	349
MVJ-tilskud	783	186
Omkostninger i alt	2.359	559

Kilde: Egne beregninger på basis af Budgetkalkuler 2012 samt Dubgaard et al. (2012).

Omkostninger til ekstrudering
For at øge biogasudbyttet behandles høet i en ekstruder inden bioafgasningen (Olesen et al., 2013). Ved ekstrudering presses høet gennem en matrice under højt tryk, hvorved cellerne nedbrydes. Ekstruderen forudsættes at have en kapacitet på 1,25 tons/time ved en tørstofandel på 55 %, som sikrer en hensigtsmæssig funktionalitet (Hansen, 2012). Eftersom hø forudsættes at have en tørstofandel på 83 % skal det opblandes med fugtigere materiale for at ekstruderen kan fungere optimalt. Det sker ved iblanding af fiberfraktion fra separeret gylle, som har en tørstofandel på 30 %. Til at "fortynde" de ca. 21.000 tons græs ned til en tørstofandel på 55 %, tilsættes der 21.900 tons fiberfraktion. Dermed er der behov for 42.900 tons ekstruderkapacitet for at kunne behandle græs fra 5000 ha engarealer. Det antages yderligere, at en ekstruder kører 300 døgn om året, og dermed har en kapacitet på i størrelsesordenen 9.000 tons biomasse per år. Med en tørstofandel i biomassen til ekstruderen på 55 % og en kapacitet på 9.000 tons per år er der behov for 5 ekstrudere til at behandle de 17.500 tons tørstof fra græs. Det forudsættes, at de 5 ekstrudere fordeles på 5 biogasanlæg, hver med en kapacitet på 700 tons per dag. Under disse forudsætninger vil der være behov for 1 ekstrudere på hvert anlæg for at kunne behandle tilførslerne af biomasse i form af hø.

Opgørelsen af ekstruderingsomkostninger er baseret på erfaringer med et sådant anlæg ved Institut for Ingeniørvidenskab, Aarhus Universitet (Hansen, 2012). Det samlede anlæg, der skal investeres i for at kunne udnytte græsset i biogasproduktionen, består af:

- en biomikser hvor rundballer af hø rives op og blandes med biomasse med højere vandindhold, i dette tilfælde fiberfraktion fra separeret gylle
- en ekstruder som åbner materialet så gaspotentialet kan udnyttes indenfor opholdstiden. Ligeledes sikrer ekstruderen, at biomassen er nem at gøre homogen i reaktoren
- et redlersystem (transportsystem) som transportere biomassen op i toppen af reaktoren
- en snegl på reaktoren som trækker biomassen ca. 1,5 meter ned under væskespejlet i reaktoren.

(Hansen, 2012).

Prisen på et ekstruderingsanlæg leveret og installeret er kr. 5,5 mio. Dertil kommer den bygning, hvor anlægget er placeret, til en pris på kr. 1 mio. Ekstruderen har en levetid på 10 år, og der er derfor behov for en reinvestering i år 2022 (op. cit.).

Ud over investeringsomkostningerne indgår der variable driftsomkostninger som vist i tabel 4.2.36.

Tabel 4.2.36 Driftsomkostninger ved ekstrudering opgjort per anlæg

		Årlige omkostninger (2013), Kr. pr. år
Elektricitet	40 kWh/ton	264.784
Betjening	18 min./ton	464.231
Vedligehold	16 kr./ton	137.550
Samlet		**866.564**

Kilde: Hansen (2012).

I tabel 4.2.37 ses de samlede ekstruderingsomkostninger fordelt over en 20-årig periode i form af investeringer, reinvesteringer samt driftsomkostningerne. De samlede ekstraomkostninger forbundet med produktionen af græsbaseret biogas er 36 kr./GJ.

Tabel 4.2.37 Samlede omkostninger ved ekstrudering opgjort per anlæg

	Kr./m^3 metan	**Kr. / GJ**
Investering	0,27	7,6
Reinvestering	0,31	8,7
Drift	0,70	19,7
Samlet	1,29	36,0

Kilde: Egne beregninger og Hansen (2012).

Beregnet værdi af græs i form af hø i biogasproduktion

Det antages, at betalingsviljen for biomasse i form af hø er bestemt af biogasanlæggenes alternative muligheder for at skaffe biomasse i form af energiafgrøder. Det mest oplagte alternativ må antages

at være majsensilage. Tabel 4.2.38 viser prisen per GJ for majsensilage anvendt som biomasse i biogasproduktion (se beregninger i afsnittet for majs-/gyllebasseret biogasproduktion).

Tabel 4.2.38 Pris per GJ for majsensilage til biogasproduktion

Pris på majsensilage, kr./ton	307
Biogasproduktion, GJ/ton	3
Pris per GJ	102

Kilde: Egne beregninger.

Den beregnede pris på 102 kr./GJ for majsensilage antages at svare til den maksimale betalingsvilje for biomasse i form af energiafgrøder. Som beskrevet ovenfor er der ekstraomkostninger forbundet med anvendelse af hø pga. kravet om ekstrudering. Betalingsviljen for hø antages derfor at svare til prisen pr. GJ for majsensilage minus ekstruderingsomkostningerne. I tabel 4.2.39 ses den beregnede værdi af hø i biogasproduktion, når der tages hensyn til ekstraomkostningerne ved anvendelse af græsbaseret biomasse sammenlignet med majsensilage. Som det fremgår af tabellen, giver det en værdi af hø i biogasproduktion på 66,4 kr./GJ. Med et energiindhold i form af biogas på ca. 9 GJ per ton hø svarer det til en værdi på 597 kr./ton hø.

Tabel 4.2.39 Beregnet værdi af hø af enggræs i biogasproduktion

Biogasproduktion, GJ/ton hø	9
Ekstruderingsomkostninger, kr./GJ	36
Majspris (kr./GJ)	102
Værdi af hø i biogasproduktion per GJ	66,4
Værdi af hø i biogasproduktion, kr./ton	597

Kilde: Egne beregninger.

Når biogasproducenternes betalingsvillighed for hø til biogasproduktion holdes op imod omkostningerne ved bjærgning af hø fra engarealer, opstår der et overskud på 38 kr. per ton hø som vist i tabel 4.2.40. Bjærgning af hø til biogasproduktion fremstår dermed som økonomisk fordelagtigt for ejere af engarealer, hvor der kan opnås MVJ-tilskud ved høslæt. Uden MVJ-tilskud er der et underskud på 148 kr./ton hø.

Tabel 4.2.40 Beregnet overskud ved bjærgning af hø fra engarealer til biogasproduktion

	Kr./ton hø
Omkostninger ved bjærgning	559
Værdi i biogasproduktion	597
Overskud til landmand	38
Overskud til landmand, uden MVJ tilskud	-148

Kilde: Egne beregninger.

Driftsøkonomien i biogasproduktion ved iblanding af hø fra engarealer

Ifølge forudsætningerne udgør hø 1,7 % af inputtet af biomasse svarende til 11,5 % af den tørstofmængde, der anvendes i biogasanlægget. Det antages, at biogasanlæg betaler 597 kr./ton hø svarende til den beregnede værdi i tabel 5.39 ovenfor. Resultaterne af de driftsøkonomiske beregninger i tabel 4.2.41 viser et driftsøkonomisk overskud på 10,8 kr./ton gylle. Dette er en stigning på 3,5 kr./ton i forhold til det rene gyllescenarium, hvor det alene bruges fiberfraktion til at hæve tørstofindholdet. Dermed har biogasproducenter et incitament til at efterspørge hø som supplement til husdyrgødning til en pris, der er konkurrencedygtig med alternativ biomasse i form af majsensilage.

Tabel 4.2.41 Budgetøkonomisk opgørelse af driftsøkonomien i biogasproduktion med 1,7 % hø fra engarealer i den anvendte biomasse

NPV	Omkostninger				Indtægter		Netto-omkostning
	Investeringer i anlæg og transportudstyr	Reinvestering i anlæg og transportudstyr	Drift og transport	Køb af biomasse	Salg af biogas	Øget gødnings-værdi	
NPV i alt, mio. kr. (2013-2036)	437	44	673	414	1.899	80	-411
NPV/ton gylle, kr.	11,5	1,1	17,7	10,9	49,9	2,1	-10,8

Kilde: Egne beregninger.

Samfundsøkonomiske omkostninger i biogasproduktion ved iblanding af hø fra engarealer

Resultaterne af de samfundsøkonomiske beregninger i tabel 4.2.42 viser, at CO_2-skyggeprisen stiger fra 625 kr./tons CO_2-ækv. i standardgyllescenariet til 732 kr./tons CO_2-ækv. ved tilsætning af hø som forudsat i dette scenarium. Derved medfører det større samfundsøkonomiske omkostninger at tilsætte hø i biogasproduktionen sammenlignet med at separere gylle. Denne stigning i skyggeprisen skyldes bl.a. mindre CO_2-reduktion, da græsset fortrænger fiberfraktionen som har et højere CO_2-reduktionspotentiale per ton tørstof, samt at der indregnes ekstra forvridningsomkostninger som følge af MVJ-tilskuddet, der gives til engarealer.

Tabel 4.2.42 Reduktionsomkostninger ved tilsætning af 1,7 % hø fra engarealer i den anvendte biomasse

	Enhed	Periode	Resultat
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2036)	732
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2036)	879
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2036)	703
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2036)	845

Kilde: Egne beregninger.

4.2.23 Biogas produceret ved en kombination af gårdanlæg og fællesanlæg

Der er betydelige omkostninger til tankbilbaseret gylletransport ved 'traditionelle' fælles biogasanlæg som beskrevet i standardscenariet. Ved anvendelse af gårdbiogasanlæg kan transporten spares, men det vil sjældent være muligt at opnå de stordriftsfordele i biogasproduktionen, som fællesanlæg giver mulighed for. Strukturudviklingen fører imidlertid til opbygning af større besætninger, hvilket vil give muligheder for at opnå størrelsesøkonomiske fordele ved etablering gårdbiogasanlæg. Dette scenarium forudsætter, at 10 % af den samlede gyllemængde afgasses fordelt med den ene halvdel på fællesanlæg af samme størrelse som i standardscenariet og den anden halvdel på gårdanlæg. Gårdanlæggene antages have en kapacitet på 100 tons biomasse per dag, svarende til ca. 1.800 DE, dvs. 1/7 af et fællesanlægs kapacitet i standardscenariet (Tafdrup, 2012). For begge anlægstyper forudsættes det, at den producerede biogas transporteres til enten et kraftvarmeværk eller et opgraderingsanlæg gennem rørledninger.

Økonomien i det decentrale gårdanlægskoncept afhænger af, om der kan etableres et biogasnet i et område, som de enkelte gårdanlæg kan tilknyttes. En omkostningseffektiv løsning vil kræve, at der opnås høj tilslutning – dvs. at en betydelig del af gyllen/gødningen inden for det omfattede område anvendes til biogasproduktion, og at biogassen herfra transporteres via biogasnettet. Det antages i nærværende beregninger, at der etableres et biogasnet gradvist, som knopskydning, med udgangspunkt i de husdyrbrug, der ligger tættest på afsætningsstedet for gassen, og med udbygning i takt med at 'det næste' husdyrbrug etablerer biogasproduktion. Hvert gårdanlæg er derfor nødt til at investere i en gasledning for at kunne blive koblet på dette biogasnet. Et projekt i Ringkøbing-Skjern omfatter 5 gårdbiogasanlæg sydsydvest for Skjern og et ledningsnet på 35 km, svarende til 7 km per gårdanlæg. Endvidere vurderer Videncenteret for Landbrug det realistisk med en gasledningslængde på 5 km. I nærværende beregninger er der anvendt et gennemsnit af disse estimater så længden af gasledningen bliver på 6 km for at kunne koble nye gårdanlæg på biogasnettet (Jørgensen, 2012), (Tafdrup, 2012). Der bør også medregnes fællesomkostninger for planlægning, drift og vedligeholdelse af et sådan biogasnet, men der er ikke estimater tilgængelige.

Som i standardscenariet antages der et energitab i sommerperioden på 10 % af den samlede energiproduktion grundet manglende efterspørgsel efter varme i denne periode. Ud over sparede omkostninger til transport af gylle har det decentrale koncept den fordel, at metanudnyttelsen fra gyllen øges grundet en hurtigere behandling af gyllen i biogaslægget. Derfor antages der en højere emissionsreduktionsfaktor for metan på gårdbiogasanlæg end for fællesanlæg grundet den kortere lagring inden afgasning. For kvæggylle stiger emissionsreduktionsfaktoren for metan fra lager, fra 5,1 til 5,6 kg CO_2-ækv./ton gylle, og for svinegylle stiger den fra 16,3 til 18,3 kg CO_2-ækv./ton gylle (Olesen et al., 2013).

Da fællesanlæggene i nærværende scenarium alene skal udnytte 5 % af den samlede danske gylleproduktion, er der kun behov for 3 anlæg. De resterende 5 % behandles på gårdanlæg med hver en kapacitet på 100 tons biomasseinput per dag. For at kunne behandle 5 % af den samlede danske gylleproduktion er der behov for 19 gårdanlæg. Det antages, at biogaskapaciteten kan udbygges med samme hastighed som i standardscenariet, dvs. 255.000 tons behandlingskapacitet per år. Dette betyder at der fra 2013 til 2015 årligt bygges et fællesanlæg med en kapacitet 255.000 tons, svarende til 700 tons per dag. Fra 2016 til 2019 udbygges med 255.000 tons per år, svarende til 7 gårdanlæg årligt, dog bygges der i år 2019 kun 5 gårdanlæg for at opnå de påkrævede 19 anlæg. Samtlige anlæg har en levetid på 20 år og forventes således fuldt udfaset igen i år 2037.

Tabel 4.2.43 er et konsekvensskema for afgasning af 10 % af den danske gyllemængde på hhv. fællesbiogasanlæg og gårdbiogasanlæg. Udbygningen af anlæggene vil som nævnt ske i perioden 2013 til 2018 med en behandlingskapacitetsudvidelse på 255.000 tons per år. Det fremgår af tabellen, at reduktionen af metanudslip er lidt større for gårdbiogasanlæg end for fællesanlæg. Biomassesammensætningen for både fælles- og gårdanlæggene vil være den samme som i standardscenariet, hvilket vil sige 77 % ubehandlet gylle og 23 % separeret gylle. For gårdanlæggene er det stadig nødvendigt at separere, selvom det ikke vil medføre fordelen ved reducerede gylletransportomkostninger, da der stadig er behov for at hæve tørstofprocenten i reaktoren til 11,5 % for at anlægget kører optimalt. Desuden er anvendelsen af separeret gylle i biogasproduktionen den samfundsøkonomiske billigste løsning til nedbringelse af CO_2 reduktionsomkostningerne, sammenlignet med energiafgrøder.

Tabel 4.2.43 Konsekvensskema for biogasproduktion af 10 % af gyllemængden på en kombination af gårdanlæg og fællesanlæg

	Enhed	Tidspunkt	Effekt (fælles)	Effekt (gård)
Gylleproduktion i Danmark i alt	Mio. tons gylle	Årligt	39,35	
Potentiale, 10 % af gyllemængden	Mio. tons gylle	Årligt	1.968	1.968
Heraf ikke-separeret gyllemængde	Mio. tons gylle	Årligt	548	548
Heraf gyllemængde der separeres	Mio. tons gylle	Årligt	1,420	1,420
Anlægskapacitet (700 ton biomasse pr. dag)	Mio. tons gylle	Årligt pr. anlæg	0,707	0,101
Antal anlæg	Stk.	Start år	1 (2013)	7 (2016)
Antal anlæg	Stk.	Fuldt udbygget	3 (2015)	19 (2018)
CO_2-reduktion[1]	1000 tons CO_2-ækv. pr. år	2020	66,2	59,9
Gyllemængde omfattet[2]	Mio. ton gylle pr. år	2020	2.121	1.919
Substitution af naturgas	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,019	0,019
Reduktion af metanudslip	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,006	0,006
Reduktion af lattergasudslip	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,007	0,007
Kulstoflagring i jord	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	-0,001	-0,001
Reduktion med kulstoflagring i jord i alt	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,031	0,031
Reduktion uden kulstoflagring i jord i alt	Tons CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	0,033	0,033
Reduktion af N-udvaskning	Kg N/ton gylle	Årligt	0,110	0,110

1. Da der ikke foretages opdeling på kvote- og ikke-kvoteområdet, medregnes CO_2-reduktionerne ved naturgasfortrængningen i den samlede drivhusgasopgørelse.
2. Tilpasset kapaciteten for 3 fællesanlæg, rundet op fra 2,8 anlæg og tilpasset kapaciteten for 19 gårdanlæg rundet ned fra 19,4 til 19 anlæg.

Kilde: Egne beregninger baseret på Olesen et al. (2013).

I tabel 4.2.44 ses de budgetøkonomiske resultater af driftsøkonomien for de 3 fællesanlæg i perioden 2013-2034. Her findes et driftsøkonomisk overskud på 7,7 kr. per ton gylle, meget lig standardscenariet, da den eneste forskel er, at der kun etableres 3 fællesanlæg i stedet for 6.

Tabel 4.2.44 Budgetøkonomisk opgørelse af driftsøkonomien i biogasproduktion fra 5 % af gyllemængden, fællesanlæg

NPV	Omkostninger				Indtægter		Netto-omkostning
	Investeringer i anlæg og transportudstyr	Reinvestering i anlæg og transportudstyr	Drift og transport	Køb af biomasse	Salg af biogas	Øget gødnings-værdi	
NPV i alt, mio. kr. (2013-2036)	272	27	431	200	1.094	50	-213
NPV/ton gylle, kr.	9,8	1,0	15,5	7,2	39,5	1,8	-7,7

Kilde: Egne beregninger.

Den største forskel for gårdanlæg i forhold til fællesanlæggene udgøres af øgede anlægsinvesteringer set i forhold til kapaciteten og de elimínerede transportomkostninger. Investerings- og driftsomkostningerne er basseret på et gennemsnit mellem omkostningerne set i forhold til kapaciteten fra standardscenariet, beregninger for gårdanlæg fra NIRAS, og estimater fra Videncentret for Landbrug. På baggrund af disse estimater er der for hvert gårdanlæg fundet anlægsinvesteringsomkostninger på 13,7 millioner kr., gasledningsinvesteringer på 4,2 millioner kr., og reinvesteringer efter 10 år på 1,2 millioner kr. Endvidere koster den generelle årlige vedligeholdelse 0,67 millioner kr. og driftsomkostningerne 0,39 millioner kr. årligt. Værdien af gyllen og separeringsomkostningerne er identiske med standardscenariet. Dog er den største forskel til standardscenariet at omkostningerne til transport af fast og flydende biomasse ikke medregnes.

For gårdanlæg er investeringsomkostningerne beregnet til 36,9 kr./ton input, hvorimod de for fællesanlæg kun udgør 28,2 kr./ton input. Derimod vil der for gårdanlæg ikke være omkostninger til transport af gylle til og fra anlægget, hvilket giver en besparelse på 28,7 kr./ton input. Tabel 4.2.45 illustrerer driftsøkonomien for de 19 gårdanlæg. Nettooverskuddet for et gårdbiogasanlæg er bergnet til at 8,9 kr./ton gylle i nutidsværdi. Dette er 1,4 kr. højere pr. ton gylle end for fællesanlæg.

Tabel 4.2.45 Budgetøkonomisk opgørelse af driftsøkonomien i biogasproduktion fra 5 % af gyllemængden, gårdanlæg.

NPV	Omkostninger				Indtægter		Netto-omkostning
	Investe-ringer i anlæg	Reinvestering i anlæg og transportudstyr	Drift og transport	Køb af biomasse	Salg af biogas	Øget gødnings-værdi	
NPV i alt, mio. kr. (2013-2036)	316	14	306	183	1.001	46	-227
NPV/ton gylle, kr.	12,5	0,6	12,1	7,2	39,5	1,8	-8,9

Kilde: Egne beregninger, Jørgensen (2012), NIRAS (2012).

Tabel 4.2.46 viser de driftsøkonomiske resultater under et for biogasproduktion baseret på gylle fordelt ligeligt mellem gårdanlæg og fællesanlæg i perioden 2013-2037. Det driftsøkonomiske overskud øges med 1,0 kr./ton gylle i forhold til standardscenariet.

Tabel 4.2.46 Budgetøkonomisk opgørelse af driftsøkonomien i biogasproduktion fra 10 % afgyllemængden baseret på fra en kombination af gårdanlæg og fællesanlæg.

	Antal gård-anlæg	Antal fælles-anlæg	Omkostninger				Indtægter		Netto-omk.
			Investeringer i anlæg og transportudstyr	Reinvestering i anlæg og transportudstyr	Drift	Køb af bio-masse	Salg af biogas	Øget gødning sværdi	
	stk.	stk.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	0	1	98	0	11	5	24	1	88
2014	0	2	98	0	22	10	64	3	64
2015	0	3	98	0	33	15	94	4	49
2016	7	3	125	0	42	20	116	5	66
2017	14	3	125	0	50	26	153	6	42
2018	19	3	90	0	56	29	172	7	-4
2019	19	3	0	0	56	29	168	7	-90
2020	19	3	0	0	56	29	164	7	-86
2021	19	3	0	0	56	29	161	7	-83
2022	19	3	0	0	56	29	158	7	-80
2023	19	3	0	15	56	29	155	7	-63
2024	19	3	0	15	56	29	153	7	-61
2025	19	3	0	15	56	29	152	7	-59
2026	19	3	0	8	56	29	151	7	-65
2027	19	3	0	8	56	29	150	7	-64
2028	19	3	0	6	56	29	150	7	-66
2029	19	3	0	0	56	29	151	7	-73
2030	19	3	0	0	56	29	151	7	-73
2031	19	3	0	0	56	29	152	7	-74
2032	19	3	0	0	56	29	152	7	-74
2033	19	2	0	0	45	24	126	6	-62
2034	19	1	0	0	34	19	99	5	-51
2035	19	0	0	0	23	14	72	3	-39
2036	14	0	0	0	17	10	53	3	-29
2037	7	0	0	0	9	5	27	1	-14
NPV (2013-2040)			553	40	703	363	1983	91	-415
NPV ton gylle, kr.			11	1	14	7	39	2	-8

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.2.47 viser statens provenutab og administrationsomkostninger, landbrugets driftsomkostninger og forbrugernes merudgifter i forbindelse med biogasproduktion på basis af 10 % af gyllemængden med brug af både gård- og fællesanlæg. Når den producerede biogas fortrænger naturgas i kraftvarmesektoren, vil det resultere i et afgiftsprovenutab for staten i form af mistede

afgifter på den substituerede naturgas. Afgiftsprovenutabet udgøres af værdien af afgiftsfri varme- og elproduktion svarende til 33,61 kr./GJ (Tafdrup 2012). Igen ses det, at en afgift på ubehandlet gylle vil resultere i en samlet gevinst for staten ved biogasproduktion. Herudover vil forbrugerne opleve en stigning i priserne på 45,50 kr./GJ, der er opgjort som værdi af pristillæg i elproduktionen, hvilket også er set i tabel 4.2.4 (op. cit.).

Tabel 4.2.47 Budgetøkonomiske nettoomkostninger for forskellige sektorer ved biogasproduktion af 10 % af den samlede danske gylleproduktion på gårdanlæg og fælles-anlæg, mio. kr.

		2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	**NPV (2013-2037)**	**Annuitet**
Staten i alt		-64	-126	-180	-229	-267	-252	-252	-252	-3.009	-193
	Administrationsomk.	6	3	3	3	3	3	3	3	55	4
	Afgiftsændringer og -fritagelser	5	14	21	26	35	40	40	40	490	31
	Provenu fra afgift på ikke-bioafgasset gylle[1]	-75	-143	-204	-258	-305	-295	-295	-295	-3.555	-262
Landbruget i alt		164	207	253	324	347	291	205	209	3.140[1]	235
	Nettoomk. for bioafgasset gylle	88	64	49	66	42	-4	-90	-86	-415	-27
	Afgift på ikke-bioafgasset gylle[1]	75	143	204	258	305	295	295	295	3.555	262
Forbrugere	Forhøjet afgift	4	7	10	13	17	18	17	16	174	11

1. Afgift på ikke-bioafgasset gylle er kun beregnet for perioden 2013-2032.

Kilde: Egne beregninger.

I tabel 4.2.48 ses de velfærdsøkonomiske resultater for de 3 fællesanlæg i perioden 2013-2034. Her findes en marginal reduktionsomkostning på 659 kr./ton CO_2-ækv. Dette er en mindre stigning på 13 kr./ton CO_2-ækv. i forhold til standardscenariet, som skyldes at omkostningerne, i forbindelse med administration af afgifterne, ikke er afhængige af biogasproduktionen og derfor vægter mere, jo mindre biogasproduktion.

Tabel 4.2.48 Reduktionsomkostninger ved biogasproduktion fra 5 % af gyllemængden, fællesanlæg

	Enhed	Periode	Resultat
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	659
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	827
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	631
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	791

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.2.49 viser de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger for de 19 gårdanlæg. Den største forskel i forhold til fællesanlæggene findes stadig i de øgede anlægsinvesteringer set i forhold til kapaciteten, og så i forbindelse med de eliminerede transportomkostninger. Yderligere har det betydning at CO_2-reduktionspotentiale i gyllen stiger ved produktion på gårdbiogasanlæg da opholdstiden for gyllen på lager og dermed metanudledningen reduceres i forhold til fællesanlæg. Disse faktorer tilsammen reducerer reduktionsomkostninger fra 659 kr./ton CO_2-ækv. for fællesanlæg, til 626 kr./ton CO_2-ækv. for gårdanlæg inkl. kulstoflagring og sideffekter.

Tabel 4.2.49 Reduktionsomkostninger i biogasproduktion fra 5 % af gyllemængden, gårdanlæg.

	Enhed	Periode	Resultat
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	626
Samfundsøkonomisk skyggepris inkl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	794
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	599
Samfundsøkonomisk skyggepris ekskl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2037)	760

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.2.50 viser de velfærdsøkonomiske resultater for det samlede scenarium baseret på gylle fordelt ligeligt mellem gårdanlæg og fællesanlæg i perioden 2013-2039. Her ses det, at de marginale reduktionsomkostninger samlet set stiger med 1-3 kr./ton CO_2-ækv. i forhold til standardscenariet.
En af de vigtigste forudsætninger for at gårdanlæggene er en bedre løsning end fællesanlæggene både drifts- og samfundsøkonomisk er fordi de høje omkostninger forbundet med gylle- og biomassetransport erstattes af de mindre investeringsomkostninger i en biogasledning. For at det kan være tilstrækkeligt med en 6 km gasledning per gårdanlæg må det forudsættes, at der er en ret høj husdyrtæthed, og at de er lokaliseret på store gårde. Det antages at de områder hvor der kunne være potentiale i at opføre gårdanlæg og et biogasnet skal være et relativt husdyrtæt område med

1,1 DE/ha, hvilket aktuelt gælder store dele af Jylland, og produktionen skal være samlet på enheder af ca. 2000 DE (Energistyrelsen 2010). Fra et driftsøkonomisk perspektiv er det estimeret at hvis der skal etableres en biogasledning længere end 14 km elimineres fordelene ved biogasproduktion på gårdanlæg i forhold til fællesanlæg. Fra et samfundsøkonomisk perspektiv vil fordelene ved biogasproduktion på gårdanlæg frem for på fællesanlæg forsvinde allerede ved en biogasledningslængde på 12,5 km.

Tabel 4.2.50 Samfundsøkonomiske omkostninger. Biogasproduktion fra 10 % af gyllemængden på gårdanlæg og fællesanlæg, mio. kr.

År	Antal gård-anlæg	Antal fælles-anlæg	Omkostninger						Indtægter		Forvridningstab		Sideeffekter		Nettoomkostninger		Drivhusgas-reduktion	
			Anlægs-inv. mv.	Re-inv.	Drift	Køb af bio-masse	Adm. omk. vedr. afgifter	Samlede omkost-ninger	Øget gødn. værdi	Subst. natur-gas	Afgiftsænd-ringer- og fritagelser	Tilskud	NO_x-skades-omk.	N-red.	M. værdi af side-effekter	U. værdi af side-effekter	Uden kulstof-lagring	Med kulstof-lagring
	stk.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.	
2013	0	1	130	0	15	7	7	159	2	12	1	4	0	4	146	150	23	22
2014	0	2	130	0	29	14	4	177	3	32	4	7	1	8	145	152	46	44
2015	0	3	130	0	44	20	4	198	5	48	6	10	1	12	150	161	69	66
2016	7	3	166	0	55	27	4	253	7	50	7	13	2	16	201	216	92	88
2017	14	3	166	0	66	34	4	271	8	81	9	17	3	21	189	207	115	110
2018	19	3	119	0	74	39	4	236	10	93	11	18	3	24	142	162	132	126
2019	19	3	0	0	74	39	4	117	10	94	11	17	3	24	22	42	132	126
2020	19	3	0	0	74	39	4	117	10	95	11	16	3	24	19	40	132	126
2021	19	3	0	0	74	39	4	117	10	95	11	15	3	24	17	38	132	126
2022	19	3	0	0	74	39	4	117	10	97	11	14	3	24	15	36	132	126
2023	19	3	0	19	74	39	4	137	10	98	11	13	3	24	32	52	132	126
2024	19	3	0	19	74	39	4	137	10	99	11	12	3	24	30	51	132	126
2025	19	3	0	19	74	39	4	137	10	100	11	11	3	24	28	49	132	126
2026	19	3	0	11	74	39	4	129	10	101	11	11	3	24	18	39	132	126
2027	19	3	0	11	74	39	4	129	10	102	11	11	3	24	17	38	132	126
2028	19	3	0	8	74	39	4	125	10	103	11	10	3	24	12	33	132	126
2029	19	3	0	0	74	39	4	117	10	104	11	10	3	24	3	24	132	126

År	Antal gård-anlæg	Antal fælles-anlæg	Omkostninger						Indtægter		Forvridningstab		Sideeffekter		Nettoomkostninger		Drivhusgas-reduktion	
			Anlægs-inv. mv.	Re-inv.	Drift	Køb af bio-masse	Adm. omk. vedr. afgifter	Samlede omkost-ninger	Øget gødn. værdi	Subst. natur-gas	Afgiftsænd-ringer- og fritagelser	Tilskud	NO_x-skades-omk.	N-red.	M. værdi af side-effekter	U. værdi af side-effekter	Uden kulstof-lagring	Med kulstof-lagring
	stk.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.	
2030	19	3	0	0	74	39	4	117	10	105	11	10	3	24	2	23	132	126
2031	19	3	0	0	74	39	4	117	10	106	11	10	3	24	1	22	132	126
2032	19	3	0	0	74	39	4	117	10	107	11	10	3	24	1	21	132	126
2033	19	2	0	0	60	32	4	96	8	89	9	8	2	19	-1	17	109	104
2034	19	1	0	0	45	25	4	75	6	70	7	7	2	15	-2	12	86	82
2035	19	0	0	0	31	18	4	54	5	51	5	5	1	11	-3	7	63	60
2036	14	0	0	0	23	14	4	41	3	38	4	4	1	8	-1	6	46	44
2037	7	0	0	0	11	7	4	23	2	19	2	2	0	4	2	6	23	22
NPV (2009-38)			733	53	932	481	73	2.271	120	1.212	130	174	35	293	984	1.243	1.639	1.568
NPV pr. ton gylle			15	1	19	10	1	45	2	24	3	3	1	6	20	25		
Skyggepris med værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.																	601	627
Skyggepris uden værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.																	758	792

Kilde: Egne beregninger.

4.3 Krav om forsuring af gylle i stalden

Formålet med gylleforsuring er primært at reducere ammoniakfordampningen fra stald og lager, men forsuring medfører også en reduktion af metanemissionerne (Olesen et al., 2013). Forsuring sker overvejende ved anvendelse af svovlsyre. Den reducerede ammoniakfordampning vurderes ikke at have nogen nettoeffekt på lattergasemissionerne, da reduktionen i lattergas fra kvælstof tabt ved ammoniakfordampning antages at blive opvejet af øget lattergasemission fra udbragt kvælstof i marken (op. cit.). Tiltagets effekt på drivhusgasemissioner omfatter derfor alene en reduktion af metanudledningen. For 2012 anslås det, at 11 % af gyllen bliver forsuret, heraf dog kun ca. 3 % i stalden (op. cit.). Tiltaget forudsætter, at yderligere 10 % af al gylle forsures i stalden i 2020. Etablering af nye forsuringsanlæg antages primært at ske i forbindelse med nybyggeri (op. cit.). Da forsuring af gylle hæmmer metanproduktion, er der potentielt en konflikt imellem gylleforsuring og tiltaget biogasbehandling af gylle (op. cit.). Som det fremgår af beskrivelsen af biogasscenariet, vil svovlindholdet ikke påvirke biogasproduktionen negativt, såfremt andelen af forsuret gylle/svovlholdig fiberdel ikke overstiger 10 % af den samlede tilførsel af biomasse. Denne tålegrænse er ikke i konflikt med forudsætningen om forsuringsomfanget i nærværende scenarium.

4.3.1 Implementeringsinstrument

En reduktion af drivhusgasudledningerne fra husdyrgødning vil kunne opnås ved bioafgasning såvel som forsuring. Som beskrevet i kapitlet om styringsinstrumenter vil en afgift på husdyrgødning, der ikke gennemgår en af disse behandlinger, kunne betragtes som et omkostningseffektivt styringsinstrument. Beregningsmæssigt er det imidlertid vanskeligt at knytte en afgift på ubehandlet husdyrgødning til de enkelte behandlingstiltag, hhv. bioafgasning og forsuring. Det forudsættes derfor, at implementering af gylleforsuringstiltaget sker ved regelstyring, hvor 10 % af den samlede gyllemængde pålægges krav om forsuring i stalden frem til 2020 i forbindelse med nybyggeri eller ombygning af stalde gyllelagre.

4.3.2 Omfang og effekter

Ud over nedgangen i ammoniakfordampning forventes udledningen af metan at blive reduceret med 50 % ved gylleforsuring i stalden (Olesen et al., 2013). Effekten af forsuring i stalden er opgjort til en reduktion på 17,6 og 29,8 kg CO_2-ækv. pr. ton gylle for henholdsvis kvæg- og svinegylle (op. cit.). Det forudsættes, at 10 % af både kvæg- og svinegyllen vil blive forsuret i stalden i 2020. Som det fremgår af tabel 4.3.1, giver det et reduktionspotentiale på 97.250 ton CO_2-ækv. i år 2020.[13]

Tabel 4.3.1 Klimaeffekt ved forsuring af gylle, CO_2-ækvivalenter i 2020

	Reduktion af metan
1.000 tons CO_2-ækv.	97

Kilde: Olesen et al. (2013) og egne beregninger.

[13] PÅ grund af en mindre forskel i opgørelsen af gyllemængden er den her beregnede reduktion lidt mindre end i Olesen et al. (2013), der regner med 102.000 ton CO_2-ækv./år.

I Danmark blev der i 2010 produceret ca. 18 mio. ton kvæggylle og 22 mio. ton svinegylle. Af denne mængde forudsættes det, at 10 % vil blive forsuret i stalden i 2020 – ud over den i forvejen forsurede mængde gylle, der som ovenfor nævnt omfatter ca. 11 % af gylleproduktionen i 2012. Tiltaget forudsættes implementeret i perioden 2013-20. Størrelsen af de relevante bedrifter afgør, hvor mange anlæg der skal etableres for at nå op på forsuring af 10 % af gyllemængden. Det antages, at de relevante bedriftsstørrelser i denne periode vil være 250 DE for kvægbedrifter og 500 DE for svinebedrifter (Jacobsen et al., 2002). Antagelserne indebærer, at der skal etableres forsuringsanlæg i stalden på 458 kvægbedrifter og 257 svinebedrifter frem til 2020.

Tabel 4.3.2 viser de omfangsmæssige konsekvenser af gylleforsuringstiltaget. Der forudsættes en årlig etablering af 53 anlæg på kvægbedrifter og 33 på svinebedrifter i perioden 2013-20. Det forventes, at anlæggene har en levetid på 15 år (Miljøstyrelsen, 2009b). Der vil således ske en udfasning af tiltagets investeringer fra 2027 til 2034. Den fulde effekt af tiltaget vil blive opnået i perioden 2020 til 2027.

Tabel 4.3.2 Konsekvensskema for forsuring i stalden af 10 % af mængden af hhv. kvæg- og svinegylle

	Enhed	**Tidspunkt**	**Effekt**	**Effekt**	**Effekt**
			Kvæggylle	Svinegylle	I alt
Gyllemængde	Ton gylle	2013	1.709.017	2.226.016	3.935.034
Antal bedrifter	Bedrifter	2020-2027	427	262	689
Investering	NPV mio. kr.	Årligt 2013-2020	30	46	76
Driftsøkonomisk nettoomkostning	NPV mio. kr.	Årligt	14	21	35
Reduktion af metan	kg CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	18,8	29,2	48
Reduktion af ammoniak	kg NH_3-N/anlæg	Årligt	2.520	7.401	9.921
Øget N i gylle	kg N/anlæg	Årligt	2.520	7.401	9.921

Kilde: Miljøstyrelsen (2011), Olesen et al. (2013), samt egne beregninger.

Ved forsuring af gylle optræder der et forbrug af svovlsyre samt ekstra tildeling af jordbrugskalk. Der foregår ikke produktion af svovlsyre i Danmark i nævneværdigt omfang (Danmarks Statistik, Industriens salg af egne varer). Drivhusgasudledninger i forbindelse med produktion af svovlsyre i udlandet har ikke relevans for i beregningerne, da Danmarks reduktionsforpligtelser bygger på territorialprincippet, hvor kun udledninger på dansk territorium skal medtages. Emissioner fra anvendelse af jordbrugskalk indgår ikke i drivhusgasopgørelsen i Olesen et al. (2013) og kan derfor ikke medtages.

4.3.3 Driftsøkonomiske omkostninger

De samlede investeringer og driftsomkostninger ved tiltaget ses i tabel 4.3.3 og 4.3.4 for henholdsvis kvæg og svin. Investeringsudgiften til et gylleforsuringsanlæg i stalden er opgjort til 665.000 kr. på kvægbedrifter med 250 DE og 1.704.000 kr. på svinebedrifter med 500 DE (Miljøstyrelsen, 2011a). Driftsomkostningerne omfatter vedligeholdelse, el-, kalk- og svovlsyreforbrug. Svovlforbruget er 6 kg svovlsyre per ton kvæggylle, mens svinegylle kræver 5 kg

svovlsyre per ton. De samlede omkostninger til drift og vedligeholdelse af et anlæg er beregnet til ca. 48.700 kr./år på kvægbedrifter og ca. 131.000 kr./år på svinebedrifter.

Det er nødvendigt at tilføre ekstra kalk for at neutralisere effekten af syren på de arealer, hvor den forsurede gylle udbringes. Hertil kræves 275 kg jordbrugskalk per hektar (personlig meddelelse Jens Søndergaard, DanKalk). Til en pris på 30 øre/kg jordbrugskalk spredt på marken (personlig meddelelse Jens Søndergård, Dankalk) giver det en årlig omkostning på 12.132 kr. for kvægbedrifter 29.464 kr. for svinebedrifter.

Forsuring øger kvælstofindholdet i gyllen på grund af reduceret ammoniakfordampning. På kvægbedrifter af den forudsatte størrelse øges nettotilførslen af kvælstof med 2.520 kg N på årsbasis, mens der på svinebedrifter af den forudsatte størrelse er tale om 7.400 kg N pr. år (Miljøstyrelsen, BAT-blade, 2011). Endvidere øges indholdet af plantetilgængeligt svovl ved forsuring af gylle med svovlsyre. Da der normalt tilføres 20 kg svovl pr. hektar (Dansk Landbrugsrådgivning, 2009), giver anvendelse af forsuret gylle en besparelse på gødningsomkostningerne. Det antages, at svovl til gødning indkøbes som sulfat (SO_4) til 4 kr./kg (Personlig meddelelse, Morten Toft, BioCover). Den årlige besparelse svarer til 28.570 kr./anlæg på svinebedrifter og 11.760 kr./anlæg på kvægbedrifter (Miljøstyrelsen, 2009b, fremskrevet til 2012-priser). Den samlede gødningsværdi af øget kvælstof og svovl i gyllen er 33.311 kr./anlæg på kvægbedrifter og 91.846 kr./anlæg på svinebedrifter opgjort på årsbasis.

Som det ses i tabel 4.3.3 udgør nettoomkostningerne ved forsuring 18,2 kr./ton gylle på kvægbedrifter (beregnet som de diskonterede omkostninger divideret med den diskonterede gyllemængde). Nutidsværdien af de samlede omkostninger ved etablering af forsuringsanlæg på de forudsatte 427 kvægbedrifter er 303 mio. kr. Hovedparten af omkostningerne går til drift og vedligeholdelse af anlægget. Svovlsyre tegner sig for 54 % af driftsomkostningerne, hvorfor estimatet er ret følsomt overfor ændringer i svovlsyrepriserne. Den tidligere beskrevne besparelse på handelsgødning svarer til 8,3 kr./ton gylle.

Tabel 4.3.3 Driftsøkonomiske omkostninger ved forsuring af 10 % af kvæggyllemængden, mio.kr.

År	Antal bedrifter	Investering	Driftsomkostninger	Øget gødningsværdi	Nettoomkostning
	stk.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	53	36	3	2	36
2014	107	36	5	4	37
2015	160	36	8	5	38
2016	214	36	10	7	39
2017	267	36	13	9	40
2018	320	36	16	11	40
2019	374	36	18	12	41
2020	427	36	21	14	42
2021	427		21	14	7

2022	427		21	14	7
2023	427		21	14	7
2024	427		21	14	7
2025	427		21	14	7
2026	427		21	14	7
2027	427		21	14	7
2028	374		18	12	6
2029	320		16	11	5
2030	267		13	9	4
2031	214		10	7	3
2032	160		8	5	2
2033	107		5	4	2
2034	53		3	2	1
NPV 2013-2042		239	202	138	303
Kr./ton gylle		14,4	12,2	8,3	18,2

Kilde: Egne beregninger.

Omkostningerne ved forsuring af svinegylle er som tidligere beskrevet noget højere end for kvæggylle. Tabel 4.3.4 viser, at nettoomkostningerne ved svinegylleforsuring er 21,9 kr./ton (beregnet som de diskonterede omkostninger divideret med den diskonterede gyllemængde).

Tabel 4.3.4 Driftsøkonomiske omkostninger ved forsuring af 10 % af svinegyllemængden, mio.kr.

År	**Antal bedrifter**	**Investering**	**Driftsomkostninger**	**Øget gødningsværdi**	**Nettoomkostning**
	stk.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	33	56	4	3	57
2014	65	56	9	6	58
2015	98	56	13	9	60
2016	131	56	17	12	61
2017	164	56	21	15	62
2018	196	56	26	18	63
2019	229	56	30	21	65
2020	262	56	34	24	66
2021	262	0	34	24	10
2022	262	0	34	24	10
2023	262	0	34	24	10
2024	262	0	34	24	10
2025	262	0	34	24	10
2026	262	0	34	24	10
2027	262	0	34	24	10
2028	229	0	30	21	9
2029	196	0	26	18	8
2030	164	0	21	15	6

År	Antal bedrifter	Investering	Driftsomkostninger	Øget gødningsværdi	Nettoomkostning
	stk.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2031	131	0	17	12	5
2032	98	0	13	9	4
2033	65	0	9	6	3
2034	33	0	4	3	1
NPV 2013-2042		376	333	234	474
Kr./ton gylle		17,3	15,4	10,8	21,9

Kilde: Egne beregninger.

4.3.4 Samfundsøkonomiske omkostninger

Som det fremgår af de driftsøkonomiske beregninger, opvejes omkostningerne ved gylleforsuring ikke af fordelene i form af større gødningsværdi af gyllen. Derfor indregnes der et skatteforvridningstab i de samfundsøkonomiske omkostninger. Forvridningstabet beregnes som 18 pct. af omkostningerne for landbruget opgjort i faktorpriser (Energistyrelsen, 2012a). Endvidere
Der beregnes skatteforvridningsomkostninger på 20 % af statens administrationsomkostninger inkl. nettoafgiftsfaktoren. I de samfundsøkonomiske beregninger af omkostningerne ved gylleforsuring indregnes værdien af den reducerede ammoniakfordampning. Reduktion af ammoniakfordampning har en samfundsøkonomisk skyggepris på 55 kr./kg NH_3-N.

Som det ses af tabel 4.3.5, er der en samfundsøkonomisk gevinst ved forsuring af gylle på kvægbedrifter på 350 kr./ton CO_2-ækv., når værdien af sideeffekter i form af reduceret ammoniakfordampning medregnes. Uden værdien af reduceret ammoniakfordampning er tiltaget forbundet med reduktionsomkostninger 1.469 kr./ton CO_2-ækv.

Tabel 4.3.5 Samfundsøkonomiske omkostninger ved forsuring af 10 % af kvæggyllemængden, mio. kr.

År	Investering	Drift og vedligeholdelse	Adm. omk.	Skatteforvridningstab	Øget gødningsværdi	Værdi af red. ammoniak	Nettoomk. uden sideeffekter	Nettomk. med sidegevinster	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2013	47	3	0,6	6,66	2	7	55	48	4
2014	47	7	0,2	6,73	5	15	56	42	8
2015	47	10	0,2	6,87	7	22	57	35	12
2016	47	14	0,2	7,02	9	29	59	29	16
2017	47	17	0,2	7,17	12	37	60	23	20
2018	47	21	0,2	7,32	14	44	61	17	24
2019	47	24	0,2	7,46	17	51	62	11	28
2020	47	28	0,2	7,61	19	58	64	5	32
2021		28	0,2	1,21	19	58	10	-48	32
2022		28	0,2	1,21	19	58	10	-48	32

År	Investering	Drift og vedligeholdelse	Adm. omk.	Skatteforvridningstab	Øget gødningsværdi	Værdi af red. ammoniak	Nettoomk. uden sideeffekter	Nettomk. med sidegevinster	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2023		28	0,2	1,21	19	58	10	-48	32
2024		28	0,2	1,21	19	58	10	-48	32
2025		28	0,2	1,21	19	58	10	-48	32
2026		28	0,2	1,21	19	58	10	-48	32
2027		28	0,2	1,21	19	58	10	-48	32
2028		24	0,2	1,07	17	51	9	-42	28
2029		21	0,2	0,92	14	44	8	-36	24
2030		17	0,2	0,77	12	37	6	-30	20
2031		14	0,2	0,62	9	29	5	-24	16
2032		10	0,2	0,48	7	22	4	-18	12
2033		7	0,2	0,33	5	15	3	-12	8
2034		3	0,2	0,18	2	7	1	-6	4
NPV (2013-2042)	317	268	2,8	55,12	184	569	460	-110	313
Skyggepris, kr./ton CO_2-ækv. med værdi af sideeffekter									-350
Skyggepris, kr./ton CO_2-ækv. uden værdi af sideeffekter									1.469

Kilde: Egne beregninger.

I de samfundsøkonomiske beregninger opvejes de højere forsuringsomkostninger for svinegylle af større reduktion i metanudledningerne og ammoniakfordampningen pr. ton gylle. Som det fremgår ved sammenligning af resultaterne for hhv. kvæg- og svinegylle i tabel 4.3.5 og 4.3.6, betyder det, at forsuring af svinegylle er (marginalt) mere fordelagtig. Forsuring af svinegylle giver således en samfundsøkonomisk gevinst på 483 kr./ton CO_2-ækv., når værdien af ammoniakreduktionen medregnes, mod 350 kr./ton CO_2-ækv. for kvæggylle. Indregnes værdien af sideeffekten ikke, vil reduktionsomkostningerne udgøre 1.134 kr. pr. ton CO_2-ækv. for svinegylle mod 1.469 kr./ton CO_2-ækv. for kvæggylle.

Tabel 4.3.6 Samfundsøkonomiske omkostninger ved forsuring af 10 % af svinegyllemængden, mio. kr.

År	Investering	Drift og vedligeholdelse	Adm. omk.	Skatteforvridningstab	Øget gødningsværdi	Værdi af red. ammoniak	Nettoomk. uden sideeffekter	Nettoomk. med sideeffekter	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2013	74	6	0,7	10	4	13	87	74	8
2014	74	11	0,2	11	8	26	88	62	16
2015	74	17	0,2	11	12	39	90	50	24
2016	74	23	0,2	11	16	53	92	39	33
2017	74	28	0,2	11	20	66	94	28	41
2018	74	34	0,2	11	24	79	96	17	49
2019	74	40	0,2	12	28	92	98	5	57
2020	74	45	0,2	12	32	105	100	-6	65
2021		45	0,2	2	32	105	16	-90	65
2022		45	0,2	2	32	105	16	-90	65
2023		45	0,2	2	32	105	16	-90	65
2024		45	0,2	2	32	105	16	-90	65
2025		45	0,2	2	32	105	16	-90	65
2026		45	0,2	2	32	105	16	-90	65
2027		45	0,2	2	32	105	16	-90	65
2028		40	0,2	2	28	92	14	-78	57
2029		34	0,2	1	24	79	12	-67	49
2030		28	0,2	1	20	66	10	-56	41
2031		23	0,2	1	16	53	8	-45	33
2032		17	0,2	0,73	12	39	6	-33	24
2033		11	0,2	0,50	8	26	4	-22	16
2034		6	0,2	0,27	4	13	2	-11	8
NPV (2013-2042)	498	441	3,6	86	310	1.025	718	-306	634
Skyggepris, kr./ton CO_2-ækv. med værdi af sideeffekter									-483
Skyggepris, kr./ton CO_2-ækv. uden værdi af sideeffekter									1.134

Kilde: Egne beregninger.

4.3.5 Opsummering af beregningsresultater vedr. forsuring af 10 % af gyllemængde

Tabel 4.3.7 opsummerer de budgetøkonomiske nettoomkostninger ved tiltaget for landbruget og staten. For statens vedkommende er der tale om administrationsomkostninger beregnet på grundlag af opgørelser foretaget af Fødevareministeriet (2009).

Tabel 4.3.7 Budgetøkonomiske nettoomkostninger for staten og landbruget ved forsuring af 10 % af kvæg- og svinegyllemængden, mio. kr.

	NPV 2013-2034	Årligt
Stat, administration	4,8	0,3
Landbrug	778	45

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.3.8 giver en opsummering af drivhusgasreduktionen og de beregnede samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved gylleforsuring. Forsuring af 10 % af gyllemængden giver en drivhusgasreduktion) svarende til godt 97.250 ton CO_2-ækv. på årsbasis fra år 2020.

De samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved forsuring af gylle på kvægbedrifter er beregnet til en gevinst på 350 kr./ton CO_2-ækv., når værdien af sideeffekter i form af reduceret ammoniakfordampning medregnes. Uden værdien af reduceret ammoniakfordampning er reduktionsomkostningerne 1.469 kr./ton CO_2-ækv. Forsuring af svinegylle giver en samfundsøkonomisk gevinst på 483 kr./ton CO_2-ækv., når værdien af ammoniakreduktionen medregnes. Indregnes værdien af sideeffekten ikke, vil reduktionsomkostningerne udgøre knap 1.134 kr./ton CO_2-ækv. Samlet giver det en samfundsøkonomisk gevinst på 417 kr./ton CO_2-ækv. inkl. sideeffekter og en samfundsmæssig omkostning på 1.302 kr./ton CO_2-ækv., hvis man ikke medregner sideeffekter. Den store forskel på CO_2-skyggepriserne med og uden værdien af sideeffekter viser, at gylleforsuring primært må betragtes som et miljøpolitisk tiltag til reduktion af ammoniakforureningen.

Tabel 4.3.8 Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved forsuring af 10 % af kvæg- og svinegyllemængden

	Enhed	Periode	Effekt		
			Kvæg-gylle	Svine-gylle	Samlet
Reduktion af drivhusgasser	1.000 ton CO_2-ækv.	2020	32	65	97
Samfundsøkonomisk omkostning					
- skyggepris inkl. sideeffekter	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2034)	-350	-483	-417
- skyggepris ekskl. Sideeffekter	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2034)	1.469	1.134	1.302

Kilde: Egne beregninger.

4.3.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 %

Som det fremgår af tabel 4.3.9 og 4.3.10 er CO_2-skyggeprisen følsom overfor valg af diskonteringsrenten, da der er en tidsmæssig forskydning mellem omkostninger og benefits over analyseperioden. For kvæggylle vil skyggeprisen med en diskonteringsrente på 3 % være 1.400 kr./ton CO_2-ækv. uden sidegevinster, mens der er en gevinst på 419 kr./ton CO_2-ækv. med sidegevinsterne. En diskonteringsrente på 6 % medfører, at skyggeprisen øges til 1.611 kr./ton CO_2-ækv. uden sidegevinster, mens gevinsten reduceres til 208 kr./ton CO_2-ækv. med sidegevinster.

Tabel 4.3.9 Følsomhedsanalyse med diskonteringsrenter på 3 og 6 %, kvæggylle

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	347	257
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	486	414
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-145	-53
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	-419	-208
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	1.400	1.611

Kilde: Egne beregninger.

For svinegylle vil en diskonteringsrente på 3 % resultere i en CO_2-skyggepris på 1.081 kr./ton CO_2-ækv. uden sidegevinster, mens der er en gevinst på 537 kr./ton CO_2-ækv., når sidegevinster medregnes. En diskonteringsrente på 6 % medfører, at skyggeprisen øges 1.244 kr./ton CO_2-ækv. uden sidegevinster, mens gevinsten reduceres til 373 kr./ton CO_2-ækv. med sidegevinster.

Tabel 4.3.10 Følsomhedsanalyse med diskonteringsrenter på 3 og 6 %, svinegylle

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	702	520
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	759	647
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-377	-194
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	-537	-373
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	1.081	1.244

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.3.11 giver en samlet opsummering af drivhusgasreduktionen og de beregnede samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved gylleforsuring for kvæg- og svinegylle. Hvis man benytter en diskonteringsrente på 3 % er de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved forsuring af gylle på kvæg- og svinebedrifter beregnet til en gevinst på 478 kr./ton CO_2-ækv., når værdien af sideeffekter i form af reduceret ammoniakfordampning medregnes. Uden værdien af reduceret ammoniakfordampning er reduktionsomkostningerne 1.240 kr./ton CO_2-ækv. Hvis man benytter en diskonteringsrente på 6 % vil forsuring af kvæg- og svinegylle give en samfundsøkonomisk gevinst på 291 kr./ton CO_2-ækv., når værdien af ammoniakreduktionen medregnes. Indregnes værdien af sideeffekten ikke, vil reduktionsomkostningerne udgøre knap 1.428 kr./ton CO_2-ækv. Den store forskel på CO_2-skyggepriserne ved forskellige

diskonteringsrenter, viser at beregningerne er meget følsomme for valget af diskonteringsrente i beregningerne.

Tabel 4.3.11 Følsomhedsanalyse med diskonteringsrenter på 3 og 6 % for samlet effekt af kvæg- og svinegylle

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	1049	777
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	1245	1061
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-522	-247
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	-478	-291
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	1.240	1.428

Kilde: Egne beregninger.

4.4 Køling af gylle i svinestalde

Køling af kan reducere emissioner af metan og ammoniak fra gyllekanalerne i svinestalde. Ved anvendelse af varmepumpe kan der samtidig produceres varme til anvendelse i fare- og klimastalde i smågriseproduktionen. Tiltaget er kun relevant, hvor varmen kan genanvendes, da der ellers vil være et relativt stort energibrug ved tiltaget (Olesen et al., 2013). Da der et tale om faste installationer, vil tiltaget kun være interessant ved etableringer af nye stalde (op. cit). Under disse forudsætning forventes potentialet at være køling af 10 % af svinegyllen frem til 2020.

4.3.7 Implementeringsinstrument

På grund af det et beskedne reduktionspotentiale anses det ikke for relevant at anvende økonomiske styringsinstrumenter. Her forudsættes det, at gyllekøling gøres til en del af kravene om anvendelse af bedste tilgængelige miljøteknologi ved nyetablering/udvidelse af staldsystemer, såfremt denne teknologi skønnes at være fordelagtig i det givne produktionssystem. Der er ikke grundlag for at opgøre særskilte administrationsomkostninger for staten ved at indføje dette krav blandt de øvrige BAT-krav.

4.3.8 Konsekvenser af gyllekøling i svinestalde

En oversigt over konsekvenserne af tiltaget fremgår af tabel 4.4.1. Beregningerne forudsætter, at den indvundne varme ved gyllekøling kan udnyttes 100 % i produktionssystemet.

Tabel 4.4.1 Konsekvensskema for køling af 10 % af svinegyllen

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Omfang, 10 %	1.000 ton gylle	2020	2.182
Årlig staldetablering	Stk.	2013-2020	66
Driftsøkonomiske nettoomkostninger	Mio. kr.	Årligt	-70

Reduktion af metan	Ton CO_2-ækv.	2020	6

Kilde: Egne beregninger, samt Olesen et al. (2013).

Scenariet forudsætter, at gyllekøling etableres i 66 nye stalde om året. Tabel 4.4.2 viser, at tiltaget forventes indfaset, således at 10 % af al svinegylle bliver kølet i år 2020.

Tabel 4.4.2 Indfasning af køling

År	Indfasning	Mængde	Metan	Antal anlæg
	%	ton gylle	ton CO_2-ækv.	stk.
2013	1,25 %	272.687	740	66
2014	2,50 %	545.374	1.480	132
2015	3,75 %	818.061	2.220	198
2016	5,00 %	1.090.748	2.960	264
2017	6,25 %	1.363.435	3.700	330
2018	7,50 %	1.636.122	4.440	396
2019	8,75 %	1.908.809	5.180	462
2020	10,00 %	2.181.496	5.920	527

Kilde: Olesen et al. (2013) samt egne beregninger.

Køling af gylle vil give anledning til reduceret udslip af metan (Olesen et al., 2013). Derudover betyder udnyttelsen af indvundet varme, at forbruget af fyringsolie reduceres, mens elforbruget til drift af varmepumpe mv. øges. Olesen et al. (2013) angiver ikke nogen nettoeffekt af disse ændringer, men oplyser, at det ikke vil give anledning til nogen forøgelse af energiforbruget. I de følgende beregninger indgår alene metanreduktionen som drivhusgaseffekt. Som det ses af tabel 3, vil metanudledningen ved fuld implementering i 2020 være reduceret med knap 6.000 ton CO_2-ækv. årligt (op. cit.).

Tabel 4.4.3 Klimaeffekt ved køling af 10 % af svinegyllen i 2020

	Reduktion af metan
1.000 ton CO_2-ækv.	6

Kilde: Olesen et al. (2013).

4.3.9 Driftsøkonomien i køling af gylle

I beregningsscenariet er der forudsat en besætningsstørrelse på 250 DE med 1.075 årssøer (Miljøstyrelsen, 2010). Udover en investering på omtrent 360.000 kr./stald (Landbrug & Klima 2008), vil der være udgifter til el, og derudover angiver Miljøstyrelsen (2010) en årlig vedligeholdelsesudgift på 3.000 kr. ved 250 DE.

På baggrund af forudsætninger i Fødevareministeriet (2008) forudsættes en varmeafgivelse på 83 kWh/ton gylle, køling på 55 kWh/ton gylle samt et elforbrug på 28 kWh/ton gylle ved en effektfaktor på 3. Fyringsolie leveret til landbrugsbedrifter koster 6,7 kr./l ekskl. moms og afgifter og 7,2 kr./l med de afgifter, som landbruget betaler (Statoils priskort, 2012). Elprisen, som

landbruget betaler, er i regnskabsstatistikken opgjort til 0,77 kr./KWh i 2011. Under de angivne forudsætninger koster opvarmning med fyringsolie 0,80 kr./kWh, mens den samme opvarmning kan opnås ved hjælp af gyllekøling og eldrevet varmepumpe til 0,26 kr./kWh. Dette giver en årlig besparelse på 188.000 kr. pr. stald inkl. afgifter.

Beregningsresultaterne i tabel 4.4.4 viser, at der vil være en nettogevinst for svineproducenten på 40 kr. pr. ton gylle, som køles med genindvinding af varmen til brug i andre dele af produktionen, hvor der således spares udgifter til fyringsolie.

Tabel 4.4.4 Driftsøkonomiske omkostninger ved køling af 10 % af svinegyllen, mio. kr.

År	Investering	Vedligeholdelse	Elforbrug	Sparet fyringsolie	Nettoomk.
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	24	0	6	18	12
2014	24	0	12	37	-1
2015	24	1	18	55	-13
2016	24	1	24	74	-25
2017	24	1	30	92	-37
2018	24	1	36	110	-49
2019	24	1	42	129	-62
2020	24	2	48	147	-74
NPV (2013-2042)	160	22	678	2.083	-1.222
Kr./ton gylle	5	1	22	67	-40

Kilde: Egne beregninger.

4.3.10 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved køling af gylle

I tabel 4.4.5 ses de beregnede samfundsøkonomiske effekter af tiltaget. Den samfundsøkonomiske fyringsoliepris samt elpris er de af Energistyrelsens oplyste i Brændselspriser 2012. Heraf fås en pris på fyringsolie (gasolie) på 5 kr./KWh samt en elpris på 0,6 kr./KWh. Derudover indgår i de samfundsøkonomiske beregninger et skatteforvridningstab af den ændrede afgiftsbetaling ved skift fra fyringsolie til el på 20 % af provenuændringen plus NAF.

Som det fremgår af tabellen, er den beregnede samfundsøkonomiske gevinst ved tiltaget på 16.083 kr./ton CO_2-ækv. Dette høje beløb skal ses i sammenhæng med de betydelige produktionsøkonomiske fordele ved tiltaget sammenholdt med en forholdsvis beskeden drivhusgaseffekt og dermed en lille nævner i CO_2-skyggeprisen.

Tabel 4.4.5 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved køling af 10 % af svinegyllen

År	Investering	Vedlige-holdelse	Elomkost-ninger	Skatteafor-vridningtab	Sparet fyringsolie	Netto-omkostninger	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2.ækv..

År	Investering	Vedlige-holdelse	Elomkost-ninger	Skatteforvridningtab	Sparet fyringsolie	Netto-omkostninger	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2.ækv..
2013	32	0,3	6	-2	17	19	0,7
2014	32	0,5	12	-5	33	6	1,5
2015	32	0,8	17	-8	49	-7	2,2
2016	32	1,0	22	-10	65	-21	3,0
2017	32	1,3	29	-13	82	-33	3,7
2018	32	1,6	34	-16	99	-47	4,4
2019	32	1,8	41	-19	116	-60	5,2
2020	32	2,1	48	-22	134	-74	5,9
2020-2042[1]	32	2,1	48	-22	134	-74	5,9
NPV (2013-2042)	213	30	745	-368	1.968	-1.349	84
Skyggepris, kr./ton CO_2-ækv.							-16.083

1. Det antages at mængden holdes på 2020-niveau i resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

4.3.11 Opsummering af beregningsresultater

De driftsøkonomiske fordele peger i retning af, at køling af gylle vil være attraktivt for landbruget, uanset om det bliver indført som klimapolitisk middel eller ej. Som det ses i tabel 4.4.6 vil landbruget i hele perioden opnå en gevinst på 1,2 mia. kr., svarende til en årlig besparelse på 70 mio. kr.

Tabel 4.4.6 Budgetøkonomiske nettoomkostninger, mio. kr.

	NPV 2013-2042	Årligt
Landbrug	-1.222	-70,7

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.4.7 opsummerer klimaeffekten og de samfundsøkonomiske aspekter af virkemidlet. Som nævnt er det reduceret metanudledning, der indgår i beregningerne som drivhuseffekt og denne vil ved ful implementering i 2020 være 6.000 ton CO_2-ækv. Størrelsen af den beregnede skyggepris skal som nævnt ses i sammenhæng med de betydelige produktionsøkonomiske fordele ved tiltaget og den forholdsvis beskedne drivhusgaseffekt, hvilket resulterer i en samfundsøkonomisk gevinst på 16.083 kr./ton CO_2-ækv..

Tabel 4.4.7 Klimaeffekt og samfundsøkonomi

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Reduktion af drivhusgasser	1.000 ton CO_2-ækv.	2020	6
Samfundsøkonomisk skyggepris	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	-16.083

Kilde: Egne beregninger.

4.3.12 Følsomhedsanalyse med diskonteringsrenter på 3 og 6 %

Som det fremgår af tabel 4.4.8 varierer skyggeprisen med diskonteringsraten, da der er en vis tidsmæssig forskydning mellem omkostninger og benefits over analyseperioden. Der er dog tale om en ret beskeden variation set i forhold til størrelsen af skyggeprisen.

Tabel 4.4.8 Følsomhedsanalyse: Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved køling af gylle, 3 og 6 % diskonteringsrente

	Diskonteringsrente	
	3 %	6 %
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	97	64
Sparet fyrringsolie, mio. kr.	2.282	1.493
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-1.587	-992
Skyggepris, kr./ton CO_2-ækv.	-16.357	-15.499

Kilde: Egne beregninger.

4.4 Krav om fast overdækning af gyllebeholdere

Det skønnes, at overdækning af gyllebeholdere vil kunne reducere udledningen af metan og ammoniak for ca. 50 % af den danske gyllemængde (Olesen et al., 2013). Det vurderes, at 10-12 % af gyllemængden har fast overdækning, og potentialet derfor omfatter yderligere 40 % af den samlede gyllemængde (op. cit.). Der kan være overlap med andre tiltag til reduktion af metanudledningen fra gyllelagere, primært bioafgasning og forsuring af gylle. Et sådant overlap vil kunne medføre en overvurdering af reduktionen af metanemissionerne ved overdækning.

4.4.1 Implementeringsinstrument

Regelstyring i form af differentierede overdækningskrav vil formentlig være det mest relevante implementeringsinstrument. Reduktionsomkostningerne ved overdækning må antages at variere afhængigt af gyllebeholderens størrelse. Disse forskelle vil kunne integreres i en regelstyringsordning. Det antages, at tiltaget vil kunne administreres under den eksisterende regulering af landbrugets kvælstofanvendelse samt opbevaring og håndtering af husdyrgødning. På grund af stor eksportandel og et konkurrenceudsat hjemmemarked for landbrugsprodukter forventes det ikke, at der vil være mulighed for at overvælte omkostningsforøgelsen i produktpriserne. Der er ikke skønnet over en udbudseffekt af tiltaget, da nettoomkostningerne for landbruget er forholdsvis beskedne.

4.4.2 Konsekvenser af overdækning af gyllebeholdere

Af beregningsmæssige grunde antages det, at tiltaget implementeres med fuld effekt i 2013. I beregningerne forudsættes overdækning med teltdug, da det fremstår som det billigste alternativ for

fast overdækning (Miljøstyrelsen, 2010a). Der forudsættes ikke nogen effekt på lattergasudledninger, da den reducerede ammoniakfordampning i gyllebeholderen opvejes af den tilsvarende øgede mængde kvælstof udbragt på marken (Olesen et al., 2013). Den reducerede ammoniakfordampning skønnes at udgøre 5 kg N/m^2, hvilket svarer til 1,25 kg N pr. ton gylle (Landbrug og Klima, 2008). Det sparer landmanden for indkøbt handelsgødning til en værdi af 8,55 kr./kg N (Budgetkalkuler 2012).

Tabel 4.5.1 Konsekvensskema for overdækning af gyllebeholdere til 40 % af gyllemængden

	Enhed	Tidspunkt	Effekt	
			Svin	Kvæg
Omfattet gyllemængde	Mio. ton	2020	8,7	7,3
Antal beholdere	Stk.	2020	4.363	3.662
Driftsøkonomiske nettoomkostninger	Mio. kr.	Årligt	2,7	17
Metanreduktion	Kg CO_2-ækv./ton gylle	Årligt	6	3
Reduceret ammoniakfordampning	Kg N/ton gylle	Årligt	1,25	1,25

Kilde: Olesen et al. (2013) samt egne beregninger.

Det ses i tabel 4.5.1, at der iflg. scenariet skal etableres teltdug på 4.363 svinegyllebeholdere og 3.662 kvæggyllebeholdere. Beregningerne er baseret på beholdere med en diameter på 25 m, et overfladeareal på 500 m^2 samt et rumfang på 2.000 m^3. Levetiden antages (konservativt) at være 15 år. Densiteten for gylle er 1. Dvs. at er der plads til 2.000 ton gylle i hver beholder (Landbrug og Klima, 2008).

Det antages, at metanudledningerne fra lagret gylle vil kunne reduceres med 15 % ved overdækning med telt, mens der ingen effekt er på lattergasudledningen (Olesen, et al., 2013). Den samlede drivhusgaseffekt af tiltaget er en reduktion af metanudledningerne på 78.000 ton CO_2-ækv./år under de her anvendte forudsætninger om husdyrbestandens størrelse.

Tabel 4.5.2 Klimaeffekt af overdækning af gyllebeholdere til 40 % af svinegyllemængden

	Reduktion af metan
1.000 ton CO_2-ækv.	78

Kilde: Olesen et al (2013) samt egne beregninger.

4.4.3 Driftsøkonomien i overdækning af gyllebeholdere med teltdug

For den forudsatte tankstørrelse er udgiften til etablering af overdækning med teltdug 200.100 kr. pr. tank (Miljøstyrelsen, 2009). Der påløber vedligeholdelsesomkostninger estimeret til 2 % af etableringsomkostningen (op. cit.). Da levetiden er sat til 15 år, skal der foretages en reetablering i år 2028. Lagerkapaciteten i gyllebeholderen øges, da fast overdækning forhindrer regnvand i at komme ned i beholderen. Det betyder, at der spares udgifter i forbindelse med udbringning af gyllen. Endvidere spares udgiften til etablering af flydelag på svinegyllebeholdere (Miljøstyrelsen, 2010), og gyllen vil have et øget kvælstofindhold opgjort til 2,5 ton N/gyllebeholder. Til gengæld

vil overdækningen besværliggøre tømningen af beholderen, og der indregnes derfor en ekstra udbringningsomkostning på 1.000 pr. gyllebeholder.

I tabel 4.5.3 ses tidsstien for tiltaget ved etablering af 4.383 overdækninger på svinegyllebeholdere og 3.662 overdækninger på kvæggyllebeholdere.

Tabel 4.5.3 Driftsøkonomiske omkostninger ved fast overdækning af svinegyllebeholdere til 40 % af svinegyllemængden, mio. kr.

År	Etablering	Meromkostninger (vedligeholdelse)	Besparelser (gødnings-værdi, regnvand, flydelag)	Nettoomkostninger
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	877	21	95	803
2014	-	21	95	-74
…				
2027	877	21	95	803
…				
2042	-	21	95	-74
NPV (2013-2042)	1.311	355	1.640	27

Kilde: Egne beregninger på basis af på basis af Miljøstyrelsen 2010.

Tabel 4.5.4 Driftsøkonomiske omkostninger ved fast overdækning af kvæggyllebeholdere til 40 % af kvæggyllemængden, mio. kr.

År	Etablering	Meromkostninger (vedligeholdelse)	Besparelser (gødningsværdi, regnvand)	Nettoomkostninger
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	736	17	65	688
2014	-	17	65	-48
…				
2027	736	17	65	688
…				
2042	-	17	65	-48
NPV (2013-2042)	1.101	298	1.123	276

Kilde: Egne beregninger på basis af Miljøstyrelsen 2010.

Som det ses af tabellerne, opvejes omkostningerne ved overdækning ikke af besparelserne i form af øget gødningsværdi og reduceret regnvandsudbringning – samt sparet flydelag for svinegyllebeholderes vedkommende. Opgjort til nutidsværdi er nettoomkostningerne for hele beregningsperioden (2013-42) 27 mio. kr. for den omfattede mængde svinegylle og 276 mio. kr. for den omfattede mængde kvæggylle. De annuiserede nettoomkostninger er 2 og 17 mio. kr./år for hhv. svine- og kvæggylle. Forskellen skyldes de forholdsvis store besparelser ved ikke at skulle etablere flydelag på svinegyllebeholdere. Denne besparelse forudsættes ikke at være relevant for kvæggylle, hvor der lettere dannes naturligt flydelag.

4.4.4 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved overdækning af gyllebeholdere

Tabel 4.5.5 og 4.5.6 viser de samfundsøkonomiske omkostninger ved tiltaget fordelt på hhv. svine- og kvæggylle. Driftsomkostningerne indgår inkl. nettoafgiftsfaktoren. Derudover indgår et skatteforvridningstab ifm. implementering af tiltaget. Skatteforvridningstabet er beregnet til 18 pct. af omkostningerne for landbruget opgjort i faktorpriser (Energistyrelsen, 2012a). Hvad administrationsomkostninger angår, antages det, at tiltaget vil kunne administreres under den eksisterende regulering af landbrugets kvælstofanvendelse samt opbevaring og håndtering af husdyrgødning – uden en væsentlig forøgelse af de samlede administrative omkostninger.
De samfundsmæssige omkostningsberegninger viser, at overdækning af svinegyllebeholdere er mest omkostningseffektivt. Det skyldes den ekstra besparelse på flydelag samt en dobbelt så høj drivhusgasreduktion pr. ton gylle. Opgjort uden værdien af sidegevinsten i form af reduceret ammoniakfordampning er CO_2-skyggeprisen for svinegyllebeholdere 44 kr./CO_2-ækv., mens CO_2-skyggeprisen for kvæggyllebeholdere er 971 kr./CO_2-ækv. Når værdien af ammoniakreduktion på 55 kr./kg N medregnes, er der store samfundsøkonomiske fordele ved overdækningen, nærmere bestemt 11.288 kr./CO_2-ækv. for svinegylle og 19.529 kr./CO_2-ækv. for kvæggylle. At gevinsten er mindre for svinegylle hænger sammen med den større drivhusgasreduktion, som gør nævneren i CO_2-skyggeprisen større sammenlignet med kvæggylle.

De store forskelle på skyggepriserne med og uden sidegevinst i form af reduceret ammoniakfordampning viser, at tiltaget først og fremmest er et miljøpolitisk virkemiddel til reduktion af ammoniakforurening. Men med en CO_2-skyggepris på 44 kr./CO_2-ækv. uden sideeffekter kan overdækning af svinegyllebeholdere også betragtes som et klimapolitisk relevant virkemiddel uden inddragelse af ammoniakfordampning. Om det også vil være tilfældet for kvæggylle med en CO_2-skyggepris på 971 kr./CO_2-ækv., afhænger af CO_2-skyggepriserne for andre tiltag.

Tabel 4.5.5 Samfundsøkonomiske omkostninger ved fast overdækning af svinegyllebeholdere til 40 % af svinegyllemængden, mio. kr.

År	Etablering	Meromk. (udbringning, vedligeholdelse)	Skatteforvridning	Besparelser (gødningsværdi, regnvand, flydelag)	Red. ammoniakfordampning	Nettoomk. u. sideeffekter	Nettoomk. m. sideeffekter	Drivhusgasreduktion
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2013	1.162	27	144	126	604	1.208	604	53
2014	-	27	-13	126	604	-112	-716	53
2015	-	27	-13	126	604	-112	-716	53
2016	-	27	-13	126	604	-112	-716	53
2017	-	27	-13	126	604	-112	-716	53
2018	-	27	-13	126	604	-112	-716	53
2019	-	27	-13	126	604	-112	-716	53
2020	-	27	-13	126	604	-112	-716	53
2021	-	27	-13	126	604	-112	-716	53

År	Etable-ring	Meromk. (udbringning, vedligeholdelse)	Skatte-forvrid-ning	Besparelser (gødningsvær-di, regnvand, flydelag)	Red. am-moniak-fordamp-ning	Nettoomk. u. side-effekter	Nettoomk. m. side-effekter	Drivhus-gas-reduktion
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2022	-	27	-13	126	604	-112	-716	53
2023	-	27	-13	126	604	-112	-716	53
2024	-	27	-13	126	604	-112	-716	53
2025	-	27	-13	126	604	-112	-716	53
2026	-	27	-13	126	604	-112	-716	53
2027	-	27	-13	126	604	-112	-716	53
NPV (2013-2042)	1.738	470	5	2.173	10.440	40	-10.400	921
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								-11.288
Skyggepris u. værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								44

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.5.6 Samfundsøkonomiske omkostninger ved fast overdækning af kvæggyllebeholdere, til 40 % af kvæggyllemængden, mio. kr.

År	Etable-ring	Meromk. (udbringning og vedligeholdelse)	Skatte-forvrid-ning	Besparelser (gødningsvær-di, regnvand, flydelag)	Red. am-moniak-fordamp-ning	Nettoomk. u. side-effekter	Nettoomk. m. side-effekter	Drivhus-gas-reduktion
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2013	975	23	124	86	507	1.036	529	25
2014	-	23	-9	86	507	-72	-579	25
2015	-	23	-9	86	507	-72	-579	25
2016	-	23	-9	86	507	-72	-579	25
2017	-	23	-9	86	507	-72	-579	25
2018	-	23	-9	86	507	-72	-579	25
2019	-	23	-9	86	507	-72	-579	25
2020	-	23	-9	86	507	-72	-579	25
2021	-	23	-9	86	507	-72	-579	25
2022	-	23	-9	86	507	-72	-579	25
2023	-	23	-9	86	507	-72	-579	25
2024	-	23	-9	86	507	-72	-579	25
2025	-	23	-9	86	507	-72	-579	25
2026	-	23	-9	86	507	-72	-579	25
2027	-	23	-9	86	507	-72	-579	25
NPV (2013-2042)	1.458	395	50	1.488	8.763	415	-8.348	427

År	Etable-ring	Meromk. (udbringning og vedligeholdelse)	Skatte-forvrid-ning	Besparelser (gødningsvær-di, regnvand, flydelag)	Red. am-moniak-fordamp-ning	Nettoomk. u. side-effekter	Nettoomk. m. side-effekter	Drivhus-gas-reduktion
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								-19.529
Skyggepris u. værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								971

Kilde: Egne beregninger.

4.4.5 Opsummering af beregningsresultater for overdækning af gyllebeholdere

Tabel 4.5.7 opsummerer de budgetøkonomiske nettoomkostninger for landbruget. Tiltaget indebærer annuiserede nettoomkostninger på 2 og 17 mio. kr./år for hhv. svine- og kvæggylle. Hvad angår staten, antages det, at tiltaget vil kunne administreres under den eksisterende regulering af landbrugets kvælstofanvendelse samt opbevaring og håndtering af husdyrgødning – uden en væsentlig forøgelse af de samlede administrative omkostninger.

Tabel 4.5.7 Budgetøkonomiske nettoomkostninger for landbruget ved fast overdækning af gyllebeholdere til 40 % af gyllemængden, mio. kr.

		2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	NPV (2013-2042)	Årligt
Landbrug, i alt		1.491	-122	-122	-122	-122	-122	-122	-122	302	17
- Driftsomkostninger	Svinegylle	803	-74	-74	-74	-74	-74	-74	-74	27	1,5
	Kvæggylle	688	-48	-48	-48	-48	-48	-48	-48	276	16

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.5.8 opsummerer resultaterne mht. klimeffekt og samfundsøkonomiske omkostninger. Ved fuld implementering i 2020 vil tiltaget kunne reducere metanudledningen med 53.000 ton CO_2-ækv. for svinegylle og 25.000 ton CO_2-ækv. for kvæggylle. I kraft af de betydelige samfundsmæssige gevinster ved den reducerede ammoniakfordampning fås høje samfundsøkonomiske gevinster ved tiltaget, når denne sideeffekt medregnes. Uden sideeffekter er CO_2-skyggeprisen 44 kr./CO_2-ækv. for svinegylle og 971 kr./CO_2-ækv. for kvæggylle.

Tabel 4.5.8 Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved fast overdækning af gyllebeholdere til 40 % af gyllemængden

	Enhed	Tidspunkt	Effekt		
			Svinegylle	Kvæggylle	Svin og kvæg, i alt
Drivhusgasreduktion	1.000 tons CO_2-ækv./år	2020	53	25	78
Samfundsøkonomisk skyggepris					
- med sideeffekter	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	-11.288	-19.529	-15.408
- uden sideeffekter	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	44	971	507

Kilde: Egne beregninger.

4.4.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 %

Som det fremgår af tabel 4.5.9 og 4.5.10 varierer skyggeprisen med diskonteringsraten, da der er en tidsmæssig forskydning mellem omkostninger og benefits over analyseperioden. Følsomheden er ret betydelig, da etableringsomkostningerne for gyllebeholdere er forholdsvis store. Ved en diskonteringsrente på 3 % har overdækning en CO_2-skyggepris for svinegyllebeholdere på minus 84 kr./CO_2-ækv. uden sideeffekter, mens CO_2-skyggeprisen for kvæggyllebeholdere er 740 kr./CO_2-ækv. uden sideeffekter. Ved en diskonteringsrente på 6 % øges CO_2-skyggeprisen for svinegyllebeholdere til 307 kr./CO_2-ækv., mens CO_2-skyggeprisen for kvæggyllebeholdere forøges til 1.448 kr./CO_2-ækv.

Tabel 4.5.9 Følsomhedsanalyse: Klimaeffekt og ved fast overdækning af gyllebeholdere, svin, 3 og 6 % diskonteringsrente

	Diskonteringsrente	
	3 %	6 %
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	1.044	733
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	-88	225
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-11.921	-8.085
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	-11.415	-11.024
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	-84	307

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.5.10 Følsomhedsanalyse: Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved fast overdækning af gyllebeholdere, kvæg, 3 og 6 % diskonteringsrente

	Diskonteringsrente	
	3 %	6 %
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	485	340
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	358	493
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-9.574	-6.483
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	-19.760	-19.052
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	740	1.448

Kilde: Egne beregninger.

4.5 Nitrifikationshæmmere

Der har i en årrække været forskellige produkter på markedet, som kan hæmme nitrifikation af ammoniumholdige gødninger (f.eks. N-serve, Didin, DMPP). Herved mindskes både risikoen for N-udvaskning og potentialet for denitrifikation og dermed for dannelse af lattergas (Olesen et al., 2013). Der er sandsynligvis sideeffekter forbundet med tiltaget, men der er ikke tilstrækkelig med viden til at kunne inkorporere disse værdier i beregningerne. Ifølge Olesen et al. (2013) er der ikke effekter på andre emissioner. Den eksisterende viden giver ikke grundlag for at forvente signifikante udbyttestigninger ifm. anvendelse af nitrifikationshæmmere (op. cit.). Der er et vist overlap mellem dette tiltag og tiltaget reduceret kvælstofnorm samt øgede krav til kvælstofudnyttelsen i bl.a. afgasset husdyrgødning og diverse andre tiltag, der vil føre til en reduktion i forbruget af handelsgødningskvælstof.

4.5.1 Implementeringsinstrument

Implementering af tiltaget vil kunne sikres ved, at der pålægges handelsgødning uden nitrifikationshæmmere en afgift, som er højere end omkostningerne ved at anvende nitrifikationshæmmere, der svarer til 1.226 kr. pr. CO_2-ækv. De marginale omkostninger ved tilsætning af nitrifikationshæmmere er formentlig konstante. En afgift, der er højere end de beregnede meromkostningerne, må derfor antages at medføre omtrent 100 % implementering af tiltaget. I det følgende forudsættes der en afgift på 1.226 kr./CO_2-ækvivalent.

4.5.2 Omfang og effekter

Tabel 4.6.1 viser virkemidlets potentiale. Nitrifikationshæmmere vil umiddelbart kunne anvendes i al tildelt handelsgødningskvælstof (Olesen et al., 2013). Ved fuld implementering skønnes det, at nitrifikationshæmmere vil kunne mindske lattergasemissionerne efter udbringning af handelsgødning med 38 %.

Tabel 4.6.1 Konsekvensskema for brug af nitrifikationshæmmere i handelsgødning

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Mængde N	Ton	Årligt	188.100
Driftsøkonomiske omkostninger	Mio. kr.	Årligt	410
Reduktion af lattergas	Ton CO_2-ækv./ton N	Årligt	1,78

Kilde: Olesen et al. (2013) samt egne beregninger.

Konsekvenserne ved tilsætning af nitrifikationshæmmere til det samlede handelsgødningsforbrug fra 2013 fremgår af tabel 4.6.1. Ved det nuværende handelsgødningsforbrug (188.100 ton N/år i 2010) vil tilsætning af nitrifikationshæmmere reducere lattergasudledningen med 1,78 kg CO_2-ækv./kg N opgjort efter de nye emissionsfaktorer (Olesen et al, 2013). Som det ses af tabel 4.6.2, svarer det til, at CO_2 udledningen reduceres med 335.000 tons CO_2-ækvivalenter pr. år.

Tabel 4.6.2 Klimaeffekt ved brug af nitrifikationshæmmere i al dansk handelsgødning, CO_2-ækvivalenter i 2020

	Reduktion af lattergas
1.000 tons CO_2-ækvivalenter	335

Kilde: Olesen et al. 2013 samt egne beregninger.

4.5.3 Driftsøkonomiske omkostninger

Ifølge beregningerne i Fødevareministeriet (2008) er merprisen på handelsgødningskvælstof med nitrifikationshæmmere 2,18 kr. pr. kg N i 2012-priser. Det har ikke været muligt at få prisoplysninger fra internationale firmaer, der handler med produkterne, da prisen varierer alt efter distributør, område og den mængde rent N der er i gødningen. Da der ikke er sikre udbytteeffekter, vil der ikke være driftsøkonomiske incitamenter til at anvende gødning med nitrifikationshæmmere.

En forøgelse af kvælstofprisen vil alt andet lige reducere den optimale kvælstoftildeling pr. ha og dermed afgrødeudbytterne. Udgangssituationen er imidlertid ikke en økonomisk optimal tildeling af kvælstof. Det skyldes, at kvælstofreguleringsordningen reducerer den tilladte kvælstoftildeling med 10-15 % i forhold til det økonomisk optimale niveau. Beregninger med IFROs kvælstofoptimeringsmodel[14] viser, at en forøgelse af kvælstofprisen med godt 2 kr. pr. kg N (ved tilsætning af nitrifikationshæmmer) ikke ville få væsentlig betydning for kvælstofforbruget.

Tabel 4.6.3 nedenfor viser de driftsøkonomiske meromkostninger ved brug af nitrifikationshæmmere i al dansk handelsgødning med kvælstofindhold. Gødningsmængden antages være konstant i perioden 2013-2042. Som det fremgår af tabellen, er de driftsøkonomiske omkostninger ved implementering af tiltaget beregnet til 410 mio. kr. årligt. Dette beløb må dog formodes at være højt i forhold til et scenarium, hvor nitrifikationshæmmere blev anvendt i 100 % af den anvendte handelsgødningen i Danmark og dermed skabte et betydeligt marked for disse produkter. Derfor må resultaterne tolkes med forsigtighed.

Tabel 4.6.3 Driftsøkonomisk opgørelse ved brug af nitrifikationshæmmere, mio. kr.

	Mængde N, ton	Nettoomkostninger, mio. kr.
2013	188.100	410
2014	188.100	410
2015	188.100	410
2016	188.100	410
2017	188.100	410
2018	188.100	410
2019	188.100	410

[14] Beregnet ved anvendelse af et modelapparat udarbejdet ved Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi til brug for miljøøkonomiske analyser (Ørum, pers.) og (Ørum 2012, Ørum 2012b og Ørum et al 2012).

	Mængde N, ton	Nettoomkostninger, mio. kr.
2020-2042[1]	188.100	410
NPV (2013-2042)		7.091

1. Det antages at mængden holdes på 2020-niveau i resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

4.5.4 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger

De samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved anvendelse af nitrifikationshæmmere ses i tabel 4.6.4. Det antages, at en afgift på 1.226 kr./CO_2-ækvivalent vil bevirke, at der bliver tilsat nitrifikationshæmmere til al kvælstofholdig handelsgødning. Derfor betales der ingen afgift til staten. Til gengæld vil der, som følge af øgede driftsomkostninger for landbruget, være et skatteforvridningstab på 18 % af driftsomkostningerne, som indgår i den samfundsøkonomiske beregning (Energistyrelsen, 2012a). Endvidere beregnes forvridningstab på skattefinansiering af de statslige omkostninger til administration på 20 % af administrationsomkostningerne plus NAF. Som det fremgår af tabel 4.6.4, udgør den samfundsmæssige skyggepris 1.844 kr./ton CO_2-ækv.

Tabel 4.6.4 Samfundsøkonomisk opgørelse af omkostningerne ved brug af nitrifikationshæmmere, mio. kr.

År	Drifts-omkostninger	Administrations-omkostninger	Skatteforvrid-ningstab	Netto-omkostninger	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2013	543	0,51	74	618	335
2014	543	0	74	617	335
2015	543	0	74	617	335
2016	543	0	74	617	335
2017	543	0	74	617	335
2018	543	0	74	617	335
2019	543	0	74	617	335
2020-2042[1]	543	0	74	617	335
NPV (2013-2042)	3.658	0,49	1276	10.672	5.788
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.					1.844

1. Det antages at mængden holdes på 2020-niveau i resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

4.5.5 Opsummering af beregningsresultaterne

De budgetøkonomiske nettoomkostninger ved tiltaget ses i tabel 4.6.5. Statens omkostninger omfatter alene initialomkostninger til administration, der er opgjort til 360.000 kr./år i 2012-priser (Fødevareministeriet, 2009). Implementering af tiltaget vil give landbruget meromkostninger på omkring 410 mio. kr. på årsbasis.

Tabel 4.6.5 Budgetøkonomiske nettoomkostninger, mio. kr.

	NPV 2013-2042	Årlig omkostning
Stat, administration	0,36	0
Landbrug	7.091	410

Kilde: Egne beregninger.

Tiltaget har et betydeligt reduktionspotentiale. Det antages således, at tilsætning af nitrifikationshæmmere til al kvælstofholdig handelsgødning vil kunne reducere lattergasudledningen med 334.700 ton CO_2-ækv. pr. år. De beregnede samfundsmæssige reduktionsomkostninger er 1.844 kr./ton CO_2-ækv. og derfor vil tiltaget formentlig kun være klimapolitisk relevant, hvis det skulle være muligt at reducere prisen på nitrifikationshæmmere betydeligt. Hvis al kvælstofholdig handelsgødning anvendt i dansk landbrug skulle tilsættes nitrifikationshæmmere, må det formodes, at prisen ville blive reduceret. Der har ikke været grundlag for at vurdere omfanget af en sådan reduktion.

Tabel 4.6.6 Klimaeffekt og samfundsøkonomi

	Enhed	Periode	Effekt
Reduktion af drivhusgasser	1.000 ton CO_2-ækv.	Årligt	335
Samfundsøkonomisk omkostning			
– skyggepris	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	1.844

Kilde: Egne beregninger.

4.5.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 %

I tabel 4.6.7 ses resultaterne af følsomhedsberegninger med ændrede diskonteringsrater. Som det fremgår af tabellen påvirkes CO_2-skyggepriserne ikke af ændrede diskonteringsrater. Det skyldes, at der ikke er nogen tidsmæssig forskydning mellem omkostninger og resulterende benefits (herunder reducerede drivhusgasudledninger) gennem analyseperioden.

Tabel 4.6.7 Følsomhedsanalyse: Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved nitrifikationshæmmere, 3 og 6 % diskonteringsrente

	Diskonteringsrente	
	3 %	6 %
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	6.560	4.607
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	12.097	8.495
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	1.844	1.844

Kilde: Egne beregninger.

4.5.7 Følsomhedsanalyse: Break-even-pris på nitrifikationshæmmere

Da nitrifikationshæmmere ikke forudsættes at reducere omkostningerne i landbruget, vil tiltaget nødvendigvis være forbundet med en positiv CO_2-skyggepris, så længe prisen på nitrifikationshæmmere er positiv. Følsomhedsanalysen undersøger derfor, hvor meget prisen på nitrifikationshæmmere skal reduceres, for at tiltagets CO_2-skygggepris svarer til en forudsat samfundsmæssig CO_2-skyggepris, der her er sat til 500 kr./ton CO_2-ækv.

Beregningsresultatet i tabel 4.6.8, der viser en CO_2-skyggepris ved tiltaget på knap 500 kr./ton CO_2-ækv., kræver, at nitrifikationshæmmere maksimalt koster 0,58 kr./kg N. Prisen i basisscenariet er 2,18 kr./kg N, og det virker derfor ikke umiddelbart sandsynligt, at et prisfald i denne størrelsesorden er realistisk. Som før nævnt kan prisen dog falde, såfremt anvendelse af nitrifikationshæmmere vinder større udbredelse.

Tabel 4.6.8 Følsomhedsanalyse: Break-even pris på nitrifikationshæmmere

År	Drifts-omkostninger	Administrations-omkostninger	Skatte-forvridningstab	Netto-omkostninger	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2013	145	0,51	20	165	335
2014	145	0	20	164	335
2015	145	0	20	164	335
2016	145	0	20	164	335
2017	145	0	20	164	335
2018	145	0	20	164	335
2019	145	0	20	164	335
2020-2042	145	0	20	164	335
NPV (2013-2042)	973	0,49	340	2.840	5.788
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.					491

Kilde: Egne beregninger.

4.6 Reduktion af kvælstofkvoten med 10 %

Tiltaget omfatter en reduktion på 10 % af N-kvoten for konventionelle bedrifter i Danmark. Det antages, at tiltaget implementeres med fuld effekt fra 2013. Udbyttetab og omkostninger er beregnet ved anvendelse af IFROs kvælstofoptimeringsmodel[15]. Det beregnede tab må betegnes som et underkantskøn. Hvilket skyldes, at reduceret kvælstoftilførsel vil have kvalitetsmæssige konsekvenser i form af lavere proteinindhold i afgrøder og negative langtidseffekter på udbytteniveauet. Samtidig må det antages, at langtidseffekten i form af reduceret kvælstofpulje i jorden vil resultere i yderligere reduktion af N-udvaskningen. Denne effekt har ikke betydning for landbrugets omkostninger, men reducerer den samfundsmæssige omkostning ved tiltaget. På grund af usikkerhed om størrelsen af disse effekter indgår de ikke i beregningerne.

Medio februar d.å. fremkom der nye, foreløbige vurderinger af de mulige udbyttetab som følge af normsystemets reduktion af kvælstoftilførslen foretaget af DCA og IFRO (2013). Disse analyser

[15] Udbyttetab og omkostninger er beregnet ved anvendelse af et ad-hoc modelapparat udarbejdet af IFRO til brug for miljøøkonomiske analyser for bl.a. Kvælstofudvalget (Ørum 2012, Ørum 2012b og Ørum et al 2012). Beregningerne er desuden baseret på markblokkort 2011 (Ministeriet for Fødevarer, landbrug og Fiskeri) og Kort over jordbundstyper (DJF-geodata).

viste et muligt interval for udbyttereduktioner, som niveaumæssigt ligger væsentligt over de hidtidige antagelser. Vurderingerne er som nævnt foreløbige, og det fremgår af notatet, at de er forbundet med betydelig usikkerhed. Der er efterfølgende iværksat et yderligere udredningsarbejde for at præcisere og dokumentere skønnene over udbyttetabene ved reduceret kvælstofanvendelse. På den baggrund vurderes det, at der ikke for nærværende er grundlag for at revidere forudsætningerne for beregning af omkostningerne ved reduceret kvælstoftilførsel. Det må dog forventes, at de kommende opdateringer af kvælstof-udbytterelationerne vil vise større tab ved reduceret kvælstoftilførsel end de nuværende modeller. Nærværende beregninger kan derfor ikke betragtes som et tilstrækkeligt grundlag for at vurdere de drifts- og samfundsøkonomiske omkostninger ved tiltag, der reducere den tilgængelige kvælstofmængde.

4.6.1 Implementeringsinstrument

Det forudsættes, at tiltaget implementeres ved regelstyring gennem kvælstofkvotesystemet i form af en nedsættelse af samtlige bedrifters kvælstofkvote med 10 %. Tiltaget vil reducere jordrenten, men i et så begrænset omfang, at det næppe vil føre til en nævneværdig reduktion i det dyrkede areal. Det skyldes, at dyrkningen vil være økonomisk fordelagtig, så længe jordrenten er positiv. Der forudsættes ikke at være ekstra administrationsomkostninger for staten, da der er tale om en stramning af et eksisterende instrument.

4.6.2 Konsekvenser af tiltaget

Konsekvenserne af tiltaget ses i tabel 4.7.1. Tiltaget indebærer, at anvendelsen af handelsgødningskvælstof reduceres med 36.800 fra år 2013 (Olesen et al., 2013). Det antages, at reducere lattergasudledningen med 175.000 ton CO_2-ækv./år (op. cit.). Derudover forventes en reduktion i N-udvaskningen fra rodzonen på knap 10.000 ton/år samt en reduktion i ammoniakfordampning på 552 ton/år (op. cit.). Der er vist overlap mellem dette tiltag og andre tiltag, som reducerer det samlede forbrug af handelsgødningskvælstof. Det skyldes, at et mindre samlet kvælstofforbrug vil betyde en (mindre) nedsættelse af det beregnede reduktionspotentiale for nærværende tiltag.

Tabel 4.7.1 Konsekvensskema for reduktion af kvælstofkvoten med 10 %

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Kvælstofforbrug i alt	Ton N	2013	368.000
Reduktion af handelsgødningskvælstof	Ton N	Årligt	36.800
Driftsøkonomiske omkostninger	Mio. kr.	Årligt	166
Reduktion af lattergas	Ton CO_2-ækv.	Årligt	175
Reduktion af ammoniakfordampning	Ton N	Årligt	552
Reduktion af N-udvaskning fra rodzonen	Ton N	Årligt	9.963

Kilde: Olesen et al. (2013) samt egne beregninger.

Som det fremgår af tabel 4.7.2, omfatter drivhusgaseffekten af tiltaget en lattergasreduktion svarende til 175.000 ton CO_2-ækv./år.

Tabel 4.7.2 Klimaeffekt ved reduktion af N-kvote med 10 %, 2013

	Reduktion af lattergas
1.000 ton CO_2-ækv./år	175

Kilde: Olesen et al. (2013).

4.6.3 Driftsøkonomiske omkostninger ved reduktion af kvælstofkvoten med 10 %

De driftsøkonomiske nettoomkostninger ved tiltaget består af reducerede udbytter som følge af mindre gødningstilførsel minus lavere omkostninger til kvælstofgødning. Som udgangspunkt for beregningerne er det forudsat, at kvælstofreduktionen gennemføres ved en nedsættelse af samtlige bedrifters kvælstofkvote med 10 %. Dvs. at der ikke forudsættes en differentiering af kvotereduktionerne efter forskelle i de marginale reduktionsomkostninger fra bedrift til bedrift. I overensstemmelse med jordrenteberegningerne forudsættes en kornpris på 122 kr./hkg (gennemsnit for de sidste fem år) samt en kvælstofpris på 8,55 kr./kg N (Budgetkalkuler 2012). Kvælstofprisen har iflg. Budgetkalkulerne bevæget sig i intervallet 7-10 kr./kg N gennem de sidste fem år. Kornprisen har ultimo 2012 ligget på 160-180 kr./hkg. Det aktuelle tab ved reduceret en kvælstofkvote vil derfor være en del højere end det her beregnede, hvor der som nævnt forudsættes en langsigtskornpris på 122 kr./hkg.

Tabel 4.7.3 viser de beregnede driftsøkonomiske omkostninger ved tiltaget. Som det fremgår af tabellen, er nettoomkostningerne beregnet til 166 mio. kr./år. Det svarer til et tab på 4,5 kr. pr. kg N der fjernes. Dette estimat må som tidligere nævnt betegnes som et underkantskøn.

Tabel 4.7.3 Driftsøkonomiske omkostninger ved 10 % reduktion af kvælstofkvoten

År	Reduktion af N-kvote	Sparede udgifter til handelsgødning	Udbyttetab	Nettoomkostninger
	tons	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	36.800	315	481	166
2014	36.800	315	481	166
…				
2020	36.800	315	481	166
…				
2042	36.800	315	481	166
NPV 2013-2042		5.441	8.311	2.870
Årligt		315	481	166

Kilde: Egne beregninger.

4.6.4 Samfundsøkonomiske omkostninger ved reduktion af kvælstofkvoten med 10 %

I de samfundsøkonomiske omkostningsberegninger inddrages gevinsterne ved reduceret kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning på hhv. ca. 10.000 ton N og 550 ton N om året. Disse sideeffekter en samfundsøkonomisk skyggepris på hhv. 55 og 54 kr./kg N.

Forvridningstab ifm. implementering af regler og påbud beregnes med udgangspunkt i omkostningerne for landbruget. Forvridningstabet er estimeret til 18 pct. af omkostningerne for landbruget beregnet i faktorpriser (Energistyrelsen, 2012a).

Tabel 4.7.4 viser resultaterne af de samfundsøkonomiske beregninger. Som det fremgår af tabellen, afhænger tiltagets omkostningseffektivt af, hvorvidt sidegevinster i form af reduceret kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning medregnes. Inklusive værdien af sideeffekterne giver tiltaget en samfundsmæssig gevinst på 1.810 kr./ton CO_2-ækv. Uden værdien af sideeffekterne bliver CO_2-skyggeprisen 1.425 kr./CO_2-ækv. Den store forskel i skyggepriserne viser, at tiltaget primært må betragtes som et miljøpolitisk virkemiddel til reduktion af kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning – med reduceret drivhusgasudledning som en positiv sideeffekt.

Tabel 4.7.4 Samfundsøkonomiske omkostninger ved 10 % reduktion af kvælstofnormen

År	Drifts-omk.	Skattefor vridnings tab	Værdi af reduceret N-udvaskning	Værdi af reduceret ammoniak-fordampning	Nettoomk. uden sideeffekter	Nettoomk. med sideeffekter	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2013	220	30	537	31	250	-317	175
2014	220	30	537	31	250	-317	175
2015	220	30	537	31	250	-317	175
2016	220	30	537	31	250	-317	175
2017	220	30	537	31	250	-317	175
2018	220	30	537	31	250	-317	175
2019	220	30	537	31	250	-317	175
2020	220	30	537	31	250	-317	175
NPV (2013-2042)	3.803	517	9.278	528	4.320	-5.486	3.031
Skyggepris med værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.							-1.810
Skyggepris uden værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.							1.425

Kilde: Egne beregninger.

4.6.5 Opsummering af beregningsresultater for reduceret kvælstofkvote

Tabel 4.7.5 opsummerer resultaterne og viser den samlede lattergasreduktion på 175.000 ton CO_2-ækv. årligt som følge af reduceret handelsgødningsforbrug. Den samfundsøkonomiske CO_2-skyggepris er uden sideeffekter 1.425 kr./ton CO_2-ækv. Med sidegevinsterne giver tiltaget en samfundsøkonomisk gevinst på 1.810 kr./CO_2-ækv. hvilket gør tiltaget relevant fra en generel, miljøpolitisk synsvinkel. Derimod er der tale om en relativt høj CO_2-skyggepris, hvis der kun ses på drivhusgasudledningerne.

Som nævnt i indledningen må det forventes, at igangværende analyser af udbyttetabene ved reduceret kvælstofanvendelse vil vise større tab end de nuværende modeller. De foreliggende

beregninger kan derfor ikke betragtes som et tilstrækkeligt grundlag til vurdering af de drifts- og samfundsøkonomiske omkostninger ved tiltag, der reducere den tilgængelige kvælstofmængde.

Tabel 4.7.5 Klimaeffekt og samfundsøkonomi

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Reduktion af drivhusgasser	1.000 ton CO_2-ækv.	2013	175
Samfundsøkonomisk skyggepris			
- med sidegevinster	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	-1.810
- uden sidegevinster	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	1.425

Kilde: Egne beregninger.

4.6.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 %

I tabel 4.7.6 ses resultaterne af følsomhedsberegninger med ændrede diskonteringsrater. Som det fremgår af tabellen påvirkes CO_2-skyggepriserne ikke af ændrede diskonteringsrater. Det skyldes, at der ikke er nogen tidsmæssig forskydning mellem omkostninger og resulterende benefits (herunder reducerede drivhusgasudledninger) gennem analyseperioden.

Tabel 4.7.6 Følsomhedsanalyse: Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved reduktion af kvælstofkvoten med 10 %, 3 og 6 % diskonteringsrente

	Diskonteringsrente	
	3 %	6 %
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	3.436	2.413
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	4.897	3.439
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-6.219	-4.367
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	-1.810	-1.810
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	1.425	1.425

Kilde: Egne beregninger.

4.7 Skærpelse af N-udnyttelseskrav for afgasset husdyrgødning

Afgasning i biogasanlæg bevirker, at kvælstof bundet i husdyrgødning bliver lettere tilgængelig, og det medfører, at en mængde handelsgødningskvælstof svarende til 11 % af den afgassede gødningsmængde kan spares (Olesen et al., 2013). I dag bliver der ikke korrigeret for denne besparelse i kvælstofnormerne. Tiltaget forudsætter, at kvælstofnormen på de berørte bedrifter reduceres svarende til den større effektivitet i udnyttelsen af husdyrgødningskvælstoffet i afgasset gylle. Det vil indebære, at muligheden for tildeling af handelsgødningskvælstof reduceres tilsvarende. Herved reduceres lattergas-, kvælstof- samt ammoniakudledningen. Tiltaget omfatter et scenarium, hvor 50 % af gyllen afgasses.

Der vil være overlap/potentiel konflikt mellem dette tiltag og tiltaget afgasning af husdyrgødning. Det skyldes, at tiltaget medfører en reduktion i gevinsten ved at afgasse husdyrgødning, idet den nuværende mulighed for at øge den effektive kvælstofanvendelse gennem afgasning af husdyrgødning modsvares af reduceret adgang til handelsgødningskvælstof. Samtidig spares der omkostninger til køb af den reducerede mængde handelsgødningskvælstof. Nettoomkostningen ved

tiltaget er beregnet til 0,5 kr./kg N. Da nettoomkostningen ved stramningen af N-udnyttelseskravet er forholdsvist beskeden, er ikke gjort forsøg på at beregne en effekt i form at reduceret udbygning af biogaskapaciteten.

4.7.1 Implementeringsinstrument

Det forudsættes, at tiltaget implementeres ved regelstyring gennem kvælstofkvotesystemet. Tiltaget indebærer, at de berørte bedrifter får reduceret deres kvælstofkvote svarende til den mængde N, som modsvarer stramningen af udnyttelseskravet til N i afgasset gylle.

4.7.2 Konsekvenser af tiltaget

Tabel 4.8.1 opsummerer konsekvenserne af tiltaget. Under de nævnte forudsætninger vil forbruget af handelsgødningskvælstof blive reduceret med 9.300 ton N om året (Olesen et al., 2013). Det antages at reducere ammoniakfordampningen med 139 ton N/år og N-udvaskningen fra rodzonen 2.503 ton N/år (op. cit.).

Tabel 4.8.1 Konsekvensskema for skærpelse af N-udnyttelseskrav for afgasset husdyrgødning

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Andel af gyllemængde der afgasses	Procent	2020	50 %
Reduktion	Ton N	2020	9.269
Driftsøkonomisk gevinst	Mio. kr.	Årligt	45
Reduktion af lattergas	1.000 ton CO_2-ækv.	2020	48
Reduktion af ammoniakfordampning	Ton N	2020	139
Reduktion af N-udvaskning fra rodzonen	Ton N	2020	2.503

Kilde: Olesen et al. 2013 samt egne beregninger.

Tabel 4.8.2 viser, klimaeffekten vil være en reduktion af lattergasemissionerne svarende til 48 tusinde ton CO_2-ækv./år ved fuld implementering af tiltaget.

Tabel 4.8.2 Klimaeffekt ved skærpelse af N-udnyttelseskrav til afgasset husdyrgødning i 2020

	Reduktion af lattergas
1.000 ton CO_2-ækv.	48

Kilde: Olesen et al. (2013).

Det antages, at tiltaget implementeres frem til 2020 i takt med, at den forudsatte afgasning af husgødning øges til 50 % af gyllemængden. Denne indfasning ses af tabel 4.8.3, hvor effekterne på sparet gødningsmængde, lattergas, ammoniakfordampning samt N-udvaskning er opstillet. I år 2013 vil 13,25 % af husdyrgødningen således blive afgasset og dette giver en besparelse på 2.456 ton handelsgødning, 13.000 ton CO_2-ækvivalenter i form af lattergas, 663 ton kvælstofudvaskning fra rodzonen og 37 ton ammoniakfordampning. Disse effekter stiger herefter hvert år med 5,25 procentpoint af det samlede potentiale ved fuld afgasning af gylle indtil 2020.

Tabel 4.8.3 Tidssti for effekter ved indfasning af skærpet N-udnyttelseskrav til afgasset husdyrgødning

År	Andel af husdyrgødning der afgasses	Red. gødnings anvendelse, ton N	Lattergas red., ton CO_2-ækv.	Red. N-udvaskning, ton N	Red. ammoniak fordampning, ton N
	%	ton N	ton CO_2-ækv.	ton N	ton N
2013[1]	13,2 %	2.456	12.760	663	37
2014	18,5 %	3.430	17.816	926	51
2015	23,7 %	4.403	22.871	1.189	66
2016	29,0 %	5.376	27.927	1.451	81
2017	34,2 %	6.349	32.983	1.714	95
2018	39,5 %	7.323	38.039	1.977	110
2019	44,7 %	8.296	43.094	2.240	124
2020	50,0 %	9.269	48.150	2.503	139

1. Der er ved periodens start 8 %, der benytter afgasset husdyrgødning.

Kilde: Olesen et al. (2013) samt egne beregninger.

4.7.3 Driftsøkonomiske omkostninger ved reduktion af N-normen

De driftsøkonomiske nettoomkostninger består af mistede udbytter som følge af mindre N-gødskning samt besparelse på indkøbt gødning. Udbyttetab og omkostninger er beregnet ved anvendelse af IFROs kvælstofoptimeringsmodel.[16] De sparede udgifter til handelsgødning opvejer ikke det udbyttetab, der vil finde sted, således at der er et nettotab for landbruget ved tiltaget. Det svarer til 42 mio. kr. årligt ved fuld implementering af i 2020. Tabel 4.8.4 viser en tidssti for perioden 2013-2020 med de årlige udgifter, der antages at være konstante fra år 2020 frem til 2042. Det samlede tab i perioden har en nutidsværdi på ca. 612 mio. kr.

Det må forventes, at igangværende opdateringer af kvælstof-udbytterelationerne vil vise større tab ved reduceret kvælstoftilførsel end de nuværende modeller. Nærværende beregninger kan derfor ikke betragtes som et tilstrækkeligt grundlag for at vurdere de drifts- og samfundsøkonomiske omkostninger ved tiltag, der reducere den tilgængelige kvælstofmængde.

[16] Udbyttetab og omkostninger er beregnet ved anvendelse af et ad-hoc modelapparat udarbejdet af IFRO til brug for miljøøkonomiske analyser for bl.a. Kvælstofudvalget (Ørum 2012, Ørum 2012b og Ørum et al 2012). Beregningerne er desuden baseret på markblokkort 2011 (Ministeriet for Fødevarer, landbrug og Fiskeri) og Kort over jordbundstyper (DJF-geodata).

Tabel 4.8.4 Driftsøkonomiske omkostninger ved skærpet N-udnyttelseskrav til afgasset husdyrgødning

År	Red. gødningsanvendelse	Udbyttetab	Red. gødningsomkostninger	Nettoomkostning
	ton N	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	2.456	32	21	11
2014	3.430	45	29	15
2015	4.403	57	38	20
2016	5.376	70	46	24
2017	6.349	83	54	29
2018	7.323	96	63	33
2019	8.296	108	71	37
2020	9.269	121	79	42
…				
2042	9.269	121	79	42
NPV 2013-2042		1.774	1.163	612
Årligt		103	67	35

Kilde: Egne beregninger.

4.7.4 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved skærpet udnyttelseskrav til afgasset husdyrgødning

I de samfundsøkonomiske beregninger indgår værdien af reduceret ammoniakfordampning og kvælstofudvaskning fra rodzonen med skyggepriser på hhv. 55 og 54 kr./kg N. Forvridningstab ifm. implementering af regler og påbud beregnes med udgangspunkt i omkostningerne for landbruget. Forvridningstabet er estimeret til 18 pct. af omkostningerne for landbruget beregnet i faktorpriser (Energistyrelsen, 2012a).

De beregnede CO_2-skyggepriser ses i tabel 4.8.5. Medregnes sideeffekterne. fås en samfundsøkonomisk gevinst på 1.663 kr./ton CO_2-ækv. Uden sideeffekter er CO_2-skyggeprisen 1.303 kr./ton CO_2-ækv. Tiltaget må derfor primært betragtes som et miljøpolitisk virkemiddel til reduktion af kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning – med reduceret drivhusgasudledning som en positiv sideeffekt.

Tabel 4.8.5 Samfundsøkonomiske omkostninger ved skærpet udnyttelseskrav til afgasset husdyrgødning

År	Drifts omk.	Skatteforvridningstab	Red. N-udvaskning	Red. ammoniakfordampning	Nettoomk. u. sideeffekter	Nettoomk. m. sideeffekter	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2013	15	2	36	2	17	-21	13
2014	20	3	50	3	23	-30	18
2015	26	4	64	4	30	-38	23
2016	32	4	78	4	36	-46	28
2017	38	5	93	5	43	-55	33
2018	44	6	107	6	50	-63	38
2019	49	7	121	7	56	-72	43
2020	55	8	135	8	63	-80	48
NPV (2013-2042)	811	110	1.983	113	921	-1.175	706
Skyggepris med værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.							-1.663
Skyggepris uden værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.							1.303

Kilde: Egne beregninger.

4.7.5 Opsummering af beregningsresultater

Tabel 4.8.6 opsummerer beregningsresultaterne. Som det ses, vil fuld implementering af tiltaget i år 2020 medføre en reduceret lattergasudledning svarende til 48.000 ton CO_2-ækv./år. Tiltaget har en CO_2-skyggeprisen på 1.303 kr./ton CO_2-ækv. uden sidegevinster. Tiltaget er relevant set fra et bredere miljøpolitisk perspektiv pga. de høje sidegevinster i form af reduceret kvælstofudvaskning og reduceret ammoniakfordampning. Her er der beregnet en samfundsmæssig gevinst på 1.663 kr./ton CO_2-ækv.

Som tidligere nævnt må det forventes, at igangværende analyser af udbyttetabene ved reduceret kvælstofanvendelse vil vise større tab end de nuværende modeller. De foreliggende beregninger kan derfor ikke betragtes som et tilstrækkeligt grundlag til vurdering af de drifts- og samfundsøkonomiske omkostninger ved tiltag, der reducere den tilgængelige kvælstofmængde.

Tabel 4.8.6 Klimaeffekt og samfundsøkonomiske omkostninger ved skærpet udnyttelseskrav til afgasset husdyrgødning

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Reduktion af drivhusgasser	1.000 ton CO_2-ækv.	2020	48
Samfundsøkonomisk skyggepris			
- med sidegevinster	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	-1.663
- uden sidegevinster	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	1.303

Kilde: Egne beregninger.

4.7.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 %

I tabel 4.8.7 ses resultaterne af følsomhedsberegninger med ændrede diskonteringsrater. Som det fremgår af tabellen, påvirkes CO_2-skyggepriserne ikke af ændrede diskonteringsrater. Det skyldes, at der ikke er nogen tidsmæssig forskydning mellem omkostninger og resulterende benefits (herunder reducerede drivhusgasudledninger) gennem analyseperioden.

Tabel 4.8.7 Følsomhedsanalyse: Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved skærpet udnyttelseskrav til afgasset husdyrgødning, 3 og 6 % diskonteringsrente

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	814	543
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	1.061	720
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-1.354	-904
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	-1.663	-1.663
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	1.303	1.303

Kilde: Egne beregninger.

4.8 Skærpet krav til kvælstofudnyttelse for udvalgte typer husdyrgødning

Tiltaget omfatter minkgylle, fjerkrægylle/-gødning, ajle, fast gødning og dybstrøelse. Udnyttelseskravet forudsættes øget med 5 % for minkgylle og dybstrøelse, med 10 % for fjerkrægylle og med 20 % for ajle (Olesen et al., 2013). Udnyttelseskravet til fast gødning forudsættes derimod reduceret med 10 %.

4.8.1 Implementeringsinstrument

Det forudsættes, at tiltaget implementeres ved regelstyring gennem kvælstofkvotesystemet. Tiltaget indebærer, at de berørte bedrifter får reduceret deres kvælstofkvote svarende til den mængde N, som modsvarer stramningen af udnyttelseskravet til N i bedriftens produktion af husdyrgødning. Tiltaget medfører en marginal forøgelse af omkostningerne for de berørte husdyrproduktioner, da husdyrgødningen fra disse produktioner fremover vil fortrænge en (lidt) større mængde handelsgødningskvælstof. For fast gødning, hvor N-udnyttelseskravet reduceres, er forholdet det omvendte. Da konsekvenserne for indtjeningen i de pågældende husdyrproduktioner er små i forhold til de samlede produktionsomkostninger, er der ikke gjort forsøg på at beregne en udbudseffekt af tiltaget.

4.8.2 Konsekvenser af tiltaget

Tabel 4.9.1 viser konsekvenserne af dette tiltag. Det øgede udnyttelseskrav til de nævnte typer husdyrgødning resulterer i en fortrængning af handelsgødningskvælstof svarende til ca. 3.100 tons N (Olesen et al., 2013). Reduktionen i kvælstoftilførslerne antages at medføre en lattergasreduktion svarende til 17.000 ton CO_2-ækv., mens der spares 47 ton ammoniakfordampning samt 843 ton kvælstofudvaskning fra rodzonen per år (op. cit.). Tiltaget overlapper ikke med andre tiltag i nærværende undersøgelse.

Tabel 4.9.1 Konsekvensskema

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Reduktion af handelsgødningsforbrug	Ton N	2013	3.100
Driftsøkonomiske omkostninger	Mio. kr.	Årligt	14
Reduktion af lattergas	1.000 ton CO_2-ækv.	2013	17
Reduktion af ammoniak	Ton N	2013	47
Reduktion af N-udvaskning fra rodzonen	Ton N	2013	843

Kilde: Olesen et al. (2013) samt egne beregninger.

Det antages, at tiltaget implementeres med fuld effekt fra år 2013. Tabel 4.9.2 viser, at drivhusgasreduktionen vil være på 17.000 ton fra 2013.

Tabel 4.9.2 Klimaeffekt ved skærpelse af udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning, 2013

	Reduktion af lattergas
1.000 ton CO2-ækv./år	17

Kilde: Olesen et al. (2013).

4.8.3 Driftsøkonomiske omkostninger ved skærpet N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning

Det forventes ikke, at det øgede udnyttelseskrav i sig selv vil føre til en forøgelse af den effektive udnyttelse af kvælstofindholdet i de nævnte typer husdyrgødning. Det skyldes, at det økonomiske nettotab på omkring 0,5 kr./kg reduceret kvælstof vurderes som for lavt til at give afgørende økonomiske incitamenter til teknologiforbedringer ifm. husdyrgødningsanvendelsen. Det forudsættes derfor, at de driftsøkonomiske nettoomkostninger ved tiltaget udgøres af reducerede udbytter som følge af mindre gødningstilførsel minus lavere omkostninger til handelsgødningskvælstof. Udbyttetab og omkostninger er beregnet ved anvendelse af IFROs kvælstofoptimeringsmodel[17]. Tabel 4.9.3 viser tiltagets driftsøkonomiske omkostninger, der er beregnet til et tab på ca. 14 mio. kr./år, hvilket svarer til en nutidsværdi for hele perioden på 243 mio. kr.

Det må forventes, at igangværende opdateringer af kvælstof-udbytterelationerne vil vise større tab ved reduceret kvælstoftilførsel end de nuværende modeller. Nærværende beregninger kan derfor ikke betragtes som et tilstrækkeligt grundlag for at vurdere de drifts- og samfundsøkonomiske omkostninger ved tiltag, der reducere den tilgængelige kvælstofmængde.

[17] Udbyttetab og omkostninger er beregnet ved anvendelse af ad-hoc modelapparat udarbejdet af IFRO til brug for miljøøkonomiske analyser for bl.a. Kvælstofudvalget (Ørum 2012, Ørum 2012b og Ørum et al 2012). Beregningerne er desuden baseret på markblokkort 2011 (Ministeriet for Fødevarer, landbrug og Fiskeri) og Kort over jordbundstyper (DJFgeodata).

Tabel 4.9.3 Driftsøkonomiske omkostninger ved skærpet N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning

År	Reduktion i N-tilførsel	Udbyttetab	Sparet udgift til handelsgødning	Nettoomkostning
	ton N	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	3.121	41	27	14
2014	3.121	41	27	14
…				
2020	3.121	41	27	14
…				
2042	3.121	41	27	14
NPV 2013-2042		704	461	243
Årligt		41	27	14

Kilde: Egne beregninger.

4.8.4 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved skærpet N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning

Tiltaget vil reducere udledningen af lattergas med 17 tusinde tons/år. Derudover reduceres ammoniakfordampningen med 47 ton N/år samt kvælstofudvaskning fra rodzonen med 843 ton N/år, hvor de samfundsøkonomiske skyggepriser for reduktion af ammoniak og kvælstof er hhv.55 og 54 kr./kg N.

Forvridningstab ifm. implementering af regler og påbud beregnes med udgangspunkt i omkostningerne for landbruget. Forvridningstabet er estimeret til 18 pct. af omkostningerne for landbruget beregnet i faktorpriser (Energistyrelsens, 2012).

I tabel 4.9.4 nedenfor ses de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved tiltaget frem til 2020. Som det fremgår af tabellen, afhænger skyggeprisen af, om værdien af sidegevinsterne medregnes. Hvis de gør det, er der en samfundsøkonomisk gevinst på 1.608 kr./ton CO_2-ækv. Hvis værdien af sidegevinsterne ikke tages med, udgør skyggeprisen 1.259 kr./CO_2-ækv. Tiltaget må derfor primært betragtes som et miljøpolitisk virkemiddel til reduktion af kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning – med reduceret drivhusgasudledning som en positiv sideeffekt.

Tabel 4.9.4 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved skærpet N-udnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning

År	Driftsomkostning	Skatteforvridningstab	Værdi af red. N-udvaskning	Værdi af red. ammoniakfordampning	Nettoomk. uden side-effekter	Nettomk. med side-effekter	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2013	19	3	46	3	21	-27	17
2014	19	3	46	3	21	-27	17
2015	19	3	46	3	21	-27	17
2016	19	3	46	3	21	-27	17
2017	19	3	46	3	21	-27	17
2018	19	3	46	3	21	-27	17
2019	19	3	46	3	21	-27	17
2020	19	3	46	3	21	-27	17
NPV (2013-2042)	322	44	787	45	366	-467	290
Skyggepris med værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.							-1.608
Skyggepris uden værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.							1.259

Kilde: Egne beregninger.

4.8.5 Opsummering af beregningsresultater for skærpet kvælstofudnyttelseskrav for udvalgte typer husdyrgødning

Som det ses af tabel 4.9.5 nedenfor, kan der ved skærpelse af udnyttelseskravet for udvalgte typer husdyrgødning årligt opnås en lattergasreduktion svarende til 17.000 ton CO_2-ækv. som følge af reduceret handelsgødningsforbrug. Tiltaget vil give landbruget omkostninger på ca. 14 mio. kr. om året. De samfundsøkonomiske skyggepriser er -1.608 kr./ ton CO_2-ækv. og 1.259 kr./ton CO_2-ækv., med og uden sidegevinster. Tiltaget må derfor primært ses som relevant for kvælstofpolitikken.

Som tidligere nævnt må det forventes, at igangværende analyser af udbyttetabene ved reduceret kvælstofanvendelse vil vise større tab end de nuværende modeller. De foreliggende beregninger kan derfor ikke betragtes som et tilstrækkeligt grundlag til vurdering af de drifts- og samfundsøkonomiske omkostninger ved tiltag, der reducere den tilgængelige kvælstofmængde.

Tabel 4.9.5 Klimaeffekt og samfundsøkonomi

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Reduktion af drivhusgasser	1.000 ton CO_2-ækv.	2013	17
Samfundsøkonomisk skyggepris			
- med sideeffekter	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	-1.608
- uden sideeffekter	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	1.259

Kilde: Egne beregninger.

4.8.6 Følsomhedsanalyse: diskonteringsrenter på 3 og 6 %

I tabel 4.9.6 ses resultaterne af følsomhedsberegninger med ændrede diskonteringsrater. Som det fremgår af tabellen, påvirkes CO_2-skyggepriserne ikke af ændrede diskonteringsrater. Det skyldes, at der ikke er nogen tidsmæssig forskydning mellem omkostninger og resulterende benefits (herunder reducerede drivhusgasudledninger) gennem analyseperioden

Tabel 4.9.6 Følsomhedsanalyse: Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved Skærpelse af N-udnyttelseskrav for udvalgte typer af husdyrgødning, 3 og 6 % diskonteringsrente

	Diskonteringsrente	
	3 %	6 %
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	329	231
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	414	291
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-529	-371
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	-1.608	-1.608
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	1.259	1.259

Kilde: Egne beregninger.

4.9 Fedt i foder til malkekøer

Ved ændringer i fodersammensætning til kvæg kan metanudledningen fra dyrenes vom reduceres. Med de kendte teknologier er øget fedtandel i foderet til malkekøer (som substitut for korn) det mest relevante tiltag til at reducere metanudledningen fra mælkeproduktionen. For at forebygge sundhedsskadelige virkninger for forbrugerne forudsættes det, at tiltaget afgrænses til kun at omfatte plantefedtstoffer med en sundhedsmæssigt fordelagtig fedtsyresammensætning, som fedtstoffet i raps eller rapskager (Møller & Martinussen, 2009). Tiltaget forudsætter, at der fodres med mere rapskage og rapsfrø, mens andelen af byg og sojaskrå reduceres (Kristensen & Lund, 2012). Ved de gældende prisrelationer er fedt i de nævnte kategorier noget dyrere end korn pr. foderenhed. Før en evt. beslutning om implementering af tiltaget vil der være behov for at undersøge, om øget fodring med rapsprodukter vil påvirke mælkens smag og øvrig kvalitetsparametre.

Som grundlag for beregningerne antages det, at fodersammensætningen ændres for 80 % af den konventionelle malkekobestand og 25 % for den økologiske malkekobestand (Olesen et al., 2013, Kristensen & Lund 2012). Potentialet for økologisk kvæg må betragtes som ret begrænset. Det skyldes dels, køerne skal på græs om sommeren, hvilket vanskeliggør tildeling af fedt, dels at

tilsætning af fedt i vinterfoderet er væsentligt dyrere for økologisk end for konventionelt malkekvæg.

4.9.1 Implementeringsinstrument

Beregningerne viser, at det ikke er driftsøkonomisk fordelagtigt at erstatte korn og sojaskrå med raps og rapskager i kvægfoder. Tiltaget må derfor understøttes af et implementeringsinstrument. Et muligt implementeringsinstrument er regelstyring i form af krav om anvendelse af en bestemt mængde vegetabilsk fedt pr. ko, dvs. et fast iblandingskrav. Pga. af ufølsomhed over for varierende prisrelationer mellem korn og fedt kan man ikke regne med, at regelstyring vil være omkostningsefficient. En omkostningsefficient implementering vil kunne opnås gennem afgiftsstyring. Det kan være en afgift, som pålægges malkekøer, hvis der ikke fodres med fedt i et omfang, som mindst svarer til en forudsat mængde. For at skabe det nødvendige incitament skal afgiften være højere end meromkostningen ved at ændre fodringspraksis i det ønskede omfang. De driftsøkonomiske beregninger viser, at det vil kræve en afgift på i størrelsesordenen 500 kr./ton CO_2-ækv.[18] at få hovedparten af de konventionelle mælkeproducenter til at ændre fodringspraksis som forudsat i scenariet. Ved en afgiftssats på 500 kr./ton CO_2-ækv. bliver afgiftsbeløbet 197 kr./malkeko årligt for de køer, der ikke tildeles fedt. Da de gennemsnitlige meromkostninger er beregnet til 176 kr./år for konventionelle malkekøer, må det antages, at de fleste konventionelle mælkeproducenter vil foretrække at ændre fodersammensætningen frem for at betale afgiften.

For økologisk mælkeproduktion ligger meromkostningerne ved øget fedttildeling på et væsentligt højere niveau. Her er den øgede udgift til foder beregnet til 1.416 kr./malkeko årligt. En afgift på 197 kr./malkeko kan derfor ikke forventes at give økologiske mælkeproducenter det fornødne økonomiske incitament til at ændre fodersammensætningen. I det følgende er det dog skønsmæssigt antaget, at en fjerdedel af den økologiske malkekobestand alligevel vil få tildelt fedt i det forudsatte omfang, fx af hensyn til markedsføringen af økologiske mælkeprodukter eller af principielle grunde. Denne antagelse er naturligvis forbundet med stor usikkerhed.

En omkostningsefficient implementering kan også opnås ved anvendelse af tilskud som implementeringsinstrument. Den væsentligste forskel er fordelingseffekterne, hvor afgiftsinstrumentet pålægger mælkeproducenterne omkostninger, vil tilskud være uden omkostninger for mælkeproducenterne, men derimod påføre staten/skatteborgerne udgifter svarende til tilskudsbeløbet. Ved anvendelse af tilskud vil implementering af tiltaget ikke belaste den økologiske mælkeproduktion, der som nævnt vil have problemer med at øge fedttildelingen. Konsekvenserne af at anvende tilskud som implementeringsinstrument beskrives i en følsomhedsanalyse.

[18] Afgiften bør svare til den samfundsmæssige CO_2-skyggepris, der ikke er kendt på nuværende tidspunkt.

4.9.2 Udvikling i malkekobestanden samt andel der tildeles fedt

I 2012 omfattede den danske malkekvægbestand 567.000 køer, hvoraf 63.158 var økologiske, svarende til knap 11 % af bestanden. Som bekrevet i afsnit 2.2.1, forventes det iflg. EU-landbrugsmodellen AGMEMOD, at den samlede malkekvægbestand vil falde med 8 % frem til år 2025. Grøn Vækst forudsætter samtidig, at det økologiske areal fordobles frem til 2020. I nærværende antages det på den baggrund, at den konventionelle malkekobestand falder til ca. 406.000 dyr i 2020, samt at den økologiske bestand vokser til ca. 126.000 køer.

Det beregnede antal malkekøer, der tildeles fedt, fremgår at tabel 4.10.1. Da tiltaget ikke kræver investeringer i nævneværdig grad, antages det, at implementeringen sker i fuldt omfang fra analyseperiodens begyndelse i 2013. Med den estimerede udvikling i malkekvægbestanden betyder det, at der i 2020 vil være ca. 356.700 malkekøer, som tildeles den forudsatte mængde fedt. Det betyder, at der i 2020 vil være omkring 176.000 køer – svarende til 33 % af den samlede bestand – som ikke tildeles den forudsatte fedtmængde.

Tabel 4.10.1 Udvikling af malkekvægsbestanden samt andel der tildeles fedt, 2012-2020

	Konventionelle	Økologiske	Malkekøer i alt
Antal malkekøer, 2012	503.842	63.158	567.000
Fordeling	89 %	11 %	100 %
Antal malkekøer, 2020	406.357	126.316	532.673
Fordeling	76 %	24 %	100 %
Fedttildeling	80 %	25 %	67 %
Antal køer tildelt fedt i 2013	392.832	17.219	410.051
Antal køer tildelt fedt i 2020	325.086	31.579	356.665
Årlig vækstrate	0,982	1,091[1]	0,990

1. Vækstrate indtil 2020, derefter holdes den økologiske bestand på 2020-niveau iflg. Grøn Vækst.

Kilde: AGMEMOD-fremskrivning, Naturerhvervsstyrelsen 2012 og egne beregninger

4.9.3 Konsekvenser af ændret fodersammensætning for malkekøer

Konsekvenserne af virkemidlet under de angivne implementeringsforudsætninger fremgår af tabel 4.10.2. De ændrede foderplaner er sammensat, således at der ikke forventes en nedgang i mælkeydelsen pr. årsko (Kristensen & Lund, 2012). Malkekvæg står for 2/3 af metanudledningen fra kvægproduktionen, og implementering af dette tiltag forventes at reducere udledningen af metan med ca. 10 %, hvilket svarer til 140.000 ton CO_2-ækv. i 2020, når der tages hensyn til den forventede udvikling i malkekobestanden. For hver malkeko vil der være en reduktion på 394 kg CO_2-ækv./år. Det er betydeligt lavere end i Rapport 205, hvor den forudsatte reduktion pr. ko var 840 kg CO_2-ækv./år (Olesen, 2009). Nedsættelsen skyldes nye forskningsresultater (Olesen et al., 2013).

Tabel 4.10.2 Klimaeffekt ved øget fedttildeling til malkekvæg, 1000 ton CO_2-ækv. i 2020

Antal malkekøer omfattet	356.665
Antal konventionelle malkekøer omfattet	325.086
Ton CO_2-ækv./ko/år	0,394
Samlet reduktion af metan, 1.000 ton CO_2-ækv.	141
Samlet reduktion af metan, konventionelle køer, 1.000 ton CO_2-ækv.	128

Kilde: Olesen et al. (2013) samt egne beregninger.

Den øgede fedttildeling reducerer metanudledningen fra kvægets fordøjelse, men forsøg har vist, at metanudledningen fra gyllen kan vokse ved øget fodring med fedt (Olesen et al., 2013). I nogle tilfælde vil denne øgede udledning overstige reduktionsgevinsten ved foderændringen. Denne øgede udledning fra gyllen ville dog kunne undgås ved anvendelse af husdyrgødningen i biogasproduktion eller ved forsuring af gyllen (op. cit.). I nærværende beregninger er afledte effekter i form af øget udledning fra gyllen ikke medregnet. Det skyldes dels usikkerhed mht. til omfanget af øget udledning fra gyllen, dels at en væsentlig del af husdyrgødningsproduktionen fremover forventes at blive omfattet af metanreducerende tiltag som afgasning eller forsuring. Lattergas er i modsætning til Rapport 205 ikke indregnet, da det ikke længere vurderes, at de potentielle foderændringer ændrer på køernes kvælstofudnyttelse (op. cit.).

4.9.4 Driftsøkonomiske omkostninger og implementering

Den forudsatte fodersammensætning er ændret siden tiltaget blev analyseret i Rapport 205, hvor ændringerne alene drejede sig om forholdet mellem byg og rapsfrø. I den opdaterede foderplan i tabel 4.10.3 forudsættes det, at en daglig standardfoderblanding for konventionelle malkekøer reduceres med 1,53 kg byg og 1,14 kg sojaskrå, som erstattes af 0,76 kg rapsfrø samt 1,69 kg rapskage (Kristensen & Lund, 2012). Da det ikke har været muligt at skaffe prisoplysninger om økologisk sojaskrå, udskiftes en større andel byg til fordel for øget andel rapskage og rapsfrø i den økologiske foderration.

Tabel 4.10.3 Pris- og mængdeforudsætninger ved ændring af fodersammensætning

	Ændring, kg/ko/dag		**Pris, kr./kg**		**Omkostningsændring, kr.**	
	Konventionel	**Økologisk**	**Konventionel**	**Økologisk**	**Konventionel**	**Økologisk**
Byg	-1,53	-2,59	1,72	2,67	-2,63	-6,91
Rapsfrø	0,76	0,76	3,73	5,70	2,84	4,34
Sojaskrå	-1,14	0,00	2,84	-	-3,25	0,00
Rapskage	1,69	1,58	2,08	4,08	3,53	6,45
I alt, pr. ko pr. dag					0,48	3,88
I alt, pr. ko pr. år					**176**	**1.416**

Kilde: Kristensen & Lund (2012), Budgetkalkuler 2012, DLG og egne beregninger.

Beregningerne i tabel 4.10.3 viser, at den årlige meromkostning per ko ved den forudsatte fedttildeling i form af rapsfrø og rapskage er 176 kr./år for konventionelle malkekøer og 1.416 kr./år for økologiske malkekøer. Sammenlignet med beregningerne i Rapport 205 er meromkostningerne er steget med en tredjedel for konventionelle malkekøer, og de er mere end fire gange så høje for

økologiske malkekøer. Dette hænger sammen med, at priserne i dag er højere på alle kraftfodertyper, samt at fedtholdige fodertyper er dyrere end korn pr. foderenhed. Det er således blevet dyrere at erstatte grovfoder med korn. I den økologiske foderplan skyldes de væsentligt større omkostningsstigninger, at fodermidlerne rapsfrø og rapskager har procentuelt højere økologiske merpriser end den foderbyg, der erstattes.

Ifølge fremskrivninger med landbrugsmodellen AGMEMOD følger byg- og rapspriserne hinanden over perioden 2013 til 2025. Det er derfor ikke nødvendigt at indregne ændringer i prisrelationerne. For at tage højde for engrosavancer, er priserne på byg, raps, sojaskrå og rapskager opgjort an mælkeproducent. Prisen på raps er ab landmand og pålagt en engrosavance på 20 øre/kg (Videncenter for Landbrug). Priserne på økologisk rapskage er dagsprisen oplyst af DLG fratrukket 15 % for at give den langsigtede pris (personlig meddelelse Peter Rønholt, DLG).

I tabel 4.10.4 ses tidsstien for implementering af tiltaget, som forventes fuldt implementeret i 2013. Det antages, at malkekobestanden holdes på 2025-niveau fra 2026 og frem. Antallet af køer, der ikke får tildelt fedt, stiger indtil 2020 pga. omlægning til økologi, hvor andelen af køer, der tildeles fedt, er lavere. Derefter følger faldet den generelle nedgang i bestanden frem til 2025. Udviklingen i afgiftsbetalingerne for køer, der ikke tildeles fedt, følger samme mønster. Afgiftsbetalingen vil udgøre 30 mio. kr. i 2013 stigende til 35 mio. kr. frem til 2025. Driftsomkostningerne er opgjort som et vægtet gennemsnit af omkostningerne ved konventionelle hhv. økologiske foderplaner. Som det fremgår af tabellen forventes de samlede omkostninger at vokse fra 94 mio. kr./år i 2013 til 102 mio. kr./år i 2025. De stigende omkostninger afspejler det forhold, at andelen af økologiske køer i den samlede malkekobestand forventes at vokse i løbet af perioden. Da omkostningerne ved fedttildeling er væsentligt større for økologiske køer, forklarer det væksten i omkostningerne. Stabiliseringen i omkostningsniveauet fra 2020 skal ses i sammenhæng med, at scenariet kun omfatter en stigning i antallet af økologiske køer frem 2020.

Tabel 4.10.4 Budgetøkonomisk opgørelse af landbrugets omkostninger ved øget fedt til malkekøer, *konventionelle* og *økologiske*, mio. kr.

År	Antal køer tildelt fedt	Driftsomk.	Antal køer ikke tildelt fedt	Afgiftsbetalinger for køer ikke tildelt fedt	Driftsomk. og afgiftsbetalinger i alt
	stk.	mio. kr.	stk.	mio. kr.	mio. kr.
2013	410.051	94	149.864	30	123
2014	401.091	94	151.910	30	124
2015	393.320	95	154.640	30	125
2016	386.564	96	158.048	31	127
2017	379.384	97	161.810	32	129
2018	372.300	99	166.100	33	131
2019	364.699	100	170.809	34	134
2020	356.665	102	176.008	35	137
2021	354.896	102	175.566	35	137
2022	353.169	102	175.134	35	137
2023	351.720	102	174.772	35	137
2024	350.687	102	174.514	35	137
2025	348.901	102	174.067	35	137
2026-2042[1]	348.901	102	174.067	35	137
NPV (2013-2042)		1.717		579	2.296

1. Det antages, at bestanden og dermed de totale driftsomkostninger holdes på 2025-niveau fra 2026 og frem.

Kilde: Egne beregninger på grundlag af fremskrivning af malkekobestanden med AGMEMOD.

Ved kun at medtage den konventionelle malkekobestand falder omkostningerne betydeligt. Tabel 4.10.5 viser, at de samlede driftsøkonomiske omkostninger udgør 69 mio. kr. i 2013, hvorefter de falder gradvist til 56 mio. kr./år i slutningen af perioden. Afgiftsbetalingen for de omkring 98.000 konventionelle malkekøer, der ikke får tildelt fedt i 2013, vil udgøre 19 mio. kr. faldende til 16 mio. kr. i år 2025 og derefter.[19]

[19] Det forudsættes her, at der vil være muligt at begrænse afgiften til den konventionelle malkekobestand. Om det i praksis vil være muligt, vil afhænge af, om EU vil acceptere, at forskellige afgiftsregler for hhv. konventionelle og økologiske malkekøer. Begrundelsen skulle i givet fald være, at økologisk drift indebærer andre miljøfordele.

Tabel 4.10.5 Budgetøkonomisk opgørelse over driftsøkonomien ved øget fedt til *konventionelle* malkekøer, mio. kr. år

År	Antal køer tildelt fedt	Driftsomk.	Antal køer ikke tildelt fedt	Afgiftsbetalinger for køer ikke tildelt fedt	Driftsomk. og afgift betalinger i alt
	stk.	mio. kr.	stk.	mio. kr.	mio. kr.
2013	392.832	69	98.208	19	89
2014	382.314	67	95.579	19	86
2015	372.843	66	93.211	18	84
2016	364.234	64	91.059	18	82
2017	355.033	63	88.758	17	80
2018	345.745	61	86.436	17	78
2019	335.741	59	83.935	17	76
2020	325.086	57	81.271	16	73
2021	323.317	57	80.829	16	73
2022	321.590	57	80.397	16	73
2023	320.141	56	80.035	16	72
2024	319.108	56	79.777	16	72
2025	317.322	56	79.330	16	72
2026-2042[1]	317.322	56	79.330	16	72
NPV (2013-2042)		1.022		285	1.307

1. Det antages, at bestanden og dermed de totale driftsomkostninger holdes på 2025-niveau fra 2026 og frem.

Kilde: Egne beregninger på grundlag af fremskrivning af malkekobestanden med AGMEMOD.

Tabel 4.10.6 viser omkostningerne ved fedttildeling til økologiske køer. Omkostningerne ved fedttildeling stiger fra 24 til 45 mio. kr. på årsbasis i perioden 2013 til 2020, som følge at stigende bestand frem til 2020. Herefter antages bestanden af økologiske køer og dermed de totale driftsomkostninger ligge konstant på 2020-niveau. Omkostningsnivauet skal sammenholdes med, at det antal økologiske køer, der tildeles fedt i scenariet, svarer til en tiendel af de konventionelle i 2020, mens omkostningerne er hhv. 56 og 45 mio. kr. for konventionelle og økologiske køer. Afgiftsbetalingerne for de økologiske malkekvæg, som ikke får tildelt øget fedt, vil udgøre 10 mio. kr. i 2013. Det beregnede afgiftseløb stiger til 19 mio. kr. i 2020 som følge af den forudsatte stigning i den økologiske malkekvægbestand.

Tabel 4.10.6 Budgetøkonomisk opgørelse over driftsøkonomien ved øget fedt til *økologiske* malkekøer, mio. kr.

År	Antal køer tildelt fedt	Driftsomk.	Antal køer ikke tildelt fedt	Afgiftsbetalinger for køer ikke tildelt fedt	Driftsomk. og afgift betalinger i alt
	stk.	mio. kr.	stk.	mio. kr.	mio. kr.
2013	17.219	24	51.656	10	35
2014	18.777	27	56.331	11	38
2015	20.476	29	61.429	12	41

År	Antal køer tildelt fedt	Driftsomk.	Antal køer ikke tildelt fedt	Afgiftsbetalinger for køer ikke tildelt fedt	Driftsomk. og afgift betalinger i alt
	stk.	mio. kr.	stk.	mio. kr.	mio. kr.
2016	22.330	32	66.989	13	45
2017	24.351	34	73.052	14	49
2018	26.555	38	79.664	16	53
2019	28.958	41	86.874	17	58
2020	31.579	45	94.737	19	63
2021-42[1]	31.579	45	94.737	19	63
NPV (2013-2042)		695		290	985

Kilde: Egne beregninger på grundlag af fremskrivning af malkekobestanden med AGMEMOD.

4.9.5 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger

Det antages som tidligere nævnt, at der ikke er sideeffekter ved tiltaget i form ændringer i andre emissioner end metan. Principielt kan tiltaget være forbundet med forvridningsomkostninger på forbrugs- og/eller udbudssiden. Med en stor eksportandel og fri import af mælkeprodukter kan det ikke forventes, at danske mælkeproducenter vil kunne overvælte de stigende produktionsomkostninger på forbrugerpriserne i nævneværdigt omfang. Derimod kan øgede omkostninger forventes at reducere mælkeproduktionen i et eller andet omfang. Da der stadig er en positiv pris på mælkekvoter i Danmark, vil den (svagt) forringede produktionsøkonomi i første omgang slå igennem i form af en lavere kvotepris. Efter kvoteordningens ophør i 2014 vil tiltaget i princippet have en reducerende effekt på mælkeproduktionen. Meromkostningerne ved tiltaget er omkring 175 kr./ko/år for konventionelle køer ved tildeling af fedt og et afgiftsbeløb på omkring 200 kr./ko/år for køer, der ikke tildeles fedt. For økologiske køer er meromkostningerne 1.416 kr./ko/år. AGMEMOD-beregninger i Rapport 205 viste, at omkostningsstigninger i den størrelsesorden har en meget ringe udbudseffekt, som kun kan beregnes med stor usikkerhed. Endelig kunne man forestille sig, at lavere indtjening i mælkeproduktionen ville reducere jordprisen (marginalt) og dermed jordskatterne. Det må dog antages, at jordprisen primært er bestemt af udviklingen i jordrenten i planteproduktionen, da landbrugsjord kun kan betragtes som en absolut begrænsende faktor for mælkeproduktionen i områder uden ledige harmoniarealer til udbringning af husdyrgødning, hvilket i dag er mindre almindeligt end tidligere (jfr. forklaring i afs. om biogas).

Det forudsættes, at statens provenu fra afgiftsinstrumentet neutraliseres ved nedsættelse af andre afgifter, således at dette tiltag ikke har nogen (reducerende) forvridningseffekt (Energistyrelsen, 2012a). Derimod beregnes der en forvridningseffekt med udgangspunkt i de omkostninger, som tiltaget påfører mælkeproducenterne. Denne form for forvridningstab er beregnet til 18 pct. af omkostningerne for landbruget beregnet i faktorpriser – dvs. de ovenfor beregnede driftsomkostninger ved tildeling af fedt (op. cit.). Endvidere er der beregnet en tilsvarende forvridningseffekt af afgiftsbetalingerne for de køer, der ikke tildeles fedt, som angivet i tabellerne for de driftsøkonomiske omkostninger ovenfor.

De beregnede samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger for konventionelle såvel som økologiske køer ses i tabel 4.10.7 Som det fremgår af tabellen, udgør de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger 928 kr./ton CO_2-ækv, hvilket er del højere end i Rapport 205, hvor de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger blev beregnet til 378 kr./CO_2-ækv. beregnet. Den betydelige stigning skyldes til dels større meromkostninger pr. ko, men også den væsentlige nedsættelse af reduktionspotentialet pr. ko. Når forvridningstabet af meromkostningerne for landbruget medregnes, stiger skyggeprisen til 1.052 kr./ton CO_2-ækv. Det beregnede forvridningstab omfatter som nævnt effekten af de øgede omkostninger ved at tildele mere fedt til køer, samt forvridningstabet ved de afgifter der bliver betalt af mælkeproducenter, som ikke øger fedttildelingen. Endvidere beregnes forvridningstab på skattefinansiering af de statslige omkostninger til administration på 20 % af administrationsomkostningerne plus NAF. Opgørelsen af administrationsomkostningerne er baseret på Fødevareministeriet (2009).

Tabel 4.10.7 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger, *konventionelle og økologiske* malkekøer, mio. kr.

År	Drifts-omkostninger	Administrations-omkostninger	Skatte-forvridningstab	Omkostninger i alt	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2013	124	2,42	17	144	162
2014	125	0,38	17	142	158
2015	126	0,38	17	143	155
2016	127	0,38	17	145	152
2017	129	0,38	18	147	149
2018	131	0,38	18	149	147
2019	133	0,38	18	151	144
2020	135	0,38	18	154	141
2021	135	0,38	18	154	141
2022	134	0,38	18	153	141
2023	134	0,38	18	153	141
2024	134	0,38	18	153	141
2025	133	0,38	18	152	141
2026-2042[1]	133	0,38	18	152	141
NPV (2013-2042)	2.275	9	311	2.595	2.504
Skyggepris, kr./ton CO_2-ækv.					1.036

1. Det antages, at bestanden, og dermed de totale driftsomkostninger, holdes på 2025-niveau fra 2026 og frem.

Kilde: Egne beregninger.

Som det fremgår af tabel 4.10.8, reduceres den samfundsøkonomiske skyggepris per CO_2-ækvivalent kraftigt, hvis man trækker det økologiske malkekvæg ud af beregningerne. Dermed falder CO_2-skyggeprisen fra 1.036 kr./ton CO_2-ækv. til 414 kr./ton CO_2-ækv. Som tidlige nævnt byggede forudsætningen, om at fjerdedel af den økologiske malkekobestand vil få tildelt fedt, på en

antagelse om, det ville ske af hensyn til markedsføringen af økologiske mælkeprodukter eller af principielle grunde. Denne antagelse er naturligvis forbundet med stor usikkerhed. Derfor er CO_2-skyggeprisen i tabel 4.10.8 på 414 kr./ton CO_2-ækv. formentlig mere realistisk end den høje skyggepris beregnet i tabel 4.10.7.

Tabel 4.10.8 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger *konventionelle* malkekøer, mio. kr.

År	Drifts-omkostninger	Administrations-omkostninger	Skatteforvrid-ningstab	Omkostninger i alt	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2013	92	1,95	13	107	155
2014	89	0,36	12	102	151
2015	87	0,36	12	99	147
2016	85	0,36	12	97	144
2017	83	0,36	11	95	140
2018	81	0,36	11	92	136
2019	78	0,36	11	90	132
2020	76	0,36	10	87	128
2021	76	0,36	10	86	127
2022	75	0,36	10	86	127
2023	75	0,36	10	85	126
2024	75	0,36	10	85	126
2025	74	0,36	10	85	125
2026-2042[1]	74	0,36	10	85	125
NPV 2013-2042	1.354	8	186	1.548	3.739
Skyggepris, kr./ton CO_2-ækv.					414

1. Det antages, at bestanden, og dermed de totale driftsomkostninger, holdes på 2025-niveau fra 2026 og frem.

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.10.9 viser viser de samfundsmæssige reduktionsomkostninger for økologiske malkekøer alene. Her er CO_2-skyggeprisen steget til 5.413 kr./ton CO_2-ækv.

Tabel 4.10.9 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger, *økologiske* malkekøer, mio. kr.

År	Drifts-omkostninger	Administrations omkostninger	Skatteforvrid-ningstab	Omkostninger i alt	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2013	32	0,09	4	37	7
2014	35	0,02	5	40	7
2015	38	0,02	5	44	8
2016	42	0,02	6	48	9

År	Drifts-omkostninger	Administrations omkostninger	Skatteforvrid-ningstab	Omkostninger i alt	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2017	46	0,02	6	52	10
2018	50	0,02	7	57	10
2019	54	0,02	7	62	11
2020	59	0,02	8	67	12
2021-2042[1]	59	0,02	8	67	12
NPV (2013-2042)	921	0,34	125	1.047	193
Skyggepris med forvridning, kr./ton CO_2-ækv.					5.413

1. Det antages, at bestanden og dermed de totale driftsomkostninger holdes på 2020-niveau fra 2021 og frem.

Kilde: Egne beregninger.

4.9.6 Opsummering af beregningsresultater

Tabel 4.10.10 viser tiltagets konsekvenser for staten og landbruget opgjort budgetøkonomisk. Staten vil få et afgiftsprovenu på 33 mio. kr. årligt for de køer, der ikke tildeles fedt. Administrationsomkostningerne ved tiltaget er opgjort til et annuiseret beløb 0,4 mio. kr. (Fødevareministeriet, 2009). Landbrugets omkostninger er beregnet til 133 mio. kr./år fordelt på 99 mio. kr. i øgede foderomkostninger og 33 mio. kr. i afgiftsbetalinger.

Tabel 4.10.10 Opsummering af budgetøkonomiske beregningsresultater ved tildeling af fedt til konventionelt og økologisk malkekvæg, mio. kr.

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	NPV 2013-2042	Årligt
Staten, i alt	31,99	30,31	30,85	31,52	32,26	33,11	34,04	35,06	-555	-33
Administration	2,46	0,39	0,39	0,39	0,39	0,39	0,39	0,39	6	0,4
Afgiftsprovenu	30	30	30	31	32	33	34	35	561	33
Landbruget, i alt	123	124	125	127	129	131	134	137	2.227	133
Driftsomkostninger	94	94	95	96	97	99	100	102	1.666	99
Afgift	30	30	30	31	32	33	34	35	561	33

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.10.11 opsummerer klimaeffekten og de samfundsøkonomiske omkostninger ved tiltaget. Metanreduktionen vil svare til 141.000 tons CO_2-ækv./år ved den forudsatte forøgelse af fedtandelen i foderet til 80 % af de konventionelle og 25 % de økologiske malkekøer. Tiltagets samfundsøkonomiske skyggepris er beregnet til 1.036 kr./CO_2-ækv.

Tabel 4.10.11 Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved tildeling af fedt til konventionelle og økologiske malkekøer

	Enhed	Periode	Effekt
Reduktion af drivhusgasser, samlet	1.000 ton CO_2-ækv.	2020	141
Samfundsøkonomisk omkostning			
Skyggepris, samlet	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	1.036

Kilde: Egne beregninger.

4.9.7 Følsomhedsberegning: Diskonteringsrenter på 3 og 6 %

I tabel 4.10.12 ses resultaterne af følsomhedsberegninger med ændrede diskonteringsrenter. Som det fremgår af tabellen, påvirkes CO_2-skyggeprisen ikke i noget væsentligt omfang af ændrede diskonteringsrenter. Det skyldes, at der er tidsmæssigt sammenfald mellem omkostningerne og de resulterende reduktioner i drivhusgasudledningerne gennem analyseperioden. Kun ifm. statens administrative omkostninger er der en beskeden tidsmæssig forskydning i form af større initialomkostninger.

Tabel. 4.10.12 Følsomhedsanalyse: Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved tildeling af fedt til konventionelle og økologiske malkekøer

	Diskonteringsrente	
	3 %	6 %
Reduktion af drivhusgasser, NPV 2013-42	2.830	2.004
Nettoomkostninger, mio. kr.	2.945	2.060
Skyggepris, kr./ton CO_2-ækv.	1.040	1.028

Kilde: Egne beregninger.

4.9.8 Følsomhedsanalyse: Tilskud som implementeringsinstrument

Afgifter og tilskud er økonomiske styringsinstrumenter, som begge giver mulighed for en omkostningseffektiv implementering af et tiltag som øget tildeling af fedt i foderet til malkekøer. Den væsentligste forskel er fordelingseffekten, hvor afgiftsinstrumentet pålægger mælkeproducenterne omkostningerne ved tiltaget, mens tilskudsinstrumentet overfører omkostningerne til staten/skatteborgerne. Dertil kommer en mindre ændring i de samfundsøkonomiske forvridningsomkostninger. En tilskudsordning vil kræve gokendelse af EU. Der er ikke taget stilling til, om det vil være muligt at opnå en sådan godkendelse. Beregningerne bygger på samme forudsætning som afgiftstiltaget mht. udviklingen i malkekobestanden.

Omkostningerne ved at tildele konventionelle malkekøer den forudsatte mængde fedt blev beregnet til 176 kr./ko/år. Det forudsættes, at alle mælkeproducenter tilbydes et tilskud svarende til dette beløb ved tildeling af den forudsatte mængde fedt, uanset om der er tale om konventionelle eller økologiske producenter. Baseret på de samme antagelser som for afgiftsscenariet forudsættes det, at 80 % af den konventionelle malkekobestand og en fjerdedel af den økologiske malkekobestand vil få tildelt fedt(dvs. samme adfærdsændring som for afgiftsinstrumentet). Under disse forudsætninger om antallet af køer der tildeles fedt, viser tabel 4.10.13 tilskudsbetalinger ved en tilskudssats 176 kr./ko/år. Som det fremgår af tabellen, vil det årlige tilskudsbeløb falde fra godt 70 mio. kr./år i

begyndelsen af perioden til godt 60 mio. kr. i slutningen af perioden. Faldet skyldes nedgangen i malkekobestanden.

Tabel 4.10.13 Fedttildeling og tilskud for konventionelt og økologisk malkekvæg ved tilskud som implementeringsinstrument

År	Antal køer tildelt fedt[1]	Tilskud
	stk.	mio. kr.
2013	410.051	72
2014	401.091	71
2015	393.320	69
2016	386.564	68
2017	379.384	67
2018	372.300	66
2019	364.699	64
2020	356.665	63
2021	354.896	63
2022	353.169	62
2023	351.720	62
2024	350.687	62
2025	348.901	62
2026-2042[1]	348.901	62
NPV (2013-2042)		1.109

1. Det antages, at bestanden holdes på 2025-niveau fra 2026 og frem.

Kilde: Egne beregninger.

De beregnede samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger med udifferentieret tilskud som implementeringsinstrument ses i tabel 4.10.14. Tilskudssatsen er som nævnt 176 kr. pr. malkeko pr. år for både konventionelle og økologiske køer. Der er beregnet skatteforvridningsomkostninger for staten ifm. finansiering af tilskudsbeløbet og administrationsomkostninger samt skatteforvridningsomkostninger som følge af indtægtsnedgangen for de 25 % af de økologiske malkekøer, der antages at få tildelt fedt, selvom tilskuddet ikke dækker meromkostningerne. For disse bliver meromkostningen 1.240 kr./ko (1.416 kr./ko minus 176 kr./ko).

Ved sammenligning med de samfundsøkonomiske beregninger for afgiftsscenariet i tabel 4.10.7 ses det, at de beregnede forvridningsomkostninger er stort set identiske. Da meromkostningerne i mælkeproduktionen forudsættes at være identiske i de to scenarier, bliver de beregnede reduktionsomkostninger stort set ens, nærmere betegnet 1.074 kr./ton CO_2-ækv. i tilskudsscenariet og 1.052 kr./ton CO_2-ækv. i afgiftsscenariet inklusive forvridningsomkostninger. Dvs. at det kun er de fordelingsmæssige konsekvenser, der adskiller de to styringsinstrumenter.

Tabel 4.10.14. Samfundsøkonomiske omkostninger ved tildeling af fedt til konventionelt og økologisk malkekvæg, tilskud som implementeringsinstrument

År	Driftsomk.	Adm. omk.	Skatteforvridnings-tab af tilskud og adm. omk	Skatteforvridning stab af jordrente (økologisk)	Omk. i alt	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2013	124	2,42	20	4	150	162
2014	125	0,38	19	4	148	158
2015	126	0,38	18	5	149	155
2016	127	0,38	18	5	151	152
2017	129	0,38	18	5	152	149
2018	131	0,38	17	6	154	147
2019	133	0,38	17	6	157	144
2020	135	0,38	17	7	159	141
2021	135	0,38	17	7	159	141
2022	134	0,38	17	7	158	141
2023	134	0,38	17	7	158	141
2024	134	0,38	16	7	158	141
2025	133	0,38	16	7	157	141
2026-2042	133	0,38	16	7	157	141
NPV (2013-2042)	2.275	9	295	110	2.688	2.504
Skyggepris m. forvridning, kr./ton CO_2-ækv.						1.074

Kilde: Egne beregninger.

4.9.9 Opsummering af beregningsresultater med tilskud som implementeringsinstrument

Tabel 4.10.15 viser tiltagets konsekvenser for staten og landbruget opgjort budgetøkonomisk, når implementeringsinstrumentet er et tilskud. Staten vil få en udgift ved tilskuddet på 64 mio. kr. årligt for de køer, der tildeles fedt. Administrationsomkostningerne ved tiltaget er opgjort til et annuiseret beløb på 0,4 mio. kr. (Fødevareministeriet, 2009). Landbrugets omkostninger er beregnet til 35 mio. kr. netto pr. år (99 mio. kr. i øgede foderomkostninger minus 64 mio. kr. i tilskud).

Tabel 4.10.15 Opsummering af budgetøkonomiske beregningsresultater ved tildeling af fedt til konventionelt og økologisk malkekvæg, tilskud som implementeringsinstrument, mio. kr.

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	**NPV (2013-2042)**	**Årligt**
Stat, i alt	74,82	71,16	69,79	68,60	67,33	66,08	64,74	63,32	1.115	64
Administration	2,46	0,39	0,39	0,39	0,39	0,39	0,39	0,39	6	0,4
Tilskud	72	71	69	68	67	66	64	63	1.109	64
Landbrug, i alt	166	165	164	164	164	164	165	165	608	35
Driftsomkostninger	94	94	95	96	97	99	100	102	1.717	99
Tilskud	72	71	69	68	67	66	64	63	1.109	64

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.10.16 opsummerer klimaeffekten og de samfundsøkonomiske omkostninger ved tiltaget, når implementeringsinstrumentet er et tilskud. Tiltagets samfundsøkonomiske skyggepris er beregnet til 1.074 kr./CO_2-ækv.

Tabel 4.10.16 Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved tildeling af fedt til konventionelle og økologiske malkekøer, tilskud som implementeringsinstrument

	Enhed	**Periode**	**Effekt**
Reduktion af drivhusgasser, samlet	1.000 ton CO_2-ækv.	2020	141
Samfundsøkonomisk omkostning			
Skyggepris, samlet	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	1.074

Kilde: Egne beregninger.

4.10 Ændret foder til andre typer kvæg end malkekøer

Med andet kvæg end malkekøer menes ungdyr, som er højst to år gamle (Kristensen og Lund, 2012). Her er det ikke relevant at øge andelen af fedt i foderrationen, Derimod forudsættes det, at andelen af græsensilage reduceres, hvilket kompenseres med mere korn. Dette giver en reduktion af metanudledningen på 5 % (Olesen et al., 2013). Andelen af andre typer kvæg, der kan omfattes af ændrede foderplaner, er begrænset, da en stor del af disse dyr går på græs om sommeren, og om vinteren får en fodersammensætning, som er vanskelig at tilpasse med henblik på reduceret metanudledning (Kristensen og Lund 2012). Betydningen heraf er dog beskeden, da 2/3 af metanudledningen fra kvæg stammer fra malkekøerne (Olesen et al., 2013).

4.10.1 Implementeringsinstrument

Da det ikke er driftsøkonomisk fordelagtigt at erstatte græsensilage med korn, må tiltaget understøttes af et implementeringsinstrument. Et muligt implementeringsinstrument er regelstyring i form af krav om anvendelse af en bestemt mængde korn pr. dyr, dvs. et fast iblandingskrav. Pga. af ufølsomhed over for varierende prisrelationer mellem korn og græsensilage kan man ikke regne med, at regelstyring vil være omkostningsefficient. En omkostningsefficient implementering vil i princippet kunne opnås gennem afgiftsstyring ved at pålægge ungkvæg en afgift, hvis der ikke fodres med den mængde korn, som mindst svarer til den forudsatte mængde.

De gennemsnitlige meromkostninger ved den forudsatte forøgelse af kraftfoderandelen er beregnet til 149 kr./år for ungdyr. For at skabe det nødvendige incitament skal afgiften mindst svare til meromkostningen ved at ændre fodringspraksis i det ønskede omfang. For tiltaget øget fedt i foderet til malkekøer vurderes en afgift på 500 kr./CO_2-ækv. at udgøre tilstrækkeligt incitament til implementering af tiltaget for hovedparten af den konventionelle malkekobestand. Det vil næppe give mening at benytte en anden afgiftssats for ungkvæg. Fodring med korn i det forudsatte omfang giver en reduceret drivhusgasudledning på 0,062 ton CO_2-ækv./dyr/år (Olesen et al., 2013). En afgift på 500 kr./CO_2-ækv. vil dermed resultere i en afgiftssats på 31 kr./dyr/år for de dyr, der ikke tildeles korn i det forudsatte omfang. Dette beløb er langt under de beregnede meromkostninger for producenterne på 149 kr./dyr/år. Det må derfor antages, at kvægbrugere vil foretrække at betale afgiften frem for at ændre fodringen. For at give tilstrækkeligt incitament til at øge kornandelen i det forudsatte omfang skulle afgiften svare til 2.400 kr./CO_2-ækv. En afgift af den størrelsesorden må betragtes som værende uden praktisk relevans.

En omkostningseffektiv implementering kan også opnås ved anvendelse af tilskud som implementeringsinstrument. Det vil kræve et tilskudsbeløb på samme niveau, som en adfærdsregulerende afgift. Den væsentligste forskel er fordelingseffekterne, hvor afgiftsinstrumentet pålægger producenterne omkostninger, vil tilskud være uden omkostninger for producenterne, men derimod påføre staten/skatteborgerne udgifter svarende til tilskudsbeløbet.

Størrelsen af de nævnte omkostninger ved tiltaget indikerer, at implementering næppe vil være relevant. For eksemplets skyld gennemregnes to scenarier, hvor 25 % af bestanden af andet kvæg forudsættes at få tildelt øget kornandel i foderrationen som angivet i Olesen et al. (2013). Implementeringsinstrumentet forudsættes dels at være en afgift på 500 kr./CO_2-ækv. (som for malkekvæg), dels et tilskud som dækker omkostningerne for producenterne ved implementering af tiltaget. Kun tilskudsinstrumentet kan betragtes som tilstrækkeligt til at ændre adfærden. Til gengæld må det krævede tilskudsomfang antages at være ude af proportion med de samfundsmæssige fordele ved tiltaget i form af drivhusgasreduktion.

4.10.2 Bestandsudvikling og andel af dyr med ændret fodersammensætning

I 2012 var der 866.000 stk. ungkvæg i Danmark (Nyt fra Danmarks Statistik, 20. september 2012). Det antages, at tiltaget kun er relevant for konventionelle dyr, da omkostningerne vil være væsentligt højere for økologisk ungkvæg. Antallet af konventionelt ungkvæg er omkring 769.000 (NaturErhvervstyrelsen 2012). Det forudsættes, at bestanden af andet kvæg falder med samme procentsats (0,99 % per år) som landbrugsmodellen AGMEMOD fremskriver malkekobestanden med. Det antages som nævnt, at fodersammensætningen ændres for 25 % af denne bestand. Som det fremgår af tabel 4.11.1, indebærer forudsætningerne, at ca. 191.000 stk. ungkvæg vil få øget kraftfodertildeling i 2013. Dette tal vil som følge af bestandsudviklingen falde til godt 183.000 stk. i 2020.

Tabel 4.11.1 Udvikling i ungdyrbestanden samt antal dyr der får øget andel af kraftfoder, 2012-2020

	Stk.
Antal ungdyr, konventionelle, 2012	768.925
Antal ungdyr, konventionelle, 2020	732.782
Antal ungdyr med ændret fodersammensætning, 2013	191.078
Antal ungdyr med ændret fodersammensætning, 2020	183.196

Kilde: Danmarks Statistik og NaturErhvervsstyrelsen, samt egne beregninger.

4.10.3 Reduceret metanudledning ved ændret fodersammensætning

Tiltaget omfatter kun metanreduktion, hvorimod lattergas ikke indgår, da de forudsatte ændringer i fodersammensætningen ikke ændrer på kvægets kvælstofudnyttelse. Som det fremgår af tabel 4.11.2, antages det, at udledningen fra hvert dyr med ændret fodersammensætning reduceres med 62 kg CO_2-ækv. pr. år (Kristensen & Lund, 2012). Det svarer til 11.484 ton CO_2-ækv. i alt i 2020. Den beregnede drivhusgasreduktion i tabel 4.11.2 er noget mindre end reduktionsestimatet på 13.000 ton CO_2-ækv. i Olesen et al. (2013). Afvigelsen skyldes, at der i de foreliggende beregninger indgår en forudsætning om faldende malkekvægbestand.

Tabel. 4.11.2 Konsekvensskema for øget andel af kraftfoder til andet kvæg

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Antal ungdyr	Stk.	2013	191.078
Driftsøkonomiske omkostninger inkl. afgift	Mio. kr.	Årligt	44
Reduktion af metan	Ton CO_2-ækv./dyr	Årligt	0,062
Samlet reduktion af metan	1.000 tons CO_2-ækv.	2020	11,4

Kilde: Kristensen & Lund (2012) og egne beregninger.

4.10.4 Driftsøkonomiske omkostninger og implementering

Det forudsættes, at 0,5 kg tørstof i græsensilage erstattes med 0,59 kg byg (Kristensen & Lund, 2012). Foderplanen er udarbejdet således, at tilvæksten kan forudsættes at være uændret (op. cit.). Prisantagelserne svarer til antagelserne i beregningerne vedr. fedt i foder til malkekvæg. I tabel 4.11.3 ses omkostningerne ved foderændringen. For græsensilage er priser og mængder opgjort pr. kg tørstof. Som det fremgår af tabellen, vil der være en øget driftsomkostning på 149 kr./dyr per år ved at skifte til en metanreducerende foderplan.

Tabel 4.11.3. Meromkostninger ved øget andel af kraftfoder til andet kvæg

	Ændring, kg/ko/dag	Pris, kr./kg korn og kr./kg ts	Meromkostninger, kr.
Vårbyg	0,59	1,72	1,01
Græsensilage (tørstof)	-0,5	1,20	-0,60
I alt, pr. dag			0,41
I alt, pr. år			149

Kilde: Kristensen & Lund (2012), Budgetkalkuler 2012.

Tabel 4.11.4 viser, at den forudsatte ændring i fodersammensætningen vil medføre en samlet merudgift for landbruget på 26 mio. kr. i 2025 og årene derefter. Udgifterne er faldende frem til 2025 på grund af aftagende kvægbestand. Efter 2025 antages bestanden at ligge på 2025-niveau. Der betales 17-18 mio. kr./år i afgifter for dyr, som ikke tildeles den forudsatte mængde kraftfoder.

Tabel 4.11.4. Budgetøkonomiske omkostningerne for landbruget ved øget andel af kraftfoder til andet kvæg, mio. kr.

År	Antal dyr	Omkostninger ved øget kraftfoderandel	Antal dyr ikke tildelt øget kraftfoderandel	Afgift på dyr ikke tildelt øget kraftfoderandel	Omkostninger, i alt
	stk.	mio. kr.	stk.	mio. kr.	mio. kr.
2013	191.078	28	573.234	18	46
2014	189.931	28	569.794	18	46
2015	188.792	28	566.375	18	46
2016	187.659	28	562.977	18	45
2017	186.533	28	559.599	17	45
2018	185.414	28	556.242	17	45
2019	184.301	27	552.904	17	45
2020	183.196	27	549.587	17	44
2021	182.096	27	546.289	17	44
2022	181.004	27	543.012	17	44
2023	179.918	27	539.754	17	44
2024	178.838	27	536.515	17	43
2025	177.765	26	533.296	17	43
2025-2042[1]	177.765	26	533.296	17	43
NPV (2013-2042)		468		294	762
Årligt		27		17	44

1. Det antages, at bestanden og dermed de totale driftsomkostninger holdes på 2025-niveau.
Kilde: Egne beregninger

4.10.5 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger

Ud fra de samme antagelser som for ændret fodring af malkekøer, vurderes det, at der ikke er relevante sideeffekter ved tiltaget. Det forudsættes, at statens provenu fra afgiftsinstrumentet neutraliseres ved nedsættelse af andre afgifter, således at dette tiltag ikke har nogen (reducerende) forvridningseffekt (Energistyrelsen, 2012a). Derimod beregnes der en forvridningseffekt med udgangspunkt i de omkostninger, som tiltaget påfører producenterne. Forvridningstabet er sat til 18 pct. af omkostningerne for landbruget beregnet i faktorpriser – dvs. de ovenfor beregnede driftsomkostninger ved øget tildeling af kraftfoder (op. cit.). Endelig beregnes der forvridningstab på skattefinansiering af de statslige omkostninger til administration på 20 % af administrationsomkostningerne plus NAF (Fødevareministeriet, 2009).

De samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved øget andel af kraftfoder til andet kvæg ses i tabel 4.11.5. Som det fremgår af tabellen, er CO_2-skyggeprisen beregnet til 3.646 kr./ton CO_2-ækv.

ved at øge kraftfoderandelen til andet kvæg. Det er væsentligt højere end for malkekøer, hvor CO_2-skyggeprisen ved tildeling af fedt til konventionelle malkekøer blev beregnet til 414 kr./ton CO_2-ækv.

Tabel 4.11.5. Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved øget andel af kraftfoder til andet kvæg, mio. kr.

År	Drifts-omkostninger	Administrations-omkostninger	Skatteforvridning af jordrentetab og adm.omk.	Netto-omkostninger	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2013	38	2,4	5,6	46	12
2014	37	0,4	5,2	43	12
2015	37	0,4	5,1	43	12
2016	37	0,4	5,1	42	12
2017	37	0,4	5,1	42	12
2018	37	0,4	5,0	42	12
2019	36	0,4	5,0	42	11
2020	36	0,4	5,0	41	11
2021	36	0,4	5,0	41	11
2022	36	0,4	4,9	41	11
2023	35	0,4	4,9	41	11
2024	35	0,4	4,9	40	11
2025	35	0,4	4,8	40	11
2026-2042[1]	35	0,4	4,8	40	11
NPV (2013-2042)	620	8,5	85,9	715	196
Skyggepris, kr./ton CO_2-ækv.					3.646

1. Det antages at bestanden og dermed de totale omkostninger holdes på 2025-niveau.

Kilde: Egne beregninger.

4.10.6 Opsummering af beregningsresultater

De budgetøkonomiske konsekvenser af tiltaget er opsummeret i tabel 4.11.6. Afgiftsbetalingerne for den del af producenterne, som ikke øger kornandelen i foderet til andet kvæg, vil udgøre 17 mio. kr. pr. år. Meromkostningerne for den del af kvægproducenterne, der opfylder normen for kraftfodertildeling vil være 27 mio. kr. på årsbasis, hvilket vil betyde en samlet omkostning for landbruget på 44 mio. kr. pr. år. Ud over indtægterne fra afgiften vil staten have omkostninger til administration af tiltaget på 0,4 mio. kr./år.

Tabel 4.11.6. Budgetøkonomiske omkostninger ved øget andel af kraftfoder til andet kvæg, mio. kr.

	NPV 2013-2042	Årligt
Stat, i alt	-288	-17
- Administration	6,4	0,4
- Afgiftsindtægt	294	17
Landbrug, i alt	762	44
- Driftsomkostninger	468	27
- Afgiftsbetaling	294	17

Kilde: Egne beregninger.

Klimaeffekt og samfundsøkonomiske omkostninger er opsummeret i tabel 4.11.7. Tiltaget indebærer, at 0,5 kg tørstof i græsensilage erstattes med 0,6 kg byg, således at metanreduktionen fra ungkvægets fordøjelse reduceres med 62 kg CO_2-ækv./dyr per år. Samlet giver dette en reduktion på 8 ton CO_2-ækv. i år 2020, hvor den omfattede kvægbestand, antages at udgøre 183.196 dyr.

Tiltaget vil indebære samfundsøkonomiske omkostninger på 3.647 kr./ton CO_2-ækv. per år. Omkostningerne er høje, da der er betydelige driftsøkonomiske omkostninger for landbruget, samtidigt med at metanreduktionen per dyr er relativt lav, nærmere bestemt ca. en sjettedel af reduktionen hos malkekvæg.

Tabel 4.11.7 Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved øget andel af kraftfoder til andet kvæg

	Enhed	Periode	Effekt
Reduktion af drivhusgasser	1.000 ton CO_2-ækv.	2020	11
Samfundsøkonomisk omkostning			
Skyggepris	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	3.646

Kilde: Egne beregninger.

4.10.7 Følsomhedsberegning: Diskonteringsrenter på 3 og 6 %

I tabel 4.11.8 ses resultaterne af følsomhedsberegninger med ændrede diskonteringsrenter. Som det fremgår af tabellen, påvirkes CO_2-skyggeprisen ikke i nævneværdigt omfang af ændrede diskonteringsrenter. Det skyldes, at der er tidsmæssigt sammenfald mellem omkostningerne og de resulterende reduktioner i drivhusgasudledningerne gennem analyseperioden.

Tabel. 4.11.8 Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved øget andel af kraftfoder til andet kvæg

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser, NPV 2013-42	222	157
Nettoomkostninger, mio. kr.	808	571
Skyggepris, kr./ton CO_2-ækv.	3.645	3.648

Kilde: Egne beregninger.

4.10.8 Følsomhedsberegning: Tilskud som implementeringsinstrument

Som beskrevet indledningsvis er det usandsynligt, at en afgift på klimapolitisk relevant niveau vil kunne give incitament til implementering af tiltaget i nævneværdigt omfang. I det følgende gennemgås et scenarium, hvor implementeringen forudsættes at ske ved anvendelse af et tilskud, som dækker omkostningerne for producenterne ved tiltaget. Dvs. at der regnes med et tilskud svarende til den ekstra omkostning på 149 kr./dyr ved at øge kraftfoderandelen med den forudsatte mængde. Tabel 4.11.9 nedenfor viser de budgetøkonomiske nettoomkostninger der vil være hvis tiltaget blev gennemført ved hjælp af en tilskudsordning. Staten vil have udgiften på 74 mio. kr. i perioden, svarende til 27,5 mio. kr. årligt. Af disse udgør 468 mio. kr. tilskud til landbruget. Landbruget vil derimod få dækket sine driftsomkostninger i tilfælde af en tilskudsordning.

Tabel 4.11.9. Budgetøkonomiske nettoomkostninger ved tilskudsordning, mio. kr.

	NPV 2013-2042	**Årligt**
Stat, i alt	474	27,5
- Administration	6,4	0,4
- Tilskud	468	27,1
Landbrug, i alt	0	0
- Driftsomkostninger	468	27,1
- Tilskud	468	27,1

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.11.10 viser, at CO_2-skyggeprisen udgør 3.849 kr./CO_2-ækv., hvis tiltaget implementeres ved hjælp af et tilskud svarende til ekstraomkostningen for producenterne. Til sammenligning blev CO_2-skyggeprisen beregnet til 3.646 kr./ton CO_2-ækv. i afgiftsscenariet. Ressourceomkostningerne i form af dyrere foder og administration er identiske i de to scenarier. Forskellen skyldes de langt højere forvridningsomkostninger i tilskudsscenariet ifm. skattefinansiering af det forudsatte tilskud. Var afgiftssatsen i afgiftsscenariet blevet sat til samme niveau som tilskudssatsen i nærværende scenarium, ville forskellen på CO_2-skyggepriserne i de to scenarier have været ret beskeden. Uanset implementeringsforudsætninger viser størrelsen af de beregnede skyggepriser, at tiltaget næppe kan betragtes som klimapolitisk relevant.

Tabel 4.11.10 Følsomhedsanalyse med tilskud som implementeringsinstrument ved øget andel af kraftfoder til andet kvæg

År	Driftsomk.	Adm. omk.	Skatteforvridning	Nettoomk.	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.
2013	38	2,5	8,2	49	12
2014	38	0,4	7,7	46	12
2015	38	0,4	7,7	46	12
2016	38	0,4	7,6	46	12
2017	37	0,4	7,6	45	12
2018	37	0,4	7,5	45	12
2019	37	0,4	7,5	45	11
2020	37	0,4	7,4	45	11
2021	37	0,4	7,4	44	11
2022	36	0,4	7,3	44	11
2023	36	0,4	7,3	44	11
2024	36	0,4	7,3	44	11
2025	36	0,4	7,2	43	11
2026-2042[1]	36	0,4	7,2	43	11
NPV (2013-2042)	620	8,5	125,7	754	196
Skyggepris, kr./ton CO_2-ækv.					3.849

1. Det antages at bestanden og dermed de totale omkostninger holdes på 2025-niveau.

Kilde: Egne beregninger.

4.11 Forlænget laktationsperiode for malkekvæg

Tiltaget omfatter en forlængelse af kælvningsintervallet for malkekøer fra 13 til 18 måneder, hvilket fører til en forlængelse af laktationsperioden (tiden fra kælvning til goldning, hvor koen giver mælk). Iflg. Olesen et al. (2013) kræver en større udbredelse af forlænget laktationen, at vidensgrundlaget øges. Derfor regnes der kun med, at tiltaget vil kunne bringes i brug for maksimalt 10 % af bestanden af malkekvæg inden 2020 (op. cit.). Den største effekt af tiltaget fremkommer ved, at der er færre ungdyr pr årsko. Dertil kommer et lidt lavere foderforbrug og højere andel af grovfoder til malkekøerne (Kristensen og Lund, 2012). Det forudsættes, at mælkeproduktionen pr. årsko er uændret, mens der vil være en nedgang i kødproduktionen pga. af en reduktion i antallet af kalve pr. årsko på anslået 30 % (op. cit.).

Som det fremgår af tabel 4.12.1, er metanreduktionen ved tiltaget opgjort til 0,32 ton CO_2-ækv., per ko årligt. De økonomiske beregninger viser, at der under de givne forudsætninger vil være en beskeden driftsøkonomisk gevinst ved tiltaget. Som nævnt er det landbrugsfaglige videngrundlag for tiltaget ret spinkelt (Olesen et al., 2013). Derfor knytter der sig også betydelig usikkerhed til de økonomiske beregningsresultater.

Tabel 4.12.1 Konsekvensskema for forlænget laktation hos malkekvæg

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
	Stk. kalve	2013	55.991
Driftsøkonomiske nettoomk.	Mio. kr.	Årligt	-0,32
Reduktion af metan	Ton CO_2-ækv./ko	Årligt	0,32

Kilde: Egne beregninger på grundlag af Olesen et al. (2013).

4.11.1 Implementeringsinstrument

Som nævnt er vidensgrundlaget for at vurdere tiltaget spinkelt. Det må dog antages, at varierende produktionsforhold betyder, at de marginale omkostninger ved en forøgelse af laktationsperioden kan variere (betydeligt) mellem bedrifter. Hvis kommende undersøgelser viser, at det er tilfældet, vil det være uhensigtsmæssigt at anvende regelstyring med ensartede krav til laktationsperioden. En omkostningsminimerende regulering af laktationsperioden vil potentielt kunne opnås ved afgiftsstyring. Det skønnes ikke, at det nuværende videngrundlag er tilstrækkeligt til at afgøre, hvilken form for regulering, der bør foretrækkes, såfremt det besluttes at implementere tiltaget. Den foreliggende driftsøkonomiske analyse viser, at der formentlig vil være en (beskeden) fordel ved at benytte forlænget laktationsperiode. På den baggrund forudsættes implementeringsinstrumentet i nærværende analyse at være vejledning gennem rådgivningstjenesten i takt med, at ny viden fremkommer.

4.11.2 Driftsøkonomiske omkostninger ved forlænget laktation

Forsøg har vist, at der skete et fald i mælkeydelsen i gennemsnit per foderdag ved forlænget laktation, men at dette tab blev opvejet af færre golddage (Christiansen et al., 2005). De færre kælvninger medfører en nedgang i indtægterne fra salg af tyrekalve og kvier/udsætterkøer. Det manglende kalvetillæg udgør 0,3 kalv pr. år pr årsko (Kristensen og Lund, 2012). Det forudsættes, at den reducerede produktion af tyrekalve modsvares af et tilsvarende fald i eksporten af spædkalve, mens den reducerede produktion af kviekalve antages at resultere i et tilsvarende fald i produktionen af kælvekvier. Prisen på tyrekalve er opgjort 675 kr./stk., mens prisen på kælvekvier er sat til 8.000 kr./stk. (www.sammark.dk, uge 48, 2012). Den manglende indtægt som følge af mindre kalvetillæg er under de nævnte forudsætninger beregnet til 1.457 kr. pr. årsko.

Foderbesparelserne er opgjort i Kristensen og Lund (2012) og omregnet til værdi ved anvendelse af gældende foderpriser. Som det fremgår af tabel 4.12.2, udgør denne besparelse 1.463 kr./årsko. Det svarer omtrent til den beregnede indtægtsnedgang. Tiltaget fremstår derfor som indtægtsneutralt for landbruget.

Tabel 4.12.2 Omkostninger pr. ko

	Kr. pr. årsko
Foderbesparelse opdræt	1.463
Reduceret produktion af tyrekalve og kælvekvier	-1.457
Nettogevinst ved forlænget laktation	**6**

Kilde: Egne beregninger på grundlag af Kristensen og Lund (2012).

Tabel 4.12.3 viser udviklingen i de driftsøkonomiske omkostninger på årsbasis afhængigt af udviklingen i malkekobestanden. Udviklingen i malkekobestanden er med udgangspunkt i AGMEMOD-modellen frem til 2025, hvorefter bestanden holdes konstant. Som tidligere nævnt er besparelserne på foderforbruget lidt større end værdien af nedgangen tilvæksten. Nettogevinsten udgør i perioden ca. 5,5 mio. kr.

Tabel 4.12.3 Driftsøkonomiske omkostninger ved forlænget laktation hos 10 % af malkekøerne

År	Antal køer	Mistede indtægter ved salg af slagtedyr	Foderbesparelse, opdræt	Foderbesparelse, køer	Nettoomkostninger
	stk.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	55.991	82	25	57	-0,34
2014	55.300	81	24	57	-0,33
2015	54.796	80	24	56	-0,33
2016	54.461	79	24	56	-0,33
2017	54.119	79	24	55	-0,32
2018	53.840	78	24	55	-0,32
2019	53.551	78	24	55	-0,32
2020	53.267	78	23	54	-0,32
2021	53.046	77	23	54	-0,32
2022	52.830	77	23	54	-0,32
2023	52.649	77	23	54	-0,32
2024	52.520	77	23	54	-0,32
2025	52.297	76	23	53	-0,31
2026-42[1]	52.297	76	23	53	-0,31
NPV (2013-2042)		1.341	406	941	-5,52

1. Det antages at bestanden og dermed de totale omkostninger holdes på 2025-niveau.

Kilde: Egne beregninger på grundlag af Kristensen og Lund (2012).

4.11.3 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved forlænget laktation

Beregningerne i tabel 4.12.4 viser en samfundsøkonomiske gevinst på 7 mio. kr. i nutidsværdi over perioden 2013-42. Skyggeprisen ved tiltaget er minus 25 kr./ton CO_2-ækv. Denne gevinst skal ses i sammenhæng med, at tiltaget iflg. De driftsøkonomiske beregninger indebærer en beskeden økonomisk fordel for landbruget. Ved tiltaget vil metanudledningen kunne reduceres med ca. 18.000 ton CO_2-ækv. i 2013 og ca. 17.000 tons i 2020 i forhold til, hvad det ellers ville have været med den beregnede bestand af malkekøer.

Tabel 4.12.4 Samfundsøkonomiske omkostninger ved forlænget laktation hos 10 % af malkekøerne

År	Antal køer	Mistede indtægter ved salg af slagtedyr	Foderbesparelse, opdræt	Foderbesparelse, køer	Netto-omkostninger	Drivhusgas-reduktion
	stk.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1000 tons CO_2-ækv.
2013	55.991	108	33	76	-0,45	18
2014	55.300	107	32	75	-0,44	18
2015	54.796	106	32	74	-0,44	17
2016	54.461	105	32	74	-0,43	17
2017	54.119	104	32	73	-0,43	17
2018	53.840	104	31	73	-0,43	17
2019	53.551	103	31	73	-0,43	17
2020	53.267	103	31	72	-0,42	17
2021	53.046	102	31	72	-0,42	17
2022	52.830	102	31	72	-0,42	17
2023	52.649	102	31	71	-0,42	17
2024	52.520	101	31	71	-0,42	17
2025	52.297	101	31	71	-0,42	17
2026-2042[1]	52.297	101	31	71	-0,42	17
NPV (2013-2042)		1.777	538	1.246	-7,32	292
Skyggepris, kr./ton CO_2-ækv.						-25

1. Det antages at bestanden og dermed de totale omkostninger holdes på 2025-niveau.

Kilde: Egne beregninger.

Der er set bort fra forvridningseffekt af tiltaget, idet de beregnede økonomiske konsekvenser for landbruget er meget beskedne (en mindre gevinst).

4.11.4 Opsummering af beregningsresultater

På grund af begrænset landbrugsfaglig viden knytter der sig en del usikkerhed til størrelsen af drivhusgasreduktionen såvel som de økonomiske beregningsresultater. Usikkerheden og det beskedne driftsøkonomiske gevinstpotentiale betyder, at mælkeproducenter næppe af sig selv vil indføre forlænget laktation i større omfang på det eksisterende vidensgrundlag.

Tabel. 4.12.5 Budgetøkonomiske nettoomkostninger, mio. kr.

	NPV 2013-2042	Årligt
Landbrug	-5,52	-0,32

Kilde: Egne beregninger.

Som det fremgår af tabel 4.12.6, viser de samfundsøkonomiske beregninger en negativ CO_2-skyggepris på 25 kr./ton CO_2-ækv. Under en forudsætning om, at tiltaget vil omfatte 10 % af malkekobestanden, vil reduktionen i metanudledningerne svare til 17.000 ton CO_2-ækv. i 2020.

Tabel 4.12.6 Klimaeffekt og samfundsøkonomi

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Reduktion af drivhusgasser	1.000 ton CO_2-ækv.	2020	17
Skyggepris	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	-25

Kilde: Egne beregninger.

4.11.5 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 %

I tabel 4.12.7 ses resultaterne af følsomhedsberegninger med ændrede diskonteringsrater. Som det fremgår af tabellen påvirkes CO_2-skyggeprisen ikke af ændrede diskonteringsrater. Det skyldes, at der ikke er nogen tidsmæssig forskydning mellem omkostninger og resulterende benefits (herunder reducerede drivhusgasudledninger) gennem analyseperioden.

Tabel 4.12.7 Følsomhedsanalyse: Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved 3 og 6 % diskonteringsrente

	Diskonteringsrente	
	3 %	6 %
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	331	233
Nettoomkostninger, mio. kr.	-8,28	-5,84
Skyggepris, kr./ton CO_2-ækv.	-25	-25

Kilde: Egne beregninger.

4.12 Halm fra 100.000 ha til brændsel i kraftvarmeproduktion

Det antages, at halmanvendelsen til brændsel i kraftvarmesektoren kan øges med halmudbyttet fra 100.000 ha frem til 2020 (Olesen et al., 2013). Halmen forudsættes at erstatte kul, naturgas og træflis mv. på centrale (dvs. større) værker. Baseret på vurderinger foretaget af Energistyrelsen antages det, at halmen fra de 100.000 ha vil erstatte de omtalte fossile brændsler i følgende omfang: 4,44 mio. GJ kul, 0,51 mio. GJ naturgas og 1,27 mio. GJ træ- og pileflis (Energistyrelsen, 2013). Disse brændselstyper har forskellige varme- og elvirkningsgrader. Når halm erstatter de nævnte brændsler, medfører det en ændret fordeling mellem el og varme i værkernes energiproduktion. Mere specifikt øges varmeproduktionen i forhold til elproduktionen. I beregningerne forudsættes det, at varmeproduktionen fastholdes på uændret niveau. Derved reduceres den samlede elproduktion med ca. 1 mio. GJ (op. cit.). Det forudsættes, at nedgangen erstattes gennem øget elproduktion i anden sammenhæng. Den mistede elproduktion i halmfyringsscenariet indgår som en omkostning i beregningerne. Også CO_2–udledning fra den elproduktion, der erstatter den mistede, indgår i beregningerne.

Det antages endvidere, at den forudsatte forøgelse af halmanvendelsen ikke kan erstatte øvrige forpligtelser til anvendelse af vedvarende energikilder i kraftvarmesektoren. Denne antagelse er en forudsætning for, at øget halmanvendelse kan betragtes som et tiltag, der fortrænger andet brændsel (kul, naturgas og træflis mv.) i kraftvarmesektoren i et omfang svarende til den anvendte halmmængdes energipotentiale. Halmfjernelse indebærer reduceret kulstoflagring i landbrugsjorden. Denne effekt kan udlignes ved at stille krav om kompenserende etablering af

efterafgrøder, når der fjernes halm. Der er overlap mellem dette tiltag og tiltagene Efterafgrøder på i alt 200.000 ha samt Mellemafgrøder på 240.000 ha. Ved den samlede vurdering af tiltagenes relative fordelagtighed træffes der beslutning om udligning af overlap.

4.12.1 Implementeringsinstrument

Instrumentet til implementeringen af dette tiltag er udbud af 350.000 ton halm til anvendelse i kraftvarmesektoren kombineret med forøget PSO-tillæg på elproduktion på 5 øre/kWh udover de 15 øre/kWh som eksisterer i dag. Endvidere antages det, at halmanvendelse i kraftvarmesektoren støttes med de gældende afgiftsfritagelser. Kun de større værker (dvs. de centrale værker) forventes at reagere på et øget PSO-tilskud på 5 øre/kWh gennem en øget efterspørgsel efter halm. Tiltaget repræsenterer en gevinst for landbruget – også ved krav om etablering af efterafgrøder på et areal, svarende til det areal der leveres halm fra. Derfor vil det sandsynligvis være muligt at finde leverandører af de forudsatte halmmængder til den benyttede afregningspris.

4.12.2 Konsekvenser og beregningsforudsætninger

Konsekvenserne af tiltaget er opsummeret i tabel 4.13.1 Som tidligere nævnt antages det, at halmanvendelsen til brændsel kan øges med halm fra 100.000 ha frem til 2020 svarende til en halmmængde på 350.000 ton/år. Tal for halmudbyttet stammer fra Olesen et al. (2013), hvor det gennemsnitlige udbytte er opgjort 3,5 ton halm/ha. Den benyttede halmpris stammer fra Energistyrelsens brændselspriser (Energistyrelsen, 2012a). Opgjort i 2012-priser er halmprisen 28,46 kr./GJ ab producent. Brændværdien er 14,50 GJ/ton halm. Fjernelse af halm antages ikke at have nogen effekt på kvælstofudvaskningen, men alene at påvirke lattergasemissionerne gennem en mindsket N-tilførsel i planterester (Olesen et al., 2013). Dette giver en reduktion i lattergasudledninger på 31 kg CO_2-ækv./ton fjernet halm af korn (op. cit).

Tabel 4.13.1. Konsekvensskema for brug af halm fra 100.000 ha i kraftvarmesektoren

	Enhed	**Tidspunkt**	**Effekt**
Areal	Ha	2020	100.000
Halmmængde	Ton	2020	350.000
Energi	GJ/ton halm	Årligt	14,5
Energi	GJ	Årligt	5.075.000
Driftsøkonomiske nettoomkostninger, landbruget	Kr./ton halm	Årligt	-159
Driftsøkonomiske nettoomkostninger ved krav om efterafgrøder, landbruget	Kr./ton halm	Årligt	-82
Reduktion af lattergas	Kg CO_2-ækv./ton halm	Årligt	31
Reduktion af CO_2	Kg CO_2-ækv./ton halm	Årligt	1.246
Kulstoflagring i jord	Kg CO_2-ækv./ton halm	Årligt	-210

Kilde: Egne beregninger.

Som det fremgår af tabel 4.13.2, støttes halmanvendelse i kraftvarmesektoren med et PSO-tillæg over elprisen, ligesom erstatning af naturgas og kul med halm fører til afgiftsfritagelser. For at sikre implementering af det tiltaget forudsættes der som nævnt et øget PSO-tillæg på halmbaseret

elproduktion på 5 øre/kWh, udover de 15 øre/kWh som eksisterer i dag. Der sker dog også en forøgelse af visse afgifter, når kul, naturgas og træflis mv. erstattes af halm. Det gælder bl.a. for opvarmning, hvor forsyningssikkerhedsafgiften for vedvarende energikilder er 7,80 kr. højere pr. GJ (i 2012-priser) end for fossilt baserede energikilder (Energistyrelsen 2012b). Alt i alt vil staten miste afgiftsindtægter svarende til 23,36 kr./GJ, når halm erstatter kul, naturgas og træflis mv. i ovennævnte forhold. Forbrugerne vil opnå en gevinst på 17,79 kr./GJ, mens energisektoren vil få en gevinst på 18,55 kr./GJ.

Tabel 4.13.2. Ændringer i tilskud og afgifter ved anvendelse af halm til erstatning af kul, naturgas og træflis mv., kr./GJ

	Ændring ved halmfyring kr./GJ		
	Forbruger	Stat	Energisektor
Pristillæg (PSO-støtte), 15 og 20 øre/kWh	9,03	0	-9,03
Værdi af CO_2-kvotefri produktion i 2020[1]	0	0	-12,98
Værdi af afgiftsfri varmeproduktion (energiafgift)	-31	31	0
Forsyningssikkerhedsafgift efter fuld indfasning i 2020	4,16	-4,16	0
Svovlafgift ift. kul, naturgas og træflis mv.	0	-1,64	1,64
NO_x-afgift ift. kul, naturgas og træflis mv.	0	-1,83	1,83
Nettoeffekt	-17.79	23,36	-18,55

1. I Energistyrelsens fremskrivning forventes det, at CO_2-kvoter stiger yderligere i værdi efter 2020.

Kilde: SKAT (2012), Energistyrelsen (2012b) samt egne beregninger.

4.12.3 Miljøeffekter ved brug af halm til brændsel i kraftvarmeværker

Tiltagets potentiale antages som nævnt at være øget brændselsanvendelse af halm fra 100.000 ha, der implementeres med 12.500 ha for hvert år til og med 2020, hvorefter det fulde areal på 100.000 ha fortsætter i drift. Fjernelse af halmen reducerer kulstoflagringen i jorden med 210 kg CO_2/ton halm svarende til 0,735 ton CO_2-ækv./ha (Olesen et al., 2013). Kulstoftabet kan kompenseres ved dyrkning af efterafgrøder, der giver en kulstoflagring i jorden svarende til 0,7 ton CO_2-ækv./ha (op. cit.). Det udligner således omtrent tabet ved fjernelse af halmen. Beregningerne forudsætter, at der etableres yderligere efterafgrøder på et areal af samme størrelse, som det areal der fjernes halm fra. Det antages endvidere, at det kan ske, uden at det griber væsentligt ind i sædskiftemønstret. Dette kræver dog en afbalancering i forhold til tiltaget Efterafgrøder på 240.000 ha.

Ved substitution af kul, naturgas og træflis mv. med halm i kraftvarmesektoren, vil der fra år 2020 være en årlig drivhusgasbesparelse på 436.000 ton CO_2-ækv. (Energistyrelsen, 2013). Som tidligere nævnt reduceres elproduktionen ved overgang til halmfyring. Den kompenserende forøgelse af elproduktionen andet steds vil give en årlig udledning på 222.000 ton CO_2-ækv. (op. cit.). Nettoeffekten vil således være en årlig reduktion på 225.000 ton CO_2-ækv. Tabel 4.13.3 viser den årlige drivhusgasreduktion ved fuld implementering i 2020.

Tabel 4.13.3 Klimaeffekt ved anvendelse af halm fra 100.000 ha til kraftvarmeproduktion, CO_2-ækvivalenter i 2020

Reduktion	Lattergas	Substitution af fossil energi	Erstatning af mistet elproduktion	I alt	Kulstof-lagring	I alt inkl. kulstoflagring
1.000 ton CO_2-ækv.	11	436	-222	225	-74	151

Kilde: Olesen et al. (2013) samt egne beregninger.

4.12.4 Driftsøkonomien ved bjærgning af halm til kraftvarme

Bjærgning af halm er forbundet med omkostninger til presning og hjemtransport samt opbevaring. Disse omkostninger er opgjort til 317 kr./ton halm. Der løber yderligere omkostninger på, såfremt der skal kompenseres for reduceret kulstoflagring gennem etablering af efterafgrøder. Som det fremgår af afsnit 4.15drejer det sig om en ekstraomkostning på 267 kr./ha, svarende til 76 kr./ton halm.

Alternativet til bjærgning af halmen på de ekstra 100.000 ha, der indgår i virkemidlet, antages at være nedmuldning. Halmen fra dette areal repræsenterer derfor ikke nogen værdi i alternative anvendelser. Nedmuldet halm har dog en beskeden gødningsværdi. Den mistede gødningsværdi ved fjernelse af halmen svarer omtrent til besparelsen ved ikke at skulle snitte halmen som krævet i forbindelse med nedmuldning (Hinge og Maegaard, 2005). Disse to størrelser indgår derfor ikke i beregningerne. Endvidere har nedmuldet halm en værdi i form af kulstoftilførsel til jorden. Privatøkonomiske konsekvenser af reduceret kulstoflagring indgår ikke i de driftsøkonomiske beregninger, da der ikke skønnes at være grundlag for at kvantificere evt. dyrkningsmæssige virkninger.

Halm (i storballer) har en nedre brændværdi på 14,5 GJ/ton. For 2013 er den gennemsnitlige halmpris ab leverandør af Energistyrelsen opgjort til 41 øre pr. kg halm (28,8 kr./GJ) i 2012-priser (Energistyrelsen, 2012a).[20] Det svarer til 417 kr./ton halm til landmanden ved salg til kraftvarmeværker. Realprisen på halm forventes at stige med 26 % frem til 2035, hvorefter realprisen forudsættes konstant.

Nedenfor ses tidsstien for implementering af anvendelse af halm fra 100.000 hektar. Tiltaget giver for hele perioden en driftsøkonomisk gevinst på 159 kr./ton halm for landbruget, hvis der ikke samtidigt stilles krav til etablering af efterafgrøder. Ved etablering af efterafgrøder vil den driftsøkonomiske gevinst falde til 82 kr./ton halm. Størrelsen af nettofortjenesten skal ses i

[20] I Budgetkalkuler 2012 er prisen på halm ab landmand sat til 50 øre pr. kg (dvs. 9 øre højere pr. kg), hvilket formentlig kan forklares med, at budgetkalkulerne viser gennemsnit af halmpriser for hele landet, hvor der også indgår husdyrtætte områder med relativ stor efterspørgsel efter halm til foder og strøelse. Halm til kraftvarme kommer derimod fortrinsvis fra områder med lav husdyrtæthed, og dermed formentlig lavere halmpriser.

sammenhæng med den nævnte forudsætning om 26 % stigning i realprisen på halm i beregningsperioden.

Tabel 4.13.4 Driftsøkonomien for landbruget ved leverance af halm fra 100.000 ha, mio. kr.

År	Areal	Udbytte	Omkost-ninger	Etablering af efterafgrøder	Salg af halm	Netto omkostning	Nettoomk. med etablering af efterafgrøder
	ha	ton halm	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	12.500	43.750	14	3	18	-4	-1
2014	25.000	87.500	28	7	37	-9	-2
2015	37.500	131.250	42	10	56	-14	-4
2016	50.000	175.000	56	13	75	-20	-6
2017	62.500	218.750	69	17	95	-25	-9
2018	75.000	262.500	83	20	115	-32	-12
2019	87.500	306.250	97	23	136	-38	-15
2020	100.000	350.000	111	27	156	-45	-19
2021	100.000	350.000	111	27	158	-47	-20
2022	100.000	350.000	111	27	160	-49	-22
2023	100.000	350.000	111	27	161	-50	-23
2024	100.000	350.000	111	27	163	-52	-25
2025	100.000	350.000	111	27	164	-53	-27
2026	100.000	350.000	111	27	166	-55	-28
2027	100.000	350.000	111	27	168	-57	-30
2028	100.000	350.000	111	27	169	-58	-32
2029	100.000	350.000	111	27	171	-60	-33
2030	100.000	350.000	111	27	173	-62	-35
2031	100.000	350.000	111	27	175	-63	-37
2032	100.000	350.000	111	27	176	-65	-39
2033	100.000	350.000	111	27	178	-67	-40
2034	100.000	350.000	111	27	180	-69	-42
2035-2042[1]	100.000	350.000	111	27	182	-71	-44
NPV (2013-2042)			1.574	378	2.361	-787	-409
Kr./ton halm[2]						-159	-82

1. Energipriserne holdes konstante efter år 2035.
2. Beregnes som de diskonterede nettoomkostninger divideret med diskonteret halmmængde.

Kilde: Egne beregninger.

4.12.5 Budgetøkonomisk oversigt for energisektoren

I tabel 4.13.5 ses de driftsøkonomiske omkostninger for energisektoren og indtægter ved at substituere naturgas, kul og træ med halm i kraftvarmeværkerne. Brug af halm i energisektoren er

forbundet med omkostninger til indkøb af halm, håndterings- og transportomkostninger samt øget afgiftsbetaling for en stigning i udledningen af svovl og kvælstofoxider (NO_x). Indtægterne for energisektoren vil være i form af mindre indkøb af den naturgas, kul og træflis mv., som halm substituerer, men også i form af en øget PSO-betaling fra forbrugerene. Reduktionen i elproduktionen ved overgang til halmfyring repræsenterer et tab for værkerne i form af mistede indtægter fra salg af el. Samlet giver ændringerne for energisektoren et overskud på 77 mio. kr. pr. år.

Tabel 4.13.5 Driftsøkonomien for energisektoren ved anvendelse af halm, mio. kr.

År	**Trans-port**	**Drift**	**Øget NO_x-afgift**	**Øget svovl-afgift**	**Mistet elindtægt**	**Brændsels-besparelse**	**Værdi af sparede CO_2-kvoter**	**PSO-indtægt**	**Netto-gevinst**
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	6	7	1	1	14	26	3	6	6
2014	12	14	2	2	28	52	7	12	12
2015	19	21	4	3	39	76	13	18	21
2016	25	28	5	4	50	99	20	23	31
2017	31	35	6	5	66	124	30	29	39
2018	37	42	7	7	77	149	40	35	54
2019	43	49	9	8	94	173	52	41	64
2020	49	56	10	9	111	200	66	47	78
2021	49	56	10	9	98	202	72	47	99
2022	49	56	10	9	104	203	75	47	97
2023	49	56	10	9	111	205	77	47	95
2024	49	56	10	9	92	206	80	47	117
2025	49	56	10	9	98	208	82	47	115
2026	49	56	10	9	107	209	85	47	110
2027	49	56	10	9	111	211	87	47	110
2028	49	56	10	9	117	212	89	47	108
2029	50	56	10	9	122	214	92	47	106
2030	50	56	10	9	126	215	94	47	106
2031	50	56	10	9	130	216	97	47	106
2032	50	56	10	9	142	218	99	47	98
2033	50	56	10	9	142	219	101	47	102
2034	50	56	10	9	153	220	104	47	94
2035	50	56	10	9	153	221	106	47	98
2036-2042[1]	50	56	10	9	153	223	109	47	102
NPV (2013 -2042)	701	789	139	124	1.710	2.978	1.158	664	1.337
Årligt	41	46	8	7	99	172	67	38	77

1. Energipriserne holdes konstante efter år 2035.

Kilde: Egne beregninger.

4.12.6 Samfundsøkonomiske CO2-reduktionsomkostninger ved anvendelse af halm til brændsel

De samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger fremgår af tabel 4.13.7. Kolonnen "Drift" omfatter dels omkostningerne fra mark til kraftvarmeværk, det vil sige bjærgnings- og opbevaringsomkostninger hos halmleverandøren og transport til værk, dels ekstra indfyrings- og håndteringsomkostninger for værket ved brug af halm i stedet for de alternative brændsler kul, naturgas og træflis mv. Halmleverandørens omkostninger er beregnet ovenfor. De udgør 420 kr./ton halm inkl. nettoafgiftsfaktoren. Transportomkostningerne til værk er opgjort til 13 kr./GJ inklusive nettoafgiftsfaktoren (Energistyrelsen 2012a) svarende til 189 kr./ton halm. Meromkostningerne på kraftvarmeværkerne udgør 211 kr./ton halm inkl. nettoafgiftsfaktoren, jf. nedenfor. Samlet bliver driftsomkostningerne 820 kr./ton halm inkl. nettoafgiftsfaktoren.

4.12.7 Ekstra håndterings- og indfyringsomkostninger for halm

I forhold til anvendelse af kul og naturgas kræver halmfyring ekstra investeringer på de omfattede værker. Der er set bort fra eventuelle ekstra driftsomkostninger på værkerne. Beregningen af ekstraomkostninger bygger på oplysninger fra Energistyrelsen (Personlig meddelelse, Lisbeth Strandmark, 23. januar 2013). I tabel 4.13.6 benyttes et skøn på 11 kr./GJ for de ekstra investeringsomkostninger ved anvendelse af halm frem for kul og naturgas på centrale kraftvarmeværker – svarende til 211 kr. pr. ton halm opgjort samfundsøkonomisk (hvor det forudsættes, at energiindholdet i halm er 14,5 GJ/ton). I skønnet for ekstraomkostningerne på de centrale værker indgår, at der på nogle værker allerede er ledig halmfyringskapacitet.

Den samfundsmæssige værdi af halm til brændsel opgøres som værdien af de fortrængte brændsler kul, naturgas og træflis mv. i kraftvarmeproduktionen. Den samfundsøkonomiske pris (inkl. nettoafgiftsfaktoren) på naturgas an værk er for 2013 opgjort til 81 kr./GJ i 2012-priser (Energistyrelsen, 2012a) – svarende til 1.172 kr./ton halm, der substituerer naturgas. Den samfundsøkonomiske pris (inkl. nettoafgiftsfaktoren) på kul er for 2013 opgjort til 36 kr./GJ, svarende til 526 kr./ton halm, der substituerer kul. Den samfundsøkonomiske pris (inkl. nettoafgiftsfaktoren) på træflis mv. er i 2013 opgjort som 64 kr./GJ, mens prisen på pileflis jf. afsnittet om energipil til brændsel er sat til 10 % under prisen på træflis mv., hvilket giver 58 kr./GJ. Samlet vil det svare til en besparelse i 2013 på 874 kr./ton halm, når halm erstatter kul, naturgas og træflis mv.

Tabel 4.13.6 Velfærdsøkonomiske driftsomkostninger ved halm til brændsel i kraftvarmesektoren

	Kr./ton halm inkl. NAF
Bjærgnings- og opbevaringsomkostninger hos halmleverandøren	420
Transport til værk	189
Ekstraomkostninger på de centrale værker (energisektor)	211
Driftsomkostninger i alt	820

Kilde: Egne beregninger.

4.12.8 Forvridningsomkostninger

Når halm erstatter kul, naturgas og træflis mv. i kraftvarmeproduktionen, udløser det et PSO-tilskud på 9 kr./GJ, som vist i tabel 4.13.2 ovenfor. Tilskuddet finansieres over elprisen og kan derfor vurderes på linje med en afgiftsforhøjelse. Det betyder, at tilskuddet har velfærdsøkonomiske omkostninger i form af en forvridende påvirkning af elforbruget – det såkaldte trekantstab (Energistyrelsen, 2012c). Dertil kommer forsyningssikkerhedsafgiften, hvor forskellen på afgiftssatsen mellem fossile og vedvarende varmekilder er 7,80 kr./GJ, mens der ikke gøres forskel mellem forskellige typer vedvarende energi. Energistyrelsen anbefaler dog, at der ses bort fra ændringer i elforbruget som følge af stigningen i elprisen og dermed trekantstabet (personlig meddelelse, Lisbeth Strandmark, Energistyrelsen, 11. okt. 2012). Det skyldes, at efterspørgselsændringen vil være meget usikker og formentlig ikke veje tungt i den samlede omkostningsberegning og for at simplificere beregningerne. Der skal dog beregnes et arbejdsudbudsforvridningstab, idet PSO-afgiften gennem forøgelse af elprisen reducerer reallønnen og dermed (i princippet) arbejdsudbuddet (Energistyrelsen, 2012c). Arbejdsudbudsforvridningstabet beregnes som 20 % af afgiftsprovenuet (op. cit.) – i dette tilfælde størrelsen af PSO-tilskuddet. Fortrængningen af kul, naturgas og træflis mv. i kraftvarmeproduktionen vil reducere de samlede afgiftsbetalinger til staten med 23,36 kr./GJ fra halm som vist i tabel 4.13.2 ovenfor. Det forudsættes i de samfundsøkonomiske beregninger, at dette indtægtstab kompenseres ved en forøgelse af bundskatten (Energistyrelsen, 2012a). Der beregnes et arbejdsudbudsforvridningstab på 20 % af dette beløb (op. cit.).

De driftsøkonomiske beregninger viser et overskud for landbruget, som vil give anledning til ekstra skatte- og afgiftsindtægter for det offentlige. Der skal dog ikke indregnes et negativt forvridningstab (dvs. reducerede forvridningsomkostninger) som følge af de øgede skatte- og afgiftsindtægter. Det skyldes, at de samfundsøkonomiske beregninger forudsætter budgetneutralitet, således at de ekstra skatte- og afgiftsindtægter afbalanceres ved nedsættelse af anden skat (Energistyrelsen, 2012c).

De beregnede forvridningsomkostninger omfatter således arbejdsudbudsforvridning ifm. skatteforhøjelse til kompensation for statens tab af afgiftsprovenu, når halm erstatter fossile brændsler, samt arbejdsudbudsforvridningstab som følge af borgernes øgede udgifter til PSO. Det vil sige en forvridning på 20 pct. af statens afgiftsprovenutab forhøjet med NAF samt 20 pct. af borgernes udgifter til PSO forhøjet med NAF.

4.12.9 Efterafgrøder og sidegevinster

Det forudsættes, at der etableres efterafgrøder på et areal svarende til de 100.000 ha, som halmen fjernes fra. Som det fremgår af beregningerne i afsnit 4.15 er der store nettogevinster for samfundet ved etablering af efterafgrøder i kraft af den samfundsmæssige værdi af reduceret kvælstofudvaskning. Det samfundsmæssige overskud er størst på sandjord. Her er de overskydende halmmængder imidlertid ret begrænsede, da en stor del af kvægproduktion er lokaliseret i sandjordsområderne. Hovedparten af halmleverancerne til energiproduktion vil derfor komme fra de bedre boniteter. Det er ikke muligt at give en præcis vurdering af bonitetsfordelingen ved de

potentielle halmleverancer. Som et skøn benyttes de i afsnit 4.15 beregnede samfundsmæssige gevinster ved etablering af efterafgrøder på lerjord.

4.12.10 Beregningsresultater

Ved substitution af naturgas, kul og træflis mv. reduceres drivhusgasemissionerne med 1.246 kg CO_2-ækv./ton halm. Men som nævnt i indledningen medfører omlægningen en reduktion af elproduktionen, der forudsættes erstattet gennem øget elproduktion i andet steds. Drivhusgasemissionen fra denne produktion er opgjort ved anvendelse af emissionsfaktorer fra marginal elproduktion frem til 2025. Herefter forventes den eksisterende fossile kapacitet gradvist forventes udfaset. Derfor anvendes gradvist lavere emissionsfaktorer for den langsigtede marginale elproduktion. Dertil kommer en mindre reduktion i lattergasemissionerne svarende til 31 kg CO_2-ækv./ton halm. Fjernelse af halmen reducerer kulstoflagringen i jorden svarende til 210 kg CO_2-ækv./ton halm (Olesen et al., 2013), medmindre der kompenseres herfor gennem etablering af efterafgrøder. Endvidere vil der være øget udledning af svovl og kvælstofoxider ved overgang til halmfyring på centrale kraftvarmeværker. De øgede udledninger af svovl og kvælstofoxider indregnes i de samfundsøkonomiske omkostninger til hhv. 11,1 kr./kg og 25,5 kr./kg (Energistyrelsen, 2012c).

Tabel 4.13.7 på næste side viser, at tiltaget vil være forbundet med samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger på 624 kr./ton CO_2-ækv., hvis kulstoflagring tages med, og der ikke etableres efterafgrøder. Når efterafgrøder medtages ændres dette til en samfundsøkonomisk gevinst på 201 kr./ton CO_2-ækv. Denne ændring skyldes de store samfundsøkonomiske fordele ved reduceret N-udvaskning og ammoniakfordampning ved etablering af efterafgrøder (i tabel 4.13.7 er disse sidegevinster ikke opgjort separat, men inkluderet i søjlen Efterafgrøder med sidegevinster). Gevinsten skyldes således ikke tiltagets bidrag til drivhusgasreduktion, men bidrag til realisering af kvælstofpolitiske målsætninger. Når sidegevinsterne ikke medregnes, vil skyggeprisen ved etablering af efterafgrøder være 590 kr./ton CO_2-ækv. Da efterafgrøder kunne etableres, uden at der samtidig sker fjernelse af halmen, er det ikke relevant at vurdere halmanvendelsestiltaget ud fra de samfundsmæssige gevinster ved det supplerende efterafgrødetiltag. Den relevante CO_2-skyggepris er derfor 624 kr./ton CO_2-ækv.

Tabel 4.13.7 Samfundsøkonomiske omkostninger ved anvendelse af halm fra 100.000 ha i kraftvarmeproduktion.

År	Drift	Efter-afgrøder u. side-effekter	Forvrid-ning af PSO	Forvrid-ning af afgifter	Tab ved øget svovl	Tab ved øget NO_x	Tab ved kompen-seret el	Efter-afgrøder m. sideeffekter	Brænd-selsbe-sparelse	Nettoomk. u. efter-afgrøder	Nettoomk. m. efter-afgrøder, m. sideeffekter	Nettoomk. m. efter-afgrøder, u. sideeffekter	Reduktion af drivhusgas-udledning	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.	
													M. kul-stoflag.	U. kul-stoflag.
2013	36	4	2	4	0	1	16	11	35	23	13	28	18	28
2014	72	9	3	7	1	2	30	21	68	47	26	56	40	59
2015	107	13	5	11	1	4	40	32	101	68	36	81	61	88
2016	143	18	6	14	2	5	49	43	131	88	45	105	75	111
2017	179	22	8	17	2	6	62	53	164	110	57	132	94	140
2018	215	27	9	19	3	7	67	64	197	124	60	150	112	168
2019	251	31	11	22	3	9	79	74	230	145	70	176	132	196
2020	286	35	12	25	4	10	89	85	265	161	76	197	151	225
2021	286	35	12	25	4	10	66	85	267	136	51	171	154	228
2022	286	35	12	25	4	10	72	85	269	140	55	175	155	229
2023	286	35	12	25	4	10	78	85	271	145	59	180	157	231
2024	286	35	12	25	4	10	52	85	273	116	31	152	157	231
2025	286	35	12	25	4	10	58	85	275	120	35	155	177	251
2026	286	35	12	25	4	10	67	85	277	127	42	162	201	274
2027	286	35	12	25	4	10	71	85	279	129	44	164	220	293
2028	286	35	12	25	4	10	76	85	281	132	47	168	239	313
2029	286	35	12	25	4	10	81	85	283	135	50	171	259	333
2030	286	35	12	25	4	10	84	85	285	136	51	172	278	352
2031	286	35	12	25	4	10	87	85	287	138	53	173	297	371
2032	287	35	12	25	4	10	101	85	288	150	65	185	316	390
2033	287	35	12	25	4	10	98	85	290	146	61	181	335	409
2034	287	35	12	25	4	10	111	85	292	157	72	192	354	427
2035-2042[1]	287	35	12	25	4	10	109	85	293	153	68	188	372	445

År	Drift	Efter-afgrøder u. side-effekter	Forvrid-ning af PSO	Forvrid-ning af afgifter	Tab ved øget svovl	Tab ved øget NO_x	Tab ved kompen-seret el	Efter-afgrøder m. sideeffekter	Brænd-selsbe-sparelse	Nettoomk. u. efter-afgrøder	Nettoomk. m. efter-afgrøder, m. sideeffekter	Nettoomk. m. efter-afgrøder, u. sideeffekter	Reduktion af drivhusgas-udledning	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.	
													M. kul-stoflag.	U. kul-stoflag.
NPV (2013-2042)	4.060	501	176	359	56	139	1.243	1.206	3.946	2.087	881	2.588	3.345	4.386
Skyggepris med efterafgrøder med sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.														201
Skyggepris med efterafgrøder uden sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.														590
Skyggepris uden efterafgrøder, kr./ton CO_2-ækv.													624	

1. Etablering på lerjord.
2. Energipriserne holdes konstante efter år 2035.

Kilde: Egne beregninger.

De samfundsøkonomiske omkostninger ved reduktion af drivhusgasudledning gennem halmfyring er beregnet tidligere af Fødevareøkonomisk Institut i rapporten Landbrug og Klima (2008). Her var de beregnede samfundsøkonomiske omkostninger ved CO_2-fortrængning gennem anvendelse af halm til brændsel noget lavere end i de aktuelle beregninger. De ændrede resultater skal ses på baggrund af ændringer i beregningsforudsætningerne. I Landbrug og Klima blev der alene regnet på substitution mellem naturgas og halm. I de aktuelle beregninger udgør kul størstedelen af det brændsel, som bliver erstattet af halm. Ved de nuværende priser er fyring med naturgas omtrent dobbelt så omkostningstungt som kul. Det trækker i retning af en lavere CO_2-skyggepris i nærværende beregninger. Men der er modsat rettede ændringer, som trække skyggepriser op. I de aktuelle beregninger er der medtaget forvridningsomkostninger ifm. afgifter og tilskud, hvilket øger CO_2-skyggeprisen. I modsætning til tidligere indgår effekter af reduceret elproduktion ved omlægning til halmfyring på centrale værker. Omkostningerne ved produktion af den resterende elmængde trækker i retning af en højere skyggepris. Drivhusgasudledningen ved den kompenserende elproduktion reducerer nettoeffekten (formindsker nævneren skyggeprisbrøken), hvilket også trækker skyggeprisen op.

4.12.11 Budgetøkonomiske omkostninger

Tabel 4.13.8 nedenfor viser de samlede budgetøkonomiske nettoomkostninger ved brug af halm til kraftvarme. Den annuiserede årlige gevinst for landbruget udgør 46 mio. kr., forudsat der ikke kræves etablering af efterafgrøder. Hvis tiltaget bliver implementeret sammen med et krav om efterafgrøder, falder gevinsten til 24 mio. kr.

Staten vil miste afgiftsindtægter, når halm erstatter kul og naturgas, svarende til 78 mio. kr. årligt. Indtægterne fra NO_x- og svovlafgifter vil til gengæld stige, ligesom halm mv. er pålagt en højere forsyningssikkerhedsafgift end fossile brændsler. I hele perioden svarer statens mistede indtjening til 1,4 mia. kr. netto.

Forbrugerne skal betale mere over el- og varmeregningen i hhv. PSO-tillæg og forsyningssikkerhedsafgift. Til gengæld spares energiafgifter. Det samlede resultat for forbrugerne bliver en besparelse på 964 mio. kr. i hele perioden svarende til en årlig besparelse på 56 mio. kr.

Kraftvarmeværkerne betaler for halmen, men sparer udgifter til de fortrængte brændsler i form af kul, naturgas og træflis mv. samt CO_2-kvoter, i alt en nettobesparelse. Værkerne betaler til gengæld mere i NO_x- og svovlafgift. Halmfyring er forbundet med højere transport-, håndterings- og indfyringsomkostninger for kraftvarmeværkerne. Til gengæld opnås en højere salgspris for el via PSO-tillægget. Reduktionen i elproduktionen, når kul, naturgas og træflis mv. erstattes af halm, er dog ensbetydende med et indtægtstab. Der er beregnet en nettogevinst for energisektoren på 77 på mio. kr. årligt eller 1,3 mia. kr. i NPV for hele perioden som følge af den billigere energikilde i form af halm samt de lavere afgiftsbetalinger.

Tabel 4.13.8 Budgetøkonomiske omkostninger, mio. kr.

	NPV 2013-2042	Årligt
Staten	1.355	78
Landbruget		
− Uden efterafgrøder	-787	-46
− Med efterafgrøder	-409	-24
Energisektoren	-1.337	-77
Forbrugerne	-964	-56

Kilde: Egne beregninger.

4.12.12 CO2 Reduktionspotentiale ved øget halmanvendelse til energi

Potentialet for yderligere halmanvendelse til energi antages at svare til halmudbyttet fra 100.000 ha. Med et gennemsnitligt halmudbytte på 3,5 ton/ha giver det en potentiel reduktion i drivhusgasudledninger på ca. 225.000 CO_2-ækv./år i 2020 og frem, hvis reduceret kulstoflagring i landbrugsjorden ikke medregnes – eller der kompenseres for nedgangen ved etablering af efterafgrøder. Indgår reduceret kulstoflagring (uden efterafgrøder), falder reduktionspotentialet til knap 212.000 ton CO_2-ækv./år fra 2020.

4.12.13 Opsummering af beregningsresultater

I tabel 4.13.9 ses en opsummering af effekterne ved brug af halm til varmeproduktion. Tabellen viser, at tiltaget vil være forbundet med samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger på 624 kr./ton CO_2-ækv., hvis kulstoflagring tages med, og der ikke etableres efterafgrøder. Når efterafgrøder medtages, ændres dette til 201 kr./ton CO_2-ækv. Som nævnt skyldes den lavere samfundsøkonomiske omkostning efterafgrøders bidrag til reduceret kvælstofudvaskning. Uden disse gevinster ville der være en samfundsmæssig omkostning på 590 kr./ton CO_2-ækv. Da efterafgrøder kunne etableres, uden at der samtidig sker fjernelse af halmen, er det ikke relevant at vurdere halmanvendelsestiltaget ud fra de samfundsmæssige gevinster ved det supplerende efterafgrødetiltag. Den relevante CO_2-skyggepris er derfor 624 kr./ton CO_2-ækv.

Tabel 4.13.9 Klimaeffekt og samfundsøkonomi

	Enhed	Periode	Med kulstoflagring/ uden efterafgrøder	Uden kulstoflagring/ med efterafgrøder
Reduktion af drivhusgasser	1.000 ton CO_2-ækv.	2020	151	225
Samfundsøkonomisk omkostning				
- Skyggepris med sidegevinster	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	624	201
- Skyggepris uden sidegevinster	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)		590

Kilde: Egne beregninger.

4.12.14 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 %

Som det fremgår af tabel 4.13.10 varierer skyggeprisen i beskedent omfang med diskonteringsraten, da der er en vis tidsmæssig forskydning mellem omkostninger og benefits over analyseperioden som følge af prisændringer. Skyggeprisen for halm til kraftvarme med etablering af efterafgrøder er hhv. 195 og 212 kr./ton CO_2-ækv. for de to diskonteringsrenter. Når sidegevinsterne ikke medregnes, vil der være en skyggepris på hhv. 577 kr./ton CO_2-ækv. og 664 kr./ton CO_2-ækv. Skyggeprisen uden efterafgrøder er hhv. 617 og 606 og 662 kr./ton CO_2-ækv.

Tabel 4.13.10 Følsomhedsanalyse: Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved at anvende halm til kraftvarme, 3 og 6 % diskonteringsrente

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser uden kulstoflagring, NPV 2013-42	5.179	3.216
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	3.974	2.421
Nettoomkostninger uden efterafgrøder, mio. kr.	2.407	1.603
Nettoomkostninger med efterafgrøder med sideeffekter, mio. kr.	1.012	683
Nettoomkostninger med efterafgrøder uden sideeffekter, mio. kr.	2.987	1.985
Skyggepris uden efterafgrøder, kr./ton CO_2-ækv.	606	662
Skyggepris med efterafgrøder, inkl. sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	195	212
Skyggepris med efterafgrøder, ekskl. sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	577	617

Kilde: Egne beregninger.

4.13 Dyrkning af energipil

Det antages, at arealet med energipil øges med 100.000 ha frem til 2020. Heraf forudsættes 10.000 ha at blive etableret på organogen jord, 80.000 ha på sandjord og 10.000 ha på lerjord. Tiltaget vil påvirke drivhusgasemissionerne gennem ændring i jordens kulstoflager, reducerede metanemissioner og reduceret brændstofforbrug (Olesen et al., 2013). Derimod indgår fortrængning af fossil energi i kraftvarmesektoren ikke i beregningerne, hvilket er nærmere begrundet nedenfor. Sideeffekterne omfatter reduceret kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning. Endvidere reduceres pesticidforbruget. Der er et vist overlap mellem dette tiltag og udtagning af landbrugsjord til andre formål, herunder skovrejsning og vedvarende græs.

4.13.1 Implementeringsinstrument

Med de netop forøgede tilskud til etablering af flerårige energiafgrøder repræsenterer tiltaget en gevinst for landbruget, da de beregnede jordrenter ved piledyrkning generelt overstiger den beregnede jordrente ved almindelig afgrødeproduktion. Det beregnede merafkast øges væsentligt under de forventede realprisstigninger på pileflis. Den væsentlig længere arealbindingsperiode giver imidlertid en større risiko ved piledyrkning end ved dyrkning af almindelige landbrugsafgrøder. Usikkerheden knytter sig til udviklingen i prisen på pileflis såvel som udviklingen i afgrødepriserne, der bestemmer størrelsen af jordrentetabet ved at udtage arealer af almindelig landbrugsdrift. Jordrenten ved fortsat landbrugsdrift er i standardberegningerne opgjort ved anvendelse af

gennemsnitspriser på afgrøder for de sidste fem år. De seneste år har priserne været betydeligt højere. Det er ikke givet, at landmænd har samme forventninger til prisudviklingen som i de her anvendte standardberegninger. Etableringspotentialet er derfor usikkert. På den baggrund er der gennemført to beregningsscenarier for energipil under alternative prisantagelser.

I det første scenarium antages det, at forventningerne til prisudviklingen på pileflis og afgrødepriserne svarer til standardforudsætningerne nævnt ovenfor. Dvs. stigende realpris på pileflis og en alternativ jordrente i almindelig afgrødeproduktion baseret på gennemsnittet for de sidste fem år. I forlængelse heraf antages det, at de seneste tilskudsforhøjelser vil give tilstrækkeligt incitament til en øget dyrkning af energipil, svarende til at arealet med energipil øges med 100.000 ha frem til 2020.

I det følgende scenarium antages det, at landmænds prisforventninger er præget af de seneste års afgrødeprisstigninger. Under den antagelse vil energipil ikke blive betragtet som konkurrencedygtig i forhold til almindelige landbrugsafgrøder. Som beregningsforudsætning antages det, at forventningerne til jordrenten i almindelig afgrødeproduktion svarer til jordrenteniveauet i 2012. Under denne antagelse vil der være behov for højere tilskud, såfremt der skal skabes incitamenter til den forudsatte forøgelse af arealet med energipil. På dette grundlag fastlægges et implementeringsinstrument i form af øget tilskud til piledyrkning, som svarer til forskellen mellem jordrentegennemsnittet for de seneste fem år og jordrenten i 2012.

4.13.2 Dyrkning og sektorafgræsning

I tidligere beregninger er dyrkning og anvendelse af pileflis til energiproduktion blevet analyseret som én sektor, hvor slutprodukterne var el og varme (Fødevareministeriet, 2008). Denne vertikale integrationsantagelse forudsætter (implicit), at transport- og opbevaringsomkostninger binder produktion og anvendelse af pileflis sammen inden for et relativt snævert geografisk område – som det f.eks. er tilfældet for anvendelse af husdyrgødning til biogas og til en vis grad for halm som brændsel i kraftvarmesektoren. Med det voksende marked for pileflis står det imidlertid klart, at pileflis i dag handles på linje med træflis/skovflis i kraftvarmesektoren (Jensen, 2009). Disse to produkter må derfor betragtes som substitutter.

Kraftværkerne kan vælge frit mellem dansk produceret og importret træflis og træpiller ved opfyldelse af krav til VE-andelen i produktionen. Da der importeres træflis og træpiller i betydeligt omfang fra en række lande, må priserne i udenrigshandelen antages at være bestemmende for prisen på skovflis her i landet og dermed også for prisen på pileflis. Forbruget af træ- og pileflis til energiproduktion her i landet kan derfor ikke betragtes som bestemt af den indenlandske produktions størrelse, men af politiske målsætninger og prisforholdene inden for den vedvarende energiproduktion generelt. Dvs. at en forøgelse af pileproduktionen her i landet ikke vil øge den samlede anvendelse af biomasse i energisektoren, men alene erstatte importeret træflis og træpiller. Tilsvarende må det antages, at den danske produktion af pileflis ikke vil være bestemt af efterspørgslen her i landet, men af rentabiliteten i dyrkningen – som igen vil afhænge af de internationalt bestemte prisrelationer mellem pileflis og korn samt støtteordninger og andre politisk

fastsatte produktionsbetingelser. I nærværende beregninger analyseres økonomien i piledyrkning derfor uafhængigt af anvendelsessiden. De drivhusgaseffekter, der indgår i beregningerne, er dermed øget kulstofbinding i jord, reducerede metanemissioner og reduceret brændstofforbrug, når pil erstatter almindelige landbrugsafgrøder.

4.13.3 Miljømæssige effekter

Et skift fra korndyrkning til flerårige energiafgrøder vil reducere drivhusgasemissionerne gennem øget kulstoflagringen i jorden, reduceret brændstofforbrug samt reducerede lattergasemissioner (pga. af reduceret kvælstoftilførsel). Derudover er der positive sideeffekter i form af reduceret kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning. Som nævnt forudsættes det, at pileflis substituerer (importeret) skovflis i kraftvarmesektoren. Beregningerne omfatter derfor ikke nogen CO_2-reduktion i energisektoren.

Tabel 4.14.1 viser konsekvenserne af scenariet. Der regnes med en gødningsnorm på 120 kg N/ha til pil på alle jordtyper. Da de afgrøder, som pilen vil afløse, i gennemsnit har en norm på 146 kg N/ha fås en besparelse på 26 kg N/ha (Olesen et al., 2013). Dette antages at give reduktioner i lattergasemissionerne svarende til 185, 247 og 247 kg CO_2-ækv./ha/år for henholdsvis lerjord, sandjord og organogen jord. Under forudsætning om en reduktion i ammoniakfordampningen på 1,5 % af udbragt N fås en reduktion på 0,39 kg N/ha. Dette giver reduktioner i lattergasemissionerne svarende til 185, 247 og 247 kg CO_2-ækv./ha/år for henholdsvis lerjord, sandjord og organogen jord. Der regnes med en gennemsnitlig reduktion i kvælstofudvaskning fra rodzonen på 25 kg N/ha for lerjord, 50 kg N/ha for sandjord og ligeledes 50 kg N/ha for organogen jord.

Etablering af flerårige energiafgrøder kan imidlertid erstatte lovpligtige efterafgrøder, som også reducerer kvælstofudvaskningen. Det må antages at ske på bedrifter, hvor det kun er en del af arealet, der omlægges til pil eller andre flerårige energiafgrøder. Pil vil dog give en større reduktion i N-udvaskning end efterafgrøder. Et groft skøn er, at reduktionen er dobbelt så stor for pil som for efterafgrøder (op. cit.). Under den forudsætning antages reduktion i kvælstofudvaskning fra rodzonen at udgøre på 12,5 kg N/ha for lerjord, 25 kg N/ha for sandjord og 25 kg N/ha for organogen jord.

Flerårige energiafgrøder vurderes at øge jordens kulstofindhold sammenlignet med almindelig korndyrkning svarende til en binding på 1,57 ton CO_2/ha/år uanset jordtype (Olesen et al., 2013). Dette tal forudsætter, at der sammenlignes med kornarealer uden efterafgrøder, som øger kulstofbindingen i jorden. Hvis der sammenlignes med korndyrkning med efterafgrøder, der som nævnt øger kulstofbindingen i jorden, reduceres den øgede kulstoflagring ved overgang til energipil til 0,83 ton CO_2/ha/år. I de foreliggende beregninger benyttes der et gennemsnit af disse estimater på 1,20 ton CO_2/ha/år (op. cit.). Det antages, at dyrkning af energiafgrøder på organogen jord ikke medfører ændringer i afvandingsforhold, og kulstoflagringen er derfor sat til samme værdi for organogen jord som for sand- og lerjord (op. cit.).

Tabel 4.14.1 Konsekvensskema med gennemsnitværdier for dyrkning af energipil på sand, ler og organogen jord, 100.000 ha

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Udtagning	Ha/år	Startår (2013)	12.500
Udtagning i alt	Ha	2013-20	100.000
Driftsøkonomisk nettoomkostning	Mio. kr.	Årligt	-37
Udbytte af energipil, sandjord	Ton tørstof/ha	Årligt	9
Udbytte af energipil, lerjord	Ton tørstof/ha	Årligt	14
Udbytte af energipil, organogen jord	Ton tørstof/ha	Årligt	12
Energiindhold i pileflis	GJ/ton tørstof	Årligt	16,06
Reduceret brændstofforbrug	Ton CO_2/ha	Årligt	0,37
Reduktion af lattergas	Ton CO_2-ækv./ha	Årligt	0,24
Kulstoflagring i jord	Ton CO_2/ha	Årligt	1,20
Reduktion af N-udvaskning	Kg N/ha	Årligt	23,8
Reduktion af ammoniakfordampning	Kg N/ha	Årligt	0,39

Kilde: Olesen et al. (2013) samt egne beregninger.

Tabel 4.14.2 viser de samlede konsekvenser for drivhusgas-udledningerne ved etablering af energipil på i alt 100.000 ha i 2020. Det antages, at der etableres 12.500 ha energipil om året fra 2013 frem til 2020, hvor det samlede areal på 100.000 ha vil være nået. Med den forudsatte omdriftstid vil de arealer, der udtages til energipil i 2020, blive ryddet i år 2043. Tabellen viser, at den årlige drivhusgasreduktion ved fuld implementering i 2020 vil udgøre 181.000 ton CO_2-ækv., hvor kulstoflagring tegner sig for 120.000 tons CO_2-ækv./år, reduceret brændstofforbrug 37.000 ton CO_2-ækv./år og reduceret udledning af lattergas 24.000 tons CO_2-ækv./år.

Tabel 4.14.2 Klimaeffekt ved etablering af energipil på 100.000 ha sand-, ler- og organogen jord, 1.000 ton CO_2-ækv.

	Reduktion af brændstof	Reduktion af lattergas	Kulstoflagring i jorden	Samlet reduktion af drivhusgasser
1.000 ton CO_2-ækv.	37	24	120	181

Kilde: Olesen et al. (2013).

Af tabel 4.14.3 fremgår det, at tiltaget vil reducere kvælstofudvaskningen fra rodzonen med 2.375 ton i 2020. Reduktionen i kvælstofudvaskningen indgår i de samfundsøkonomiske beregninger til den samfundsmæssige skyggepris. Også pesticidanvendelsen reduceres. Det er imidlertid ikke muligt at medtage værdien af reduceret pesticidanvendelse i de samfundsøkonomiske beregninger, da et estimat for den samfundsmæssige skyggepris for pesticidreduktioner ikke er til rådighed.

Tabel 4.14.3 Samlet effekt på kvælstofudledning ved etablering af energipil på 100.000 ha sand-, ler- og organogen jord, ton N

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Reduceret N-udvaskning, ton	297	594	891	1.188	1.484	1.781	2.078	2.375

Kilde: Egne beregninger.

4.13.4 Afsætningsvilkår og prisforudsætninger

Markedet for pileflis er primært varmeværker og kraftvarmeværker. HedeDanmark har indsamlet informationer fra varmeværkerne, og tilbagemeldingerne kan i hovedtræk samles til følgende problemer (Riber, 2009):

- Lavere brændværdi betyder, at der kan være behov for at blande pileflisen med andre brændsler
- Højt vandindhold der dog kan løses ved tørring i stak før flisning
- Skimmelsvamp i flisen nødvendiggør fokus på arbejdsmiljøet
- Kvaliteten af flisen (neddelingen) er ofte for dårlig.

Problemerne menes at kunne løses ved en mere omhyggelig behandling af flisen, samt at fyringsanlæggene dimensioneres til formålet. At kombinere pileflis med skovflis vil også være en løsning, men den vil formentlig påvirke afregningsprisen på pileflis negativt (Larsen et al., 2008).

Pileflis afregnes i forhold til brændværdien. Vandindholdet har betydning for brændværdien og dermed prisen. Pileflis har et vandindhold på ca. 50 %, hvilket giver en nedre brændværdi på ca. 8 GJ/ton flis (AgroTech, 2008). Ca. halvdelen er altså vand, og den resterende del er tørstof, hvilket vil sige at energiindholdet i tørstoffet er ca. 16 GJ/ton tørstof.

I nærværende beregninger antages det, at pileflis afsættes til en pris, der i gennemsnit ligger ca. 10 % under prisen på træflis an værk[21] (Riber, 2009) – svarende til 43,6 kr./GJ i 2012. Prisudviklingen forudsættes at følge udvikling i prisen på træflis som angivet i tabellen for samfundsøkonomiske brændselspriser i Energistyrelsen (2012c).

4.13.5 Driftsøkonomien ved dyrkning af energipil under nuværende prisrelationer

I Energistyrelsens fremskrivning af brændselspriser forventes en realprisstigning på træflis frem til 2035. Driftsøkonomien i piledyrkning med de forventede prisstigninger analyseres i næste afsnit. Da det ikke er givet, at landmænd deler forventningen om stigende realpriser på træ- og pileflis, gennemføres først en beregning af driftsøkonomien ved dyrkning af energipil under de nuværende prisrelationer.

[21] Denne forudsætning betyder, at prisen på pileflis i nærværende beregninger ikke svarer til Energistyrelsen angivelse af prisen på pileflis i tabel for samfundsøkonomiske brændselspriser i Energistyrelsen (2012c).

Som grundlag for omkostningsberegningerne anvendes data fra budgetkalkuler for Energipil for 2012 (Videncentret for Landbrug, 2012). I beregningerne forudsættes det, at energipil har en omdriftsperiode på 23 år, hvor der løbende fortages pleje og høst. En væsentlig del af udgifter går til etablering af pilekulturen i begyndelsen af perioden. Disse omkostninger dækker primært klargøring af jorden, indkøb og plantning af stiklinger samt ukrudtsbekæmpelse. Efterfølgende falder udgifterne hvert tredje år i forbindelse med høst af energipilen, hvor der påløber omkostninger til afhøstning og håndtering, transport til værk samt renholdelse og gødskning. I slutåret ryddes arealet.

Tabel 4.14.4 viser de beregnede jordrenter (dækningsbidrag efter afholdelse af samtlige omkostninger) ved dyrkning af pileflis på tre jordtyper sandjord, lerjord og organogen jord. De årlige omkostninger og indtægter er beregnet som de annuiserede nutidsværdier af samtlige betalinger i omdriftsperioden ved en kalkulationsrente på 4 %. Dyrkningsomkostninger og indtægter for en flerårig afgrøde som pil kan dermed sammenlignes med enårige afgrøder som korn. De årlige omkostning ved dyrkning af pil befinder sig i intervallet 5.900-6.100 kr./ha for de tre jordtyper. Der hersker stadig en vis usikkerhed om størrelsen af omkostningerne – især ifm. høst, hvor bl.a. vedligeholdelsesomkostningerne for materiellet kan være en usikkerhedsfaktor (Jørgensen, 2009).

Udbyttet i energipil afhænger af jordtypen. Larsen og Madsen (2008) vurderer, at et minimum på 8 ton tørstof/ha er realistisk på de fleste jordtyper, mens 14 ton tørstof/ha/år formodentlig kun vil kunne opnås på gode jorde. Jørgensen (2009) oplyser, at det på basis af forsøg på JB4 sand ved Foulum og JB1 sand ved Jyndevad er estimeret, at det vil være muligt at høste hhv. 12 og 9 ton tørstof/ha/år på de to jordtyper. I nærværende beregninger antages det, at tørstofudbytterne (pr. ha/år) vil være 9 ton på sandjord, 14 ton på lerjord og 12 ton på organogen jord. Som det fremgår af tabel 4.14.4, er der for energipil på sandjord beregnet et nettoafkast/jordrente på 973 kr./ha. På lerjord er der beregnet en jordrente 4.392 kr./ha, mens der for organogen jord er der beregnet en jordrente på 3.081 kr./ha.

Hvorvidt de beregnede jordrenter kan betragtes som driftsøkonomisk tilfredsstillende, afhænger af jordrenten ved alternativ anvendelse af jorden. Afkastberegningerne for korn og rapssædskifter over de sidste fem år i afs. viser en gennemsnitlig jordrente på sandjord på 855 kr./ha, mens jordrenten ved piledyrkning er 973 kr./ha. Selvom jordrenten for almindelige landbrugsafgrøder er marginalt lavere på sandjord, er der ved den nuværende pris på pileflis ikke nogen væsentlig merindtjening i piledyrkning til dækning af risikoen ved den forholdsvis lange areal- og kapitalbindingsperiode. På lerjord er den gennemsnitlige jordrente ved dyrkning af alm. landbrugsafgrøder beregnet til 4.004 kr./ha. Med en jordrente på 4.392 kr./ha skulle pil i princippet være konkurrencedygtig med korn- og rapsafgrøder på lerjord, men også her er der tale om en forholdsvis beskeden margen til dækning af den øgede risiko ifm. den lange arealbindingsperiode. Jordrenten ved piledyrkning på organogen

jord opvejer ikke den alternative jordrente ved alm. landbrugsafgrøder på 3.200 kr./ha[22] på veldrænet organogen jord. Er der derimod tale om organogen jord i en forholdsvis dårlig dræningstilstand, kan jordrenten ifm. almindelig landbrugsdrift være væsentlig lavere, evt. nul, hvilket kan gøre piledyrkning interessant på sådanne jorde.

Tabel 4.14.4 Jordrente for energipil ved forskellige udbytteniveauer, kr./ha/år

	Sandjord	Lerjord	Organogen jord
Tørstof, ton pr. ha/år	9	14	12
Stykomkostninger	1.198	1.198	1.198
Maskin- og arbejdsomkostninger	532	532	532
Høst- og transport til værk	4.234	4.475	4.379
Samlede dyrkningsomkostninger (uden jordleje)	**5.964**	**6.205**	**6.108**
Værdi af pileflis	6.198	9.858	8.450
Produktions- og etableringstilskud, annuiseret værdi	739	739	739
Jordrente, kr./ha	**973**	**4.392**	**3.081**
Jordrente, kr./ton tørstof	108	313	257
Alternativ jordrente ved planteavl, kr./ha	**855**	**4.004**	**3.200**

Kilde: Egne beregninger.

4.13.6 Driftsøkonomien ved dyrkning af energipil under forventede fremtidige prisrelationer

I dette afsnit gentages de driftsøkonomiske beregninger under forudsætning om stigende realpris på pileflis i analyseperioden. Prisen på pileflis fremskrives med samme stigningstakt som Energistyrelsens forudsatte prisstigning på træflis, nærmere betegnet fra 43,6 kr./GJ i 2012 til 57,1 i 2035, hvorefter prisen forudsættes konstant i resten af perioden. Prisen er opgjort an værk. Som i de foregående beregninger forudsættes det, at jordrenten i alternative anvendelser svarer til den gennemsnitlige jordrente for de sidste 5 år som beregnet i afs. 2.17 for alm. landbrugsafgrøder. Den alternative jordrente indgår som en omkostning i kalkulerne.

I tabel 4.14.5-4.14.7 ses de driftsøkonomiske resultater for energipil på hhv. sandjord, lerjord og organogen jord under den nævnte forudsætning om stigning i realprisen på pileflis. Tidsstierne forudsætter, at der plantes 10.000 ha energipil om året på sandjord og 1.250 ha om året på lerjord og organogen jord frem til 2020, hvor det samlede areal på 100.000 ha vil være etableret. Da den forudsatte omdriftsperiode er 23 år, vil de sidste arealer, der etableres i 2020, blive høstet og ryddet i 2043. Analyseperioden, der normalt er fra 2013 til 2042, er derfor forlænget med et år til 2043. Kolonnen drifts- og transportomkostninger omfatter de samlede maskin-, arbejds-, høst- og transportomkostninger som angivet i tabel 4.14.4 ovenfor, mens salgsværdien af pileflis er opgjort under de omtalte forudsætninger om stigning i realprisen.

[22] For organogene jorde er jordrenten fastsat under en forudsætning om, at jordrenten på organogene jorde udgør 80 % af jordrenten på lerjord.

Det fremgår af tabellerne 4.14.5-4.14.7, at forudsætningen om stigende realpris på pileflis betyder, at der nu er et driftsøkonomisk overskud ved dyrkning af pileflis på alle tre jordtyper inklusive organogen jord. Den sidste række i tabellerne viser de beregnede nettoomkostninger pr. kg tørstof, dvs. de diskonterede nettoomkostninger divideret med den diskonterede tørstofproduktion. Som det ses, er der en nettogevinst ved dyrkning af pileflis på 67 kr./ton tørstof på sandjord, 66 kr./ton tørstof på lerjord og 22 kr./ton tørstof på (veldrænet) organogen jord. Ved anvendelse af de forudsatte tørstofudbytter på de forskellige jordtyper kan disse tal omregnes til nettoafkast pr. ha (efter fradrag af alternativ jordrente). For sandjord er der tale om en merindtægt i forhold til almindelig planteavl på 603 kr./ha, for lerjord 924 kr./ha og (veldrænet) organogen jord 264 kr./ha. Ved sammenligning med de tidligere beregnede merafkast ved piledyrkning i afs. 4.14.3 ses det, at den forventede realprisstig på træ- og pileflis indebærer en væsentlig forøgelse af merafkastet ved piledyrkning. Prisfremskrivningen er naturligvis forbundet med betydelig usikkerhed, og det er ikke givet, at landmænd har tilsvarende forventninger til prisudviklingen.

Tabel 4.14.5 Budgetøkonomisk opgørelse af driftsøkonomien i dyrkning af pileflis på 80.000 ha sandjord (9 ton tørstof pr. ha)

	Omlægning	**Alternativ jordrente**	**Drifts- og transportomk.**	**Salg af pileflis**	**Etablerings tilskud**	**Årligt tilskud**	**Nettoomk.**
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio.kr.	mio. kr.
2013	10.000	9	107	-	42	5	69
2014	20.000	17	141	-	42	10	106
2015	30.000	26	238	98	42	15	109
2016	40.000	34	238	99	42	20	111
2017	50.000	43	238	100	42	25	114
2018	60.000	51	407	303	42	30	83
2019	70.000	60	407	307	42	35	83
2020	80.000	68	407	311	42	40	83
2021	80.000	68	470	524	-	40	-26
2022	80.000	68	436	530	-	40	-66
2023	80.000	68	339	429	-	40	-61
2024	80.000	68	509	651	-	40	-114
2025	80.000	68	509	659	-	40	-121
2026	80.000	68	339	444	-	40	-77
2027	80.000	68	509	674	-	40	-137
2028	80.000	68	509	682	-	40	-145
2029	80.000	68	339	460	-	40	-93
2030	80.000	68	509	699	-	40	-162
2031	80.000	68	509	707	-	40	-170
2032	80.000	68	339	477	-	40	-110
2033	80.000	68	509	725	-	40	-187
2034	80.000	68	509	733	-	40	-196
2035	80.000	68	339	495	-	40	-127
2036	80.000	68	539	742	-	40	-175
2037	70.000	60	539	742	-	35	-179
2038	60.000	51	369	495	-	30	-104
2039	50.000	43	369	495	-	25	-108

	Omlægning	Alternativ jordrente	Drifts- og transportomk.	Salg af pileflis	Etablerings tilskud	Årligt tilskud	Nettoomk.
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio.kr.	mio. kr.
2040	40.000	34	369	495	-	20	-111
2041	30.000	26	200	247	-	15	-37
2042	20.000	17	200	247	-	10	-41
2043	10.000	9	200	247	-	5	-44
NPV 2013-2043		912	6.371	7.031	283	534	-564
Kr./ton tørstof		109	759	838	34	64	-67

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.6 Budgetøkonomisk opgørelse af driftsøkonomien i dyrkning af pileflis på 10.000 ha lerjord (14 ton tørstof pr. ha)

	Omlægning	Alternativ jordrente	Drifts- og transportomk.	Salg af pileflis	Etablerings tilskud	Årligt tilskud	Nettoomk.
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	1.250	5	13	-	5	1	13
2014	2.500	10	18	-	5	1	21
2015	3.750	15	35	19	5	2	24
2016	5.000	20	35	19	5	3	28
2017	6.250	25	35	19	5	3	32
2018	7.500	30	56	59	5	4	18
2019	8.750	35	56	60	5	4	22
2020	10.000	40	56	60	5	5	25
2021	10.000	40	64	102	-	5	-3
2022	10.000	40	60	103	-	5	-8
2023	10.000	40	42	83	-	5	-6
2024	10.000	40	64	127	-	5	-28
2025	10.000	40	64	128	-	5	-29
2026	10.000	40	42	86	-	5	-9
2027	10.000	40	64	131	-	5	-32
2028	10.000	40	64	133	-	5	-34
2029	10.000	40	42	90	-	5	-12
2030	10.000	40	64	136	-	5	-37
2031	10.000	40	64	138	-	5	-39
2032	10.000	40	42	93	-	5	-15
2033	10.000	40	64	141	-	5	-42
2034	10.000	40	64	143	-	5	-44
2035	10.000	40	42	96	-	5	-19
2036	10.000	40	67	144	-	5	-42
2037	8.750	35	67	144	-	4	-46
2038	7.500	30	46	96	-	4	-24
2039	6.250	25	46	96	-	3	-28
2040	5.000	20	46	96	-	3	-33
2041	3.750	15	25	48	-	2	-10
2042	2.500	10	25	48	-	1	-14
2043	1.250	5	25	48	-	1	-19
NPV 2013-2043		534	828	1.367	35	67	-107
Kr./ton tørstof		327	507	838	22	41	-66

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.7 Budgetøkonomisk opgørelse af driftsøkonomien i dyrkning af pileflis på 10.000 ha organogen jord (12 ton tørstof pr. ha)

	Omlægning	Alternativ jordrente	Drifts- og transportomk.	Salg af pileflis	Etablerings tilskud	Årligt tilskud	Nettoomk.
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	1.250	4	13	-	5	1	12
2014	2.500	8	18	-	5	1	19
2015	3.750	12	33	16	5	2	21
2016	5.000	16	33	16	5	3	25
2017	6.250	20	33	17	5	3	28
2018	7.500	24	54	51	5	4	18
2019	8.750	28	54	51	5	4	21
2020	10.000	32	54	52	5	5	24
2021	10.000	32	62	87	-	5	2
2022	10.000	32	58	88	-	5	-4
2023	10.000	32	42	71	-	5	-2
2024	10.000	32	64	108	-	5	-18
2025	10.000	32	64	110	-	5	-19
2026	10.000	32	42	74	-	5	-5
2027	10.000	32	64	112	-	5	-22
2028	10.000	32	64	114	-	5	-23
2029	10.000	32	42	77	-	5	-7
2030	10.000	32	64	116	-	5	-26
2031	10.000	32	64	118	-	5	-27
2032	10.000	32	42	80	-	5	-10
2033	10.000	32	64	121	-	5	-30
2034	10.000	32	64	122	-	5	-32
2035	10.000	32	42	82	-	5	-13
2036	10.000	32	67	124	-	5	-29
2037	8.750	28	67	124	-	4	-33
2038	7.500	24	46	82	-	4	-16
2039	6.250	20	46	82	-	3	-19
2040	5.000	16	46	82	-	3	-23
2041	3.750	12	25	41	-	2	-6
2042	2.500	8	25	41	-	1	-10
2043	1.250	4	25	41	-	1	-13
NPV 2013-2043		427	815	1.172	35	67	-31
Kr./ton tørstof		306	583	838	25	48	-22

Kilde: Egne beregninger.

4.13.7 Tilskud og administrationsomkostninger

Der gives tilskud til etablering af energipil og et årligt driftstilskud. I 2012 blev etableringsstøtten forhøjet fra 3.200 kr./ha til 4.200 kr./ha (Fødevareministeriet, 2012a). Endvidere er der oprettet en ny ordning, som giver en årlig produktionsstøtte på 500 kr./ha (op. cit.). Tilskuddene til etablering og dyrkning af energipil finansieres i dag af EU. Såfremt øget piledyrkning i Danmark vil udløse en forøgelse af de samlede betalinger fra EU svarende til de beregnede tilskudsbeløb, vil dette kunne betragtes som en indtægt for det danske samfund. Hvis tilskuddene omvendt må hentes inden for en

fast budgetramme, ville de øgede tilskud til piledyrkning (formentlig) kunne have været anvendt til alternative formål. I en sådan situation vil der være offeromkostninger forbundet med udbetaling af øgede tilskud til pil. Da der hersker usikkerhed om betingelserne for fremtidige tilskud fra EU, forudsættes det, at de øgede tilskud i scenariet for energipil ikke vil føre til øgede nettobetalinger fra EU. Det antages i stedet, at tilskuddet til udtagning og naturpleje betales af den danske stat.

Tabel 4.14.8 viser det de budgetøkonomiske omkostninger ved tiltaget fordelt på staten og landbruget. Under de nævnte forudsætninger vil nutidsværdien af statens tilskudsbetalinger udgøre 1.021 mio. kr. for hele perioden, svarende til en annuiseret udgift på 58 mio. kr. Tiltaget vil ikke resultere i afgiftsprovenuændringer, da der opkræves ens afgifter på pileflis og træflis, som pileflis antages at substituere. Plantedirektoratet har tidligere udarbejdet overslag over omkostninger ved administration af en tilskudsordning for energipil (Fødevareministeriet, 2009). Det forventes, at tilskudsordningen vil kræve administrationsomkostninger til en annuiseret værdi af 5,4 mio. kr. For landbruget er der beregnet en driftsøkonomisk nettogevinst for hele perioden på 703 mio. kr., hvilket svarer til en annuiseret gevinst på 40 mio. kr. Der er, som nævnt ovenfor, taget højde for mistet jordrente ved omlægning fra almindelige landbrugsafgrøder til energipil. Da det forudsættes, at pileflis erstatter træflis/skovflis til en konkurrencedygtig pris, vil der ikke være økonomiske konsekvenser for kraftvarmesektoren.

Tabel 4.14.8 Budgetøkonomiske omkostninger ved etablering af 100.000 ha energipil fordelt på staten og landbruget, mio. kr.

	NPV 2013-2043	Årligt
Staten, i alt	1.116	63
- administration	95	5,4
- tilskud	1.021	58
Landbruget, driftsomkostninger	-703	-40

Kilde: Egne beregninger.

4.13.8 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved dyrkning af pileflis

Det antages som tidligere nævnt, at de samlede tilskud til energipil i scenariet betales af den danske stat. Ifølge analyseforudsætningerne vil finansiering af tilskuddet ske ved en forhøjelse af bundskatten, hvilket betyder, at der skal beregnes et skatteforvridningstab på 20 % af det samlede tilskudsbeløb plus NAF (Energistyrelsen, 2012a). Endvidere beregnes forvridningstab på skattefinansiering af de statslige omkostninger til administration på 20 % af administrationsomkostningerne plus NAF.

Som tidligere beskrevet antages en øget produktion a pileflis ikke at føre til fortrængning af fossilt brændsel, men derimod til fortrængning af (importeret) skovflis. Den samfundsmæssige værdi af energien i pileflis repræsenteres derfor ikke af værdien af fortrængt fossilt brændsel i kraftvarmesektoren, men derimod af markedsværdien af pileflis. På dette punkt afviger de samfundsøkonomiske beregningerne for energipil fra de samfundsøkonomiske beregninger for energitiltagene halm til kraftvarme og biogas, hvor markedsforholdene er anderledes.

Resultaterne af de samfundsøkonomiske beregninger fremgår af tabel 4.14.9-4.14.11. Forskellene i CO_2-skyggepriserne mellem de forskellige jordtyper skyldes forskellige udbytter ved dyrkning af energipil, forskellige niveauer for mistede jordrenter ved alternativ anvendelse af jorden samt forskellige potentialer for reduceret kvælstofudvaskning (og i beskedent omfang reduceret lattergasemission). Sandjord og organogen jord har de største reduktioner i kvælstofudvaskningen, mens ammoniakfordampning reduceres lige meget på de tre jordtyper. Kulstofbindingen i jord antages ligeledes at være på samme niveau uanset jordtype. Det samme gælder reduktionen i brændstofforbruget. For alle tre jordtyper er der en samfundsmæssig gevinst (negativ CO_2-skyggepris) ved tiltaget, når sideeffekter, primært i form af reduceret kvælstofudvaskning, medregnes. Gevinsten er størst uden den øgede kulstofbinding i jorden.

For sandjord viser beregningerne i tabel 4.14.9 et samfundsøkonomisk overskud inkl. sidegevinster på 409 og 1.204 kr. pr. ton CO_2-ækv., hhv. med og uden kulstofbinding i jorden. Uden sidegevinster vil der være en samfundsøkonomisk omkostning på 346 og 1.019 kr./ton CO2-ækv. med og uden kulstoflagring. De tilsvarende tal for lerjord i tabel 4.14.10 er hhv. 245 og 774 kr. pr. ton CO_2-ækv i samfundsøkonomisk overskud pr. ton CO_2-ækv., når sidegevinsterne medregnes. Uden sidegevinster vil der være en omkostning på 152 og 481 kr./ton CO2-ækv., med og uden kulstoflagring. For organogen jord, som ses i tabel 4.14.11, er der samfundsmæssige overskud på 191 og 564 kr./ton CO_2-ækv. med og uden kulstoflagring. Uden sidegevinster er der en samfundsøkonomisk omkostning på 561 og 1.653 kr./ton CO_2-ækv med og uden kulstoflagring. Ifølge beregningsresultaterne skulle tiltaget således være mere fordelagtigt på lerjord end på sandjord og organogen jord. Forskellene er ret beskedne og skal tolkes med forsigtighed, da resultaterne er følsomme over for mindre ændringer i udbytterelationer for pileflis på de forskellig jordtyper.

Tabel 4.14.9 Samfundsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af energipil på sandjord (9 ton tørstof pr. ha), 80.000 ha, mio. kr.

År	Jord-rente-tab	Drifts- og transport omk.	Adm. Omk.	Skatte-forvrid-nings-tab	Salg af pileflis	Red. N-udvask-ning	Red. am-moniak-fordamp-ning	Netto-omk. u. side-effekter	Netto-omk. m. side-effekter	Reduktion af drivhushasser	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000. ton CO_2-ækv.	
										U. kulstof	M. kulstof
2013	11	142	8,96	14	-	14	0,21	177	163	6	18
2014	23	187	5,54	15	-	27	0,43	230	203	12	36
2015	34	315	5,54	16	130	41	0,64	241	200	19	55
2016	45	315	5,54	18	131	54	0,86	253	198	25	73
2017	57	315	5,54	19	132	68	1,07	264	195	31	91
2018	68	540	5,54	20	402	81	1,29	232	149	37	109
2019	79	540	5,54	22	407	95	1,50	239	143	43	127
2020	91	540	5,54	23	412	108	1,72	247	138	49	145
2021	91	622	5,54	12	694	108	1,72	36	-73	49	145
2022	91	577	5,54	12	702	108	1,72	-17	-126	49	145

År	Jord-rente-tab	Drifts- og transport omk.	Adm. Omk.	Skatte-forvrid-nings-tab	Salg af pileflis	Red. N-udvask-ning	Red. am-moniak-fordamp-ning	Netto-omk. u. side-effekter	Netto-omk. m. side-effekter	Reduktion af drivhushasser	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000. ton CO_2-ækv.	
										U. kulstof	M. kulstof
2023	91	449	5,54	12	568	108	1,72	-11	-121	49	145
2024	91	674	5,54	12	862	108	1,72	-80	-190	49	145
2025	91	674	5,54	12	873	108	1,72	-91	-200	49	145
2026	91	449	5,54	12	589	108	1,72	-31	-141	49	145
2027	91	674	5,54	12	894	108	1,72	-112	-221	49	145
2028	91	674	5,54	12	904	108	1,72	-122	-232	49	145
2029	91	449	5,54	12	610	108	1,72	-53	-162	49	145
2030	91	674	5,54	12	926	108	1,72	-144	-254	49	145
2031	91	674	5,54	12	937	108	1,72	-155	-265	49	145
2032	91	449	5,54	12	632	108	1,72	-75	-185	49	145
2033	91	674	5,54	12	960	108	1,72	-178	-288	49	145
2034	91	674	5,54	12	972	108	1,72	-190	-299	49	145
2035	91	449	5,54	12	656	108	1,72	-98	-208	49	145
2036	91	714	5,54	12	984	108	1,72	-162	-271	49	145
2037	79	714	5,54	10	984	95	1,50	-174	-270	43	127
2038	68	489	5,54	9	656	81	1,29	-84	-166	37	109
2039	57	489	5,54	8	656	68	1,07	-97	-165	31	91
2040	45	489	5,54	6	656	54	0,86	-109	-164	25	73
2041	34	264	5,54	5	328	41	0,64	-19	-60	19	55
2042	23	264	5,54	4	328	27	0,43	-31	-59	12	36
2043	11	264	5,54	2	328	14	0,21	-44	-58	6	18
NPV (2013-2043)	1.209	15.425	101	237	9.316	1.441	23	671	-793	659	1.940
Skyggepris med værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.										-1.204	-409
Skyggepris uden værdi af sidegevinster kr./ton CO_2-ækv.										1.019	346

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.10 Samfundsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af energipil på lerjord (14 ton tørstof pr. ha), 10.000 ha, mio. kr.

År	Jord-rente-tab	Drifts- og trans-portomk.	Adm. Omk.	Skatte-forvrid-nings-tab	Salg af pileflis	Red. N-udvask-ning	Red. am-moniak-fordamp-ning	Netto-omk. u. side-effekter	Netto-omk. m. side-effekter	Reduktion af drivhushasser	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000. ton CO_2-ækv.	
										U. kulstof	M. kulstof
2013	7	18	1,12	2	-	1	0,03	27	26	1	2
2014	13	23	0,69	2	-	2	0,05	39	37	1	4
2015	20	46	0,69	2	25	3	0,08	44	41	2	7

År	Jord-rente-tab	Drifts- og trans-portomk.	Adm. Omk.	Skatte-forvrid-nings-tab	Salg af pileflis	Red. N-udvask-ning	Red. am-moniak-fordamp-ning	Netto-omk. u. side-effekter	Netto-omk. m. side-effekter	Reduktion af drivhushasser	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000. ton CO_2-ækv.	
										U. kulstof	M. kulstof
2016	27	46	0,69	2	25	3	0,11	50	47	3	9
2017	33	46	0,69	2	26	4	0,13	57	52	3	11
2018	40	74	0,69	3	78	5	0,16	39	34	4	13
2019	46	74	0,69	3	79	6	0,19	45	39	5	15
2020	53	74	0,69	3	80	7	0,21	51	44	6	18
2021	53	85	0,69	1	135	7	0,21	5	-2	6	18
2022	53	79	0,69	1	137	7	0,21	-2	-9	6	18
2023	53	56	0,69	1	110	7	0,21	1	-6	6	18
2024	53	84	0,69	1	168	7	0,21	-28	-35	6	18
2025	53	84	0,69	1	170	7	0,21	-30	-37	6	18
2026	53	56	0,69	1	114	7	0,21	-3	-10	6	18
2027	53	84	0,69	1	174	7	0,21	-34	-41	6	18
2028	53	84	0,69	1	176	7	0,21	-36	-43	6	18
2029	53	56	0,69	1	119	7	0,21	-7	-14	6	18
2030	53	84	0,69	1	180	7	0,21	-41	-48	6	18
2031	53	84	0,69	1	182	7	0,21	-43	-50	6	18
2032	53	56	0,69	1	123	7	0,21	-12	-19	6	18
2033	53	84	0,69	1	187	7	0,21	-47	-54	6	18
2034	53	84	0,69	1	189	7	0,21	-49	-56	6	18
2035	53	56	0,69	1	127	7	0,21	-16	-23	6	18
2036	53	89	0,69	1	191	7	0,21	-47	-54	6	18
2037	46	89	0,69	1	191	6	0,19	-54	-60	5	15
2038	40	61	0,69	1	127	5	0,16	-25	-30	4	13
2039	33	61	0,69	1	127	4	0,13	-32	-36	3	11
2040	27	61	0,69	1	127	3	0,11	-38	-42	3	9
2041	20	33	0,69	1	64	3	0,08	-9	-12	2	7
2042	13	33	0,69	0	64	2	0,05	-16	-18	1	4
2043	7	33	0,69	0	64	1	0,03	-23	-24	1	2
NPV (2013-2043)	708	1.982	13	30	1.811	90	3	36	-57	74	234
Skyggepris med værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.										-774	-245
Skyggepris uden værdi af sidegevinster kr./ton CO_2-ækv.										481	152

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.11 Samfundsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af energipil på organogen jord (12 ton tørstof pr. ha), 10.000 ha, mio. kr.

År	Jordrentetab	Drifts- og transportomk.	Adm. Omk.	Skattefortvridningstab	Salg af pileflis	Red. N-udvaskning	Red. ammoniakfordampning	Netto-omk. u. sidegevinster	Netto-omk. m. sidegevinster	Reduktion af drivhusgasser	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000. ton CO_2-ækv.	
										U. kulstof	M. kulstof
2013	5	18	1,12	2	-	2	0,03	26,00	24	1	2
2014	11	23	0,69	2	-	3	0,05	37	33	2	5
2015	16	43	0,69	2	22	5	0,08	40	35	2	7
2016	21	43	0,69	2	22	7	0,11	46	39	3	9
2017	27	43	0,69	2	22	8	0,13	51	42	4	11
2018	32	72	0,69	3	67	10	0,16	40	29	5	14
2019	37	72	0,69	3	68	12	0,19	44	32	5	16
2020	42	72	0,69	3	69	14	0,21	49	35	6	18
2021	42	82	0,69	1	116	14	0,21	11	-3	6	18
2022	42	76	0,69	1	117	14	0,21	4	-10	6	18
2023	42	56	0,69	1	95	14	0,21	6	-8	6	18
2024	42	84	0,69	1	144	14	0,21	-15	-29	6	18
2025	42	84	0,69	1	145	14	0,21	-17	-30	6	18
2026	42	56	0,69	1	98	14	0,21	3	-11	6	18
2027	42	84	0,69	1	149	14	0,21	-20	-34	6	18
2028	42	84	0,69	1	151	14	0,21	-22	-36	6	18
2029	42	56	0,69	1	102	14	0,21	-1	-15	6	18
2030	42	84	0,69	1	154	14	0,21	-25	-39	6	18
2031	42	84	0,69	1	156	14	0,21	-27	-41	6	18
2032	42	56	0,69	1	105	14	0,21	-5	-18	6	18
2033	42	84	0,69	1	160	14	0,21	-31	-45	6	18
2034	42	84	0,69	1	162	14	0,21	-33	-47	6	18
2035	42	56	0,69	1	109	14	0,21	-9	-22	6	18
2036	42	89	0,69	1	164	14	0,21	-30	-44	6	18
2037	37	89	0,69	1	164	12	0,19	-36	-48	5	16
2038	32	61	0,69	1	109	10	0,16	-14	-25	5	14
2039	27	61	0,69	1	109	8	0,13	-20	-29	4	11
2040	21	61	0,69	1	109	7	0,11	-25	-32	3	9
2041	16	33	0,69	1	55	5	0,08	-4	-9	2	7
2042	11	33	0,69	0	55	3	0,05	-10	-13	2	5
2043	5	33	0,69	0	55	0	0,00	-15	-15	1	2
NPV (2013-2043)	566	1.960	13	30	1.553	180	3	136	-46	82	242
Skyggepris med værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.										-564	-191
Skyggepris uden værdi af sidegevinster kr./ton CO_2-ækv.										1.653	561

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.12 viser resultaterne for det samlede areal på 100.000 ha energipil. Som det fremgår af tabellen, er der samfundsmæssige gevinster på 282 og 847 kr./ton CO_2-ækv. med og uden kulstoflagring ved at omlægge i alt 100.000 ha fordelt på sandjord, lerjord og organogen jord til energipil, når sidegevinsterne i form af reduceret kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning medregnes. Sidegevinsterne, primært i form af reduceret kvælstofudvaskning, har stor betydning for CO_2-skyggeprisen. Uden værdi af sidegevinster er der ingen samfundsmæssig gevinst, men CO_2-skyggepriser på 353 kr./ton CO_2-ækv. og 1.051 kr./ton CO_2-ækv. med og uden kulstoflagring.

Tabel 4.14.12 Samfundsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af energipil på sand- ler, og organogen jord, 100.000 ha, mio. kr.

År	**Jordren tetab**	**Drifts- og transport omk.**	**Adm. Omk.**	**Skatte-forvrid nings-tab**	**Salg af pileflis**	**Red. N-udvask-ning**	**Red. am-moniak-fordamp-ning**	**Netto-omk. u. side-effekter**	**Netto-omk. m. side-effekter**	**Reduktion af drivhushasser**	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000. ton CO_2-ækv.	
										U. kulstof	M. kulstof
2013	23	178	11	18	0	16	0	230	214	8	23
2014	47	234	7	19	0	32	1	306	273	15	45
2015	70	405	7	20	176	48	1	325	277	23	68
2016	93	405	7	22	178	64	1	348	283	31	91
2017	116	405	7	24	180	80	1	371	290	38	113
2018	140	686	7	25	547	96	2	310	212	46	136
2019	163	686	7	27	554	112	2	329	215	53	158
2020	186	686	7	29	560	128	2	347	217	61	181
2021	186	789	7	15	944	128	2	52	-79	61	181
2022	186	733	7	15	956	128	2	-15	-146	61	181
2023	186	562	7	15	773	128	2	-4	-134	61	181
2024	186	843	7	15	1.174	128	2	-124	-254	61	181
2025	186	843	7	15	1.188	128	2	-137	-268	61	181
2026	186	562	7	15	801	128	2	-32	-162	61	181
2027	186	843	7	15	1.216	128	2	-166	-296	61	181
2028	186	843	7	15	1.231	128	2	-180	-311	61	181
2029	186	562	7	15	830	128	2	-61	-191	61	181
2030	186	843	7	15	1.261	128	2	-210	-341	61	181
2031	186	843	7	15	1.276	128	2	-225	-356	61	181
2032	186	562	7	15	861	128	2	-91	-222	61	181
2033	186	843	7	15	1.307	128	2	-256	-387	61	181
2034	186	843	7	15	1.323	128	2	-272	-403	61	181
2035	186	562	7	15	892	128	2	-123	-253	61	181
2036	186	892	7	15	1.339	128	2	-239	-369	61	181
2037	163	892	7	13	1.339	112	2	-264	-378	53	158
2038	140	612	7	11	892	96	2	-123	-221	46	136
2039	116	612	7	10	892	80	1	-148	-230	38	113
2040	93	612	7	8	892	64	1	-173	-238	31	91
2041	70	331	7	6	446	48	1	-33	-81	23	68

År	Jordren tetab	Drifts- og transport omk.	Adm. Omk.	Skatte-forvrid nings-tab	Salg af pileflis	Red. N-udvask-ning	Red. am-moniak-fordamp-ning	Netto-omk. u. side-effekter	Netto-omk. m. side-effekter	Reduktion af drivhushasser	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000. ton CO_2-ækv.	
										U. kulstof	M. kulstof
2042	47	331	7	5	446	32	1	-57	-90	15	45
2043	23	331	7	3	446	14	0	-82	-97	8	23
NPV (2013-2043)	2.483	19.367	126	296	12.680	1.711	29	843	-897	815	2.417
Skyggepris med værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.										-847	-282
Skyggepris uden værdi af sidegevinster kr./ton CO_2-ækv.										1.051	353

Kilde: Egne beregninger.

4.13.9 Opsummering af beregningsresultater

Tabel 4.14.13 opsummerer de samfundsøkonomiske beregningsresultater. Fuldt implementeret i 2020 vil tiltaget give en drivhusgasreduktionen på 181.000 ton CO_2-ækv./år, der omfatter ændringer i jordens kulstoflager, reducerede metanemissioner og reduceret brændstofforbrug, men ikke fortrængning af fossil energi i kraftvarmesektoren. Når sideeffekterne medregnes, bliver de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger negative for energipil. Som det fremgår af tabellen, er der samfundsmæssige gevinster på hhv. 282 og 847 kr./ton CO_2-ækv. med og uden kulstoflagring, når værdien af sidegevinster indgår. Uden værdien af sidegevinster og uden kulstoflagring vil der være en samfundsøkonomisk omkostning på 1.051 kr./ton CO_2-ækv., mens tiltaget uden værdi af sidegevinster, men med kulstoflagring vil have en skyggepris af moderat størrelse på 353 kr./ton CO_2-ækv. Gennemsnitstallene i tabel 4.14.13 dækker over forskelle mellem de tre jordtyper, hvor lerjord ifølge beregningerne har de laveste reduktionsomkostninger efterfulgt af sandjord og organogene jorde.

Tabel 4.14.13 Opsummering af drivhusgasreduktion og samfundsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af energipil på sand- ler, og organogen jord, 100.000 ha

	Enhed	Periode	Uden kulstof-lagring	Med kulstof-lagring
Reduktion af drivhusgasser	1.000 ton CO_2-ækv.	2020	61	181
Samfundsøkonomisk omkostning, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV 2013-2043	-847	-282
Samfundsøkonomisk omkostning, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV 2013-2043	1.051	353

Kilde: Egne beregninger.

4.13.10 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 %

Resultaterne af følsomhedsberegninger med diskonteringsrenter på 3 og 6 % ses i tabel 4.13.14-17. Som det fremgår af tabellerne, er de beregnede CO_2-skyggepriser ret følsomme overfor ændringer i diskonteringsrenten. Det skyldes, at der er betydelige omkostninger ved etablering af pilebevoksninger, mens indtjeningen ligger længere henne i analyseperioden.

Ses der på det samlede tiltag i tabel 4.7.17, fremgår det, at der ved en diskonteringsrente på 3 % vil være en samfundsøkonomisk gevinst (i form af en negativ CO_2-skyggepris) på 425 kr./ton CO_2-ækv. inklusive kulstoflagring og sidegevinster, mens der vil være en omkostning på 210 kr./ton CO_2-ækv. uden sidegevinster, men med kulstoflagringen. Ved en diskonteringsrente på 6 % vil der være en samfundsøkonomisk omkostning på 8 kr./ton CO_2-ækv. inklusive kulstoflagring og sidegevinster. Uden sidegevinster vil der ved 6 % diskonteringsrente være en samfundsøkonomisk omkostning på 643 kr./ton CO_2-ækv. med kulstoflagring.

Tabel 4.14.14 Følsomhedsanalyse med diskonteringsrenter på 3 og 6 %, 80.000 ha sandjord

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	2.225	1501
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	544	832
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-1.136	-301
Skyggepris med værdi af sideeffekter og kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	-510	-200
Skyggepris uden værdi af sideeffekter med kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	244	555

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.15 Følsomhedsanalyse med diskonteringsrenter på 3 og 6 %, 10.000 ha lerjord

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	269	181
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	-8	94
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-115	22
Skyggepris med værdi af sideeffekter og kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	-426	121
Skyggepris uden værdi af sideeffekter med kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	-30	518

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.16 Følsomhedsanalyse med diskonteringsrenter på 3 og 6 %, 10.000 ha organogen jord

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	278	188
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	115	161
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-94	19
Skyggepris med værdi af sideeffekter og kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	-337	103
Skyggepris uden værdi af sideeffekter med kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	415	857

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.17 Følsomhedsanalyse med diskonteringsrenter på 3 og 6 %, 100.000 ha sand-, ler- og organogen jord

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	2.772	1.870
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	651	1.087
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-1.344	-259
Skyggepris med værdi af sideeffekter og kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	-425	8
Skyggepris uden værdi af sideeffekter med kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	210	643

Kilde: Egne beregninger.

SUPPLERENDE SCENARIUM FOR ENERGIPIL

4.13.11 Øget tilskud til dækning af jordrentetab ved højere priser på landbrugsafgrøder

Som beskrevet i afsnittet om implementeringsinstrument forudsætter dette scenarium, at tilskuddet til dyrkning af energipil øges med et beløb, som afspejler en evt. forventning om højere afgrødepriser og højere jordrente fremover end forudsat i basisscenariet. Her blev der anvendt en jordrente på 850 kr./ha for sandjord og 4.000 kr./ha for lerjord. Dette jordrenteniveau bygger på en forventning om gennemsnitlige kornpriser på omkring 123 kr./hkg. Til sammenligning ligger kornprisen ultimo 2012 på 160-180 kr./hkg ab landmand. Beregningerne i det følgende bygger på en antagelse om, at de seneste års prisstigninger på afgrøder har ændret forventningerne til de fremtidige afkast i afgrødeproduktionen. Som beregningsforudsætning antages det, at forventningerne til jordrenten ved fortsat landbrugsmæssig anvendelse af jorden svarer til jordrenteniveauet i 2012. På dette grundlag opstilles et implementeringsinstrument i form af øget tilskud til piledyrkning, som svarer til jordrentetabet ved omlægning af landbrugsarealer til piledykning under de i 2012 gældende prisforhold og jordrenter ved dyrkning af hhv. energipil og landbrugsafgrøder. Barrieren for tiltaget er da reflekteret i det højere jordrentetab for landbruget. Den længere arealbindingsperiode og større usikkerhed for landbruget ved overgang til energipil kan begrunde, at der anvendes et højere jordrentetab end for de øvrige tiltag.

Forskellen er beregnet i tabel 4.14.18 nedenfor. Som det fremgår af tabellen vil omlægning til energipil give jordrentetab på 1.475 kr./ha for sandjord, 2.416 kr./ha for lerjord og 2.365 kr./ha for organogene jorde. Scenariet bygger i øvrigt på den antagelse, at den faktiske prisudvikling på pileflis og korn vil svare til forudsætningerne i udgangsscenariet ovenfor – samt at tilskudsordningen er indrettet således, at tilskudssatsen afpasses efter udviklingen i kornprisen og prisen på pileflis. Det antages skønsmæssigt, at det øgede tilskud vil bortfalde efter fem år på grund af et fald i kornprisen til det i standardberegningerne forventede niveau. Dvs. at der i perioden 2013-2018 forudsættes et ekstra tilskud pr. år til dyrkning af energipil på 1.475 kr./ha for sandjord, 2.416 kr./ha for lerjord og 2.365 kr./ha for organogene jorde.

Tabel 4.14.18 Jordrente for energipil ved forskellige udbytteniveauer, 2012, kr./ha/år

	Sandjord	Lerjord	Organogen jord
Tørstof, ton pr. ha/år	9	14	12
Stykomkostninger	1.198	1.198	1.198
Maskin- og arbejdsomkostninger	532	532	532
Høst- og transport til værk	4.234	4.475	4.379
Samlede dyrkningsomkostninger (uden jordleje)	**5.964**	**6.205**	**6.108**
Værdi af pileflis	6.198	9.858	8.450
Produktions- og etableringstilskud, annuiseret værdi	739	739	739
Jordrente, kr./ha[1]	**973**	**4.392**	**3.081**
Jordrente, kr./ton tørstof	108	313	257
Alternativ jordrente ved planteavl i 2012, kr./ha	**2.448**	**6.808**	**5.446**
Jordrentetab ved omlægning til energipil = ekstra tilskud	**1.475**	**2.416**	**2.365**

1. Inklusive etableringstilskuddet på 4.200 kr./ha

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.19 viser driftsøkonomien i dyrkning af pileflis på 80.000 ha sandjord under forudsætning om, at jordrenten for almindelige landbrugsafgrøder vil ligge på 2012-niveau frem til 2018, hvilket kompenseres af de ovennævnte ekstra tilskud pr. ha.

Tabel 4.14.19 Budgetøkonomisk opgørelse af driftsøkonomien i dyrkning af pileflis på 80.000 ha sandjord (9 ton tørstof pr. ha), højere jordrente og tilskud

År	Omlæg-ning	Alternativ jordrente	Drift- og transportomk.	Salg af pileflis	Etablerings-tilskud	Årligt tilskud inkl. ekstra tilskud	Nettoomk.
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	10.000	23	107	-	42	20	69
2014	20.000	47	141	-	42	40	106
2015	30.000	70	238	98	42	59	109
2016	40.000	93	238	99	42	79	111
2017	50.000	116	238	100	42	99	114
2018	60.000	140	407	303	42	119	83
2019	70.000	60	407	307	42	35	83
2020	80.000	68	407	311	42	40	83
2021	80.000	68	470	524	-	40	-26
2022	80.000	68	436	530	-	40	-66
2023	80.000	68	339	429	-	40	-61
2024	80.000	68	509	651	-	40	-114
2025	80.000	68	509	659	-	40	-121
2026	80.000	68	339	444	-	40	-77
2027	80.000	68	509	674	-	40	-137
2028	80.000	68	509	682	-	40	-145
2029	80.000	68	339	460	-	40	-93
2030	80.000	68	509	699	-	40	-162
2031	80.000	68	509	707	-	40	-170
2032	80.000	68	339	477	-	40	-110

År	Omlæg-ning	Alternativ jordrente	Drift- og transportomk.	Salg af pileflis	Etablerings -tilskud	Årligt tilskud inkl. ekstra tilskud	Nettoomk.
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2033	80.000	68	509	725	-	40	-187
2034	80.000	68	509	733	-	40	-196
2035	80.000	68	339	495	-	40	-127
2036	80.000	68	539	742	-	40	-175
2037	70.000	60	539	742	-	35	-179
2038	60.000	51	369	495	-	30	-104
2039	50.000	43	369	495	-	25	-108
2040	40.000	34	369	495	-	20	-111
2041	30.000	26	200	247	-	15	-37
2042	20.000	17	200	247	-	10	-41
2043	10.000	9	200	247	-	5	-44
NPV 2013-2042		1.174	6.371	7.031	283	796	-564
NPV kr./ton tørstof		140	759	838	34	95	-67

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.20 Budgetøkonomisk opgørelse af driftsøkonomien i dyrkning af pileflis på 10.000 ha lerjord (14 ton tørstof pr. ha)

År	Omlæg-ning	Alternativ jordrente	Drift- og transportomk.	Salg af pileflis	Etablerings -tilskud	Årligt tilskud inkl. ekstra tilskud	Nettoomk.
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	1.250	8	13	-	5	4	13
2014	2.500	16	18	-	5	7	21
2015	3.750	24	35	19	5	11	24
2016	5.000	32	35	19	5	15	28
2017	6.250	40	35	19	5	18	32
2018	7.500	48	56	59	5	22	18
2019	8.750	35	56	60	5	4	22
2020	10.000	40	56	60	5	5	25
2021	10.000	40	64	102	-	5	-3
2022	10.000	40	60	103	-	5	-8
2023	10.000	40	42	83	-	5	-6
2024	10.000	40	64	127	-	5	-28
2025	10.000	40	64	128	-	5	-29
2026	10.000	40	42	86	-	5	-9
2027	10.000	40	64	131	-	5	-32
2028	10.000	40	64	133	-	5	-34
2029	10.000	40	42	90	-	5	-12
2030	10.000	40	64	136	-	5	-37
2031	10.000	40	64	138	-	5	-39
2032	10.000	40	42	93	-	5	-15
2033	10.000	40	64	141	-	5	-42
2034	10.000	40	64	143	-	5	-44
2035	10.000	40	42	96	-	5	-19

År	Omlæg-ning	Alternativ jordrente	Drift- og transportomk.	Salg af pileflis	Etablerings-tilskud	Årligt tilskud inkl. ekstra tilskud	Nettoomk.
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2036	10.000	40	67	144	-	5	-42
2037	8.750	35	67	144	-	4	-46
2038	7.500	30	46	96	-	4	-24
2039	6.250	25	46	96	-	3	-28
2040	5.000	20	46	96	-	3	-33
2041	3.750	15	25	48	-	2	-10
2042	2.500	10	25	48	-	1	-14
2043	1.250	5	25	48	-	1	-19
NPV 2013-2042		588	828	1.367	35	120	-107
NPV kr./ton tørstof		360	507	838	22	74	-66

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.21 Budgetøkonomisk opgørelse af driftsøkonomien i dyrkning af pileflis på 10.000 ha organogen jord (12 ton tørstof pr. ha)

År	Omlægning,	Alternativ jordrente	Drift- og transportomk.	Salg af pileflis	Etablerings-tilskud	Årligt tilskud inkl. ekstra tilskud	Nettoomk.
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	1.250	7	13	-	5	4	12
2014	2.500	14	18	-	5	7	19
2015	3.750	21	33	16	5	11	21
2016	5.000	28	33	16	5	14	25
2017	6.250	35	33	17	5	18	28
2018	7.500	42	54	51	5	21	18
2019	8.750	28	54	51	5	4	21
2020	10.000	32	54	52	5	5	24
2021	10.000	32	62	87	-	5	2
2022	10.000	32	58	88	-	5	-4
2023	10.000	32	42	71	-	5	-2
2024	10.000	32	64	108	-	5	-18
2025	10.000	32	64	110	-	5	-19
2026	10.000	32	42	74	-	5	-5
2027	10.000	32	64	112	-	5	-22
2028	10.000	32	64	114	-	5	-23
2029	10.000	32	42	77	-	5	-7
2030	10.000	32	64	116	-	5	-26
2031	10.000	32	64	118	-	5	-27
2032	10.000	32	42	80	-	5	-10
2033	10.000	32	64	121	-	5	-30
2034	10.000	32	64	122	-	5	-32
2035	10.000	32	42	82	-	5	-13
2036	10.000	32	67	124	-	5	-29
2037	8.750	28	67	124	-	4	-33

År	Omlægning,	Alternativ jordrente	Drift- og transportomk.	Salg af pileflis	Etablerings-tilskud	Årligt tilskud inkl. ekstra tilskud	Nettoomk.
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2038	7.500	24	46	82	-	4	-16
2039	6.250	20	46	82	-	3	-19
2040	5.000	16	46	82	-	3	-23
2041	3.750	12	25	41	-	2	-6
2042	2.500	8	25	41	-	1	-10
2043	1.250	4	25	41	-	1	-13
NPV 2013-2042		480	815	1.172	35	119	-31
NPV kr./ton tørstof		343	583	838	25	85	-22

Kilde: Egne beregninger.

4.13.12 Tilskud og administrationsomkostninger

Tabel 4.14.22 viser de budgetøkonomiske omkostninger ved tiltaget fordelt på staten og landbruget. Sammenlignet med basisscenariet stiger statens udgifter fra 65 mio. kr./år til 84 mio. kr./år, hvilket skyldes det forhøjede tilskud i de første fem år af analyseperioden. Landbrugets indtjening er uændret i de to senarier, da det øgede tilskud kompenserer for et højere jordrentetab.

Tabel 4.14.22 Budgetøkonomiske omkostninger ved etablering af 100.000 ha energipil fordelt på staten og landbruget, alternativ jordrente, mio. kr.

	NPV 2013-2043	Årligt
Stat, i alt	1.484	84
- administration	95	5,4
- tilskud	1.389	79
Landbrug, driftsomkostninger	-703	-40

Kilde: Egne beregninger.

4.13.13 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved dyrkning af pileflis

Resultaterne af de samfundsøkonomiske beregninger i det supplerende scenarium fremgår af tabel 4.14.23-4.14.25. Forskellene i CO_2-skyggepriserne mellem de forskellige jordtyper skyldes stadig de forskellige udbytter ved dyrkning af energipil, forskellige niveauer for mistede jordrenter ved alternativ anvendelse af jorden samt forskellige potentialer for reduceret kvælstofudvaskning (og i beskedent omfang reduceret lattergasemission). For alle tre jordtyper er der en samfundsmæssig gevinst (negativ CO_2-skyggepris) ved tiltaget, når sideeffekter, primært i form af reduceret kvælstofudvaskning, medregnes. Gevinsten er dog reduceret i forhold til basisscenariet pga. af forudsætningen om højere alternativ jordrente og større tilskud i de første fem år af analyseperioden.

For sandjord viser beregningerne i tabel 4.14.23 et samfundsøkonomisk overskud inkl. sidegevinster på 194 og 572 kr. pr. ton CO_2-ækv., afhængig af om kulstofbinding medtages. Det svarer til en reduktion i gevinsterne på ca. 50 % i forhold til basisscenariet. Uden sidegevinster vil der være en samfundsøkonomisk omkostning på mellem 561 og 1.651 kr./ton CO2-ækv. med og

uden kulstoflagring. Her er der tale om en stigning i reduktionsomkostningerne på 60 % i forhold til basisscenariet.

De tilsvarende tal for lerjord i tabel 4.14.24 er hhv. 119 og 377 kr. i samfundsøkonomisk omkostning pr. ton CO_2-ækv., når sidegevinsterne medregnes. Det svarer til en reduktion i på 150 % i forhold til basisscenariet. Uden sidegevinster vil der være en omkostning på 516 og 1.632 kr./ton CO2-ækv., med og uden kulstoflagring. Det svarer til en stigning i reduktionsomkostningerne på ca. 240 % i forhold til basisscenariet. For organogen jord, som ses i tabel 4.14.25, er der samfundsmæssige omkostning på 153 og 449 kr./ton CO_2-ækv. med og uden kulstoflagring. Det svarer til en reduktion på 180 % i forhold til basisscenariet. Uden sidegevinster er der en samfundsøkonomisk omkostning på 905 og 2.666 kr./ton CO_2-ækv med og uden kulstoflagring. Det svarer til en stigning i reduktionsomkostningerne på ca. 60 %.

Tabel 4.14.23 Samfundsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af energipil på sandjord (9 ton tørstof pr. ha), 80.000 ha, mio. kr.

År	**Jordrent etab**	**Drifts- og transport omk.**	**Adm. Omk.**	**Skatte-forvrid-ningstab**	**Salg af pileflis**	**Red. N-udvask ning**	**Red. am-moniak-fordamp.**	**Nettoomk. u. side-effekter**	**Nettoomk. m. side-effekter**	**Reduktion af drivhusgasser**	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000. ton CO_2-ækv.	
										U. kul-stoflag.	M. kul-stoflag.
2013	31	142	8,96	18	-	14	0,21	200	187	6	18
2014	62	187	5,54	23	-	27	0,43	277	250	12	36
2015	93	315	5,54	28	130	41	0,64	312	271	19	55
2016	123	315	5,54	33	131	54	0,86	346	291	25	73
2017	154	315	5,54	38	132	68	1,07	381	312	31	91
2018	185	540	5,54	44	402	81	1,29	372	290	37	109
2019	79	540	5,54	22	407	95	1,50	239	143	43	127
2020	91	540	5,54	23	412	108	1,72	247	138	49	145
2021	91	622	5,54	12	694	108	1,72	36	-73	49	145
2022	91	577	5,54	12	702	108	1,72	-17	-126	49	145
2023	91	449	5,54	12	568	108	1,72	-11	-121	49	145
2024	91	674	5,54	12	862	108	1,72	-80	-190	49	145
2025	91	674	5,54	12	873	108	1,72	-91	-200	49	145
2026	91	449	5,54	12	589	108	1,72	-31	-141	49	145
2027	91	674	5,54	12	894	108	1,72	-112	-221	49	145
2028	91	674	5,54	12	904	108	1,72	-122	-232	49	145
2029	91	449	5,54	12	610	108	1,72	-53	-162	49	145
2030	91	674	5,54	12	926	108	1,72	-144	-254	49	145
2031	91	674	5,54	12	937	108	1,72	-155	-265	49	145
2032	91	449	5,54	12	632	108	1,72	-75	-185	49	145
2033	91	674	5,54	12	960	108	1,72	-178	-288	49	145
2034	91	674	5,54	12	972	108	1,72	-190	-299	49	145
2035	91	449	5,54	12	656	108	1,72	-98	-208	49	145
2036	91	714	5,54	12	984	108	1,72	-162	-271	49	145

År	Jordrent etab	Drifts- og transport omk.	Adm. Omk.	Skatte-forvrid-ningstab	Salg af pileflis	Red. N-udvask ning	Red. am-moniak-fordamp.	Nettoomk. u. side-effekter	Nettoomk. m. side-effekter	Reduktion af drivhusgasser	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000. ton CO_2-ækv.	
										U. kul-stoflag.	M. kul-stoflag.
2037	79	714	5,54	10	984	95	1,50	-174	-270	43	127
2038	68	489	5,54	9	656	81	1,29	-84	-166	37	109
2039	57	489	5,54	8	656	68	1,07	-97	-165	31	91
2040	45	489	5,54	6	656	54	0,86	-109	-164	25	73
2041	34	264	5,54	5	328	41	0,64	-19	-60	19	55
2042	23	264	5,54	4	328	27	0,43	-31	-59	12	36
2043	11	264	5,54	2	328	14	0,21	-44	-58	6	18
NPV (2013-2043)	1.556	15.425	101	306	9.316	1.441	23	1.088	-377	659	1.940
Skyggepris med værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.										-572	-194
Skyggepris uden værdi af sidegevinster kr./ton CO_2-ækv.										1.651	561

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.24 Samfundsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af energipil på lerjord (14 ton tørstof pr. ha), 10.000 ha, mio. kr.

År	Jord-rentetab	Drifts- og transport omk.	Adm. Omk.	Skatte-forvrid-ningstab	Salg af pileflis	Red. N-udvask-ning	Red. am-moniak-fordamp.	Nettoomk. u. side-effekter	Nettoomk. m. side-effekter	Reduktion af drivhusgasser	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000. ton CO_2-ækv.	
										U. kul-stoflag	M. kul-stoflag.
2013	11	18	1,12	3	-	1	0,03	32	31	1	2
2014	21	23	0,69	3	-	2	0,05	49	47	1	4
2015	32	46	0,69	4	25	3	0,08	58	55	2	7
2016	43	46	0,69	5	25	3	0,11	69	66	3	9
2017	53	46	0,69	6	26	4	0,13	81	76	3	11
2018	64	74	0,69	7	78	5	0,16	68	63	4	13
2019	46	74	0,69	3	79	6	0,19	45	39	5	15
2020	53	74	0,69	3	80	7	0,21	51	44	6	18
2021	53	85	0,69	1	135	7	0,21	5	-2	6	18
2022	53	79	0,69	1	137	7	0,21	-2	-9	6	18
2023	53	56	0,69	1	110	7	0,21	1	-6	6	18
2024	53	84	0,69	1	168	7	0,21	-28	-35	6	18
2025	53	84	0,69	1	170	7	0,21	-30	-37	6	18
2026	53	56	0,69	1	114	7	0,21	-3	-10	6	18
2027	53	84	0,69	1	174	7	0,21	-34	-41	6	18
2028	53	84	0,69	1	176	7	0,21	-36	-43	6	18
2029	53	56	0,69	1	119	7	0,21	-7	-14	6	18
2030	53	84	0,69	1	180	7	0,21	-41	-48	6	18

År	Jord-rentetab	Drifts- og transport omk.	Adm. Omk.	Skatte-forvrid-ningstab	Salg af pileflis	Red. N-udvask-ning	Red. am-moniak-fordamp.	Nettoomk. u. side-effekter	Nettoomk. m. side-effekter	Reduktion af drivhusgasser	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000. ton CO_2-ækv.	
										U. kul-stoflag	M. kul-stoflag.
2031	53	84	0,69	1	182	7	0,21	-43	-50	6	18
2032	53	56	0,69	1	123	7	0,21	-12	-19	6	18
2033	53	84	0,69	1	187	7	0,21	-47	-54	6	18
2034	53	84	0,69	1	189	7	0,21	-49	-56	6	18
2035	53	56	0,69	1	127	7	0,21	-16	-23	6	18
2036	53	89	0,69	1	191	7	0,21	-47	-54	6	18
2037	46	89	0,69	1	191	6	0,19	-54	-60	5	15
2038	40	61	0,69	1	127	5	0,16	-25	-30	4	13
2039	33	61	0,69	1	127	4	0,13	-32	-36	3	11
2040	27	61	0,69	1	127	3	0,11	-38	-42	3	9
2041	20	33	0,69	1	64	3	0,08	-9	-12	2	7
2042	13	33	0,69	0	64	2	0,05	-16	-18	1	4
2043	7	33	0,69	0	64	1	0,03	-23	-24	1	2
NPV (2013-2043)	779	1.982	13	44	1.811	90	3	121	28	74	234
Skyggepris med værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.										377	119
Skyggepris uden værdi af sidegevinster kr./ton CO_2-ækv.										1.632	516

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.25 Samfundsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af energipil på organogen jord (12 ton tørstof pr. ha), 10.000 ha, mio. kr.

År	Jord-rentetab	Drifts- og transport omk.	Adm. Omk.	Skatte-forvrid-ningstab	Salg af pileflis	Red. N-udvask-ning	Red. am-moniak-fordamp.	Nettoomk. u. side-effekter	Nettoomk. m. side-effekter	Reduktion af drivhusgasser	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000. ton CO_2-ækv.	
										U. kul-stoflag.	M. kul-stoflag.
2013	9	18	1,12	3	-	2	0,03	30,70	29	1	2
2014	18	23	0,69	3	-	3	0,05	46	43	2	5
2015	28	43	0,69	4	22	5	0,08	55	49	2	7
2016	37	43	0,69	5	22	7	0,11	65	58	3	9
2017	46	43	0,69	6	22	8	0,13	74	66	4	11
2018	55	72	0,69	7	67	10	0,16	68	57	5	14
2019	37	72	0,69	3	68	12	0,19	44	32	5	16
2020	42	72	0,69	3	69	14	0,21	49	35	6	18
2021	42	82	0,69	1	116	14	0,21	11	-3	6	18
2022	42	76	0,69	1	117	14	0,21	4	-10	6	18
2023	42	56	0,69	1	95	14	0,21	6	-8	6	18
2024	42	84	0,69	1	144	14	0,21	-15	-29	6	18

År	Jord-rentetab	Drifts- og transport omk.	Adm. Omk.	Skatte-forvrid-ningstab	Salg af pileflis	Red. N-udvask-ning	Red. am-moniak-fordamp.	Nettoomk. u. side-effekter	Nettoomk. m. side-effekter	Reduktion af drivhusgasser	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000. ton CO_2-ækv.	
										U. kul-stoflag.	M. kul-stoflag.
2025	42	84	0,69	1	145	14	0,21	-17	-30	6	18
2026	42	56	0,69	1	98	14	0,21	3	-11	6	18
2027	42	84	0,69	1	149	14	0,21	-20	-34	6	18
2028	42	84	0,69	1	151	14	0,21	-22	-36	6	18
2029	42	56	0,69	1	102	14	0,21	-1	-15	6	18
2030	42	84	0,69	1	154	14	0,21	-25	-39	6	18
2031	42	84	0,69	1	156	14	0,21	-27	-41	6	18
2032	42	56	0,69	1	105	14	0,21	-5	-18	6	18
2033	42	84	0,69	1	160	14	0,21	-31	-45	6	18
2034	42	84	0,69	1	162	14	0,21	-33	-47	6	18
2035	42	56	0,69	1	109	14	0,21	-9	-22	6	18
2036	42	89	0,69	1	164	14	0,21	-30	-44	6	18
2037	37	89	0,69	1	164	12	0,19	-36	-48	5	16
2038	32	61	0,69	1	109	10	0,16	-14	-25	5	14
2039	27	61	0,69	1	109	8	0,13	-20	-29	4	11
2040	21	61	0,69	1	109	7	0,11	-25	-32	3	9
2041	16	33	0,69	1	55	5	0,08	-4	-9	2	7
2042	11	33	0,69	0	55	3	0,05	-10	-13	2	5
2043	5	33	0,69	0	55	0	0,00	-15	-15	1	2
NPV (2013-2043)	636	1.960	13	43	1.553	180	3	220	37	82	242
Skyggepris med værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.										449	153
Skyggepris uden værdi af sidegevinster kr./ton CO_2-ækv.										2.666	905

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.26 viser resultaterne for det samlede areal på 100.000 ha energipil. Som det fremgår af tabellen, er der samfundsmæssige omkostninger på 26 og 85 kr./ton CO_2-ækv. med og uden kulstoflagring ved at omlægge i alt 100.000 ha fordelt på sandjord, lerjord og organogen jord til energipil, når sidegevinsterne i form af reduceret kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning medregnes Det svarer til en stigning på ca. 110 %. Sidegevinsterne, primært i form af reduceret kvælstofudvaskning, har stor betydning for CO_2-skyggeprisen. Uden værdi af sidegevinster er der CO_2-skyggepriser på 661 kr./ton CO_2-ækv. med kulstoflagring og 1.983 kr./ton CO_2-ækv. uden kulstoflagring. Det svarer til en stigning i reduktionsomkostningerne på ca. 90 %.

Tabel 4.14.26 Samfundsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af energipil på sand- ler, og organogen jord, 100.000 ha, mio. kr.

År	Jordrent etab	Drifts- og transport omk.	Adm. Omk.	Skatte-forvrid-ningstab	Salg af pileflis	Red. N-udvask-ning	Red. am-moniak-fordamp.	Nettoomk. u. side-gevinster	Nettoomk. m. side-gevinster	Reduktion af drivhusgasser	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000. ton CO_2-ækv.	
										U. kul-stoflag.	M. kul-stoflag
2013	51	178	11	23	0	16	0	263	247	8	23
2014	101	234	7	30	0	32	1	372	339	15	45
2015	152	405	7	37	176	48	1	424	375	23	68
2016	203	405	7	44	178	64	1	480	415	31	91
2017	254	405	7	51	180	80	1	536	454	38	113
2018	304	686	7	58	547	96	2	508	410	46	136
2019	163	686	7	27	554	112	2	329	215	53	158
2020	186	686	7	29	560	128	2	347	217	61	181
2021	186	789	7	15	944	128	2	52	-79	61	181
2022	186	733	7	15	956	128	2	-15	-146	61	181
2023	186	562	7	15	773	128	2	-4	-134	61	181
2024	186	843	7	15	1.174	128	2	-124	-254	61	181
2025	186	843	7	15	1.188	128	2	-137	-268	61	181
2026	186	562	7	15	801	128	2	-32	-162	61	181
2027	186	843	7	15	1.216	128	2	-166	-296	61	181
2028	186	843	7	15	1.231	128	2	-180	-311	61	181
2029	186	562	7	15	830	128	2	-61	-191	61	181
2030	186	843	7	15	1.261	128	2	-210	-341	61	181
2031	186	843	7	15	1.276	128	2	-225	-356	61	181
2032	186	562	7	15	861	128	2	-91	-222	61	181
2033	186	843	7	15	1.307	128	2	-256	-387	61	181
2034	186	843	7	15	1.323	128	2	-272	-403	61	181
2035	186	562	7	15	892	128	2	-123	-253	61	181
2036	186	892	7	15	1.339	128	2	-239	-369	61	181
2037	163	892	7	13	1.339	112	2	-264	-378	53	158
2038	140	612	7	11	892	96	2	-123	-221	46	136
2039	116	612	7	10	892	80	1	-148	-230	38	113
2040	93	612	7	8	892	64	1	-173	-238	31	91
2041	70	331	7	6	446	48	1	-33	-81	23	68
2042	47	331	7	5	446	32	1	-57	-90	15	45
2043	23	331	7	3	446	14	0	-82	-97	8	23
NPV (2013-2043)	2.971	19.367	126	393	12.680	1.711	29	1.428	-312	815	2.417
Skyggepris med værdi af sidegevinster, kr./ton CO_2-ækv.										85	26
Skyggepris uden værdi af sidegevinster kr./ton CO_2-ækv.										1.983	661

Kilde: Egne beregninger.

4.13.14 Opsummering af beregningsresultater

Tabel 4.14.27 opsummerer de samfundsøkonomiske beregningsresultater. Fuldt implementeret i 2020 vil tiltaget give en drivhusgasreduktionen på 181.000 ton CO_2-ækv./år, der omfatter ændringer i jordens kulstoflager, reducerede metanemissioner og reduceret brændstofforbrug, men ikke fortrængning af fossil energi i kraftvarmesektoren. Når sideeffekterne medregnes, bliver de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger positive for energipil. Af tabellen ses det, at der samfundsmæssige omkostninger på hhv. 26 og 85 kr./ton CO_2-ækv. med og uden kulstoflagring, når værdien af sidegevinster indgår. Uden værdi af sidegevinster og uden kulstoflagring vil der være en samfundsøkonomisk omkostning på 1.983 kr./ton CO_2-ækv., mens tiltaget uden værdi af sidegevinster, men med kulstoflagring vil have en skyggepris på 661 kr./ton CO_2-ækv.

Tabel 4.14.27 Opsummering af drivhusgasreduktion og samfundsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af energipil på sand- ler, og organogen jord, 100.000 ha

	Enhed	**Periode**	**Effekt**	
			Med kulstoflagring	Uden kulstoflagring
Reduktion af drivhusgasser	1.000 ton CO_2-ækv.	2020	181	61
Samfundsøkonomisk omkostning				
- Skyggepris inkl. sideeffekter	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	26	85
- Skyggepris ekskl. Sideeffekter	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	661	1.983

Kilde: Egne beregninger.

4.13.15 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 %

Resultaterne af følsomhedsberegninger med diskonteringsrenter på 3 og 6 % ses i tabel 4.14.28-31. Som det fremgår af tabellerne, er de beregnede CO_2-skyggepriser følsomme overfor ændringer i diskonteringsrenten. Det skyldes, at der er betydelige omkostninger ved etablering af pilebevoksninger, mens indtjeningen ligger længere henne i analyseperioden.

Ses der på det samlede tiltag i tabel 4.14.31, fremgår det, at der ved en diskonteringsrente på 3 % vil være en samfundsøkonomisk gevinst (i form af en negativ CO_2-skyggepris) på 136 kr./ton CO_2-ækv. inklusive kulstoflagring og sidegevinster, og bliver til en samfundsmæssig omkostning på 499 kr./ton CO_2-ækv. uden sidegevinster, men med kulstoflagringen. Ved en diskonteringsrente på 6 % vil den samfundsøkonomiske omkostning blive reduceret til 394 kr./ton CO_2-ækv. inklusive kulstoflagring og sidegevinster. Uden sidegevinster vil der ved 6 % diskonteringsrente være en samfundsøkonomisk omkostning på 1.029 kr./ton CO_2-ækv. med kulstoflagringen.

Tabel 4.14.28 Følsomhedsanalyse med diskonteringsrenter på 3 og 6 %, 80.000 ha sandjord

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV (2013-2042)	2.225	1.501
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	977	1.217
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-702	84
Skyggepris med værdi af sideeffekter og kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	-316	56
Skyggepris uden værdi af sideeffekter og kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	439	810

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.29 Følsomhedsanalyse med diskonteringsrenter på 3 og 6 %, 10.000 ha lerjord

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV (2013-2042)	269	181
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	81	172
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-26	101
Skyggepris med værdi af sideeffekter og kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	-96	555
Skyggepris uden værdi af sideeffekter og kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	301	952

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.30 Følsomhedsanalyse med diskonteringsrenter på 3 og 6 %, 10.000 ha organogen jord

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV (2013-2042)	278	188
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	202	238
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-7	96
Skyggepris med værdi af sideeffekter og kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	-25	514
Skyggepris uden værdi af sideeffekter og kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	728	1.267

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.14.31 Følsomhedsanalyse med diskonteringsrenter på 3 og 6 %, 100.000 ha sand-, ler- og organogen jord

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV (2013-2042)	2.772	1.870
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	1.261	1.617
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-735	280
Skyggepris med værdi af sideeffekter og kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	-145	375
Skyggepris uden værdi af sideeffekter og kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	489	1.010

Kilde: Egne beregninger.

4.14 Krav om efterafgrøder på 240.000 ha

Efterafgrøder er plantevækst (som regel græs, olieræddike el. lignede), der dækker jorden efter kornhøst i sensommeren og efterårsperioden. Som miljøforanstaltning dyrkes efterafgrøder med det formål at opsamle kvælstof og kulstof. En efterafgrøde kan etableres som udlæg i kornet eller sås

efter høst. Det vurderes, at de to metoder benyttes i forholdet 1:1 (Fødevareministeriet, 2008). Efterafgrøden nedmuldes i forbindelse med klargøring af jorden til den efterfølgende vårafgrøde. Virkemidlet er således kun relevant i sædskifter med vårafgrøder. Beregningerne omfatter kun etablering af efterafgrøder i sædskifter, hvor det kan ske uden reduktion af vintersædsandelen eller andre omkostningsforøgende ændringer af afgrødesammensætningen. Der tages i beregningerne udgangspunkt i efterafgrøden olieræddike, mens det i Rapport 205 primært var sildig rajgræs, der lå til grund for beregningerne. Ændringen skyldes, at olieræddike må betragtes som den mest udbredte efterafgrøde (Olesen et. Al., 2013). Ændringen betyder, at de aktuelle beregningsresultater ikke er direkte sammenlignelige med resultaterne i Rapport 205.

Der er overlap mellem dette tiltag og tiltaget Halm til brændsel i kraftvarme fra 100.000 ha. Det skyldes, at afbalancering af halmfjernelsens negative effekt på jordens kulstofpulje kræver etablering af efterafgrøder på arealer, hvor halmen benyttes til brændsel. Ved den samlede vurdering af tiltagenes fordelagtighed træffes der beslutning om udligning af overlap.

4.14.1 Implementeringsinstrument

Det forudsættes, at tiltaget implementeres gennem regelstyring ved krav om etablering af efterafgrøder på en given andel af en bedrifts areal afhængigt af afgrødesammensætningen (eller mellemafgrøder på et areal der giver tilsvarende reduktionspotentiale). Nettoomkostningerne ved etablering vil give en (beskeden) reduktion i jordrenten, som ikke forventes at have nogen udbudseffekt i form mindre dyrket areal. Der er beregnet forvridningseffekt af reduceret skatteprovenu som følge af tiltagets negative indkomsteffekter.

4.14.2 Omfang og effekter

Potentialet for et øget areal med efterafgrøder er anslået til ca. 240.000 ha (Olesen et al., 2013). Dette areal ligger udover de nuværende lovpligtige efterafgrøder samt efterafgrøder aftalt i forbindelse med husdyrgodkendelser (Olesen et al. 2013). Dog indgår de 140.000 ha aftalt i Grøn Vækst aftalen i de 240.000 ha, da de endnu ikke er udmøntet i konkret lovgivning. Det antages, at de 240.000 ha vil være fordelt på 63.000 ha lerjord og 177.000 sandjord (Olesen et al, 2013). Dette er en mindre nedjustering siden Rapport 205, hvor tiltaget omfattede 260.000 hektar fordelt ligeligt på ler- og sandjord.

Som det fremgår af tabel 4.15.1, forventes efterafgrøder at øge kulstoflagringen i jorden med 733 kg CO_2-ækv./ha uanset jordtype (Olesen et al, 2013). For lattergas sker der en ubetydelig forøgelse af emissionerne på sandjord, mens lattergasemissionerne på lerjord øges med 113 kg CO_2-ækv./ha (op. cit.). Det antages yderligere, at tiltaget vil reducere kvælstofudvaskningen fra rodzonen med 22 kg N/ha for lerjord og 46 kg N/ha for sandjord (op. cit.). Som følge af kvælstofeftervirkning medfører etablering af efterafgrøder en reduktion af N-normerne i kvælstofreguleringssystemet. Der regnes her med en gennemsnitlig reduktion på 20 kg N/ha (op. cit.). Under antagelse om 1,5 % ammoniakfordampning ved udbringning af handelsgødningskvælstof er der beregnet en (beskeden) reduktion i ammoniakfordampningen på 0,30 kg N/ha uanset jordtype (op. cit.).

Tabel 4.15.1 Konsekvensskema for etablering af efterafgrøder på yderligere 240.000 ha på ler- og sandjord

	Enhed	Periode	Effekt		
			Lerjord	Sandjord	Ler- og sandjord i alt
Areal	Ha	2013	63.000	177.000	240.000
Driftsøkonomiske omkostninger	mio. kr.	Årligt	17	47	64
Reduktion af lattergas	ton CO_2-ækv./ha	Årligt	-0,005	-0,113	-0,06
Kulstoflagring	ton CO_2-ækv./ha	Årligt	0,733	0,733	0,73
Reduceret kvælstofudvaskning fra rodzonen	kg N/ha	Årligt	22	46	34,00
Reduceret Ammoniakfordampning	kg N/ha	Årligt	0,30	0,30	0,60

Kilde: Olesen et al. (2013).

Den beregnede drivhusgasreduktion ved etablering af efterafgrøder på ler- og sandjord ses i tabel 4.15.2. Efterafgrøder vurderes at give et årligt nettobidrag til jordens kulstofpulje på 733 kg CO_2-ækv./ha på såvel sand- som lerjord (Olesen et al., 2013). Endvidere giver efterafgrøder et meroptag af kvælstof, hvilket resulterer i en merudledning af lattergas. Stigningen i lattergasemissionerne er opgjort til 5 kg CO_2-ækv./ha på lerjord og 113 kg CO_2-ækv./ha for sandjord (op. cit.). Som følge af overgang til nye emissionskoefficienter er disse udledningsestimater ændret i forhold til Rapport 205, hvor lattergasudledningerne var på 70 og 200 kg CO_2-ækv./ha for hhv. ler- og sandjord. Kulstoflagringen er på samme niveau som i Rapport 205.
For 240.000 ha efterafgrøder svarer den samlede emissionsreduktion til ca. 156.000 ton CO_2-ækv./år. Fordelt på 46.000 ton CO_2-ækv./år og 110.000 ton CO_2-ækv./år for hhv. lerjord og sandjord. Kulstoflagringen i jord er den eneste komponent, som reducerer drivhusgasudledningen. Tiltaget må derfor betragtes som klimapolitisk irrelevant, hvis kulstoflagring i jord ikke kan medregnes som bidrag til målopfyldelsen. Derfor opgøres effekter og omkostninger alene inklusive kulstoflagring.

Tabel 4.15.2 Klimaeffekt ved etablering af efterafgrøder på yderligere 240.000 ha på ler- og sandjord, 1000 tons CO_2-ækv. i 2020

	Lerjord	Sandjord	Ler- og sandjord i alt
Reduktion af lattergas, 1.000 tons CO_2-ækv.	0	-20	-20
Kulstoflagring, 1.000 tons CO_2-ækv.	46	130	176
I alt, 1.000 tons CO_2-ækv.	46	110	156

Kilde: Olesen et al. (2013).

Ud over kulstoflagring har efterafgrøder en positiv miljøeffekt i form af reduceret kvælstofudvaskning og reduceret ammoniakfordampning. Det samlede omfang af disse sideeffekter fremgår af tabel 4.15.3. På årsbasis forventes etablering af 240.000 ha efterafgrøder at reducere udvaskningen med 9.528 ton N i alt. Dette estimat er baseret på det vidensgrundlag, som indgår i Olesen et al. (2013), hvilket giver en cirka 3.000 ton højere udvaskningsreduktion end i Rapport 205. Her blev udvaskningsreduktion beregnet til 6.307 ton N med reduktioner for sand- og lerjord

på hhv. 37 kg N/ha og 12 kg N/ha. Ud over reduceret kvælstofudvaskning er der tale om en (beskeden) reduktion i ammoniakfordampningen på 72 ton per år.

Tabel 4.15.3 Reduktion af N-udvaskningen fra rodzonen og ammoniakfordampning ved etablering af efterafgrøder på yderligere 240.000 ha på sand- og lerjord

	Lerjord	Sandjord	Samlet
Ton N/år	1.386	8.142	9.528
Ton NH_3/år	19	53	72

Kilde: Olesen et al. (2013).

Under de givne forudsætninger vil efterafgrøden give gødningsbesparelser på i gennemsnit 20 kg N/ha for de to jordtyper. Som for kvælstofudvaskning er dette estimat baseret på det videngrundlag, som indgår i Olesen et al. (2013). Der er tale om en relativt stor ændring i forhold til de gødningsbesparelser, som lå til grund for beregningerne i Rapport 205 – på hhv. 6 kg N/ha på lerjord og 18,5 kg N/ha på sandjord. Gødningsbesparelsen indgår i de driftsøkonomiske såvel som de samfundsøkonomiske beregninger. Reduktionerne i N-udvaskning og ammoniakfordampning er derimod eksternaliteter, som kun indgår i de samfundsøkonomiske beregninger.

4.14.3 Driftsøkonomiske omkostninger

Olieræddike kan etableres i en stående afgrøde ved spredning af frø med elspreder eller sås efter høst ved stubharvning med påsat spreder. Der er fordele og ulemper ved begge metoder som i høj grad afhænger af vejrforholdene. De to metoder forventes anvendt i forholdet 1:1 (Personlig meddelelse, Morten Haastrup, Videncenter for Landbrug). Nettoomkostningerne ved efterafgrøder ses i tabel 4.15.4. Etableringsomkostningerne er opgjort til 438 kr./ha og gødningsbesparelsen til 171 kr./ha. De samlede driftsøkonomiske nettoomkostninger bliver dermed 267 kr./ha uanset jordtype

Tabel 4.15.4 Driftsøkonomiske omkostninger ved etablering af efterafgrøder på yderligere 240.000 ha på sand- og lerjord, kr./ha

Tiltag	Enhed	Effekt
Udsæd: Olieræddike	Kg/ha	15
Pris	Kr./kg	20
Omkostning	Kr./ha	300
Såning med el-spreder	Kr./ha	75
Såning med stubharve	Kr./ha	200
Gennemsnitlig omkostning ved såning	Kr./ha	138
Reduceret N-norm, ler/sand	Kg N/ha	20
Sparede gødningsomkostninger	Kr./ha	171
Nettoomkostninger	Kr./ha	267

Kilde: Egne beregninger på grundlag af Budgetkalkuler 2012 og Morten Haastrup (Videncenteret for Landbrug)**.**

I tabel 4.15.5 ses tidsstien over driftsøkonomiske omkostninger ved implementering af tiltaget. Som tidligere nævnt vurderes det, at (netto)omkostningerne pr. ha er identiske på lerjord og sandjord. Da

tiltaget antages at blive fuldt implementeret fra første år, er driftsomkostningerne og -gevinsterne de samme i hele perioden. Den sparede udgift til gødning er ikke stor nok til at udligne etableringsomkostningerne. For landbruget som helhed vil etablering af 240.000 ha efterafgrøder derfor medføre nettoomkostninger på 64 mio. kr. om året. Dette er under halvdelen af nettoomkostningerne i Rapport 205, dels pga. lavere etableringsomkostninger ved olieræddike end ved sildig rajgræs, dels pga. en opjustering af den sparede mængde gødning, der i de aktuelle beregninger er sat til gennemsnitligt 20 kg N/ha, hvorimod gødningsbesparelsen var sat til 6 kg N/ha på lerjord og 18,5 kg N/ha på sandjord i Rapport 205.

Tabel 4.15.5 Driftsøkonomiske omkostninger i alt ved etablering af yderligere 240.000 ha

År	Etablering	Sparet gødning	Nettoomkostninger
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013-42[1]	105	41	64
NPV 2013-2042	1.816	710	1.106

1. Det antages at mængden holdes på 2020-niveau i resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

4.14.4 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger

Udover driftsomkostningerne er der i de velfærdsøkonomiske beregninger medregnet administrations- og kontrolomkostninger samt værdien af reduceret N-udvaskning, med en samfundsmæssig skyggepris på godt 54 kr./kg N og reduceret ammoniakfordampning med en samfundsmæssig skyggepris på 55 kr./kg NH_3-N. Udvaskningsreduktionen vurderes som tidligere nævnt til ca. 46 kg N/ha fra rodzonen på sandjord og 22 kg N/ha fra rodzonen på lerjord. Ammoniakfordampningen vurderes reduceret med 0,30 kg NH_3-N/ha på begge jordtyper (Olesen et al., 2013). De administrative omkostninger er opgjort på basis af estimater i Fødevareministeriet (2009) korrigeret for ændret antal hektar.

Forvridningstab ifm. implementering af regler og påbud beregnes med udgangspunkt i omkostningerne for landbruget. Forvridningstabet er estimeret til 18 pct. af omkostningerne for landbruget beregnet i faktorpriser (Metode notat fra Energistyrelsen, 2012). Endvidere beregnes forvridningstab på skattefinansiering af de statslige omkostninger til administration på 20 % af administrationsomkostningerne plus NAF.

De højere skyggepriser på kvælstofudledning og ammoniakfordampning har stor indvirkning på de samfundsøkonomiske resultater. I Rapport 205 var der samfundsøkonomiske omkostninger på 58 mio. kr./år for lerjord, mens der var en samfundsøkonomisk gevinst på 61 mio. kr./år for sandjord. Der er nu en samfundsøkonomisk gevinst for begge jordtyper, når man medregner sidegevinster. I tabel 4.15.6 og 4.15.7 ses de beregnede velfærdsøkonomiske omkostninger ved etablering af olieræddike som efterafgrøde på hhv. ler- og sandjord. Som det fremgår af tabel 4.15.6, er der en samfundsmæssig gevinst ved etablering af efterafgrøder på 63.000 ha lerjord på 50 mio. kr./år. På sandjord, hvor udvaskningsreduktionen af kvælstof er højere end på lerjorder, er der en

velfærdsøkonomisk gevinst på 370 mio. kr./år ved etablering af efterafgrøder på 177.000 ha, hvilket fremgår af tabel 4.15.7.

På lerjord, hvor udvasknings- og ammoniakreduktionen er mindst, er CO_2-skyggeprisen minus 1.094 med sideeffekter og plus 560 kr./ton CO_2-ækv. uden sideeffekter. På sandjord er der en velfærdsøkonomisk gevinst på 3.375 kr./ton CO_2-ækv., når man medregner sideeffekterne. Indregnes sideeffekter ikke, er reduktionsomkostningen 658 kr./ton CO_2-ækv på sandjord. Som tidligere nævnt, giver det ikke mening at inddrage reduktionsomkostningerne uden kulstofbinding i jorden, da der i så fald vil være en (mindre) forøgelse af drivhusgasudledning gennem lattergas fra efterafgrøden. Efterafgrøder kan således kun betragtes som et klimapolitisk relevant tiltag i forhold til EU's klima- og energipakke, hvis kulstoflagring i jorden kan medregnes i CO_2-balancen.

Tabel 4.15.6 Samfundsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af efterafgrøder på 63.000 ha *lerjord*, mio. kr.

År	Drifts-omk.	Adm. Omk.	Forvrid-ningstab	Red. N-udvask-ning	Red. ammoniak-fordampning	Nettoomk. u. side-effekter	Nettoomk. m. side-effekter	Drivhusgas-reduktion inkl. kulstoflagring
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 tons CO_2-ækv.
2013-2042[1]	22	0,35	3	75	1,03	26	-50	46
NPV (2013-2042)	385	5,97	53	1.294	17,75	444	-868	793
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								-1.094
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								560

1. Arealet og dermed driftsomkostningerne holdes på 2013-niveau gennem hele perioden.

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.15.7 Samfundsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af efterafgrøder på 177.000 ha *sandjord*, mio. kr.

År	Drifts-omk.	Adm. omk.	Forvrid-ningstab	Red. N-udvask-ning	Red. ammoniak-fordampning	Nettoomk. u. side-effekter	Nettoomk. m. side-effekter	Drivhusgas-reduktion inkl. kulstoflagring
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 tons CO_2-ækv.
2013-2042[1]	63	0,97	9	440	2,88	72	-370	110
NPV (2013-2042)	1.081	16,78	150	7.603	49,88	1.248	-6.405	1.898
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								-3.375
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								658

1. Arealet og dermed driftsomkostningerne holdes på 2013-niveau gennem hele perioden.

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.15.8 viser de velfærdsøkonomiske omkostninger for det samlede tiltag i form af 240.000 ha efterafgrøder. Her er skyggeprisen på reduktion af drivhusgasser opgjort til gennemsnitlig minus

2.235 kr. pr. ton CO_2-ækvivalent med sideeffekter og 609 kr. pr. ton CO_2-ækvivalent uden sideeffekter.

Tabel 4.15.8 Samfundsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af 240.000 ha efterafgrøder på sand- og lerjord i alt, mio. kr.

År	Drifts-omk.	Adm. omk.	Forvrid-ningstab	Red.N-udvask-ning	Red. am-moniakfor dampning	Nettoomk. u. side-effekter	Nettoomk. m. side-effekter	Drivhusgas-reduktion inkl. kulstoflagring
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 tons CO_2-ækv.
2013-2042[1]	85	1,32	12	515	3,91	98	-421	156
NPV (2013-2042)	1.465	22,76	204	8.897	67,64	1.692	-7.273	2.691
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								-2.235
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								609

1. Arealet og dermed driftsomkostningerne holdes på 2013-niveau gennem hele perioden.

Kilde: Egne beregninger.

4.14.5 Opsummering af beregningsresultater

Som det fremgår af tabel 4.15.9, indebærer etablering af 240.000 ha med efterafgrøder årlige nettoomkostninger for landbruget på 64 mio. kr. (Som nævnt ovenfor antages det, at (netto)omkostningerne pr. ha er ens uanset jordtype). Det forudsættes, at tiltaget implementeres ved regelstyring. Statens administrationsomkostninger er beregnet til omtrent 1 mio. kr. årligt på basis af oplysning i Rapport 205.

Tabel 4.15.9 Budgetøkonomiske nettoomkostninger for forskellige sektorer ved etablering af 240.000 ha efterafgrøder, mio.kr.

	NPV 2012-2042	Årligt
	mio. kr.	mio. kr.
Stat, administration	17	1
Landbrug, driftsomkostninger	1.106	64

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.15.10 opsummerer de samfundsøkonomiske aspekter af efterafgrøder som klimapolitisk virkemiddel – såvel med som uden virkemidlets samfundsmæssige værdi i relation til vandmiljøpolitikken, dvs. værdien af reduceret kvælstofudvaskning. Derudover er den reducerede ammoniakfordampning indregnet. På både sand- og lerjord fremstår efterafgrøder som et relevant klimapolitisk virkemiddel, hvis kulstofbinding i jord og værdien af sideeffekter medtages, idet CO_2-skyggeprisen i begge tilfælde er negativ. På sandjord er den velfærdsøkonomiske gevinst på 3.375 kr./ton CO_2-ækv., når man medregner sideeffekterne. Indregnes disse sideeffekter ikke, er reduktionsomkostningen 658 kr./ton CO_2-ækv. På lerjord er der en samfundsøkonomisk gevinst på

1.094 kr./ton CO_2-ækv., når værdien af sideeffekter medregnes og 560 kr./ton CO_2-ækv. uden denne effekt. Samlet giver dette en gevinst for samfundet på 2.235 kr./ton CO_2-ækv. ved medregning af sidegevinster. Uden sidegevinster vil der være en samfundsøkonomisk omkostning på 609 kr./ton CO_2-ækv. Samlet vil der være en reduktion af drivhusgasudledninger på 156 tusinde ton CO_2-ækv. i 2020.

Tabel 4.15.10 Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved etablering af 240.000 ha efterafgrøder

			Effekt		
	Enhed	**Periode**	**Lerjord**	**Sandjord**	**Samlet**
Reduktion af drivhusgasser	1.000 ton CO_2-ækv.	2013	46	110	156
Samfundsøkonomisk omkostning					
- skyggepris inkl. sideeffekter	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	-1.094	-3.375	-2.235
- skyggepris eksl. Sideeffekter	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	560	658	609

Kilde: Egne beregninger.

Da det er kulstoflagringen, der står for CO_2-reduktionen ved tiltaget, mens lattergasudledningen øges, er det afgørende, om kulstoflagring kan medtages i den nationale drivhusgasopgørelse. Derimod er der store samfundsøkonomiske gevinster på grund af reduktionerne i kvælstofudvaskning og i mindre grad ammoniakfordampning.

4.14.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 %

I tabel 4.15.11 ses resultaterne af følsomhedsberegninger med ændrede diskonteringsrater. Som det fremgår af tabellen påvirkes CO_2-skyggepriserne ikke af ændrede diskonteringsrater. Det skyldes, at der ikke er nogen tidsmæssig forskydning mellem omkostninger og resulterende benefits (herunder reducerede drivhusgasudledninger) gennem analyseperioden.

Tabel 4.15.11 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 %

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	3.050	2.142
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	1.918	1.347
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-8.244	-5.789
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	-2.235	-2.235
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	609	609

Kilde: Egne beregninger.

4.15 Krav om mellemafgrøder på yderligere 240.000 ha

En mellemafgrøde kan f.eks. være olieræddike, som dyrkes mellem to afgrøder af vintersæd. Mellemafgrøden udsås før høst i kornafgrøden og nedpløjes i forbindelse med forberedelse til såning af vintersæd. Potentialet for mellemafgrøder anslås af Olesen et al. (2013) til 240.000 ha fordelt med 110.000 ha på lerjord og 130.000 ha på sandjord. Videngrundlaget mht. dyrkning og effekter må betegnes som mindre for mellemafgrøder end for efterafgrøder (op. cit.).

4.15.1 Implementeringsinstrument

Det forudsættes, at tiltaget implementeres gennem regelstyring ved krav om etablering af mellemafgrøder på en given andel af en bedrifts areal afhængigt af afgrødesammensætningen (eller efterafgrøder på et areal der giver tilsvarende reduktionspotentiale). Nettoomkostningerne ved etablering vil give en (beskeden) reduktion i jordrenten, som ikke forventes at have nogen udbudseffekt i form mindre dyrket areal. Der er beregnet forvridningseffekt af reduceret skatteprovenu som følge af tiltagets negative indkomsteffekter.

4.15.2 Omfang og effekter

Det forudsættes, at arealet med mellemafgrøder øges med 240.000 ha med gradvis implementering frem til 2020 – begyndende med 4.063 ha på sandjord og 3.438 ha på lerjord i 2013 og med tilsvarende forøgelser de følgende år frem til 2020. Ved fuld implementering etableres der mellemafgrøder på 110.000 ha lerjord og 130.000 ha sandjord. Mellemafgrøder kan binde kulstof i jorden, ifølge Olesen et al. (2013) formentlig i samme størrelsesorden som for efterafgrøder. Der er som for efterafgrøder en mindre forøgelse i udledningen af lattergas. Det forventes ikke, at der kan spares handelsgødning ved dyrkning af mellemafgrøder, og derfor vil der heller ikke være reduktioner i ammoniakfordampningen (op. cit.).

Som det fremgår af tabel 4.16.1 forventes mellemafgrøder at øge kulstoflagringen i jorden med 733 kg CO_2-ækv./ha, mens der sker en mindre forøgelse af lattergasemissionerne (Olesen et al., 2013). Opgjort pr. ha antages det, at kulstoflagringen er uafhængig af jordtype, mens forøgelsen af lattergasudledningen er størst på lerjord (op. cit.). Det antages yderligere, at tiltaget vil reducere kvælstofudvaskningen fra rodzonen med 11 kg N/ha for lerjord og 23 kg N/ha for sandjord (op. cit.). I modsætning til efterafgrøder indgår der ingen reduktion i ammoniakfordampningen, da det ikke forventes, at der kan spares kvælstofgødning ved etablering af mellemafgrøder (op. cit.).

Tabel 4.16.1 Konsekvensskema for etablering af 240.000 ha mellemafgrøder på ler- og sandjord

	Enhed	Periode	Effekt		
			Lerjord	Sandjord	I alt
Areal	Ha	2020	110.000	130.000	240.000
Driftsøkonomiske omkostninger	Mio. kr.	Årligt	41	49	90
Reduktion af lattergasemissioner	Kg CO_2-ækv./ha	Årligt	-24	-50	-74
Kulstoflagring	Kg CO_2-ækv./ha	Årligt	733	733	1466
Reduceret kvælstofudvaskning fra rodzonen	Kg N/ha	Årligt	11	23	34

Kilde: Olesen et al. (2013).

Tabel 4.16.2 viser klimaeffekten af mellemafgrøder på yderligere 240.000 ha ved fuld implementering i 2020. Drivhusgasreduktionen skyldes alene øget kulstoflagring i landbrugsjorden. Som det fremgår af tabellen, øges kulstoflagringen med 176.000 ton CO_2-ækv./år, mens der vil være en øget udledning af lattergas svarende til 9.000 tons CO_2-ækv./år.

Tabel 4.16.2 Klimaeffekt ved etablering af 240.000 ha mellemafgrøder på ler- og sandjord, 1.000 ton CO_2-ækv., 2020

	Reduktion lattergas	Kulstoflagring	Reduktion af drivhusgasser
1.000 tons CO_2-ækv.	-9	176	167

Kilde: Olesen et al. (2013).

Dyrkning af mellemafgrøder har en positiv effekt på vandmiljømålsætningen om at reducere udledningen af kvælstof. På sandjord vurderes udvaskningsreduktionen at udgøre 23 kg N fra rodzonen pr. ha, mens der på lerjord er tale om 11 kg N/ha (Olesen et al., 2013). Som det fremgår af tabel 4.16.3 vil tiltaget fuldt implementeret resultere i en udvaskningsreduktion på 4.200 ton N/år i 2020

Tabel 4.16.3 Reduceret N-udvaskning fra rodzonen ved etablering af 240.000 ha mellemafgrøder på ler- og sandjord, ton N, 2013-2020

Ton N	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	I alt 2013-2020
Lerjord	38	76	113	189	378	567	945	1.210	3.517
Sandjord	93	187	280	467	934	1.402	2.336	2.990	8.690
Samlet	131	263	394	656	1.313	1.969	3.281	4.200	12.206

Kilde: Olesen et al. (2013) og egne beregninger.

4.15.3 Driftsøkonomiske omkostninger ved etablering af mellemafgrøder

I tabel 4.16.4 ses de beregnede driftsøkonomiske omkostninger ved etablering af mellemafgrøder. Det antages, at mellemafgrøden etableres i den eksisterende afgrøde ved spredning med elspreder for at sikre en tilstrækkelig lang vækstperiode. Mellemafgrøden nedpløjes ved den sædvanlige

jordbearbejdning i forbindelse med forberedelse af jorden til vintersæd. Der er iflg. Olesen et al. (2013) ingen gødningsbesparelser ved mellemafgrøder. De driftsøkonomiske omkostninger ved dyrkning af mellemafgrøder består af etableringsomkostningen, der udgør 375 kr./ha uanset jordtype.

Tabel 4.16.4 Driftsøkonomiske omkostninger ved etablering af mellemafgrøder på ler- og sandjord, kr./ha

Tiltag	Enhed	Effekt
Udsæd: Olieræddike	Kg/ha	15
Pris	Kr./kg	20
Omkostning til udsæd	Kr./ha	300
Såning med el-spreder	Kr./ha	75
Omkostninger i alt	Kr./ha	375

Kilde: Egne beregninger samt Budgetkalkuler 2012.

Tabel 4.16.5 viser tidsstien for implementering og de driftsøkonomiske omkostninger ved tiltaget. Som tidligere nævnt vurderes det, at (netto)omkostningerne pr. ha er identiske på lerjord og sandjord. Ved dyrkning af mellemafgrøder på et samlet areal på 240.000 hektar i år 2020 bliver de årlige driftsomkostninger 90 mio. kr.

Tabel 4.16.5 Driftsøkonomiske omkostninger i alt ved etablering af 240.000 ha mellemafgrøder på ler- og sandjord, mio. kr.

	Areal	Driftsomkostninger
	ha	mio. kr.
2013	7.500	3
2014	15.000	6
2015	22.500	8
2016	37.500	14
2017	75.000	28
2018	112.500	42
2019	187.500	70
2020	240.000	90
2021-2042[1]	240.000	90
NPV (2013-2042)		1.153

1. Arealet og dermed driftsomkostningerne holdes på 2021-niveau gennem resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

4.15.4 Samfundsøkonomiske omkostninger ved etablering af mellemafgrøder

Udover driftsomkostningerne er der i de samfundsøkonomiske beregninger medregnet administrationsomkostninger til implementering af tiltaget (baseret på oplysninger i Rapport 205) samt værdien af reduceret N-udvaskning. Udvaskningsreduktionen vurderes som tidligere nævnt til

ca. 23 kg N/ha fra rodzonen på sandjord og 11 kg N/ha fra rodzonen på lerjord. Den samfundsmæssige skyggepris er 54 kr./kg N. Forvridningstab ifm. implementering af regler og påbud beregnes med udgangspunkt i omkostningerne for landbruget. Forvridningstabet er estimeret til 18 pct. af omkostningerne for landbruget beregnet i faktorpriser (Energistyrelsen, 2012a). De administrative omkostninger er opgjort på grundlag af Fødevareministeriet (2009). Endvidere beregnes forvridningstab på skattefinansiering af de statslige omkostninger til administration på 20 % af administrationsomkostningerne plus NAF.

I tabel 4.16.6 og 4.16.7 ses de beregnede samfundsøkonomiske nettoomkostninger ved dyrkning af mellemafgrøder på hhv. lerjord og sandjord. På lerjord er CO_2-skyggeprisen minus 25 kr./ton CO_2-ækv., når man medregner sideeffekter. Beregningerne viser også, at CO_2-skyggeprisen på sandjord er minus 978 kr./ton CO_2-ækv. med sideeffekter. Forskellen skyldes den lavere reduktion i kvælstofudvaskningen på lerjord. Uden sideeffekter er reduktionsomkostningerne 810 og 841 kr./ton CO_2-ækv. på hhv. ler- og sandjord. Forskellen skyldes en lidt større nettoreduktion af drivhusgasudledningerne på lerjord grundet lavere merudledning af lattergas.

Tabel 4.16.6 Samfundsøkonomiske omkostninger ved etablering af 110.000 ha mellemafgrøder på lerjord

År	Driftsomk.	Adm. omk.	Skatte-forvrid-ningstab	Værdi af red. N udvaskning	Nettomk. uden side-effekter	Nettoomk. med side-effekter	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 tons CO_2-ækv.
2013	2	2	1	2	5	2	2
2014	3	1	1	4	5	1	5
2015	5	1	1	6	7	1	7
2016	9	1	1	10	10	0	12
2017	17	1	2	20	20	0	24
2018	26	1	4	31	30	-1	37
2019	43	1	6	51	49	-2	61
2020	55	1	8	65	63	-2	78
2021-2042[1]	55	1	8	65	63	-2	78
NPV (2013-2042)	700	14	98	837	810	-25	999
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.							-25
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.							810

1. Arealet og dermed driftsomkostningerne holdes på 2021-niveau gennem resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.16.7 Samfundsøkonomiske omkostninger ved etablering af 130.000 ha mellemafgrøder på sandjord

År	Driftsomk.	Adm. omk.	Skatte-forvrid-ningstab	Værdi af red. N udvaskning	Nettomk. uden side-effekter	Nettoomk. med side-effekter	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 tons CO_2-ækv.
2013	2	2	1	5	5	0	3
2014	4	1	1	10	5	-5	6
2015	6	1	1	15	8	-7	8
2016	10	1	2	25	12	-13	14
2017	20	1	3	50	24	-27	28
2018	30	1	4	76	35	-40	42
2019	50	1	7	126	58	-68	69
2020	65	1	9	161	74	-87	89
2021-2042[1]	65	1	9	161	74	-87	89
NPV (2013-2042)	828	14	115	2.069	957	-1.113	1.138
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.							-978
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.							841

1. Arealet og dermed driftsomkostningerne holdes på 2021-niveau gennem resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.16.8 viser de samlede samfundsøkonomiske omkostninger ved etablering af 240.000 ha mellemafgrøder. CO_2-skyggeprisen viser en samfundsøkonomisk gevinst på 532 kr. per ton CO_2-ækv. inklusive sideeffekter. Medregnes værdien af den reducerede kvælstofudvaskning ikke, medfører etablering af efterafgrøder en samfundsøkonomisk omkostning på 826 kr./ton CO_2-ækv.

Tabel 4.16.8 Samfundsøkonomiske omkostninger ved etablering af 240.000 ha mellemafgrøder på sand- og lerjord i alt, mio. kr.

År	Driftsomk.	Adm. omk.	Skatteforvridnings-tab	Værdi af red. N udvaskning	Nettomk. uden side-effekter	Nettoomk. med side-effekter	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 tons CO_2-ækv.
2013	4	4	1	7	9	2	5
2014	7	1	1	14	10	-4	10
2015	11	1	2	21	14	-7	16
2016	19	1	3	35	23	-13	26
2017	37	1	5	71	44	-27	52
2018	56	1	8	106	65	-41	78
2019	93	1	13	177	107	-70	130
2020	119	1	16	227	137	-90	167
2021-2042[1]	119	1	16	227	137	-90	167
NPV (2013-2042)	1.528	27	213	2.907	1.766	-1.138	2.137

År	Driftsomk.	Adm. omk.	Skatteforvridnings-tab	Værdi af red. N udvaskning	Nettomk. uden side-effekter	Nettoomk. med side-effekter	Reduktion af drivhusgasser
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 tons CO_2-ækv.
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.							-532
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.							826

1. Arealet og dermed driftsomkostningerne holdes på 2021-niveau gennem resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

4.15.5 Opsummering

Som det fremgår af tabel 4.16.9, vil landbrugets årlige annuiserede omkostninger beløbe sig til 67 mio. kr. på årsbasis, når tiltaget er fuldt implementeret i 2020 (som nævnt ovenfor antages det, at omkostningerne pr. ha er ens uanset jordtype). Staten forventes at have administrationsomkostninger på 1 mio. kr. årligt (opgjort på basis af Rapport 205).

Tabel 4.16.9 Budgetøkonomiske omkostninger ved etablering af 240.000 ha mellemafgrøder fordelt på sand- og lerjord, mio. kr.

	NPV 2013-2042	Årligt
Stat, administration	19	1,1
Landbrug, driftsomkostninger	1.153	67

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.16.10 opsummerer de samfundsøkonomiske aspekter af mellemafgrøder som klimapolitisk virkemiddel. Ved dyrkning af 240.000 hektar med mellemafgrøder vil der fra 2020 kunne opnås en reduktion i drivhusgasudledningerne på 167.000 ton CO_2-ækv. årligt med en samfundsøkonomisk gevinst på 532 kr./ton CO_2-ækv., når værdien af den reducerede kvælstofudvaskning medregnes. Klimaeffekten skyldes udelukkende kulstoflagring i jorden samt en mindre ekstraudledning af lattergas. Såfremt kulstofbindingen i jord ikke medregnes, har mellemafgrøder ingen klimapolitisk relevans

Tabel 4.16.10 Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved etablering af 240.000 ha mellemafgrøder på sand- og lerjord, mio. kr.

	Enhed	Periode	Effekt		
			Lerjord	Sandjord	Samlet
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring	1.000 ton CO_2-ækv.	2020	78	89	167
Samfundsøkonomisk omkostning					
- Skyggepris med sideeffekter	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	-25	-978	-532
- Skyggepris uden sideeffekter	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	810	841	826

Kilde: Egne beregninger.

4.15.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 %

I tabel 4.16.11 ses resultaterne af følsomhedsberegninger med ændrede diskonteringsrater. Som det fremgår af tabellen, påvirkes CO_2-skyggepriserne ikke af ændrede diskonteringsrater (bortset fra afrundingsfejl). Det skyldes, at der ikke er nogen tidsmæssig forskydning mellem omkostninger og resulterende benefits (herunder reducerede drivhusgasudledninger) gennem analyseperioden.

Tabel 4.16.11 Følsomhedsanalyse: Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved etablering af 240.000 ha mellemafgrøder på sand- og lerjord i alt, 3 og 6 % diskonteringsrente

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	2.499	1.593
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	2.063	1.319
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	-1.332	-846
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	-533	-531
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	826	828

Kilde: Egne beregninger.

4.16 Tilskud til udtagning af landbrugsjord på højbund til vedvarende græs

4.16.1 Omfang

Scenariet forudsætter, at 100.000 ha højbundsarealer ligeligt fordelt på sand- og lerjord tages ud af dyrkning i omdrift og udlægges med vedvarende græs i ekstensiv drift. Halvdelen af det udtagne areal forudsættes udlagt til vedvarende græs, hvor der tages slæt (plantematerialet fjernes), mens den anden halvdel forudsættes udlagt til vedvarende græs med afgræsning. Størrelsen af omkostningerne ved afgræsning af naturarealer er stærkt afhængig af den valgte driftsform. Dvs. om der anvendes græsningsdyr, som opstaldes om vinteren, eller plejen foretages som helårsgræsning ved anvendelse af hårdføre kødkvægracer. I dette scenarium forudsættes helårsgræsning, hvor plejeomkostningerne ligger på omtrent samme niveau som for slæt (Dubgaard et al., 2012).

Økonomiberegningerne forudsætter, at de 100.000 ha højbundsarealer vil kunne udtages af omdriften uden at reducere husdyrproduktionen i væsentligt omfang gennem tab af harmoniarealer.

Som det fremgår af afs. 4.2 om biogas, har problemerne med at skaffe udbringningsarealer i de husdyrtætte områder været aftagende i de seneste år. Endvidere vil biogasbehandling af en stigende andel af husdyrgødningen gøre det lettere at afsætte overskydende husdyrgødning til planteavlsbedrifter. Der regnes derfor alene på omkostningerne i form af mistet jordrente ved at trække de 100.000 ha ud af planteproduktionen.

4.16.2 Implementeringsinstrument

Det forudsatte implementeringsinstrument er tilskud som kompenserer lodsejeren for tab af jordrente ved udtagning samt nettoomkostninger ved naturpleje af arealerne. Det er vanskeligt at beregne, hvor stor effekten af tilskud til udtagning kan forventes at blive, da lodsejere vil have forskellige priskrav afhængigt af driftsform og behov for harmoniareal mv. Alternativt kan udtagning ske gennem regelstyring med kompensation til de berørte lodsejere. De eksisterende tilskud til naturpleje er ikke tilstrækkelige til at kompensere for tab af jordrente ved udtagning af arealer i omdrift. Der er fortaget en beregning af størrelsen af det samlede tilskud, der ud fra en gennemsnitsbetragtning kræves for at stille lodsejeren lige så fordelagtigt ved udtagning og pleje af arealer i omdrift som ved forsat dyrkning. I praksis vil der være variation omkring gennemsnitsværdierne, og det må forventes, at en mulighed for udtagning til de beregnede gennemsnitstilskud vil blive benyttet af landmænd/lodsejere med et en lavere jordrente og/eller lavere plejeomkostninger end beregnet i nærværende analyse. Der kan være et vist overlap mellem dette tiltag og tiltagene etablering af skov samt evt. øget piledyrkning.

4.16.3 Miljøeffekter

Ved overførsel af højbundsarealer til vedvarende græs kan der ifølge Olesen et al. (2013) forventes en reduktion i N-udvaskningen på 34 kg N/ha for lerjord og 61 kg N/ha for sandjord. Ved fastsættelsen af N-udvaskningsreduktionen skelner Olesen et al. (2013) ikke mellem hhv. drænede og udrænede lerjorde. Det antages desuden, at der sker en reduktion i handelsgødningsforbruget på 146 kg N/ha og en reduktion i ammoniakfordampningen på 2,19 kg N/ha. Endvidere forventes en kulstofakkumulering på 1,833 ton CO_2-ækvivalent/år/ha, en lattergasreduktion på 0,859 ton CO_2-ækv./år/ha for sandjord og 0,786 ton CO_2-ækv./år/ha for lerjord, samt en reduktion i anvendelsen af brændstof på 0,296 ton CO_2-ækvivalent/år/ha (op. cit.). Der er formentlig et lidt mindre forbrug af brændstof pr. ha på sandjord end på lerjord, men der er ikke tilstrækkeligt datagrundlag for en differentiering. Ud over reducerede drivhusgasmissioner og kvælstofudvaskning medfører udtagning ophør med brug af pesticider på de pågældende arealer. Denne effekt er dog ikke værdisat og derfor heller ikke inkluderet i de samfundsøkonomiske beregninger.

Ved en implementering med en fast udtagning på 6.250 ha/år i perioden 2013-20 på henholdsvis ler- og sandjord, vil implementeringsmålet på 100.000 ha kunne nås i år 2020. De gennemsnitlige årlige effekter er opsummeret i tabel 4.17.1.

Tabel 4.17.1 Konsekvensskema: Udtagning af højbund til græs på ler- og sandjord

	Enhed	Tidspunkt	Effekt	
			Sandjord	Lerjord
Udtagning	Ha	2020	50.000	50.000
Udtagning	Ha	Årligt	6.250	6.250
Driftsøkonomiske nettoomkostninger med ekstra tilskud	Mio. kr.	Årligt	0	0
Reduktion af lattergas	Ton CO_2-ækv./ha	Årligt	0,859	0,786
Kulstoflagring	Ton CO_2-ækv./ha	Årligt	1,833	1,833
Sparet brændstof	Ton CO_2-ækv./ha	Årligt	0,296	0,296
Reduktion af N-udvaskning fra rodzonen	Kg N/ha	Årligt	61	34
Reduktion af ammoniakfordampning	Kg NH3-N/ha	Årligt	2,2	2,2

Kilde: Egne beregninger samt Olesen et al. (2013).

Den samlede drivhusgasreduktionen ved udtagning af 100.000 hektar sand- og lerjord er opgjort i tabel 4.17.2 nedenfor. Her ses det, at det samlede drivhusgasreduktionspotentiale ved den fulde implementering i 2020 vil være 295.000 ton CO_2-ækv. om året, hvoraf lattergasreduktion og brændstofbesparelser står for 112.000 ton CO_2-ækv., mens kulstofbinding bidrager med 183.000 ton CO_2-ækv. Dette er en nedjustering i forhold til Rapport 205, hvor den samlede reduktion var 335.000 ton CO_2-ækv.

Tabel 4.17.2 Klimaeffekt ved udtagning af 100.000 ha højbund til græs, 1.000 tons, 2020

	Reduktion, brændstof	Reduktion, lattergas	Kulstoflagring i jorden	Reduktion af drivhusgasser i alt
1.000 tons CO_2-ækv.	30	82	183	295

Kilde: Olesen et al. (2013) og egne beregninger.

4.16.4 Driftsøkonomiske omkostninger

Alternativ anvendelse af jorden til vedvarende græs i ekstensiv drift (græsning og høslæt) kan normalt ikke forventes at give et positivt afkast. Undersøgelser af naturplejeomkostninger i Dubgaard et al. (2012) viser store variationer i plejeomkostningerne afhængigt af arealstørrelse og naturtype, men især af valg af plejemetode. Høslæt er generelt den billigste plejeform, hvor det er muligt at færdes med maskiner, mens afgræsning med kødkvæg, der opstaldes og fodres om vinteren, er den dyreste. Helårsgræsning med hårdføre kødkvægracer uden vinteropstaldning viste sig dog at kunne gennemføres til omkostninger omtrent på niveau med omkostningerne ved høslæt. Det skønnes på baggrund af førnævnte undersøgelse, at naturpleje ved høslæt på ekstensive højbundsarealer vil kunne gennemføres til nettoomkostninger (en negativ jordrente) på 1.300 kr./ha/år før tilskud. Ved helårsgræsning med hårdføre kvægracer (fx Galloway) på overdrevsarealer på 5-6 ha vil omkostningerne udgøre i størrelsesordenen 1.400 kr./ha/år før tilskud (op. cit.). Ud over tab af jordrente ved udtagning af arealerne skal lodsejere således også have dækket plejeomkostningerne, for at frivillig udtagning vil være realistisk. Ved en ligelig fordeling af plejeindsatsen på slæt og afgræsning udgør plejeomkostninger 1.350 kr./ ha i gennemsnit.

For at skabe incitamenter til pleje af vedvarende græsarealer ydes der i dag plejetilskud gennem landdistriktsprogrammet. Der gives et tilskud på 900 kr./ha for jorder, der udlægges med vedvarende græs til slæt og 1.650 kr./ha for jorder der udlægges til vedvarende græs med afgræsning (NaturErhvervstyrelsen, 2012). Som beskrevet tidligere antages det, at der tages slæt på halvdelen af arealet, mens den anden halvdel afgræsses. Det giver et gennemsnitstilskud til pleje på 1.275 kr./ha. 55 % af tilskuddet kommer i dag fra EU og de resterende 45 % fra den danske stat.

Tabel 4.17.3 viser de beregnede driftsøkonomiske omkostninger, der er forbundet med at udtage og udføre naturpleje på hhv. lerjord og sandjord på højbund. Som det fremgår, er jordrenten på sandjord beregnet til 855 kr./ha, mens jordrenten på lerjord er 4.004 kr./ha (se jordrentekalkuler i afs. 2.7). Disse jordrenter er et gennemsnit af de sidste 5 års jordrenter for de mest almindelige landbrugsafgrøder, for at kunne tage højde for prisudsving. Naturplejeomkostningerne er beregnet som et gennemsnit af omkostningerne ved hhv. høslæt og helårsgræsning. De samlede omkostninger ved udtagning og naturpleje bliver dermed knap 2.200 kr./ha for sandjord og godt 5.350 kr./ha for lerjord.

Tabel 4.17.3 Driftsøkonomiske omkostninger ved udtagning af ler- og sandjord på højbund, uden tilskud, kr. pr. ha

	Sandjord	**Lerjord**
Planteavl i omdrift, jordrente	855	4.004
Naturplejeomkostninger i snit pr. ha	1.350	1.350
Samlede omkostninger ved udtagning og naturpleje	2.205	5.354

Kilde: Budgetkalkuler, 2012.

De årlige driftsøkonomiske omkostninger for landbruget og break-even-tilskud på henholdsvis ler- og sandjord fremgår af tabel 4.17.4 og tabel 4.17.5. Det antages, at differentiering af tilskuddet administrativt kan baseres på jordtyperegistreringen.

Tabel 4.17.4 Driftsøkonomiske omkostninger for landbruget ved udtagning af højbund til græs, 50.000 ha *lerjord*, mio. kr.

År	**Areal**	**Omk. (udtagning og pleje)**	**Eksisterende plejetilskud**	**Yderligere tilskudsbehov**	**Netto-omkostninger**
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	6.250	33	8	25	0
2014	12.500	67	16	51	0
2015	18.750	100	24	76	0
2016	25.000	134	32	102	0
2017	31.250	167	40	127	0
2018	37.500	201	48	153	0
2019	43.750	234	56	178	0
2020	50.000	268	64	204	0
2021-2042[1]	50.000	268	64	204	0

År	Areal	Omk. (udtagning og pleje)	Eksisterende plejetilskud	Yderligere tilskudsbehov	Netto-omkostninger
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
NPV (2013-2042)		3.794	904	2.891	0
Kr./Ha		7.808	1.860	5.949	0

1. Arealet og dermed driftsomkostningerne holdes på 2021-niveau gennem resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.17.5 Driftsøkonomiske omkostninger for landbruget ved udtagning af højbund til græs, 50.000 ha *sandjord*, mio. kr.

År	Areal	Omk.(udtagning og pleje)	Eksisterende plejetilskud	Yderligere tilskudsbehov	Netto-omkostninger
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	6.250	14	8	6	0
2014	12.500	28	16	12	0
2015	18.750	41	24	17	0
2016	25.000	55	32	23	0
2017	31.250	69	40	29	0
2018	37.500	83	48	35	0
2019	43.750	96	56	41	0
2020	50.000	110	64	46	0
2021-2042[1]	50.000	110	64	46	0
NPV (2013-2042)	485.899	1.562	904	659	0
Kr./ha		3.215	1.860	1.356	0

1. Arealet og dermed driftsomkostningerne holdes på 2021-niveau gennem resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.17.6 viser de driftsøkonomiske omkostninger og break-even-tilskuddet for det samlede til tiltag med udtagning af 100.000 ha højbundsjord. Ved fuld implementering i 2020 udgør det samlede tilskud 378 mio. kr./år.

Tabel 4.17.6 Driftsøkonomiske omkostninger for landbruget ved samlet udtagning af højbund til græs på ler- og sandjord, 100.000 ha, mio. kr.

År	Areal	Omk. (udtagning og pleje)	Eksisterende plejetilskud	Yderligere tilskudsbehov	Netto-omkostninger
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	12.500	47	16	31	0
2014	25.000	94	32	63	0
2015	37.500	142	48	94	0
2016	50.000	189	64	125	0
2017	62.500	236	80	157	0
2018	75.000	283	96	188	0

År	Areal	Omk. (udtagning og pleje)	Eksisterende plejetilskud	Yderligere tilskudsbehov	Netto-omkostninger
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2019	87.500	331	112	219	0
2020	100.000	378	128	250	0
2021-2042[1]	100.000	378	128	250	0
NPV (2013-2042)		5.356	1.807	3.549	0
Kr./ha		5.512	1.860	3.652	0

1. Arealet og dermed driftsomkostningerne holdes på 2021-niveau gennem resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger**.**

Tabel 4.17.7 viser de beregnede budgetøkonomiske omkostninger fordelt på sektorer ved implementering af tiltaget. Som tidligere nævnt finansieres 55 % af plejetilskuddet af EU under den gældende tilskudsordning. Såfremt øget udtagning af landbrugsjord udløser en forøgelse af de samlede betalinger fra EU svarende til de beregnede tilskudsbeløb, vil dette kunne betragtes som en indtægt for det danske samfund. Hvis tilskuddene omvendt må hentes inden for en fast budgetramme, ville de øgede tilskud til naturpleje (formentlig) kunne have været anvendt til alternative formål. I en sådan situation vil der være offeromkostninger forbundet med udbetaling af øgede tilskud til arealomlægning. Da der hersker usikkerhed om betingelserne for fremtidige tilskud fra EU, forudsættes det, at tilskuddene i scenariet ikke vil føre til øgede nettobetalinger til Danmark fra EU. Det antages i stedet, at de forudsatte tilskud til udtagning og naturpleje betales af den danske stat.

Tabel 4.17.7 viser, at de gennemsnitlige annuiserede udgifter for den danske stat over hele beregningsperioden vil være 333 mio. kr. årligt ved udtagning af 100.000 ha højbundsarealer. I dette beløb er der indeholdt administrationsomkostninger på 23 mio. kr. om året. Beregning af administrationsomkostningerne er baseret på Fødevareministeriet (2009).

Tabel 4.17.7 Budgetøkonomiske omkostninger for staten og landbruget ved udtagning af 100.000 hektar højbund, mio. kr.

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2020-2042[1]	**NPV 2013-2042**	Årligt
Stat	73	118	165	212	259	306	354	401	401	5.757	333
- Administration	25	23	23	23	23	23	23	23	23	400	23
- Plejetilskud	16	32	48	64	80	96	112	128	128	1.807	105
-Ekstra tilskud	31	63	94	125	157	188	219	250	250	3.549	205
Landbrug	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
- Driftsomkostninger	47	94	142	189	236	283	331	378	378	5.356	310
- Tilskud	16	32	48	64	80	96	112	128	128	1.807	105
- Ekstra tilskud	31	63	94	125	157	188	219	250	250	3.549	205

1. Det antages at det fulde areal på 100.000 ha fastholdes i restperioden.

Kilde: Egne beregninger.

4.16.5 Samfundsøkonomiske omkostninger

Som beskrevet ovenfor vil udtagning af 50.000 hektar sandjord og 50.000 hektar lerjord medføre samfundsøkonomiske sideeffekter i form af reduceret kvælstofudvaskning og reduceret ammoniakfordampning. På de udtagne arealer vil udvaskningen af kvælstof blive reduceret med hhv. 34 og 61 kg N/ha på ler- og sandjord, mens ammoniakfordampningen vil blive reduceret med 2,19 kg N/ha for begge jordtyper. Hvad klimaeffekterne angår, vil den samlede udledning af drivhusgasser blive reduceret med hhv. 2,99 og 2,92 ton CO_2-ækv. pr. ha sand- og lerjord, der udtages.

Det antages som nævnt, at det samlede tilskudsbehov finansieres af den danske stat. Ifølge analyseforudsætningerne vil det ske ved en forhøjelse af bundskatten, hvilket betyder, at der skal beregnes et skatteforvridningstab på 20 % af det samlede tilskudsbeløb plus NAF (Energistyrelsen, 2012a). Endvidere beregnes forvridningstab på skattefinansiering af de statslige omkostninger til administration på 20 % af administrationsomkostningerne plus NAF på 32,5 %.

Tabel 4.17.8 viser de samfundsmæssige reduktionsomkostninger for udtagning af 50. 000 ha lerjord. Her er der beregnet reduktionsomkostninger på 2.404 kr./ton CO_2-ækv., når værdien af sideeffekter og kulstoflagringen i jord medregnes. Indregnes hverken værdien af kulstoflagringen i jord eller sideeffekter, stiger reduktionsomkostningerne til 8.282 kr./ton CO_2-ækv.

Tabel 4.17.8 Samfundsøkonomiske omkostninger ved udtagning af højbund på 50.000 ha *lerjord*, mio. kr.

År	Udtagning og pleje	Adm. omk.	Skatteforvridningstab	Værdi af sideeffekter		Nettoomkostninger		Reduktion af drivhusgasser	
				Red. N-udvaskning	Red. ammoniakfordampning	U. sideeffekter	M. sideeffekter	Uden kulstof	Med kulstof
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 tons CO_2-ækv	
2013	44	17	12	11	0,7	73	61	7	18
2014	89	15	21	23	1,5	125	100	14	36
2015	133	15	30	34	2,2	178	141	20	55
2016	177	15	39	46	3,0	231	182	27	73
2017	222	15	47	57	3,7	284	223	34	91
2018	266	15	56	69	4,5	338	264	41	109
2019	310	15	65	80	5,2	391	305	47	128
2020-2042[1]	355	15	74	92	5,9	444	346	54	146
NPV (2013-2042)	5.027	265	1.058	1.301	84	6.351	4.965	767	2.066
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								6.476	2.404
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								8.282	3.074

1. Det antages at det fulde areal på 50.000 ha fastholdes i restperioden.

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.17.9 viser de samfundsmæssige reduktionsomkostninger for udtagning af sandjord. Her er reduktionsomkostninger på 181 kr./ton CO_2-ækv., når sidegevinster og kulstoflagring indgår. Der vil være samfundsøkonomiske omkostninger på 1.323 kr./ton CO_2-ækv., hvis sidegevinsterne ikke medregnes, men kulstofbinding medtages. Omkostningerne stiger til 3.424 kr./ton CO_2-ækv., hvis hverken kulstoflagring eller sidegevinster medregnes.

Tabel 4.17.9. Samfundsøkonomiske omkostninger ved udtagning af højbund på 50.000 ha *sandjord*, mio. kr.

År	Udtagning og pleje	Adm. omk.	Skatteforvridningstab	Værdi af sideeffekter		Nettoomkostninger		Reduktion af drivhusgasser	
				Red. N-udvaskning	Red. ammoniakfordampning	U. sideeffekter	M. sideeffekter	Uden kulstof	Med kulstof
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 tons CO_2-ækv	
2013	18	17	7,0	21	0,7	42	21	7	19
2014	37	15	10,4	41	1,5	62	19	14	37
2015	55	15	14,0	62	2,2	84	20	22	56
2016	73	15	17,7	82	3,0	106	21	29	75
2017	91	15	21,3	103	3,7	128	21	36	93
2018	110	15	25,0	124	4,5	150	22	43	112

År	Udtagning og pleje	Adm. omk.	Skatteforvridningstab	Værdi af sideeffekter		Nettoomkostninger		Reduktion af drivhusgasser	
				Red. N-udvaskning	Red. ammoniakfordampning	U. sideeffekter	M. sideeffekter	Uden kulstof	Med kulstof
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 tons CO_2-ækv	
2019	128	15	28,6	144	5,2	172	22	51	131
2020-2042[1]	146	15	32,3	165	5,9	194	23	58	149
NPV (2013-2042)	2.070	265	467	2.334	84	2.802	384	819	2.118
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								469	181
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								3.424	1.323

1. Det antages at det fulde areal på 50.000 ha fastholdes i restperioden.

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.17.10 viser de samlede omkostninger ved udtagning af 100.000 ha højbundsjord ligeligt fordelt mellem ler- og sandjord. De gennemsnitlige reduktionsomkostninger uden værdi af sideeffekter er hhv. 2.199 og 5.853 kr./ton CO_2-ækv. med og uden kulstoflagring. Når sideeffekterne tages med, falder reduktionsomkostningerne til 1.292 kr./ton CO_2-ækv. uden kulstoflagring og 3.472 kr./ton CO_2-ækv. med kulstoflagring.

Tabel 4.17.10. Samfundsøkonomiske omkostninger ved udtagning af højbund på 100.000 ha *sand- og lerjord*, mio. kr.

År	Udtagning og pleje	Adm. omk.	Skatteforvridningstab	Værdi af sideeffekter		Nettoomkostninger		Reduktion af drivhusgasser	
				Red. N-udvaskning	Red. ammoniakfordampning	U. sideeffekter	M. sideeffekter	Uden kulstoflag.	Med kulstoflag.
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 tons CO_2-ækv.	
2013	63	34	19	32	1	115	82	14	37
2014	125	31	31	64	3	187	120	28	74
2015	188	31	44	96	4	262	161	42	111
2016	250	31	56	128	6	337	203	56	148
2017	313	31	69	160	7	412	244	70	184
2018	376	31	81	192	9	487	286	84	221
2019	438	31	94	224	10	562	328	98	258
2020-2042[1]	501	31	106	257	12	638	369	112	295
NPV (2013-2042)	7.097	530	1.526	3.635	169	9.153	5.349	1.585	4.183
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								3.472	1.292
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								5.853	2.199

1. Det antages at det fulde areal på 100.000 ha fastholdes i restperioden.

Kilde: Egne beregninger.

4.16.6 Opsummering

Tabel 4.17.11 opsummerer de budgetøkonomiske omkostninger ved udtagning af 100.000 ha højbund til vedvarende græs ligeligt fordelt på ler- og sandjord. Tabellen viser, at staten sammenlagt vil have en gennemsnitlig annuiseret udgift på 333 mio. kr./år ved implementering af tiltaget. Lerjord, hvor jordrentetabet er væsentligt større end på sandjord, tegner sig for knap 70 % af de samlede udgifter.

Tabel 4.17.11. Budgetøkonomiske omkostninger for forskellige sektorer ved udtagning af 100.000 hektar højbund, mio. kr.

	NPV 2013-2042			Årligt
	Lerjord	Sandjord	I alt	I alt
Stat	3.994	1.763	5.757	333
- Administration	200	200	400	23
- Plejetilskud	904	904	1.807	105
- Yderligere tilskud	2.891	659	3.549	205
Landbrug	0	0	0	0

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.17.12 opsummerer drivhusgasreduktionerne og de samfundsøkonomiske omkostninger ved implementering af tiltaget. Ved fuld implementering i 2020 vil tiltaget reducere drivhusgasudledningen med 295.000 ton CO_2-ækv., hvis kulstoflagringen i jord medregnes. Uden indregning af øget kulstoflagring mere end halveres reduktionspotentialet til 112.000 ton CO_2-ækv.

På lerjord er der samfundsøkonomiske omkostninger ved udtagning på 2.404 kr./ton CO_2-ækv. med sidegevinster og kulstoflagring og 3.074 kr./ton CO_2-ækv. uden sidegevinster, men med kulstoflagring. Uden kulstoflagring mere end fordobles disse beløb. Udtagning af lerjord er således forbundet med meget høje reduktionsomkostninger uanset beregningsmåde. For sandjord viser beregningerne en samfundsøkonomisk omkostning 181 kr./ton CO_2-ækv., når sideeffekter og kulstoflagring medregnes, hvilket stiger til 1.323 kr./ton CO_2-ækv., hvis sidegevinster ikke indregnes. Også her gælder det, at reduktionsomkostningerne mere end fordobles, hvis kulstofbinding i jord ikke medregnes. Den store forskel på reduktionsomkostningerne for sand- og lerjord skyldes dels det væsentligt højere jordrentetab ved udtagning af lerjord, dels betydeligt større positive sideffekter for sandjord i form at reduceret kvælstofudvaskning. For lerjord er det usandsynligt, at tiltaget vil være samfundsøkonomisk relevant, mens relevansen for sandjord i betydeligt omfang har med reduktion af kvælstofudvaskningen at gøre.

Tabel 4.17.12. Klimaeffekt og samfundsøkonomiske konsekvenser ved udtagning af 100.000 ha højbund, sand- og lerjord, mio. kr.

	Enhed	Periode	Effekt					
			Lerjord		Sandjord		Samlet	
			Med kulstoflagring	Uden kulstoflagring	Med kulstoflagring	Uden kulstoflagring	Med kulstoflagring	Uden kulstoflagring
Reduktion af drivhusgasser	1.000 ton CO_2-ækv.	2020	146	54	149	58	295	112
Samfundsøkonomiske omkostninger								
- Skyggepris inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	2.404	6.476	181	469	1.292	3.472
- Skyggepris eksl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	3.074	8.282	1.323	3.424	2.199	5.853

Kilde: Egne beregninger.

Ud over de nævnte sideeffekter vil tiltaget give øget biodiversitet og evt. større rekreative muligheder. Endvidere bortfalder anvendelsen af pesticider på de udtagne arealer. Det vurderes ikke muligt at opstille realistiske skøn over den samfundsmæssige værdi af disse miljøforbedringer.

4.16.7 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 %

Resultaterne af følsomhedsberegninger med diskonteringsrenter på 3 og 6 % ses i tabel 4.17.13-15. Som det fremgår af tabellerne har størrelsen af diskonteringsrenten en meget bekeden effekt på CO_2-skyggeprisen. Det skyldes, at der stort set er tidsmæssigt sammenfald mellem omkostninger og benefits gennem analyseperioden. Kun for administration er der tale om lidt større omkostninger i begyndelsen af analyseperioden.

Tabel 4.17.13. Følsomhedsanalyse med diskontering ved 3 og 6 %, udtagning af højbund, 50.000 ha *lerjord*

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	2.389	1.576
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	7.338	4.855
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	5.736	3.798
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	2.400	2.411
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	3.071	3.081

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.17.14. Følsomhedsanalyse med diskontering ved 3 og 6 %, udtagning af højbund, 50.000 ha *sandjord*

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	2.449	1.615
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	3.234	2.149
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	436	304
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	178	188
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	1.320	1.330

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.17.15. Følsomhedsanalyse med diskontering ved 3 og 6 %, udtagning af højbund, 100.000 ha *ler- og sandjord*

	Diskonteringsrente	
	3 %	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	4.838	3.191
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	10.572	7.004
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	6.172	4.102
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	1.289	1.299
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	2.196	2.206

Kilde: Egne beregninger.

Følsomhedsanalyse med halvering af pris på kvælstof fremgår af tabel 4.17.16.

Tabel 4.17.16. Følsomhedsanalyse med halvering af pris på kvælstof, udtagning af højbund, 100.000 ha

	Lerjord	**Sandjord**	**Samlet**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	2.066	2.118	4.183
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	5.616	384	6.000
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	2.719	181	1.450

Kilde: Egne beregninger.

4.17 Skovrejsning på højbund

4.17.1 Potentielt omfang og konsekvenser

Der er i Danmark en politisk målsætning om at fordoble skovarealet fra ca. 10 % i 1989 til ca. 20 % over en periode på 80-100 år. Målet kan nås med en årlig tilplantning af 4.000-5.000 ha landbrugsjord. Nærværende scenarium forudsætter en tilplantning på yderligere i alt 50.000 ha frem til 2020. Tilplantningen forudsættes fordelt på 31.000 ha lerjord og 19.000 ha sandjord (Olesen et al., 2013). Det forudsættes at skovrejsningen foretages på højbund ved udtagning af landbrugsarealer i omdrift.

4.17.2 Implementeringsinstrument

Private, der ønsker at rejse skov på landbrugsjord, kan få støtte til plantning og hegning mv. Derudover kan der opnås enkeltbetalingsstøtte til arealer, hvor der er foretaget skovrejsning på landbrugsjord. Betingelserne for opnåelse af tilskud og tilskuddenes størrelse er beskrevet i afs. 4.18.5 nedenfor. Beregningerne viser, at de eksisterende tilskud ikke fuldt ud dækker nettoomkostningerne ved tilplantning. I praksis har der dog været så stor interesse for ordningen, at summen af de ansøgte tilskudsbeløb væsentligt har oversteget bevillingsrammen – dog har efterspørgslen været faldende de senere år (Knudsen, 2013, pers. medd.). Den væsentligste årsag til denne interesse er formentlig, at de jagt- og herlighedsværdier, der er forbundet med skovrejsning, kompenserer for nettoomkostningerne ved skovdriften. En forøgelse af bevillingsrammen til også at kunne dække den ekstra skovrejsning, der forudsættes i dette tiltag, kan derfor tænkes at være tilstrækkeligt som implementeringsinstrument. Beregningerne forudsætter dog et implementeringsinstrument, der omfatter en forøgelse af tilskudssatserne til break-even-niveau for hhv. sand- og lerjord. Som nævnt omfatter beregningerne ikke værdien af potentielt forøgede indtægter fra jagtleje samt øgede herlighedsværdier som følge af skovrejsning. Derfor er det faktiske mertilskud, der kræves for at sikre gennemførelse af tiltaget, formentlig lavere end det beregnede break-even-tilskud.

4.17.3 Konsekvensoversigt

Tabel 4.18.1 opsummerer tiltagets konsekvenser. Det forudsættes, at der plantes 6.250 ha ny skov om året fordelt med 2.375 ha på sandjord og 3.875 ha på lerjord. Klimaeffekten ved skovrejsning opnås dels ved effekten af at udtage landbrugsjord og dels ved kulstofbinding i vedmassen og førnlaget over mineraljorden. Mængden af kulstof lagret pr. ha er dermed afhængig af skovens alder, idet tilvæksten sker over hele omdriftstiden på 70-120 år. Endvidere stiger den årlige binding af kulstof væsentligt med bevoksningens alder. Den årlige kulstofbinding frem til 2020 vil således være ret beskeden i forhold til den gennemsnitlige kulstofbinding pr. år for hele omdriftsperioden. For bevoksninger plantet i de sidste år inden 2020 vil der ikke være nogen nævneværdig effekt i form af kulstofbinding. For at få et mere retvisende billede af tiltagets reduktionspotentiale opgøres den årlige kulstofbinding i de økonomiske beregninger som den gennemsnitlige binding over en hel omdriftsperiode[23]. Til beregning af kulstoflagring er rødgran anvendt som repræsentant for nåletræ og eg som repræsentant for løvtræ. Økonomiberegningerne er foretaget på blandingsskov med relevante træarter for skovrejsning på hhv. ler- og sandjord. Der er for nåletræ anvendt en kulstoflagring på 10,30 ton CO_2-ækv./ha/år i biomassen og 0,97 ton CO_2-ækv./ha/år i jordens organiske lag. Ligeledes er der for løvtræ anvendt en kulstoflagring på 6,63 ton CO_2-ækv./ha/år i biomassen og 0,13 ton CO_2-ækv./ha/år i jordens organiske lag (Vesterdal, 2009).

Pga. af ophør med kvælstofgødskning forventes ammoniakfordampningen at blive reduceret med 2.19 kg N/ha uanset jordtype (Olesen et al., 2013). Kvælstofudvaskningen fra skovbevoksede arealer er lav, men med en vis dynamik over omdriften. Der forventes en reduktion i

[23] Valget af den gennemsnitlige binding over en omdriftsperiode betyder, at kulstofbindingen i nærværende beregninger ligger væsentligt over det forudsatte niveau i Olsen et al. (2013).

kvælstofudvaskningen fra rodzonen på 59 kg N/ha på sandjord og 32 kg N/ha på lerjord (op. cit.). Den samfundsøkonomiske skyggepris på N-udvaskning er opjusteret fra 31 kr./kg N til 54 kr./kg N i forhold til Rapport 205, mens skyggeprisen for ammoniakfordampning er 55 kr./kg N svarende til et vægtet gennemsnit på 54 kr./kg N. Endvidere regnes der med en reduktion i energiforbruget ved omlægning til skov svarende til 300 kg CO_2/ha/år (IFRO-rapport 205).

Tabel 4.18.1 Konsekvensskema for udtagning af højbundsarealer til skov fordelt på ler- og sandjord

Samlet for ler- og sandjord		**Lerjord**	**Sandjord**
	Enhed	**Effekt**	**Effekt**
Budgetøkonomisk *jordrentetab* udtagning	kr./ha/år	4.004	855
Budgetøkonomisk værdi af *skovrejsning* (annuiseret)	kr./ha/år	-2.802	-1.357
Budgetøkonomisk værdi af *tilskud* (annuiseret)	kr./ha/år	1.337	932
Budgetøkonomisk værdi af *skovrejsning inkl.tilskud* (annuiseret)	kr./ha/år	-1.465	-425
Totalt Budgetøkonomisk jordrentetab	kr./ha/år	5.469	1.279
Velfærdsøkonomisk *jordrentetab* udtagning	kr./ha/år	5.405	1.154
Velfærdsøkonomisk værdi af *skovrejsning* (annuiseret)	kr./ha/år	-3.783	-1.831
Totalt velfærdsøkonomisk jordrentetab	kr./ha/år	9.188	2.985
Sparet energiforbrug*	ton CO_2-ækv./ha/år	0	0
Reduktion af lattergas (N_2O)	ton CO_2-ækv./ha/år	1	1
Kulstoflagring	ton CO_2-ækv./ha/år	7	11
Samlet reduktion	ton CO_2-ækv./ha/år	8	12
Samlet reduceret N- og ammoniakudledning	kg N/ha/år	34	61
Gns. skyggepris, reduceret N- og ammoniakudledning	kr./kg N	54	54
Årlig udtagning	ha	3.875	2.375

Kilde: Egne beregninger.

Klimaeffekten fremgår af tabel 4.18.2. Den gennemsnitlige effekt på brændstof, metan, lattergas og kulstoflagring i perioden år 2013- 2020 er beregnet til ca. 260.000 ton CO_2-ækv. Den langt overvejende klimaeffekt skyldes kulstoflagring. I 2020 udgør reduktionen 474.175 ton CO_2-ækv

Tabel 4.18.2. Reduktion af drivhusgasudledninger, samlet udtagning, ton CO_2-ækv.

År	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**Gns. 2013-2020**
Brændstof, metan og lattergas	6.311	12.621	18.932	25.243	31.553	37.864	44.174	50.485	19.793
Kulstoflagring i ved og jord	52.961	105.923	158.884	211.845	264.806	317.768	370.729	423.690	238.326
I alt	59.272	118.544	177.816	237.088	296.359	355.631	414.903	474.175	258.119

Kilde: Egne beregninger.

Effekten på motorbrændstof, vandmiljø og pesticider fremgår af tabel 4.18.3. Sammenlignet med traditionel landbrugsdrift køres der meget mindre ved skovdrift. Dette bevirker en kumuleret besparelse på 450.000 GJ i 2020. Effekten på vandmiljø m.v. skyldes overgangen fra landbrugsjord til en mere ekstensiv dyrkningsform ved skovdrift. Der gødes stort set ikke i traditionel skovdrift, ligesom anvendelse af pesticider er begrænset til etableringsfasen. Dette betyder, at der kan opnås en kumuleret kvælstofreduktion på ca. 9.500 ton N ved tiltaget i 2020. I dette år beløber reduktionen sig til godt 2100 ton N. Pesticidforbruget vil falde med 2,4 %, hvilket som sagt skyldes overgangen til en mere ekstensiv dyrkningsform.

Tabel 4.18.3. Opgørelse af kumulerede effekter i perioden 2013-2020, samt årlig effekt i 2020 ved skovrejsning, samlet udtagning.

Effekt på motorbrændstof	**Sparede GJ**
Samlet effekt 2013-2020	450.000
Årlig effekt i 2020	56.250
Effekt på vandmiljømålsætning ler/sand	**Reduktion af N i Ton**
Samlet effekt 2013-2020	10.001
Årlig effekt i 2020	2.223
Andre målsætninger	**Reduktion**
Reduceret pesticidanvendelse 2013-2020	2,4 %

Kilde: Egne beregninger.

4.17.4 Driftsøkonomisk vurdering

De økonomiske konsekvenser ved skovrejsning beregnes som indtægter fra den primære skovdrift fratrukket alternativomkostningerne (mistet jordrente) ved ophør med landbrugsdrift på de omfattede arealer. Beregningerne af jordrentetabet ved ophør med landbrugsdrift er beskrevet i afsnit 2.17

Jordrenten ved skovrejsning er vanskelig at vurdere og meget usikker, da skovrejsning er forbundet med lang omdriftstid og dermed en lang tidshorisont. Skovrejsning er forbundet med store anlægsudgifter, og løbende udgifter til vedligeholdelse m.m. samt indtægter fra skovning, jagtleje, m.m. Et eksempel på produktion og arbejdsbehov for en omdrift af bøg er vist i tabel 4.18.4. Lignende skemaer er opstillet for hver af de træarter der indgår i beregningerne. Tabel 4.18.4 viser udtaget af træ (vedmasse) for 10-årige perioder i en gennemsnitsbevoksning. Det fremgår af tabellen at en stor del af bøgekævlerne afsættes som Junckerkævler, og en ikke ubetydelig del som brænde, enten brænde der oparbejdes af ansatte i skoven eller sankebrænde oparbejdet af private. Ved tilplantning i 2013 viser tabel 4.18.4 indirekte, at tilvæksten og dermed kulstofbindingen er størst efter den analyserede periode 2013-2020. Dette nødvendiggør at beregningerne løber over en hel omdrift for de forskellige træarter, der indgår i analysen.

Tabel 4.18.4. Konsekvensskema for bøg (tal per ha). Hugstudbytter fordelt på sortimentsklasser og perioder samt arbejdstimer ved oparbejdning fordelt på type og perioder over en 100-årig omdrift.

Driftsklasse	**Bøg**										
Omdriftsalder (år):	100										
Omdriftstid (år):	98										
	Enhed	**Periode, (i 10 år)**									
Vedproduktion		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Brænde, ukløvet	Kfm	0,0	0,0	0,0	26,6	44,2	47,3	31,1	15,6	11,8	25,2
Junckerkævler	Kfm	0,0	0,0	0,0	0,0	7,4	7,9	36,4	49,3	43,0	134,1
Kævler 25-29 cm	Kfm	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	4,0	7,0	14,0
Kævler 30-34 cm	Kfm	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	4,0	8,6	16,7
Kævler 35-39 cm	Kfm	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	4,0	33,6
Kævler 40-49 cm	Kfm	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	16,7
Kævler 50-59 cm	Kfm	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kævler >60 cm	Kfm	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Svellekævler	Kfm	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	25,2
Sankebrænde	Kfm	0,0	0,0	6,0	5,1	2,7	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0
Affald	Kfm	0,0	0,0	54,7	31,6	12,7	13,6	6,0	4,0	4,0	14,0
Skovning & Transport											
Motorman. skovn. mask.	Timer	0,0	0,0	0,0	26,6	46,5	49,6	42,5	32,3	28,6	86,7
Motorman. skovn. arb.	Timer	0,0	0,0	0,0	26,6	46,5	49,6	42,5	32,3	28,6	86,7
Maskinskovn. mask.	Timer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Maskinskovn. arb.	Timer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Udkørsel mask.	Timer	0,0	0,0	0,0	4,0	7,4	7,9	7,9	6,7	5,6	15,6
Udkørsel arb.	Timer	0,0	0,0	0,0	4,0	7,4	7,9	7,9	6,7	5,6	15,6
Udslæbning mask.	Timer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,9	1,9	10,5
Udslæbning arb.	Timer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,9	1,9	10,5
Flishugning mask.	Timer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Flishugning arb.	Timer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

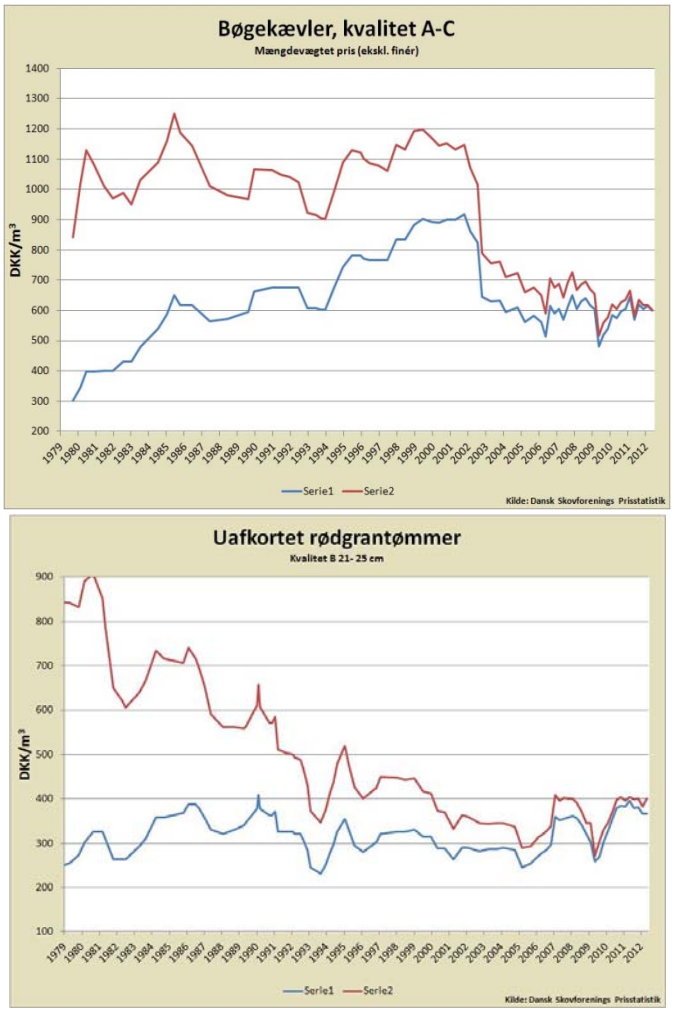
Kilde: Damgaard et al. (2001). Kfm = kubikmeter-fast-masse, Motorman. Skovn. = motormanuel skovning (dvs. skovning foretaget med motorsav), Maskinskovn. = maskinskovning (dvs. skovning foretaget med skovningsmaskine), Mask. = maskine (dvs. tid forbrugt af pågældende maskine), Arb. = arbejder (dvs. tid forbrugt af skovarbejder).

I løbet af en omdrift er der dels usikkerhed om biotiske og abiotiske risici samt usikkerhed forbundet med tilskud og i særdeleshed udviklingen i råtræspriserne, hvilket bl.a. stormfaldene i 1999 og 2005 er eksempler på - resulterende i markant faldene priser for nåletræ, der primært inkluderer de træarter, der rammes af stormfald i Danmark. Ligeledes har politiske beslutninger i

ind- og især udland omkring eksport af råtræ indflydelse på prisdannelse på det danske råtræsmarked. Den nuværende finansielle krise har påvirket markedet i negativ retning.

Nærværende beregninger tager udgangspunkt i Damgaard et al. (2001), der omfatter deltaljerede budget- og samfundsøkonomiske beregninger af jordrenterne ved skovrejsning i 1997-priser. I forhold til 1997-priser er der et generelt lavere prisniveau for råtræ nu. Som det fremgår af figur 1, er bøgekævler faldet med ca. 44 % i faste priser og ca. 23 % i løbende priser siden 1997. For nåletræ er der tale om et fald på ca. 11 % i faste priser, mens niveauet i løbende priser er steget med ca. 14 % i forhold til 1997. De oprindelige beregninger i Damgaard et al. (2001) er tilpasset det nuværende prisniveau anno 2012 ligesom tilskud til skovrejsning er medregnet.

Figur 4.18.1 Prisudviklingen på råtræ 1979-2012 i faste (rød kurve) og løbende (blå kurve) priser



Kilde: Dansk Skovforenings Prisstatistik.

Jordrenten ved skovrejsning er beregnet for hhv. lerjord og sandjord. Der forudsættes en træartsfordeling på de to jordtyper, som i forenklet form svarer til fordelingen af hovedtræarterne på hhv. ler- og sandjord i skovbruget. Dvs. med hovedvægten på løvtræ på lerjord, mens nåletræ er dominerende på sandjord. Træartsfordelingen på de forskellige jordbundstyper fremgår af tabel 4.18.5.

Tabel 4.18.5. Driftsøkonomi og træartsfordeling på ler- og sandjord, annuiseret jordrente og investeringsbehov

	Andel i blandskov %	Annuiseret jordrente		Investering	
		Renbestand kr./ha/år	Blandskov kr./ha/år	Renbestand kr./ha	Blandskov kr./ha
Lerjord					
Bøg	0,30	-3.220	-966	63.853	19.156
Eg	0,60	-2.758	-1.655	57.179	34.308
Ask (andet løv)	0,10	-1.816	-182	33.237	3.324
I alt/ha	1,00		**-2.802**		56.787
Skovrejsningstilskud (Plantning + hegn)			1.337		31.000
I alt/ha inkl. skovrejsningstilskud			**-1.465**		**25.787**
Sandjord					
Eg	0,30	-2.758	-827	57.179	17.154
Rødgran	0,50	-622	-311	23.085	11.543
Skovfyr	0,20	-1.091	-218	25.666	5.133
I alt/ha	1,00		**-1.357**		33.829
Skovrejsningstilskud (plantning + hegn)			932		22.000
I alt/ha inkl. skovrejsningstilskud			**-425**		**11.829**

Note: Beløbene er angivet for en gennemsnitshektar af en blandet bevoksning bestående af henholdsvis bøg, eg og ask (på lerjord) og eg, rødgran og skovfyr (på sandjord) på baggrund af data for træarterne i renbestande (monokulturer).
Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.18.5 viser udover træartsfordelingen også den annuiserede værdi af skovrejsning på ler- og sandjord med og uden tilskud. Det antages, at skovrejsningen implementeres som blandskovsbevoksninger bestående af ovennævnte hovedtræarter. I praksis vil der formentlig blive anvendt flere træarter i skovrejsningen, men en eventuel indarbejdelse af disse arter i analyserne, vil ikke ændre nævneværdigt på de beregnede økonomiske konsekvenser, som de angives i tabellen. Tilskuddene er baseret på, at skovrejsningen foregår i områder, hvor skovrejsning er ønsket (skovrejsningsområder), hvorfor der kan opnås et højere tilskud end på skovrejsningsneutrale områder. Tilskudsordningen er beskrevet nedenfor.

Som det fremgår af tabellen er der selv med inddragelse af evt. tilskud en negativ jordrente forbundet med skovrejsning. For lerjord viser beregningerne en gennemsnitlig annuiseret budgetøkonomisk jordrente i størrelsesordenen minus 2.800 kr./ha ved skovrejsning. På sandjord er den tilsvarende jordrente beregnet til ca. minus 1.500 kr./ha. Ved at inddrage den annuiserede værdi

af tilskuddene fremgår det af tabellen, at omkostningerne til skovrejsning falder til ca. halvdelen. På lerjord er den annuiserede værdi af skovrejsning inklusiv tilskud beregnet til ca. minus 1.500 kr./ha. Tilsvarende er den annuiserede værdi på sandjord inklusiv tilskud beregnet til ca. minus 425 kr./ha.

Beregningerne viser således at der er større omkostninger forbundet med tilplantning af lerjord end tilfældet er for sandjord. Årsagen til dette tilsyneladende paradoksale resultat, er den væsentlig højere løvtræsandel ved tilplantning af lerjord. På grund af betydelig længere omdriftstid giver løvtræ et væsentligt ringere afkast end nåletræ – på trods af den højere jordbonitet. Når der alligevel forudsættes en høj løvtræsandel ved skovrejsning på sandjord, afspejler det den gældende skovrejsningspolitik, hvor bl.a. rekreative og landskabsæstetiske hensyn betyder, at løvtræ foretrækkes frem for nåletræ.

Yderligere er der et jordrentetab forbundet med ophør af landbrugsdrift. På baggrund af perioden 2008-2012 er det gennemsnitlige budgetøkonomiske jordrentetab ved ophør med landbrugsdrift beregnet til ca. 4.000 kr./ha for lerjord og ca. 850 kr./ha for sandjord. Det samlede jordrentetab ved skovrejsning på lerjord er således ca. 5.500 kr./ha, når der regnes i 2012-priser. Tilsvarende er det samlede jordrentetab ved skovrejsning på sandjord ca. 1.300 kr./ha. Jordrentetabet ved udtagning af landbrugsjord varierer betydeligt over årene afhængigt af især kornpriserne.

Skovrejsning på landbrugsjord medfører en væsentlig forbedring af jagtmulighederne. Jagtlejeindtægter varierer meget, afhængigt af jagtarealets karakter og geografiske placering. Generelt er jagtlejen størst på øerne og jagtlejen i skovområder ligger over rene agerjordsarealer. Det vurderes at jagtlejen er ca. 200 kr./ha højere hvis arealet er helt eller delvist tilplantet med skov (Schou, 2003). Ved inddragelse af den ekstra jagtleje falder jordrentetabet til ca. 5.300 kr./ha på lerjord og til ca. 1.100 kr./ha på sandjord.

4.17.5 Skovrejsningstilskud

Private der ønsker at rejse skov på landbrugsjord kan få støtte til skovrejsningen. Støtten er betinget af, at arealet ligger indenfor enten et skovrejsnings neutralt (ikke skovrejsningsområde) eller et skovrejsningsområde. Yderligere er støtten bl.a. betinget af, at der tinglyses fredskovspligt efter skovlovens § 4 og at landbrugsjorden skal være egnet til bæredygtig skovdrift. Støtten udbetales i flere rater, hvor den første og anden rate er investeringstilskud, der gives når projektet er påbegyndt, og anden rate udbetales når projektet er gennemført. Yderligere gives der tilskud til hegn, lokalitetskortlægning, kort og arealfastsættelse i forbindelse med første rate. Som noget nyt kunne der fra 2009 gives enkeltbetalingsstøtte til skovrejsning. I praksis betyder dette, at der kan opnås et årligt tilskud på p.t. ca. 2.300 kr./ha. Enkeltbetaling til skovrejsning kan både opnås på skovrejsningsneutrale og på skovrejsningsområder. Det afgørende for at få enkeltbetalingsstøtten er, at der blev udbetalt enkeltbetaling i 2008. Det kræves desuden, at der udover skovrejsningen er en landbrugsaktivitet på ejendommen. Enkeltbetalingstilskuddet er i samme størrelsesorden (2.300 kr.) som den indkomstkompensation det tidligere var muligt at få de første 10 år efter etablering. Dog med den forskel at enkeltbetalingen som udgangspunkt ikke stopper efter 10 år, men fortsætter så længe ordningen eksisterer. Til dette bør nævnes at det for nyligt afsluttede sundhedstjek af EU's

landbrugspolitik ikke ændrer på støtteordninger indtil 2013. Efter 2013 kan der forventes en mindre enkeltbetalings støtte grundet nye landes optag i EU, og en erklæring om at nye lande skal have samme støtte pr. ha som eksisterende lande. Det kan på nuværende tidspunkt ikke siges hvor stort enkeltbetalings støtten efter 2013 bliver.

Produktions- og miljøtilskud behandles forskelligt i de budget- og velfærdsøkonomiske analyser. I den budgetøkonomiske analyse indgår alle tilskud fuldt som bidrag til bedrifternes samlede indtjening. I modsætning hertil er den samfundsøkonomiske værdi af tilskuddene afhængig af deres finansiering. Såfremt et tilskud finansieres fuldt af den danske stat eller andre nationale kasser, udgør tilskuddet alene en national omfordeling uden en direkte samfundsøkonomisk effekt. Det er i beregningerne forudsat at alle tilskud er finansierede af den danske stat, eftersom størrelsen af fremtidige EU-tilskud er usikre. Som nævnt er det ved privat skovrejsning muligt at få tilskud til dækning af etableringsudgifterne. Tilskuddet gives jf. EU rådsforordningen nr. 1698/2005, og antages i beregningerne at finansieres med 100 % af den danske stat, selvom de nuværende tilskud er finansieret med 45 % af den danske stat og 55 procent af EU. Tilskud til privat skovrejsning kan gives efter flere modeller, men generelt skelnes der mellem om arealerne ligger i skovrejsningsområde eller neutralt område. En oversigt over de forskellige typer tilskud vises i tabel 4.18.6. Som det fremgår, kan der til anlæg opnås et tilskud på 25.000 kr./ha ved skovrejsning i skovrejsningsområder. I neutrale områder er dette tilskud på 20.000 kr. Yderligere kan der opnås tilskud til bl.a. skånsom jordbearbejdning og hegning. I beregningerne er det forudsat at skovrejsningen foregår i skovrejsningsområder, og der her opnås tilskud til plantning og hegning. Foregår skovrejsningen i neutrale områder vil der som det fremgår af tabel 4.18.6 opnås et mindre tilskud, hvilket set over en trægeneration vil gøre tiltaget marginalt dyrere.

På baggrund af ovenstående tal er nutidsværdien ved bevoksningsanlæg af de eksisterende tilskud beregnet til ca. 33.000 kr./ha for lerjord og 21.500 kr./ha for sandjord. Til sammenligning er nutidsværdien af break-even tilskuddet ca. 131.000 kr./ha for lerjord og 31.000 kr./ha for sandjord. Dvs. for at eliminere det budgetøkonomiske tab ved udtagning af landbrugsjord til skovrejsning på lerjord, skal tilskuddet hæves til ca. 164.000 kr./ha svarende til en 5-dobling af den nuværende sats, når der regnes i nutidsværdi ved en rente på 4,00 %.

Tabel 4.18.6 Skovrejsningstilskud

	Skovrejsningsområde kr./ha			Neutralt område kr./ha		
Plantning (såning)	1. rate	2. rate	I alt	1. rate	2. rate	I alt
A. Anlæg:						
Plantning af løvskov/skovbryn	16.000	9.000	25.000	13.000	7.000	20.000
Plantning af nåleskov	10.000	6.000	16.000	8.000	5.000	13.000
Ekstensiv plantning (hjemmehørende arter)	10.000	6.000	16.000	8.000	5.000	13.000
Såning	10.000	6.000	16.000	8.000	5.000	13.000
B. Tilskud til særlig pleje:						
Pesticidfri anlæg og pleje	3.000 kr./ha (udbetales i 3 lige store rater)					
Skånsom jordbearbejdning	3.000 kr./ha (udbetales i 3 lige store rater)					
Kombineret pesticidfri anlæg og pleje og skånsom jordbearbejdning	9.000 kr./ha (udbetales i 3 lige store rater)					
C. Hegn:	15 kr./m (udbetales sammen med 1. rate)					
D. Forberedende undersøgelser:						
Lokalitetskortlægning	1.000 kr. + 200 kr./ha					
Kort/arealfastsættelse	500 kr. + 50 kr./ha					

Kilde: Skov og Naturstyrelsen.

4.17.6 Driftsøkonomiske omkostninger

Som det fremgår af tabel 4.18.5, er der driftsøkonomiske nettoomkostninger (negativ jordrente) forbundet med skovrejsning. Tabel 4.18.7-9 viser de samlede omkostninger forbundet med skovrejsning på henholdsvis ler- og sandjord og for den samlede udtagning. Der er medtaget beregning for break-even tilskud - som tidligere nævnt må det dog antages, at de jagt- og herlighedsværdier, der er forbundet med skovrejsning, i større eller mindre grad vil kompensere for nettoomkostningerne ved skovdriften. Den skæve jordbundsfordeling medfører at den totale skovrejsning på lerjord udgør 31.000 ha, mens skovrejsning på sandjord udgør 19.000 ha. Ved fuld implementering i 2020 udgør den annuiserede værdi af det samlede tilskud for det totale areal ca. 253 mio.kr., mens den samlede omkostning ved konvertering fra landbrug til skovbrug (jordrentetab + værdi af skovdrift) ligger på ca. 253 mio.kr.

Tabel 4.18.7. Budgetøkonomiske nettoomkostninger ved skovrejsning, *Lerjord*, mio. kr.

År	Samlet udtagning	Jordrentetab ved udtagning	Skovdrift (investering og jordrente), annuiseret værdi	Eksisterende tilskud til skovrejsning, annuiseret værdi	Yderligere tilskudsbehov, annuiseret værdi	Nettoomkostning annuiseret
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	3.875	16	-11	5	21	0
2014	7.750	31	-22	10	42	0
2015	11.625	47	-33	16	64	0
2016	15.500	62	-43	21	85	0
2017	19.375	78	-54	26	106	0
2018	23.250	93	-65	31	127	0
2019	27.125	109	-76	36	148	0
2020	31.000	124	-87	41	170	0
2021-2042[1]	31.000	124	-87	41	170	0
NPV (2013-2042)		1830	-1.281	611	2.499	0

1. Det antages, at det fulde areal på 31.000 ha fastholdes for resten af perioden

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.18.8 Budgetøkonomiske nettoomkostninger ved skovrejsning, *Sandjord*, mio. kr.

År	Samlet udtagning i ha	Jordrentetab ved udtagning	Skovdrift (investering og jordrente), annuiseret værdi	Eksisterende tilskud til skovrejsning, annuiseret værdi	Yderligere tilskudsbehov, annuiseret værdi	Nettoomkostning Annuiseret
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	2.375	2	-3	2	3	0
2014	4.750	4	-6	4	6	0
2015	7.125	6	-10	7	9	0
2016	9.500	8	-13	9	12	0
2017	11.875	10	-16	11	15	0
2018	14.250	12	-19	13	18	0
2019	16.625	14	-23	15	21	0
2020	19.000	16	-26	18	24	0
2021-2042[1]	19.000	16	-26	18	24	0
NPV (2013-2042)		239	-380	261	358	0

1. Det antages, at det fulde areal på 19.000 ha fastholdes for resten af perioden

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.18.9 Budgetøkonomiske nettoomkostninger ved skovrejsning, *Samlet udtagning*, mio. kr.

År	Samlet udtagning i ha	Jordrenteta b ved udtagning	Skovdrift (investering og jordrente), annuiseret værdi	Eksisterende tilskud til skovrejsning, annuiseret værdi	Yderligere tilskudsbehov, annuiseret værdi	Nettoomkostning Annuiseret
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	6.250	18	-14	7	24	0
2014	12.500	35	-28	15	48	0
2015	18.750	53	-42	22	73	0
2016	25.000	70	-56	30	97	0
2017	31.250	88	-70	37	121	0
2018	37.500	105	-84	44	145	0
2019	43.750	123	-99	52	170	0
2020	50.000	140	-113	59	194	0
2021-2042[1]	50.000	140	-113	59	194	0
NPV (2013-2042)		2.069	-1.660	872	2.857	0

1. Det antages, at det fulde areal på 50.000 ha fastholdes for resten af perioden

Kilde: Egne beregninger.

4.17.7 Samfundsøkonomiske omkostninger

De samfundsøkonomiske konsekvenser ved en årlig total tilplantning på 6.250 ha fremgår af tabel 4.18.10-12 for henholdsvis ler- og sandjord og den samlede udtagning. Der vil være et skatteforvridningstab på 20 % af tilskudsbetalingerne inkl. NAF fra den danske stat (Energistyrelsen, 2012a). De samfundsøkonomiske omkostninger ved skovrejsning er beregnet som de samlede omkostninger ved skovdriften, jordrentetabet ved udtagning af landbrugsjord i omdrift, forvridningstabet samt administrationsomkostninger fratrukket værdien af sideeffekter.

For lerjord (tabel 4.18.10) med indregning af sidegevinster (reduceret kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning) og kulstoflagring er CO_2-skyggeprisen 1.188 kr. pr. ton CO_2-ækv. Uden værdi af sideeffekter, men med kulstoflagring er CO_2-skyggeprisen 1.424 kr. pr. ton CO_2-ækv. Uden sideeffekter og uden kulstoflagring stiger den samfundsøkonomiske skyggepris til 10.499 kr. pr. ton CO_2-ækv.

Tabel 4.18.10. Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved skovrejsning, *Lerjord*, mio. kr.

År	Inv.	Annuiseret værdi af skovdrift (inv. og jordrente)	Jordrentetab	Adm. omk	Skattefor vridnings tab, nuværende tilskud	Skattefor vridnings tab, yderlige-re tilskud	Værdi af N-redukt.	Netto-omk.	Reduktion af drivhusgasser	
									Uden kulstof	Med kulstof
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.	
2013	292	-14	21	10	1	6	7	44	4	30
2014	292	-29	41	10	3	11	14	79	8	61
2015	292	-43	62	10	4	17	21	114	12	91
2016	292	-58	82	10	5	22	29	149	16	121
2017	292	-72	103	10	7	28	36	183	21	152
2018	292	-86	123	10	8	34	43	218	25	182
2019	292	-101	144	10	10	39	50	253	29	212
2020	292	-115	164	10	11	45	57	288	33	242
2021-2042[1]	0	-115	164	0	11	45	57	278	33	242
NPV (2013-2042)	2.042	-1.697	2.424	67	162	662	845	4.167	485	3.574
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.									8.756	1.188
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.									10.499	1.424

1. Det antages at det fulde areal på 31.000 ha lerjord fastholdes i resten af perioden.

Note: Inv. (ikke-annuiseret værdi) tæller ikke med i de samlede nettoomkostninger, men er indeholdt i den annuiserede værdi af skovdrift.

Kilde: Egne beregninger.

For sandjord (tabel 4.18.11) med indregning af sideeffekter og kulstoflagring er CO_2-skyggeprisen 153 kr. pr. ton CO_2-ækv. Uden værdi af sideeffekter, men med kulstoflagring er CO_2-skyggeprisen 305 kr. pr. ton CO_2-ækv. Uden sideeffekter og uden kulstoflagring er skyggeprisen 4.016 kr. pr. ton CO_2-ækv. Det ses altså, at CO_2-skyggeprisen ved skovrejsning på lerjord er markant højere end på sandjord - svarende til en faktor 6,7 ved indregning af sideeffekter og kulstoflagring

Tabel 4.18.11 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved skovrejsning, *Sandjord*, mio. kr.

År	Inv.	Annuiseret værdi af skovdrift (inv. og jordrente)	Jordren tetab	Adm. omk	Skattefor vridnings tab, nuværen de tilskud	Skattefor vridnings tab, yderlige-re tilskud	Værdi af N-redukt.	Netto-omk.	Reduktion af drivhusgasser	
									Uden kulstof	Med kulstof
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.	
2013	106	-4	3	6	1	1	4,39	10	2	29
2014	106	-9	5	6	1	2	8,78	14	4	58
2015	106	-13	8	6	2	2	13,18	18	7	87
2016	106	-17	11	6	2	3	17,57	22	9	116
2017	106	-21	13	6	3	4	21,96	26	11	145
2018	106	-26	16	6	4	5	26,35	30	13	174
2019	106	-30	19	6	4	6	30,74	34	15	203
2020	106	-34	22	6	5	6	35,14	38	18	232
2021-2042[1]	0	-34	22	0	5	6	35,14	32	18	232
NPV (2013-2042)	745	-503	317	41	69	95	518	508	259	3.416
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.									2.019	153
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.									4.016	305

1. Det antages at det fulde areal på 19.000 ha sandjord fastholdes i resten af perioden.

Note: Inv (ikke-annuiseret værdi) tæller ikke med i de samlede nettoomkostninger, men er indeholdt i den annuiserede værdi af skovdrift.

Kilde: Egne beregninger.

For den samlede udtagning (tabel 4.18.12) bliver de tilsvarende tal for CO_2-skyggeprisen henholdsvis 682, 877 og 8.239 kr. pr. ton CO_2-ækv. Beregning af administrationsomkostningerne er baseret på tal fra Fødevareministeriet (2009).

Tabel 4.18.12. Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved skovrejsning, *Samlet udtagning*, mio. kr.

År	Inv.	Annuiseret værdi af skovdrift (inv. og jordrente)	Jordren tetab	Adm. omk	Skattefor vridnings tab, nuværen de tilskud	Skattefor vridnings tab, yderlige-re tilskud	Værdi af N-redukt.	Netto-omk.	Reduktion af drivhusgasser	
									Uden kulstof	Med kulstof
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.	
2013	398	-19	23	15	2	6	12	54	6	59
2014	398	-37	46	15	4	13	23	93	13	119
2015	398	-56	70	15	6	19	35	132	19	178
2016	398	-75	93	15	8	26	46	170	25	237
2017	398	-93	116	15	10	32	58	209	32	296

År	Inv.	Annuiseret værdi af skovdrift (inv. og jordrente)	Jordrentetab	Adm. omk	Skattefor vridnings tab, nuværende tilskud	Skattefor vridnings tab, yderlige-re tilskud	Værdi af N-redukt.	Netto-omk.	Reduktion af drivhusgasser	
									Uden kulstof	Med kulstof
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 ton CO_2-ækv.	
2018	398	-112	139	15	12	39	69	248	38	356
2019	398	-131	163	15	14	45	81	287	44	415
2020	398	-149	186	15	16	51	92	325	50	474
2021-2042[1]	0	-149	186	0	16	51	92	310	50	474
NPV (2013-2042)	2.787	-2.200	2.741	108	231	757	1.363	4.675	744	6.990
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.									6.408	682
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.									8.239	877

1. Det antages at det fulde areal på 50.000 ha fastholdes i resten af perioden.

Note: Inv (ikke-annuiseret værdi) tæller ikke med i de samlede nettoomkostninger, men er indeholdt i den annuiserede værdi af skovdrift.

Kilde: Egne beregninger.

De samlede budgetøkonomiske omkostninger forbundet med skovrejsning for staten og erhvervet fremgår af tabel 4.18.13. Virkemidlet vil indebære statslige omkostninger med en nutidsværdi på ca. 3,8 mia. kr.. hvoraf 3,73 mia. kr. er tilskud til skovrejsning (inkl. break-even tilskud). De annuiserede omkostninger for det eksisterende tilskud er beregnet til ca. 50 mio.kr/år. For at nå break-even kræves yderligere omkostninger på ca. 165 mio.kr/år. Den årlige annuiserede omkostning (ekskl. tilskud) forbundet med skovrejsning for landbruget stiger i perioden fra ca. 32 til 253 mio. kr. Omkostningerne følger tilplantningshastigheden. Annuiteten over hele perioden er beregnet til ca. 216 mio.kr./år.

Tabel 4.18.13. Budgetøkonomiske nettoomkostninger ved skovrejsning, *Samlet udtagning*, mio. kr.

År	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021-2042[1]	NPV 2013-2042	Annuitet
Stat	43	75	107	138	170	201	233	265	253	3.811	220
- Administration	12	12	12	12	12	12	12	12	0	82	5
- Eksisterende tilskud	7	15	22	30	37	44	52	59	59	872	50
- Yderligere tilskud	24	48	73	97	121	145	170	194	194	2.857	165
Landbrug	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
- Driftsomkostninger	32	63	95	127	158	190	221	253	253	3.729	216
- Eksisterende tilskud	7	15	22	30	37	44	52	59	59	872	50
- Yderligere tilskud	24	48	73	97	121	145	170	194	194	2.857	165

1. Det antages at det fulde areal på 50.000 ha fastholdes i resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

4.17.8 Opsummering af resultater

En opsummering af de budgetøkonomiske omkostninger forbundet med skovrejsning på i alt 50.000 ha højbund (68 % lerjord/32 % sandjord) ses i tabel 4.18.14. Tabellen viser, at staten sammenlagt vil have en gennemsnitlig annuiseret udgift på 220 mio. kr./år ved implementering af tiltaget, hvor de små 75 % udgøres af de yderligere omkostninger til tilskud for at nå break-even. Udgifterne for skovrejsning på lerjord udgør ca. 80 % af de samlede udgifter. Heri ligger - udover den skæve fordeling af jordbunden - at den gennemsnitlige omkostning pr ha. ved udtagning er 4 gange større for lerjord sammenlignet med sandjord (ikke vist). Det må igen bemærkes, at omkostningen til yderligere tilskud for at nå break-even, givetvis er overvurderet, da en stigning i jagt/herlighedsværdier som følge af skovrejsningen ikke er medtaget i nærværende beregninger.

Tabel 4.18.14. Opsummering af budgetøkonomiske nettoomkostninger ved skovrejsning, mio. kr.

	NPV 2013-2042			**Annuitet**
	Lerjord	Sandjord	I alt	I alt
Stat	3.161	650	3.811	220
- Administration	51	31	82	5
- Eksisterende tilskud	611	261	872	50
- Yderligere tilskud	2.499	358	2.857	165
Landbrug	0	0	0	0

Kilde: Egne beregninger.

En opsummering af drivhusgasreduktioner og de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ses i tabel 4.18.15. Den tidligere omtalte forskel på ler- og sandjord fremgår tydeligt. Der er positive reduktionsomkostninger for begge jordtyper. På lerjord er CO_2-skyggeprisen inklusive sideeffekter (reduceret kvælstofudvaskning) og kulstoflagring 1.203 kr. pr. ton CO_2-ækv., mens skyggeprisen på sandjord er 153 kr. pr. ton CO_2-ækv. Den samlede skyggepris er beregnet som den totale omkostning over ler- og sandjord divideret med den totale reduktion i CO_2-ækvivalenter. En evt. forholdsmæssig større tilplantning på sandjord vil kunne reducere omkostningerne ved tiltaget.

Tabel 4.18.15. Opsummering af drivhusgasreduktioner og samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger ved udtagning af højbundsarealer til skovrejsning på ler- og sandjord.

	Enhed	Periode (år)	Resultat		
			Sandjord	Lerjord	Samlet
Reduktion af drivhusgasser uden kulstoflagring	1.000 ton CO_2-ækv.	2013-2020	18	33	50
Reduktion af drivhusgasser med kulstoflagring	1.000 ton CO_2-ækv.	2013-2020	232	242	474
Samfundsøkonomisk omkostning inkl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	153	1.188	682
Samfundsøkonomisk omkostning inkl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	305	1.424	877
Samfundsøkonomisk omkostning ekskl. kulstoflagring, inkl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	2.019	8.756	6.408
Samfundsøkonomisk omkostning ekskl. kulstoflagring, ekskl. sideeffekter	Kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	4.016	10.499	8.239

Kilde: Egne beregninger.

Det skal understreges, at ovenstående beregninger er behæftet med stor usikkerhed, især på grund af de lange omdriftsaldre (op til ca. 120 år) og den usikkerhed der knytter sig til fremskrivning af priserne på råtræ m.v. over en tidshorisont på 70-120 år.

4.17.9 Andre afledte effekter af skovrejsning

Der er væsentlige positive afledte effekter forbundet med skovrejsning ud over reduceret kvælstofforurening. Skovrejsning medfører især en positiv rekreativ værdi. De væsentligste afledte effekter af skovrejsning fremgår af tabel 4.18.16.

Tabel 4.18.16. Afledte miljøeffekter for virkemidlet skovrejsning

Pesticidanvendelse	Meget begrænset anvendelse af pesticider.
Biodiversitet - direkte effekt	Agerlandsnatur konverteres til skovnatur med større biodiversitet.
Effekter på rekreative muligheder	Skove har en vigtig funktion til rekreative formål.
Andet	Der er en risiko for øget udvaskning af cadmium i takt med forsuringen af skovbunden.

Kilde: Egne beregninger.

4.17.10 Samlet vurdering

Skovrejsning vurderes til potentielt at kunne gennemføres på 50.000 ha. Virkemidlet antages at blive implementeret på landbrugsjorde i omdrift, hvor landbrugsdriften da vil ophøre. Beregningerne viser, at der er en væsentlig negativ jordrente forbundet med selve skovrejsningen. Skovrejsning indebærer ifølge beregningerne således en væsentlig driftsøkonomisk omkostning. Klimapolitisk er der for både ler- og sandjord tale om CO_2-skyggepriser, som formentlig ligger over skyggeprisen for det ikke-kvoteomfattede område. Undtaget er dog skovrejsning på sandjord, som med både sideeffekter i from af reduceret kvælstofudvaskning samt kulstoflagring har en skyggepris på 153 kr./ton CO_2-ækv, samt en skyggepris uden værdi af sideeffekter på 305 kr./ton CO_2-ækv.

I forhold til Rapport 205 er skyggepriserne steget, uanset om kulstoflagring og sideeffekter medregnes. Dette skyldes for størstedelen højere jordrentetab ved udtagning af jorden, som er næsten fire gange højere end ved beregningerne udført i Rapport 205. Investeringerne trækker også skyggeprisen op, de var før sat til 139 mio. kr./år, mens de er nu er opjusteret til ca. 411 mio. kr./år over den periode, hvor arealudtaget finder sted (2013-2020). Endvidere er der inkluderet en omkostning til et yderligere tilskud for at nå break-even. Samtidig medregnes, i modsætning til Rapport 205, et skatteforvridningstab på 20 % af den danske stats tilskudsbetaling. Endvidere er der foretaget en nedjustering af potentialet for reduceret kvælstofudvaskning, som udligner den ligeledes opjusterede N-skyggepris på 54 kr./kg N. Dog er den samfundsøkonomiske skyggepris på ammoniak opjusteret til 55 kr./NH_3.

Tiltaget fremstår, på trods af ovennævnte, stadigvæk som et omkostningseffektivt tiltag hvis implementeret på sandjord og med hensyntagen til kulstoflagring. Kulstoflagring er dog afgørende for tiltagets klimapolitiske relevans.

Skovrejsning er dog beregnet uden kvantificering af de afledte miljøeffekter i form af rekreative goder. Kvantificering af rekreative goder vil kunne forbedre samfundsøkonomien ved skovrejsning væsentligt i områder med stort rekreativt potentiale – det vil primært sige bynære skovrejsningsområder. Ligeledes vil skovrejsning i vandindvindingsområder kunne give væsentligt større samfundsøkonomiske gevinster, end det har været muligt at beregne her.

4.17.11 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrater på 3 og 6 %

Tabel 4.18.17 viser afhængigheden af den benyttede diskonteringsrate for en række udvalgte parametre. Når sideeffekter inkluderes, resulterer en diskonteringsrate på 3 % i et fald i skyggeprisen fra 732 til 567 kr./ton CO_2-ækv. (≈ -20 %) sammenlignet med udgangsraten på 4,00 %. Ved en rate på 6 % stiger prisen til 892 kr./ton CO_2-ækv (≈ +25 %). Uden inkludering af sideeffekter ses samme mønster. Årsagen til stigningen i nettoomkostningerne (samfundsøkonomiske) med stigende diskonteringsrate er, at den kraftigt faldende værdi af N-reduktionen over tid. Omvendt ses det forventede fald i den diskonterede reduktion af drivhusgasser fra 8.006 til 5.434 ton CO_2-ækv. for hele perioden, når raten hæves fra 3 til 6 %. Tilsammen forklarer disse effekter, at skyggeprisen stiger, når diskonteringsraten øges.

Tabel 4.18.17 Følsomhedsanalyse - 3, 4,25 og 6 % diskonteringsrater. *Samlet udtagning*.

	Diskonteringsrate		
	3 %	**4 %**	**6 %**
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42, ton CO_2-ækv.	8.006	6.990	5.434
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, NPV 2013-42, mio. kr.	4.446	4.675	4.756
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	567	682	892
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	762	877	1.087

Kilde: Egne beregninger.

Effekten af ændringer i N-skyggeprisen er vist i tabel 4.18.18, hvor en ændring på +/- 50 % i forhold til den i rapporten fastsatte pris på 54 kr./kg N medfører en tilsvarende ændring på ca. -/+ 12 % i nettoomkostninger og CO_2-skyggepris.

Tabel 4.18.18. Følsomhedsanalyse – ændring i N-skyggepris (+/- 50 %). *Samlet udtagning*.

	N-pris i kr./kg N		
	27	**54**	**81**
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, NPV 2013-42, mio. kr.	5.324	4.675	4.997
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.	780	682	585

Kilde: Egne beregninger.

4.18 Tilskud til udtagning af 35.000 ha organogene jorde til græs med fortsat dræning

Det antages, at 35.000 ha drænede organogene lavbundsarealer tages ud af dyrkning i omdrift og udlægges med vedvarende græs. Tiltaget er overlappende med tiltaget Udtagning af 35.000 ha organogene jorde med ophør af dræning, da det drejer sig om de samme arealer (op. cit.). Betegnelsen organogen dækker over jord med over 20 % organisk stof (>12 % kulstof) (Olesen et al., 2009). Ved udtagning forudsættes det, at gødskning ophører, dog fortsætter dræning, således at høst af græs er mulig. Udbyttet på organogene jorde i omdrift er særdeles afhængigt af dræningstilstanden. Der findes ikke normtal for organogene jordes udbytteforhold. Som i Rapport 205 lægges udbytteforholdene på lerjord til grund for de økonomiske beregninger. De må forventes, at organogene jorde er knap så dyrkningssikre som lerjorde. På den baggrund anslås det, at jordrenten på (veldrænede) organogene jorde udgør 80 % af jordrenten på lerjord (beregnet i afs. 2.7).

4.18.1 Implementeringsinstrument

Det forudsatte implementeringsinstrument er tilskud som kompenserer lodsejeren for tab af jordrente ved udtagning samt nettoomkostninger ved naturpleje af arealerne. Det er vanskeligt at beregne, hvor stor effekten af tilskud til udtagning kan forventes at blive, da lodsejere vil have forskellige priskrav afhængigt af driftsform og behov for harmoniareal mv. Alternativt kan udtagning ske gennem regelstyring med kompensation til de berørte lodsejere. De eksisterende tilskud til naturpleje er ikke tilstrækkelige til også at dække tabet af jordrente ved udtagning af arealer i omdrift. Der er fortaget en beregning af størrelsen af det samlede tilskud, der ud fra en gennemsnitsbetragtning kræves for at stille lodsejere lige så fordelagtigt ved udtagning og pleje af organogen jord som ved forsat dyrkning. I praksis vil der være variation omkring gennemsnitsværdierne, og det må forventes, at en mulighed for udtagning til de beregnede gennemsnitstilskud vil blive benyttet af landmænd/lodsejere med et en lavere jordrente og/eller lavere plejeomkostninger end beregnet i nærværende analyse.

4.18.2 Omfang og effekter

Det forventes, at udtagningen af de 35.000 hektar organogene jorde vil foregå gradvist over perioden 2013-2020 med en årlig udtagning på 4.375 ha. Effekterne af udtagningen ses i tabel 4.19.1. Som nævnt vil ophør med dyrkning af organogene jorde give anledning til nedgang i

drivhusgasudledningen – primært på grund af reduceret omsætning af jordens kulstofpulje. Der vil være en øget kulstoflagring i jorden svarende til godt 1,8 ton CO_2-ækv./ha/år (Olesen et al., 2009). Udtagning af organogene jorde vil derudover betyde en reduktion i lattergasudledningerne, ligesom brændstofforbruget ved dyrkning/pleje vil blive stærkt reduceret. Samlet set er der beregnet et reduktionspotentiale på 2,9 ton CO_2-ækv./ha, der udtages (op. cit.). Det antages, at udtagning vil betyde en reduktion i udvaskningen af kvælstof fra rodzonen på i gennemsnit 30 kg N/ha samt en reduktion i ammoniakfordampningen på 2,19 kg N/ha pga. af ophør med gødskning (op. cit.).

Tabel 4.19.1 Konsekvensskema, udtagning af organogene jorde til græs med fortsat dræning, 35.000 ha

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Udtagning	Ha	2020	35.000
Udtagning	Ha	Årligt	4.375
Driftsøkonomiske nettoomkostninger	Mio. kr.	Årligt	0
Reduktion af lattergas	Ton CO_2-ækv./ha	Årligt	0,762
Kulstoflagring	Ton CO_2-ækv./ha	Årligt	1,833
Sparet brændstof	Ton CO_2-ækv./ha	Årligt	0,30
Reduktion af N-udvaskning fra rodzonen	Kg N/ha	Årligt	30
Reduktion af ammoniakfordampning	Kg N/ha	Årligt	2,19

Kilde: Olesen et al. (2013) samt egne beregninger.

Nedenfor ses den samlede klimaeffekt være ved udtagning af 35.000 ha organogen jord med fortsat af dræning.

Tabel 4.19.2 Klimaeffekt ved udtagning af organogene jorde til græs med fortsat dræning, CO_2-ækv. i 2020

	Reduktion af brændstof	Reduktion af lattergas	Kulstoflagring i jorden	Samlet reduktion af drivhusgasser
1.000 tons CO2-ækv.	11	27	64	102

Kilde: Olesen et al. (2013) samt egne beregninger.

Udtagning af jord vil også reducere kvælstofudvaskningen. I tabel 4.19.3 ses den samlede effekt på kvælstofudvaskningen fra rodzonen i implementeringsperioden, hvor den fulde effekt ses i år 2020 hvor der reduceres 1.050 ton N. Der vil sideløbende være en mindre reduktion i ammoniakfordampningen på 2,19 kg N/ha, som resulterer i en total reduktion på 77 ton N ved den fulde implementering i 2020.

Tabel 4.19.3 Reduktion i kvælstofudvaskningen og ammoniakfordampning ved udtagning af 35.000 ha organogene jorde til græs med fortsat dræning

År	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Reduceret kvælstofudvaskning fra rodzonen, ton N	131	263	394	525	656	788	919	1.050
Reduceret ammoniakfordampning, ton N	10	19	29	38	48	57	67	77

Kilde: Egne beregninger samt Olesen et al. (2013).

4.18.3 Driftsøkonomiske omkostninger

Det antages, at plejeformen på udtagne organogene arealer med fortsat dræning vil være høslæt, som er den billigste plejeform på sådanne arealer Dubgaard et al. (2012). Baseret på beregninger for ugødsket fersk eng skønnes de årlige plejeomkostninger (den negative jordrente) ved høslæt at udgøre 1.200 kr./ha (op. cit.).

For at skabe incitamenter til pleje af vedvarende græsarealer ydes der i dag plejetilskud gennem landdistriktsprogrammet på 900 kr./ha for pleje af vedvarende græsarealer med slæt, hvor plantematerialet fjernes. Modtageren af dette tilskud er stadig berettiget til støtte via EU's enkeltbetalingsordning. 55 % af plejetilskuddet kommer fra EU og de resterende 45 % fra den danske stat.

Tabel 4.19.4 viser de beregnede driftsøkonomiske omkostninger, der er forbundet med at udtage og udføre naturpleje ved slæt på organogen jord. Som det fremgår, er jordrenten på (veldrænet) organogen jord i omdrift sat til 3.203 kr./ha, svarende til 80 % af jordrenten på lerjord. Naturplejeomkostningerne ved slæt er beregnet til 1.200 kr./ha. De samlede omkostninger ved udtagning og naturpleje bliver dermed 4.403 kr./ha for organogene jorde med fortsat dræning og pleje gennem høslæt.

Tabel 4.19.4 Årlige driftsøkonomiske omkostninger ved udtagning organogene jorde til græs med fortsat dræning, uden tilskud, kr. pr. ha

	Lerjord
Planteavl i omdrift, jordrente	3.203[1]
Naturplejeomkostninger i snit pr. ha	1.200
Samlede omkostninger ved udtagning og naturpleje	4.403

1. Fastsat til 80 % af jordrenten på lerjord.

Kilde: Egne beregninger.

De driftsøkonomiske konsekvenser for landbruget ved udtagning og pleje af 35.000 ha organogen jord fremgår af tabel 4.19.5. Der er fortaget en beregning af størrelsen af det ekstra tilskud, der kræves for at stille lodsejeren lige så fordelagtigt ved udtagning og pleje af organogen jord som ved forsat dyrkning. Ved fuld implementering i 2020 vil der være et samlet tilskudsbehov på 154 mio. kr. årligt for at dække landbruget omkostninger ved udtagning og pleje.

Tabel 4.19.5 Budgetøkonomiske konsekvenser for landbruget ved udtagning af 35.000 ha organogene jorde til græs med fortsat dræning, inkl. break-even tilskud, mio. kr.

År	Udtagning	Omkostninger ved udtagning og pleje	Eksisterende tilskud	Yderligere tilskudsbehov	Nettoomkostninger
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	4.375	19	4	15	0
2014	8.750	39	8	31	0
2015	13.125	58	12	46	0
2016	17.500	77	16	61	0
2017	21.875	96	20	77	0
2018	26.250	116	24	92	0
2019	30.625	135	28	107	0
2020	35.000	154	32	123	0
2021-2042[1]	35.000	154	32	123	0
NPV (2013-2042)		2.184	446	1.738	0

1. Det antages, at det fulde areal på 35.000 fastholdes for resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.19.6 viser de beregnede budgetøkonomiske omkostninger fordelt på sektorer ved implementering af tiltaget. Som tidligere nævnt finansieres 55 % af plejetilskuddet af EU under den gældende tilskudsordning. Såfremt øget udtagning af landbrugsjord udløser en forøgelse af de samlede betalinger fra EU svarende til de beregnede tilskudsbeløb, vil dette kunne betragtes som en indtægt for det danske samfund. Hvis tilskuddene omvendt må hentes inden for en fast budgetramme, er der mulighed for, at de øgede tilskud til naturpleje kunne have været anvendt til alternative formål. I en sådan situation vil der være offeromkostninger forbundet med udbetaling af øgede tilskud til arealomlægning Da der hersker usikkerhed om betingelserne for fremtidige tilskud fra EU, forudsættes det, at tilskuddene i scenariet ikke vil føre til øgede nettobetalinger til Danmark fra EU. Det antages i stedet, at de forudsatte tilskud til udtagning og naturpleje betales af den danske stat. Den danske stats udgifter til det samlede tilskud er beregnet til et annuiseret gennemsnit på 126 mio. kr./år. Dertil kommer administrationsomkostninger på godt 9 mio. kr. i annuiseret gennemsnit pr. år

Tabel 4.19.6 Budgetøkonomiske nettoomkostninger ved udtagning af 35.000 ha organogene jorde til græs med fortsat dræning, inkl. break-even tilskud, mio. kr.

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021-2042[1]	**NPV (2013-2042)**	**Årligt**
Stat	33	16	20	24	28	32	36	40	40	2.337	135
- Administration	14	9	9	9	9	9	9	9	9	153	9
- Tilskud	4	8	12	16	20	24	28	32	32	446	26
- Ekstra tilskud	15	31	46	61	77	92	107	123	123	1.738	100
Landbrug	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
- Driftsomkostninger	19	39	58	77	96	116	135	154	154	2.184	126
- Tilskud	4	8	12	16	20	24	28	32	32	446	26

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021-2042[1]	**NPV (2013-2042)**	**Årligt**
- Ekstra tilskud	15	31	46	61	77	92	107	123	123	1.738	100

1. Det antages, at det fulde areal på 35.000 fastholdes for resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

4.18.4 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger

De samfundsøkonomiske beregninger for tiltaget ses tabel 4.19.7. Ud over reduktionen i drivhusgasudledningen vil der være sideeffekter i form af reduceret kvælstofudvaskning og reduceret ammoniakfordampning. Det antages, at kvælstofudvaskningen vil blive reduceret med i gennemsnit 30 kg N/ha/år og ammoniakfordampningen med 2,19 kg N/ha/år (Olesen et al., 2013). De samfundsøkonomiske driftsomkostninger består af de budgetøkonomiske driftsomkostninger justeret med nettoafgiftsfaktoren (NAF) på 32,5 %. De statslige tilskud til landbruget antages at være forbundet med skatteforvridningstab på 20 % af tilskudsbeløbet plus NAF. Endvidere beregnes forvridningstab på skattefinansiering af de statslige omkostninger til administration på 20 % af administrationsomkostningerne plus NAF.

Med kulstoflagring er de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger er 1.973 kr./ton CO_2-ækv. med sideeffekter, mens der vil være omkostninger på 2.570 kr./ton CO_2-ækv., hvis sideeffekter ikke medtages. Hvis kulstoflagringen ikke medregnes, stiger skyggeprisen markant til hhv. 5.297 og 6.899 kr./ton CO_2-ækv. med og uden sideeffekter.

Tabel 4.19.7 Samfundsøkonomiske omkostninger ved udtagning af 35.000 ha organogene jorde til græs med fortsat dræning

År	**Jord-rente-tab**	**Adm. omk.**	**Skatteforvridnings-tab**	**Værdi af red. N-udvaskning**	**Værdi red. ammoniak-fordampning**	**Nettoomk. uden sideeffekter**	**Nettoomk. med side-effekter**	**Reduktion af drivhusgasser**	
								Uden kulstof	Med kulstof
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 tons CO_2-ækv.	
2013	26	18	8,8	7	0,5	53	45	5	13
2014	51	11	12,5	14	1,0	75	60	10	26
2015	77	11	17,6	21	1,6	105	83	14	38
2016	102	11	22,7	28	2,1	136	106	19	51
2017	128	11	27,8	35	2,6	167	129	24	64
2018	153	11	32,9	43	3,1	197	152	29	77
2019	179	11	38,0	50	3,6	228	175	33	89
2020	204	11	43,1	57	4,2	259	198	38	102
2021-2042[1]	204	11	43,1	57	4,2	259	198	38	102
NPV (2013-2042)	2.894	202	619	804	59	3716	2.853	907	1.446
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								5.297	1.973
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								6.899	2.570

1. Det antages at det fulde areal på 35.000 fastholdes for resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

4.18.5 Opsummering

En opsummering af de budgetøkonomiske omkostninger ved tiltaget ses i tabel 4.19.8. Tiltaget vil have omkostninger for staten, mens det forudsættes, at landbruget vil blive fuldt kompenseret for både jordrentetab ved udtagning af jorden samt efterfølgende plejeomkostninger. Statens samlede omkostninger for hele perioden udgør 2.257 mio. kr., hvilket svarer til årlige, annuiserede omkostninger på hhv. 135 mio. kr. Ud af disse udgør tilskudsbetalinger 2.184 mio. kr. i perioden, svarende til årlige omkostninger på 126 mio. kr.

Tabel 4.19.8. Budgetøkonomiske omkostninger for staten og landbruget ved udtagning af 35.000 ha organogene jorde til græs med fortsat dræning, mio. kr.

	NPV (2013-2042)	Årligt
Staten, i alt	2.337	135
- Administration	153	9
- Tilskud	2.184	126
Landbruget	0	0

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.19.9 viser en opsummering af tiltagets klimaeffekter og samfundsøkonomiske omkostninger. Som det ses, er sideeffekterne i form af reduceret kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning af væsentlig betydning for virkemidlets CO_2-skyggepris. Inkl. kulstoflagring er tiltagets CO_2-skyggepris 2.570 kr./ton CO_2-ækv. uden sideeffekter. Med sidegevinster og inkl. kulstoflagring er skyggeprisen 1.973 kr./ton CO_2-ækv. Uden kulstoflagring er skyggeprisen hhv. 5.297 og 6.899 kr./ton CO_2-ækv. med og uden sideeffekter. De beregnede skyggepriser er langt højere end for tiltaget udtagning af organogene jorde med ophør af dræning. Forskellen skyldes, at der ved ophør med dræning både opnås væsentlig højere kulstofbinding og væsentlig højere kvælstofreduktion per hektar.

Tabel 4.19.9 Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved udtagning af 35.000 ha organogene jorde til græs med fortsat dræning

	Enhed	Periode	Effekt
Reduktion af drivhusgasser	1.000 ton CO_2-ækv.	2020	102
Samfundsøkonomiske omkostninger			
- Skyggepris inkl. sideeffekter, inkl. kulstoflagring	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2020)	1.973
- Skyggepris ekskl. sideeffekter, inkl. kulstoflagring	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2020)	2.570
- Skyggepris inkl. sideeffekter, esksl. Kulstoflagring	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2020)	5.297
- Skyggepris ekskl. sideeffekter, esksl. Kulstoflagring	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2020)	6.899

Kilde: Egne beregninger.

Ud over de nævnte sideeffekter vil tiltaget give øget biodiversitet og evt. større rekreative muligheder. Endvidere bortfalder anvendelsen af pesticider på de udtagne arealer. Det vurderes ikke muligt at opstille realistiske skøn over den samfundsmæssige værdi af disse miljøforbedringer.

4.18.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % samt halvering af pris på kvælstof

Resultaterne af følsomhedsberegninger med diskonteringsrenter på 3 og 6 % ses i tabel 4.19.10.
Som det fremgår af tabellerne har størrelsen af diskonteringsrenten en meget bekeden effekt på CO_2-skyggeprisen. Det skyldes, at der stort det er tidsmæssigt sammenfald mellem omkostninger og benefits gennem analyseperioden. Kun for administration er der tale om lidt større omkostninger i begyndelsen af analyseperioden.

Tabel 4.19.10. Følsomhedsanalyse med diskonteringsrate på 3 og 6 %

	Diskonteringsrente	
	3 %	6 %
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	1.672	1.103
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	4.291	2.844
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	3.293	2.186
Skyggepris m. værdi af sideeffekter inkl. kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	1.969	1.982
Skyggepris u. værdi af sideeffekter inkl. kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	2.566	2.579
Skyggepris m. værdi af sideeffekter esksl. kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	5.287	5.320
Skyggepris u. værdi af sideeffekter esksl. kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	6.888	6.922

Kilde: Egne beregninger.

Følsomhedsberegning med halvering af pris på kvælstof fremgår af tabel 4.19.11.

Tabel 4.19.11. Følsomhedsanalyse med halvering af pris på N

	N-pris halveret til 27 kr./kg N
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	1.446
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	3.255
Skyggepris m. værdi af sideeffekter inkl. kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	2.251

Kilde: Egne beregninger.

4.19 Tilskud til udtagning af 35.000 ha organogene jorde til græs med ophør af dræning

Det antages, at 35.000 ha drænede organogene lavbundsarealer tages ud af omdriften og udlægges med vedvarende græs med ophør af dræning og gødskning (Olesen et al., 2013). Tiltaget er overlappende med tiltaget Udtagning af 35.000 ha organogene jorde med fortsat dræning, da det drejer sig om de samme arealer (op. cit.). Betegnelsen organogen dækker over jord med over 20 % organisk stof (>12 % kulstof). Dræning og længere tids dyrkning af organogene jorde betyder dog, at mange af disse arealer i dag har et stærkt reduceret indhold af organisk materiale. Det antages, at kun halvdelen af det udtagne areal på 35.000 ha lavbundsjorde vil have en så betydende mængde organisk stof, at det fuldt ud lever op til definitionen på organogen jord (op. cit.).
Udbyttet på organogene jorde (lavbundsjorde) i omdrift er særdeles afhængigt af dræningstilstanden. Der findes ikke normtal for organogene jordes udbytteforhold. Som i Rapport 205 lægges udbytteforholdene på lerjord til grund for de økonomiske beregninger. Det må forventes, at organogene jorde er knap så dyrkningssikre som lerjorde. På den baggrund anslås det, at jordrenten på (veldrænede) organogene jorde udgør 80 % af jordrenten på lerjord (beregnet i afs. 2.7).

Det forudsættes, at udtagne landbrugsarealer, der overgår til vedvarende græs, skal plejes ved ekstensiv græsning eller slæt, hvor det afslåede plantemateriale fjernes. Nærværende tiltag forudsætter som nævnt, at dræning ophører. Da det er usikkert, i hvilket omfang det vil være muligt at færdes på arealerne med maskiner efter ophør af dræning, forudsættes plejeformen være afgræsning.

4.19.1 Implementeringsinstrument

Det forudsatte implementeringsinstrument er tilskud, som kompenserer lodsejeren for tab af jordrente ved udtagning samt nettoomkostninger ved naturpleje af arealerne. Det er vanskeligt at beregne, hvor stor effekten af tilskud til udtagning kan forventes at blive, da lodsejere vil have forskellige kompensationskrav afhængigt af driftsform og behov for harmoniareal mv. Alternativt kan udtagning ske gennem regelstyring med kompensation til de berørte lodsejere. De eksisterende tilskud til naturpleje er ikke tilstrækkelige til også at dække tabet af jordrente ved udtagning af arealer i omdrift. Der er fortaget en beregning af størrelsen af det samlede tilskud, der ud fra en gennemsnitsbetragtning kræves for at stille lodsejere lige så fordelagtigt ved udtagning og pleje af organogen jord som ved forsat dyrkning. I praksis vil der være variation omkring gennemsnitsværdierne, og det må forventes, at en mulighed for udtagning til de beregnede gennemsnitstilskud vil blive benyttet af landmænd/lodsejere med et en lavere jordrente og/eller lavere plejeomkostninger end beregnet i foreliggende analyse.

4.19.2 Omfang og effekter

Effekterne af udtagningen ses i tabel 4.20.1. Det forudsættes, at udtagningen af de 35.000 hektar vil ske gradvist over perioden 2013-2020 med en årlig udtagning på 4.375 ha hektar. Ved ophør af dræning vil der ske en hævning af grundvandspejlet. Det antages, at det højere vandspejl medfører, at nedbrydningen af organisk materiale i jorden ophører, svarende til en emissionsreduktion på 25,1 ton CO_2/ha (Olesen et al., 2013). Dette tal er væsentlig højere end for udtagning af organogene jorde til vedvarende græs med fortsat dræning, hvor øget kulstoflagring i jorden (kun) kun antages at svare til en emissionsreduktion på godt 1,8 ton CO_2-ækv./ha (op. cit.). Tiltaget vil også medføre en reduktion i lattergasudledningerne (pga. af ophør med kvælstofgødskning) og bortfald af brændstofforbrug til dyrkning af jorden. Hævning af vandstanden vil dog medføre en stigning af metanudledningerne fra de vandmættede jorde (op. cit.).

Dræning og længere tids dyrkning af organogene jorde betyder, at mange af disse arealer i dag har et stærkt reduceret indhold af organisk materiale. Som tidligere nævnt antages det, at kun halvdelen af udtagningsarealet på 35.000 ha lavbundsjorde vil indeholde så meget organisk stof, at de ovennævnte ændringer i emissionerne vil være gældende. På den baggrund antages gennemsnitreduktionen at svare til sammenlagt 13,7 ton CO_2-ækv./ha (Olesen et al., 2013). Det antages endvidere, at udtagning vil betyde en reduktion i udvaskningen af kvælstof fra rodzonen på i gennemsnit 113 kg N/ha samt en reduktion i ammoniakfordampningen på 2,19 kg N/ha pga. af ophør med gødskning (op. cit.).

Tabel 4.20.1 Konsekvensskema, udtagning af 35.000 ha organogene jorde med ophør af dræning

	Enhed	Tidspunkt	Effekt
Udtagning	Ha	2020	35.000
Udtagning	Ha	Årligt	4.375
Driftsøkonomisk nettoomkostning ved yderligere tilskud	Mio. kr.	Årligt	0
Reduktion af lattergas og øget metanudledning	Ton CO_2-ækv./ha	Årligt	3,0
Kulstoflagring	Ton CO_2-ækv./ha	Årligt	10,4
Sparet brændstof	Ton CO_2-ækv./ha	Årligt	0,30
Reduktion af N-udvaskning fra rodzonen	Kg N/ha	Årligt	113
Reduktion af ammoniakfordampning	Kg N/ha	Årligt	2,19

Kilde: Olesen et al., (2013) samt egne beregninger.

I tabel 4.20.2 ses klimaeffekten ved udtagning af 35.000 ha organogen jord med ophør af dræning.

Tabel 4.20.2. Klimaeffekt ved udtagning af 35.000 ha organogene jorde med ophør af dræning, CO_2-ækv. i 2020

	Reduktion af brændstof	Reduktion af lattergas og metan	Kulstoflagring i jorden	Reduktion af drivhusgasser
1.000 tons CO_2-ækv.	11	104	366	481

Kilde: Olesen et al. (2013) samt egne beregninger.

Tiltaget vil reducere kvælstofudvaskningen fra rodzonen med 113 kg N per hektar per år, svarende til omtrent 4.000 ton i 2020. Den samlede effekt for hvert år ses i tabel 4.20.3 nedenfor. Derudover vil der være en mindre reduktion i ammoniakfordampningen på 2,19 kg N/ha, som leder til i alt 77 ton reduceret N ved den fulde implementering i 2020 og frem.

Tabel 4.20.3. Samlet årlig reduktion af kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning ved udtagning af 35.000 ha organogene jorde med ophør af dræning, ton

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Reduceret kvælstofudvaskning fra rodzonen, ton N	494	989	1.483	1.978	2.472	2.966	3.461	3.955
Reduceret ammoniakfordampning, ton N	10	19	29	38	48	57	67	77

Kilde: Olesen et al. (2013) samt egne beregninger.

4.19.3 Driftsøkonomiske omkostninger

Det antages, at plejeformen på de udtagne arealer vil være afgræsning, da færdsel med maskiner til slæt vil vanskelig på grund ad høj grundvandstand på udrænede lavbundsarealer. Nogle af disse arealer vil evt. også blive for våde til afgræsning, men der er ikke umiddelbart noget grundlag for en vurdering af omfanget. Baseret på tidligere undersøgelser sættes de årlige plejeomkostninger til

1.700 kr./ha (Dubgaard et al., 2012). Det svarer til den negative jordrente ved afgræsning af ugødsket fersk eng under ekstensive former, dvs. helårsgræsning med hårdføre kødkvægracer. Ved afgræsning af lavbundsarealer kræver denne plejeform dog adgang til højere liggende tørre arealer om vinteren. Det kan være andre naturarealer eller omdriftsarealer med efterafgrøder.

For at skabe incitamenter til pleje af vedvarende græsarealer ydes der i dag plejetilskud gennem landdistriktsprogrammet på 1.650 kr./ha for pleje af vedvarende græsarealer med afgræsning. Modtageren af dette tilskud er stadig berettiget til støtte via EU's enkeltbetalingsordning, så længe arealet holdes afgræsset efter gældende regler. 55 % af plejetilskuddet kommer i dag fra EU og de resterende 45 % fra den danske stat.

Tabel 4.20.4 viser de beregnede driftsøkonomiske omkostninger, der er forbundet med at udtage organogen jord med efterfølgende naturpleje. Som tidligere nævnt antages det, at jordrenten på veldrænede organogene jorde udgør 80 % af jordrenten på lerjord (beregnet som gennemsnit af de seneste 5 år i svarende til en jordrente på 3.203 kr./ha. Naturplejeomkostningerne ved afgræsning er opgjort til 1.700 kr./ha. De samlede omkostninger ved udtagning og naturpleje bliver dermed 4.903 kr./ha for organogene jorde med ophør af dræning. Omkostningerne ved udtagning og pleje er således væsentligt højere end plejetilskuddet på 1.650 kr./ha. For at sikre økonomisk "break-even" mellem udtagning og fortsat landbrugsdrift kræves der et ekstra tilskud på 3.252 kr./ha.

Tabel 4.20.4 Årlige driftsøkonomiske omkostninger ved udtagning af 35.000 ha organogene jorde med ophør af dræning, uden tilskud, kr. pr. ha

	Kr. pr. ha
Planteavl i omdrift, jordrente	3.203[1]
Naturplejeomkostninger i gennemsnit pr. ha	1.700
Samlede omkostninger ved udtagning og naturpleje	4.903

1. Fastsat til 80 % af jordrenten på lerjord.

Kilde: Egne beregninger.

De driftsøkonomiske konsekvenser for landbruget ved udtagning og pleje af 35.000 ha organogen jord med ophør af dræning fremgår af tabel 4.20.5. I tabellen indgår det beregnede yderligere tilskud, som kræves for at stille lodsejeren lige så fordelagtigt ved udtagning og pleje af organogen jord som ved forsat dyrkning. Ved fuld implementering i 2020 kræves der er samlet støtte på 172 mio. kr./år fordelt på 58 mio. under der eksisterende arealplejeordning og 114 mio. kr. i ekstra støtte.

Tabel 4.20.5 Budgetøkonomiske konsekvenser for landbruget ved udtagning af 35.000 ha organogene jorde med ophør af dræning, mio.kr.

	Areal	Omkostning ved udtagning og pleje	Eksisterende plejetilskud	Yderligere tilskudsbehov	Nettoomkostninger
	ha	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.
2013	4.375	21	7	14	0
2014	8.750	43	14	28	0
2015	13.125	64	22	43	0
2016	17.500	86	29	57	0
2017	21.875	107	36	71	0
2018	26.250	129	43	85	0
2019	30.625	150	51	100	0
2020	35.000	172	58	114	0
2021-2042[1]	35.000	172	58	114	0
NPV (2013-2042)		2.432	819	1.614	0

1. Det antages at det fulde areal på 35.000 fastholdes resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 4.20.6 viser de beregnede budgetøkonomiske omkostninger fordelt på sektorer ved implementering af tiltaget. Som tidligere nævnt finansieres 55 % af plejetilskuddet af EU under den gældende tilskudsordning. Såfremt øget udtagning af landbrugsjord udløser en forøgelse af de samlede betalinger fra EU svarende til de beregnede tilskudsbeløb, vil dette kunne betragtes som en indtægt for det danske samfund. Hvis tilskuddene omvendt må hentes inden for en fast budgetramme, ville de øgede tilskud til naturpleje (formentlig) kunne have været anvendt til alternative formål. I en sådan situation vil der være offeromkostninger forbundet med udbetaling af øgede tilskud til arealomlægning Da der hersker usikkerhed om betingelserne for fremtidige tilskud fra EU, forudsættes det, at tilskuddene i scenariet ikke vil føre til øgede nettobetalinger til Danmark fra EU. Det antages i stedet, at de forudsatte tilskud til udtagning og naturpleje betales af den danske stat.

Tabel 4.20.6 viser, at de gennemsnitlige annuiserede udgifter for den danske stat over hele beregningsperioden vil være 149 mio. kr. årligt ved udtagning af 35.000 ha organogene jorde med ophør af dræning og pleje i form af afgræsning. I dette beløb er der indeholdt annuiserede administrationsomkostninger på 9 mio. kr. om året. Beregning af administrationsomkostningerne er baseret på Fødevareministeriet (2009).

Tabel 4.20.6 Budgetøkonomiske nettoomkostninger ved udtagning af 35.000 ha organogene jorde med ophør af dræning, mio.kr.

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021-2042[1]	**NPV (2013-2042)**	**Årligt**
Stat	35,3	51,4	72,9	94,3	115,8	137,2	158,7	180,1	180,1	2.585	149
- Administration	13,8	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	153	9
- Tilskud	7,2	14,4	21,7	28,9	36,1	43,3	50,5	57,8	57,8	819	47
- Ekstra tilskud	14,2	28,5	42,7	56,9	71,2	85,4	99,6	113,9	113,9	1.614	93
Landbrug	14,2	28,5	42,7	56,9	71,2	85,4	99,6	113,9	112,1	0	0
- Driftsomkostninger	21,5	42,9	64,4	85,8	107,3	128,7	150,2	171,6	169,9	2.432	141
- Tilskud	7,2	14,4	21,7	28,9	36,1	43,3	50,5	57,8	57,8	819	47
- Ekstra tilskud	14,2	28,5	42,7	56,9	71,2	85,4	99,6	113,9	113,9	1.614	93

1. Det antages at det fulde areal på 35.000 fastholdes resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

4.19.4 Samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger

Ud over reduktionen i drivhusgasudledningen vil der være sideeffekter i form af reduceret kvælstofudvaskning og ammoniakfordampning. Det drejer sig først og fremmest om kvælstofudvaskning, der antages at blive reduceret med i gennemsnit 113 kg N/ha/år. De samfundsøkonomiske driftsomkostninger består af de budgetøkonomiske driftsomkostninger justeret med nettoafgiftsfaktoren (NAF) på 32,5 %. De statslige tilskud til landbruget antages at være forbundet med skatteforvridningstab på 20 % af tilskudsbeløbet plus NAF. Endvidere beregnes forvridningstab på skattefinansiering af de statslige omkostninger til administration på 20 % af administrationsomkostningerne plus NAF.

Ved udtagning af organogene jorde vil der, som det fremgår af tabel 4.20.7, være en samfundsøkonomisk omkostning på 150 kr./ton CO_2-ækv. inkl. kulstoflagring og sideeffekter. Hvis sideeffekter ikke medregnes, vil den samfundsøkonomiske skyggepris inkl. kulstoflagring udgøre 603 kr./CO_2-ækv. Hvis kulstoflagring ikke medregnes, stiger skyggeprisen til 628 kr./ton CO_2-ækv. inkl. sideeffekter og 2.522 kr./ton CO_2-ækv. uden sideeffekter.

Tabel 4.20.7 Samfundsøkonomiske omkostninger ved udtagning af 35.000 ha organogene jorde med ophør af dræning, mio. kr.

År	**Udtag-ning og pleje**	**Adm. omk.**	**Skatte-forvrid-ningstab**	**Værdi af red. N-udvaskning**	**Værdi red. ammoniak-fordampning**	**Nettoomk. uden side-effekter**	**Nettoomk. med side-effekter**	**Reduktion af drivhusgasser**	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 tons CO_2-ækv.	
								Uden kulstof	Med kulstof
2013	28	18	9,3	27	0,5	56	29	14	60
2014	57	10	13,6	53	1,0	82	27	29	120
2015	85	10	19,3	80	1,6	116	34	43	180
2016	114	10	25,0	107	2,1	150	41	58	241

År	Udtag-ning og pleje	Adm. omk.	Skatte-forvrid-ningstab	Værdi af red. N-udvaskning	Værdi red. ammoniak-fordampning	Nettoomk. uden side-effekter	Nettoomk. med side-effekter	Reduktion af drivhusgasser	
	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	1.000 tons CO_2-ækv.	
								Uden kulstof	Med kulstof
2017	142	9	30,7	133	2,6	184	48	72	301
2018	171	9	36,4	160	3,1	218	55	86	361
2019	199	9	42,1	187	3,6	252	62	101	421
2020	227	8	47,7	214	4,2	286	69	115	481
2021-2042[1]	227	8	47,7	214	4,2	286	69	115	481
NPV (2013-2042)	3.223	202	685	3.027	59	4.110	1.024	1.630	6.817
Skyggepris med værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								628	150
Skyggepris uden værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv.								2.522	603

1. Det antages, at det fulde areal fastholdes resten af perioden.

Kilde: Egne beregninger.

4.19.5 Opsummering

Statens og landbrugets omkostninger ved tiltaget fremgår af tabel 4.20.8. Tiltaget vil medføre øgede omkostninger for den danske stat vil som følge af administration og tilskudsbetaling på 149 mio. kr. årligt, fordelt med 141 mio. kr. på tilskud og 9 mio. kr. til administration. Under de givne antagelser om tilskuddets størrelse vil landbruget ikke have omkostninger i forbindelse med tiltaget.

Tabel 4.20.8 Budgetøkonomiske omkostninger for EU, staten og landbruget ved udtagning af 35.000 ha organogene jorde med ophør af dræning, mio. kr.

	NPV (2013-2042)	Årligt
Staten, i alt	2.585	149
- Administration	153	9
- Tilskud	2.432	141
Landbrug	0	0

Kilde: Egne beregninger.

Klimaeffekter og de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger er opsummeret i tabel 4.20.9. Ved udtagning af organogene jorde med ophør af dræning vil der være en samfundsøkonomisk omkostning på 150 kr./ton CO_2-ækv. inkl. kulstoflagring og sideeffekter. Hvis sideeffekter ikke medregnes, vil den samfundsøkonomiske skyggepris inkl. kulstoflagring udgøre 603 kr./ton CO_2-ækv. Hvis kulstoflagring ikke medregnes, stiger skyggeprisen til 628 kr./ton CO_2-ækv. inkl. sideeffekter og 2.522 kr./ton CO_2-ækv. uden sideeffekter. Sideffekter og kulstoflagring er således af afgørende betydning for tiltagets samfundsøkonomiske relevans.

Tabel 4.20.9 Klimaeffekt og samfundsøkonomi ved udtagning af 35.000 ha organogene jorde med ophør af dræning

	Enhed	Periode	Effekt
Reduktion af drivhusgasser	1.000 ton CO_2-ækv.	2020	481
Samfundsøkonomiske omkostninger			
– skyggepris inkl. sideeffekter, inkl. kulstoflagring	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	150
– skyggepris eksl. sideeffekter, inkl. kulstoflagring	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	603
– skyggepris inkl. sideeffekter, eksl. kulstoflagring	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	628
- skyggepris eksl. sideeffekter, eksl. kulstoflagring	kr./ton CO_2-ækv.	NPV (2013-2042)	2.522

Kilde: Egne beregninger.

Ud over de nævnte sideeffekter vil tiltaget give øget biodiversitet og evt. større rekreative muligheder. Endvidere bortfalder anvendelsen af pesticider på de udtagne arealer. Det vurderes ikke muligt at opstille realistiske skøn over den samfundsmæssige værdi af disse miljøforbedringer.

4.19.6 Følsomhedsanalyse: Diskonteringsrenter på 3 og 6 % samt halvering af pris på kvælstof

Resultaterne af følsomhedsberegninger med diskonteringsrenter på 3 og 6 % ses i tabel 4.20.10.
Som det fremgår af tabellerne har størrelsen af diskonteringsrenten en meget bekeden effekt på CO_2-skyggeprisen. Det skyldes, at der stort det er tidsmæssigt sammenfald mellem omkostninger og benefits gennem analyseperioden. Kun for administration er der tale om lidt større omkostninger i begyndelsen af analyseperioden.

Tabel 4.20.10 Følsomhedsanalyse med diskonteringsrenter på 3 og 6 %

	Diskonteringsrente	
	3 %	6 %
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	7.885	5.200
Nettoomkostninger uden værdi af sideeffekter, mio. kr.	4.747	3.145
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	1.178	791
Skyggepris m. værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv. inkl. kulstoflagring	149	152
Skyggepris u. værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv. inkl. kulstoflagring	602	605
Skyggepris m. værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv. ekskl. kulstoflagring	625	636
Skyggepris u. værdi af sideeffekter, kr./ton CO_2-ækv. ekskl. kulstoflagring	2.518	2.529

Kilde: Egne beregninger.

Følsomhedsberegning med halvering af pris på kvælstof fremgår af tabel 4.20.11. Det ses, at en halvering af skyggeprisen på kvælstof fører til lidt mere end en fordobling af skyggeprisen, som i dette tilfælde er 372 kr./ton CO_2-ækv. sammenlignet med 150 kr./ton CO_2-ækv. i standardscenariet.

Tabel 4.20.11 Følsomhedsanalyse med halvering af pris på N

	N-pris halveret til 27 kr./kg N
Reduktion af drivhusgasser inkl. kulstoflagring, NPV 2013-42	6.817
Nettoomkostninger med værdi af sideeffekter, mio. kr.	2.537
Skyggepris m. værdi af sideeffekter inkl. kulstoflagring, kr./ton CO_2-ækv.	372

Kilde: Egne beregninger.

4.20 Kvalitative beskrivelser af tiltag

De kvalitative beskrivelser nedenfor omfatter tiltag, der er beskrevet teknisk og biologisk i Olesen et al. (2013). På grund af manglende økonomidata og/eller usikre naturvidenskabelige data er det ikke muligt at foretage pålidelige beregninger af CO_2-skyggepriser for disse tiltag. I det følgende give en kort beskrivelse af tiltagene baseret på Olesen et al. (2013).

4.20.1 Termisk forgasning af biomasse

Forgasset biomasse som f.eks. halm ville kunne erstatte kul på kraftværkerne. Forgasningen sikrer at biomassen bliver mere håndterbar og at effektiviteten forøges. Slaggedannelse, dvs. sammensmeltning af aske på riste, undgås ved at benytte forgasset biomasse mens teknologien også reducerer problemer mht. korrosion, dvs. næringssalte der angriber kedelvæggene som sker ved fyring af normal biomasse. Biomasseasken kan genanvendes som lettilgængelige næringsstoffer til planter og dette ses som en fordel bl.a. i forhold til fosforforsyning.

Dong har et demonstrationsanlæg ved Kalundborg på 6 MW, og der er udarbejdet en strategi for videreudvikling og markedsføring af teknologien. Der foreligger dog ikke tilstrækkelige omkostningsdata til, at der kan beregnes skyggepriser ved dette tiltag.

4.20.2 Bioraffinering af biomasse

Ved bioraffinering skilles alle organiske bestanddele i biomassen ad. På denne måde sikres fuld udnyttelse af de forskellige organiske fraktioner. Disse kan bruges til energi eller materialer (f.eks. dyrefoder eller kemikalier). Efter udnyttelse af det organiske stof kan næringsstofferne tilbageføres som gødning til planter i landbruget. Der er ikke datagrundlag for beregning af CO_2-skyggepriser i relation til bioraffinering.

4.20.3 Nitrat og sulfat i foderet til malkekøer

Tiltaget omfatter øget indhold af nitrat og svovl i foderet til malkekøer for at reducere dannelsen af metan i drøvtyggeres fordøjelsessystem. Der er dog observeret uheldige sideeffekter såsom ophobning af nitrit, som kan hæmme blodets hæmoglobin i at transportere ilt. Derfor er der brug for yderligere forskningsindsats, som bl.a. kan afdække den optimale indfasningsperiode for at undgå ophobning af nitrit. Da der er forholdsvis få resultater på dette område i Danmark såvel som i udlandet, vurderes det, at der ikke er tilstrækkeligt datagrundlag til at udføre økonomiberegninger på et sådant tiltag.

4.20.4 Genetisk selektion

Det er vurderes, at der ved hjælp af avl på drøvtyggere med lavere metanudledning kan opnås en metanreduktion på 15 % i 2050. Dette kræver dog, at det er muligt at registrere hver enkelt drøvtyggers udledning på linje med nuværende registreringer af mælkeydelse og sygdomstilfælde. Dette er på nuværende tidspunkt gjort på forsøgsbasis, hvor det hidtil kun har været muligt at registrere på malkekøer, som har adgang til malkerobotter, hvor selve målingen af metan finder sted

i fodertruget. Der kræves en større forskningsindsats for at udbrede denne praksis. På den baggrund vurderes der ikke at være tilstrækkeligt datagrundlag for beregning af CO_2-skyggepriser for dette tiltag.

4.20.5 Nitrifikationshæmmere til husdyrgødning

Tilsætning af nitrifikationshæmmere reducerer udledningen af lattergas fra udbragt husdyrgødning. Reduktionen af lattergas har på forsøgsbasis varieret fra 19 til 60 % med et gennemsnit på 40 %. Der foreligger dog ingen danske undersøgelser af denne metode, og derfor vurderes datagrundlaget at være for usikkert at til beregning af CO_2-skyggepriser, som vil være relevante i en dansk sammenhæng.

4.20.6 Større andel af bælgplanter i græsmarkerne

Bælgplanter er kvælstoffikserende, og det vurderes, at kvælstoftilførslen til græsmarker vil kunne reduceres med 100 kg N per hektar ved en større andel af bælgplanter – mod et mindre udbyttetab. En sådan reduktion i kvælstoftilførslen vil kunne reducere udledning af lattergas og mindske kvælstofudvaskningen. Der kræves fortsat forskning og udvikling på området for at sikre mod udbyttetab. På den baggrund vurderes det, at der ikke er tilstrækkeligt datagrundlag til omkostningsberegninger.

4.20.7 Vedvarende græsmarker

Tiltaget omfatter omlægning af græsarealer i omdrift til vedvarende græs med reduceret gødningstilførsel. Vedvarende græsmarker opretholder kulstoflagringen, som græsmarker i omdrift frigiver ved pløjning hvert 2.-4. år. En reduktion af kvælstoftilførslen reducerer udledningen af lattergas. Der er dog brug for fortsat forskning på området og flere forsøg på danske arealer, som undersøger, hvor stor en udbyttenedgang der vil være ved at gå fra græs i omdrift til vedvarende græs. Det utilstrækkelige datagrundlag betyder, at det muligt at foretage pålidelige omkostningsanalyser for tiltaget.

4.20.8 Fremme af sædskifte med flerårige afgrøder/græsmarker

Etablering af flerårige afgrøder, som græs eller lucerne i sædskiftet, vil bidrage til øget kulstoflagring i jorden. Der kan ved dette tiltag være en potentiel lagring af kulstof svarende til 0,257 ton CO_2 per ha per år. Tiltaget er primært relevant for kvægbrug. Der er på nuværende tidspunkt ikke tilstrækkeligt datagrundlag til at fastslå, hvordan tiltaget vil påvirke bl.a. metanudledningen fra dyrene. Med denne usikkerhed er der ikke grundlag beregning af omkostninger ved tiltaget.

4.20.9 Reduceret jordbearbejdning

Tiltaget reduceret jordbearbejdning omfatter adskillige jordbearbejdningsmetoder, der nedsætter arbejds- og energiindsatsen på landbrugsarealer. Reduceret jordbearbejdning reducerer energiforbruget ved dyrkning af joden samt og under visse forhold medfører det en øget kulstoflagring i jorden. Reduceret jordbearbejdning anslås at kunne reducere CO_2-udledning med 33-64 % afhængigt af metode og teknik. Det svarer til en reduktion på 0,031-0,091 tons CO_2 per ha ved reduceret jordbearbejdning og 0,100 tons CO_2 per ha ved direkte såning. Et tiltag som pløjefri dyrkning kan være relevant på ca. 400.000 ha landbrugsjord i Danmark, hvor ca. 100.000 ha allerede nu dyrkes med reduceret jordbearbejdning. Yderligere 200.000 ha anslås at kunne omlægges inden 2020. For at undgå en reduktion i udbyttet som følge af reduceret jordbearbejdning er der behov for en forbedret udviklings- og rådgivningsindsats. Der skønnes ikke at være tilstrækkeligt datagrundlag for danske jorde til beregning af omkostningerne ved tiltaget.

4.20.10 Halm til forgasning og med returnering af biochar til jorden

Ved forgasning af halm ved høj temperatur og lavt ilttryk vil der udover bioenergi dannes kulstof i fast form også kaldet biochar, som er sammenligneligt med trækul. Biochar findes dermed i fast form i stedet for at blive til CO_2. Ved behandlingen af halmen på denne måde kan biomasse tilbageføres til jorden og fungere som en stabil kulstofpulje i jorden. Det skønnes, at biocharkulstof tilført jorden ikke vil nedbrydes over en 20-100 årig periode grundet dets høje stabilitet, hvilket dog ikke er entydig fastlagt. Der er dog ikke tilstrækkeligt datagrundlag til at udføre omkostningsberegninger for tiltaget.

5 English summary

The report "Economic Efficiency Assessment of Climate Measures for Agriculture" contains the contributions by the Institute of Food and Resource Economics (IFRO) to a Danish Government appraisal of greenhouse gas (GHG) reduction measures. The policy goal is a 40 per cent reduction in total Danish GHG emissions by 2020 compared to 1990. The GHGs analysed in the present study include emissions of CO_2, nitrous oxide and methane plus soil carbon sequestration. The purpose of the study is to identify GHG mitigation measures related to agriculture which can deliver cost-effective contributions to the targeted reduction in GHG emissions in Denmark.

5.1 GHG mitigation measures related to agriculture

A total of 31 GHG mitigation measures are included in the assessment. The stipulated implementation period is 2013 to 2020. The cost calculations have a time horizon equal to 30 years, i.e. from 2013 to 2042. The GHG reduction potential, expressed in CO_2 equivalents (CO_2-eq), is calculated as the sum of the effect on the emission of CO_2 (with and without changes in soil carbon), methane and nitrous oxide. The 31mitigation measures are listed below (figures in brackets show the assumed implementation potential):

1. Biogas from livestock manure/slurry (10 % of total slurry production)
2. Biogas from slurry and maize (10 % of total slurry production)
3. Biogas from organic clover
4. Additional fat in diet for dairy cows (80% of conventional dairy cow stock and 20 % of organic dairy cow stock)
5. Additional concentrated feed in diet for other cattle (25 % of cattle stock under 2 years of age)
6. Prolonged lactation period for dairy cows (10 % of dairy cow stock)
7. Acidification of slurry (10 % of total slurry production)
8. Covers on slurry containers (40 % of total slurry production)
9. Cooling of pig slurry (10 % of pig slurry)
10. Nitrification inhibitors in nitrate fertilisers (100 % of chemical fertilisers with nitrogen)
11. Increased nitrogen utilization requirement for degassed slurry in nitrogen quota system (50 % of total slurry production)
12. Increased nitrogen utilization requirement for certain types of slurry in nitrogen quota system (5 % mink, 10 % poultry, and 20 % liquid manure)
13. Reduction of nitrogen quota (10 % of total nitrogen quota)
14. Energy willow (100,000 ha)
15. Straw for combustion (100,000 ha)
16. Catch crops (240,000ha, whereof 110,000 ha on clay soil and 130,000 ha on sandy soil)

17. Short term catch crops (240,000 ha, whereof 110,000 ha on clay soil and 130,000 ha on sandy soil)
18. Conversion of arable land (not naturally wet) to permanent grass (100,000 ha)
19. Afforestation of arable land (50,000 ha, whereof 31,000 ha on clay soil and 19,000 ha on sandy soil ha)
20. Conversion of arable, organogenic land to permanent grass with continued drainage (35,000 ha)
21. Conversion of arable, organogenic land to permanent grass with termination of drainage (35,000 ha)

The mitigation measures and their assumed implementation potentials have been chosen in cooperation with the Faculty of Agricultural Sciences, Aarhus University. Marginal abatement cost functions have been constructed as seen in section 1.4. The levels of the implementation potential for the individual measures have been stipulated at a scale assumed to allow implementation at approximately constant marginal costs when using existing technologies. For some measures the specified implementation potential is limited by the assumptions of the overall Government appraisal of GHG reduction measures for the non-ETS area. The focus of the Government appraisal is on the identification of cost-effective GHG reduction potentials which are not already covered by existing policy programs – such as the Danish Government's Green Growth program. For example, when the present study was initiated the Green Growth program stipulated that up to 50 per cent of the animal manure produced in Denmark should be used in biogas production by 2020. The 10 per cent specified here is in addition to this target.

5.2 Calculation assumptions

The calculations show the social GHG mitigation cost for each of the specified measures expressed in DKK[24] per ton CO_2-eq. Some of the policy measures provide ancillary benefits in terms of side effects arising incidental to GHG mitigation. The ancillary benefits comprised by the analysis are reduced nitrate losses and ammonia. The social value of ancillary benefits is included in the calculations as negative costs and therefore deducted from the implementation costs. The time horizon for the calculations is 2013 to 2042. Annual implementation costs and ancillary benefits over the life time of the investments are expressed in 2012 prices and discounted to 2012 using a social discount rate of 4 per cent (as prescribed by the Danish Ministry of Finance). The social mitigation cost for each measure is calculated as the sum of discounted implementation costs minus ancillary benefits divided by the sum of discounted annual GHG reductions measured in ton CO_2-eq. A number of the measures considered affect carbon sequestration in the soil. As it is uncertain if soil carbon sequestration will be included in future climate agreements, mitigation costs are presented both with and without the effects on soil carbon.

[24] One euro is equal to approximately 7.5 DKK.

The analysis does not include employment or balance of payment effects.

5.2.1 Definition of social costs

The calculation of social mitigation costs is based on welfare economic principles. Welfare economic costs express the changes in consumption possibilities for the Danish society which the implementation of a given mitigation measure would result in. Consumers' optimization of their consumption bundles is based on market prices including commodity taxes. Therefore, costs and benefits measured at factor prices are converted to the market/consumer price level using a standard conversion factor. The standard conversion factor specified by the Danish Ministry of Finance is 1.325 implying that factor prices are increased by 32,5 per cent.

5.2.2 Treatment of taxes, subsidies and deadweight loss

Being based on welfare economic principles the calculations do not include intra-societal transfer payments (subsidies and taxes) from/to the Danish state. On the other hand, subsidies from the EU represent, in principle, welfare gains for the Danish society and as such should be included in the calculations of social mitigation costs (the *marginal* increase in the Danish contributions to the EU budget as a result of an increase in transfer payments to Denmark is close to nil). However, it would not be realistic to assume that the policy measures included in this analysis can be fully financed by an increase in EU funds allocated to Denmark. All subsidies are therefore treated as transfers from the Danish state. Accordingly, these transfers are not included in the calculations. However, in the long term at least, subsidies must be financed through an increase in taxes. According to welfare economic theory raising public funds through taxation is associated with a deadweight loss due distortions of labour supply and the relative prices of consumer goods. Therefore, the calculations incorporate a tax distortion cost of 20 % of the revenue augmented by the standard conversion factor.

5.2.3 Social value of ancillary benefits

The ancillary benefits included in the calculations are reduced nitrate and ammonia emissions incidental to GHG mitigation. Reduced nitrate and ammonia emissions are evaluated at the marginal social costs of abatement – estimated (by the Danish Environmental Protection Agency and IFRO) at 40 DKK per kg N and 41 DKK per kg NH_3-N respectively. In table 5.1 below mitigation costs are presented both with and without the social value of ancillary benefits.

5.2.4 Negative mitigation cost

For several of the investigated policy measures the social mitigation costs are negative. This means that implementation of the measure represents a win-win or no-regret solution to society. The occurrence of negative mitigation costs may be due to the fact that the measure represents a profitable economic activity or that the value of ancillary benefits exceeds the implementation costs.

5.3 Calculated abatement costs

Table 5.1 shows the assumed GHG reduction potentials of the analysed policy measures and the social mitigation cost per ton CO_2-eq.

Table 5.1. GHG reduction potential and social mitigation costs of analysed measures

Measure	GHG reduction in 2020 1,000 ton CO_2–eq		Social mitigation cost DKK per ton CO_2-eq			
	With soil carbon sequestration	Without soil carbon sequestration	With side effects, with carbon sequestration	Without side effects, with carbon sequestration	With side effects, without carbon sequestration	Without side effects, without carbon sequestration
Biogas from livestock slurry	132	138	625	791	598	757
Biogas from maize	187	181	1.195	1.285	1.160	1.247
Biogas from clover	102	64	1.239	1.204	1.989	1.932
Slurry acidification, total	i.r.	97	i.r.	i.r.	-417	1.302
- 10 % of cattle slurry	i.r.	32	i.r.	i.r.	-350	1.469
- 10 % of swine slurry	i.r.	65	i.r.	i.r.	-483	1.134
Cooling of manure	i.r.	6	i.r.	i.r.	-16.083	i.r.
Covers on slurry containers, total	i.r.	78	i.r.	i.r.	-15.408	507
- Pig slurry	i.r.	53	i.r.	i.r.	-11.288	44
- Cow slurry	i.r.	25	i.r.	i.r.	-19.529	971
Nitrification inhibitors	i.r.	335	i.r.	i.r.	i.r.	1.844
- Nitrification inhibitors, Break-even price	i.r.	335	i.r.	i.r.	i.r.	491
Reduction of nitrogen quota by 10 %	i.r.	175	i.r.	i.r.	-1.810	1.425
Increased nitrogen utilization in degassed slurry	i.r.	48	i.r.	i.r.	-1.663	1.303
Increased nitrogen utilization in certain slurry	i.r.	17	i.r.	i.r.	-1.608	1.259
Additional fat in diet for dairy cows, total	i.r.	141	i.r.	i.r.	i.r.	1.036
- Conventional dairy cows	i.r.	128	i.r.	i.r.	i.r.	414
- Organic dairy cows	i.r.	12	i.r.	i.r.	i.r.	5.413
Additional fat in diet for dairy cows, total – same subsidy	i.r.	141	i.r.	i.r.	i.r.	1.095
Additional concentrated feed in diet for other cattle	i.r.	11	i.r.	i.r.	i.r.	3.646
Additional concentrated feed in diet for other cattle, with subsidy	i.r.	11	i.r.	i.r.	i.r.	3.849

Measure	GHG reduction in 2020 1,000 ton CO_2–eq		Social mitigation cost DKK per ton CO_2-eq			
	With soil carbon sequestration	Without soil carbon sequestration	With side effects, with carbon sequestration	Without side effects, with carbon sequestration	With side effects, without carbon sequestration	Without side effects, without carbon sequestration
Prolonged lactation period, dairy cows	i.r.	17	i.r.	i.r.	i.r.	-25
Straw for combustion	151	225	i.r.	624	201	590
Energy willow, total	181	61	-282	353	-847	1.051
- Sandysoil	145	49	-409	346	-1.204	1.019
- Clay soil	18	6	-245	152	-774	481
- Organogenic	18	6	-191	561	-564	1.653
Energy willow, increased subsidy to cover rent loss, total	181	61	26	661	85	1.983
- Sandy soil	145	49	-194	561	-572	1.651
- Clay soil	18	6	119	516	377	1.632
- Organogenic	18	6	153	905	449	2.666
Catch crops, total	156	i.r.	-2.235	609	i.r.	i.r.
- Sandy soil	110	i.r.	-3.375	658	i.r.	i.r.
- Clay soil	46	i.r.	-1.094	560	i.r.	i.r.
Short term catch crops, total	167	i.r.	-532	826	i.r.	i.r.
- Sandy soil	89	i.r.	-978	841	i.r.	i.r.
- Clay soil	78	i.r.	-25	810	i.r.	i.r.
Arable land to permanent grass, total	295	112	1.292	2.199	3.472	5.853
- Sandy soil	149	58	181	1.323	469	3.424
- Clay soil	146	54	2.404	3.074	6.476	8.282
Afforestation of arable land, total	474	50	695	877	6.528	8.239
Sandy soil	232	18	163	305	2.149	4.016
Clay soil	242	33	1.203	1.424	8.870	10.499
Conversion of arable, organogenic land to permanent grass, continued drainage	102	38	1.973	2.570	5.297	6.899
Conversion of arable, organogenic land to permanent grass, discontinued drainage	481	115	150	603	628	2.522

Note: i.r. = irrelevant.

Source: Own calculations and Olesen (2013).

5.3.1 Livestock manure for biogas

When the present analysis was initiated, the Danish Government's Green Growth programme stipulated that up to 50 per cent of the animal manure produced in Denmark should be used in biogas production by 2020. The 10 per cent considered here increases this to 60%. The 10 % increase represents a reduction in GHG emissions of 132 thousand tons CO2-eq. per year. The feed stock consists of animal manure either, partly in terms of slurry and partly the solid fraction from separation of slurry. The calculations assume that the biogas produced is used as a substitute for natural gas in combined heat and power plants (CHP). The ancillary benefits comprise of reduced nitrate emissions from biogas digested slurry as compared to untreated slurry. The use of animal manure in biogas production decreases soil carbon sequestration. This is due to the fact that biogas digested slurry contains less carbon than untreated slurry when applied as fertilizer.

As can be seen in table 5.1 social mitigation costs are DKK 757 per ton CO_2-eq. without the value of ancillary benefits and without the (negative) effect on soil carbon sequestration. With the effect on soil carbon content included mitigation costs increase to DKK 791 per ton CO_2-eq. After the inclusion of ancillary benefits the calculations show social mitigation costs of DKK 598 per ton CO_2-eq. without the effect on soil carbon sequestration. With the effect on soil carbon included mitigation costs are DKK 625 per ton CO_2-eq.

5.3.2 Use of maize silage in combination of animal slurry for biogas

Maize silage has significantly higher dry matter content than slurry as well as greater biogas potential per ton dry matter. The relatively high biogas yield per ton dry matter makes maize potentially interesting in biogas production. Nevertheless, this advantage has to be measured against the additional costs linked to growing and harvesting maize compared to the cost of using slurry in the production of biogas. The CO_2 reduction costs increase when using 10 % of maize silage compared to the standard scenario and without ancillary benefits. Consequently, adding maize silage is less beneficial from a societal point of view than slurry alone. The societal cost by adding maize to slurry is DKK 1,160 per ton CO_2-eq without soil carbon sequestration but with ancillary benefits. When soil carbon sequestration is taken into account the societal cost increases to DKK 1,195 per ton CO_2-eq. Without the ancillary benefits the societal cost is DKK 1,247 and 1,285 per ton CO_2-eq. with and without soil carbon sequestration.

5.3.3 Biogas from organic clover

Growing organic clover for biogas is viewed primarily as a way to achieve more nitrogen through the plants' nitrogen fixation in organic farming. This is primarily used on farms without a large livestock production or farms without access to manure from nearby farms. The measure involves 20,000 ha of clover for biogas production. It is assumed that only organic clover is used in the production of biogas. Under this assumption it will be possible to use the gassed material as fertiliser on organically farmed land. It will also be relevant in the case of a gradual phasing out of

the use of conventional slurry on organically farmed land. The abatement cost when using clover in making biogas is DKK 1,989 and 1,239 per ton CO_2-eq. with and without soil carbon sequestration, respectively. The reason for the high shadow prices compared to the standard scenario is found in the high costs in purchasing of organic clover which is only partially balanced by the value of increased nitrogen fixation.

5.3.4 Slurry acidification

The primary purpose of slurry acidification is to reduce ammonia emissions from stables and manure storage facilities. Slurry acidification also reduces the emissions of the greenhouse gases methane and nitrous oxide and it is therefore incorporated in this analysis as a potentially relevant GHG reduction measure. Acidification of slurry has no effect on soil carbon sequestration. Table 5.1 shows that acidification of slurry represents a win-win solution with negative mitigation costs of DKK 350 and 483 per ton CO_2-eq. for cattle and pig manure, respectively, when the ancillary benefits in terms of reduced ammonia emissions are included. Without the inclusion of the ancillary benefits the mitigation costs are close to DKK 1,469 and 1,134 per ton CO_2-eq. for cattle and pig manure, respectively. The results show that this measure should primarily be seen as an environmental protective measure to reduce ammonia emissions with greenhouse gas emission reductions as a side effect.

5.3.5 Cooling of pig manure

Cooling of manure can reduce methane and ammonia emissions from the slurry canals in stables. This gives the measure a yearly reduction potential of 6,000 ton CO2-eq. from 2020. The measure will only be relevant if a heating pump is used to utilize the heat for warming the farrowing and climate stables as there would otherwise be a high energy consumption when cooling the manure. The abatement cost is DKK 16,083 per ton CO_2-eq.

5.3.6 Covers on slurry containers

By covering slurry containers it is possible to reduce methane emissions by 53,000 ton CO_2-eq. for pig slurry and 25,000 ton CO_2-eq. for cattle slurry, in total a yearly reduction of 78,000 ton CO_2-eq. The measure also reduces ammonia emissions that make it very beneficial for society with large negative abatement costs when ancillary benefits like ammonia emissions are included. It is here assumed that the reduction potential for ammonia is the same for pig and cattle slurry. Pig slurry thus has abatement benefits of DKK 11,288 per ton CO_2-eq. while the benefits when covering cattle slurry containers are DKK 19,529 per ton CO_2-eq. If the ancillary benefits are not taken into account, there will be abatement costs of DKK 44 and 971 per ton CO_2-eq. for pig and cattle slurry, respectively. Together, this gives an average abatement cost of DKK 507 per ton CO_2-eq.

5.3.7 Nitrification inhibitors

By adding nitrification inhibitors to nitrogenous fertilizer the emissions of nitrous oxide can be reduced. This would reduce emissions by 335,000 ton CO_2-eq yearly. Table X shows that the abatement cost are DKK 1,844 per ton CO_2-eq. when the price on nitrification inhibitor is DKK 2.18 per kilogram N. If the abatement cost should be below the shadow price of CO_2 it requires the price on nitrification inhibitors to decrease to DKK 0.58 per kilogram N. This would result in an abatement cost of DKK 491 per ton CO_2-eq.

5.3.8 Reduction of nitrogen quota by 10 %

This measure will have a potential of reducing nitrous oxide emissions with 175,000 ton CO2-eq. on a yearly basis from 2020. This is a result of reduced use of fertiliser. There will also be ancillary benefits of reduced nitrogen leaching and reduced ammonia evaporation. The abatement cost is DKK 1,425 per ton CO2-eq. without ancillary benefits. With these benefits there will be a benefit for society of DKK 1,810 per ton CO2-eq. which makes the measure highly relevant in relation to general environmental protection. However, the abatement cost is rather high when ancillary benefits are not accounted for, making the measure less relevant for greenhouse gas emission abatement policy.

5.3.9 Increased nitrogen utilization in degassed slurry

After the slurry has been used for biogas production the slurry contains more plant accessible nitrogen. This effect can reduce the use of nitrogen fertiliser by an amount equal to 11 % of the nitrogen in degassed slurry. The measure presupposes that the nitrogen quota is reduced by an amount equal to the improved effect on nitrogen availability in the slurry. Nitrogen leaching, ammonia evaporation and nitrous oxide emissions will thus be reduced. The measure has a yearly emission reduction potential of 48,000 ton CO_2-eq. The abatement cost without ancillary benefits is DKK 1,303 per ton CO_2-eq. When including ancillary benefits the measure will have societal benefits of DKK 1,663 per ton CO_2-eq. This makes the measure more relevant for general environmental protection than as a measure to reduce greenhouse gas emissions.

5.3.10 Increased nitrogen utilization in certain slurry

This measure includes slurry from mink, poultry, urine, solid manure as well as deep bedding. The utilization requirements is assumed to increase with 5 % for mink slurry and deep bedding while it increases with 10 % for poultry slurry and urine. For solid manure the utilization requirement is assumed to be reduced by 10 %. The reduction in nitrogen input is assumed to reduce emissions of nitrous oxide by 17,000 ton CO_2-eq each year. There will be ancillary benefits of reduced ammonia evaporation and nitrogen leaching. The abatement cost without ancillary benefits is DKK 1,259 per ton CO_2-eq. When ancillary benefits are taken into account there will be a benefit to society of DKK 1,608 per ton CO_2-eq. Therefore, the conclusion is the same as above.

5.3.11 Additional fat in diet for dairy cattle

The emissions of methane from the digestive system of ruminant livestock can be significantly reduced by increasing the fat content in the diet. This measure has a reduction potential of 141,000 ton CO_2-eq. per year. As shown in the table X the social abatement costs amount to DKK 1,306 per ton CO_2-eq. This cost can be cut in half by excluding organic dairy cows. If a subsidy is used as an implementation measure the abatement cost will increase to DKK 1,095 per ton CO_2-eq.

5.3.12 Additional concentrated feed in diet for other cattle

By changing the diet composition among cattle under two years old a greenhouse gas emission reduction of 11,000 can be reached. The abatement cost will be DKK 3,646 per ton CO_2-eq. If a subsidy is used as an implementation instrument the abatement cost will increase to DKK 3,849 per ton CO_2-eq.

5.3.13 Prolonged lactation period among dairy cows

By prolonging the interval between calving among dairy cows from 13 to 18 months methane emissions can be reduced by 17,000 ton CO_2-eq. each year. There will be a societal abatement benefit of DKK 25 per ton CO_2-eq.

5.3.14 Straw for combustion at heat and power plants

Straw as fuel for heating and electricity will replace coal, natural gas and woody biomass. The scenario assumes that straw from 100,000 ha will be gradually introduced as an energy source. This will provide a reduction in greenhouse gas emissions of 151,000 and 225,000 ton CO_2-eq. with and without the negative effect on soil carbon sequestration when removing straw, respectively. To balance out the negative effect on carbon sequestration in the soil after the straw has been removed, establishing catch crops can be required. In that case, there will be ancillary benefits in regards to reduced nitrogen leaching and ammonia evaporation. The measure will have abatement costs of DKK 624 per ton CO_2-eq. if the negative effect on soil carbon sequestration is accounted for and no requirements of catch crops are made. If there is a requirement for catch crops, the abatement cost decreases to DKK 201 and 590 per ton CO_2-eq. with and without ancillary benefits, respectively. Because catch crops could be established without removing straw for use as fuel, the relevant abatement cost is the one without demands on catch crops, that is, DKK 624 per ton CO_2-eq.

5.3.15 Energy willow

The scenario presumes that during the period 2013-2020 energy willow is planted on 100,000 ha distributed between sandy, clay, and organogenic soil. It is assumed that the willow chips produced are used as fuel in heat and power plants. Willow chips, forest wood chips and wood pellets are relatively close substitutes. Since imports constitute a significant share of total supply it is unlikely that an increase in the Danish production of willow chips will significantly affect the price of these products. Consequently, an increase in willow chip production cannot be expected to displace fossil

fuels in the heat and power sector. Rather, an increase in Danish willow chip production will displace imports of forest wood chips and wood pellets. Consequently, the GHG reduction figures in table 5.1 do not include the bio-energy output resulting from the use of willow chips as a fuel.

The GHG reduction of 181,000 ton CO_2-eq. presented in the table comprise reduced nitrous oxide emissions, enhanced soil carbon sequestration and reduced CO_2 emissions. The latter is due to reduced fuel consumption per hectare when arable crops are displaced by energy willow. In addition to GHG reductions conversion of arable land to energy willow will provide ancillary benefits in terms of reduced nitrate leaching and to a lesser extent reduced ammonia emissions.

Producing energy willow on 80,000 ha sandy soil will provide an abatement benefit to society of DKK 409 per ton CO_2-eq. including soil carbon sequestration as well as ancillary benefits. Without ancillary effects the abatement cost will be DKK 346 per ton CO_2-eq.

Energy willow on clay soil, which in the scenario will be 10,000 ha, will produce a societal benefit of DKK 245 and a cost 152 per ton CO_2-eq. with and without ancillary benefits, respectively.

On organogenic soil, which in the scenario will be 10,000 ha, producing energy willow will result in a societal benefit of DKK 191 per ton CO_2-eq. including ancillary benefits but a societal cost of DKK 561 per ton CO_2-eq. without these benefits.

In total, energy willow will provide a societal abatement benefit of DKK 282 and 847 per ton CO_2-eq. with and without carbon soil sequestration, respectively. If the ancillary benefits are not taken into account, the abatement costs are DKK 353 and 1,051 per ton CO_2-eq. with and without soil carbon sequestration, respectively. The shadow prices are dependent on expectations of an increasing real price of willow chips and an alternative land rents in a normal food crop production, which are based on the average returns in the past 5 years. Coupled with this, recent increases in subsidies for energy willow will most likely provide incentives for increased production of energy willow.

Because of this, abatement costs have been calculated in a different scenario. In this, the farmer's price expectations are based on formers years' increases in crop prices. The land rent will in this scenario be held on 2012-level. For this reason there is a need for higher subsidies in order to make energy willow competitive in relation to other crops.

For sandy soil, this scenario results in an abatement benefit of DKK 194 but a cost of DKK 561 per ton CO_2-eq. with and without ancillary benefits, respectively. For clay soil there is an abatement cost of DKK 119 and 516 per ton CO_2-eq. with and without ancillary benefits, respectively. Energy willow on organogenic soil yields an abatement cost of DKK 153 and 905 per ton CO_2-eq. with and without ancillary benefits, respectively. In total this scenario yields abatement costs of DKK 26 and 661 per ton CO_2-eq. with and without ancillary benefits, respectively. If soil carbon sequestration is

not accounted for, the abatement costs are DKK 85 and 1,983 per ton CO_2-eq. with and without ancillary benefits, respectively.

5.3.16 Catch crops

The primary purpose of catch crops following the main crop is to reduce nitrate leaching from arable land. The climate effects are limited to increased soil carbon sequestration plus a small reduction in the emissions of nitrous oxide. Therefore, the measure is primarily relevant in a climate policy context if soil carbon sequestration is included in the GHG accounting under a future climate agreement. As a result, mitigation costs for this measure are only calculated with soil carbon sequestration included. The ancillary benefits are reduced nitrate pollution.

Table 5.1 shows that mitigation costs on clay soil are negative on clay soil if ancillary benefits are included. In that case, the benefit for society is DKK 1,094 per ton CO_2-eq. If ancillary benefits are not included in the abatement cost calculations, there is an abatement cost to society of DKK 516 per ton CO_2-eq. On sandy soil the effect on nitrate leaching is considerably higher. Here catch crops represent a win-win solution with negative mitigation costs of DKK 3,375 per ton CO_2-eq. when ancillary benefits are included. If the ancillary benefits are not included the mitigation costs amount to DKK 658 per ton CO_2-eq. Thus, catch crops should mainly be regarded as an environment policy measure to reduce nitrogen leaching.

5.3.17 Short term catch crops

Normally catch crops following the main crop in autumn prevent the establishment of a winter crop. Short term catch crops permit sowing of winter cereals in autumn, but their effect on nitrate leaching and soil carbon sequestration is also reduced. Table 5.1 shows that there is a negative abatement cost of DKK 978 per ton CO_2-eq. on sandy soils when ancillary benefits are included. Without ancillary benefits there will be an abatement cost of DKK 841 per ton CO_2-eq. On clay soils, the abatement cost is also negative if ancillary benefits are included. Society will gain a modest DKK 25 per ton CO_2-eq. but have costs of DKK 819 per ton CO_2-eq. if ancillary benefits are not accounted for. Thus, short term catch crops do not appear as a cost effective GHG mitigation measure.

5.3.18 Conversion of arable land to permanent grass

The scenario presumes that 100,000 ha (distributed between sandy soils and clays soils) are gradually transferred from crop production to permanent grass during the period 2013-2020. Landscape maintenance is assumed to be in form of extensive grassing and cutting which the Danish government supports with subsidies of DKK 1,650 and 950 per hectare, respectively. It is assumed that half of the area will be cut and the other haft grassed. The GHG reduction effects comprise reduced nitrous oxide emissions and reduced fuel consumption per hectare when arable crops are displaced by permanent grass. In addition conversion to permanent grass increases soil

carbon sequestration. The ancillary benefits are reductions in nitrate leaching and ammonia emissions.

Table 5.1 shows that conversion of arable land on sandy soil to permanent grass will have social abatement costs of DKK 181 per ton CO_2-eq. when ancillary benefits and soil carbon sequestration are included. Without ancillary benefits abatement cost increases to DKK 1,323 per ton CO_2-eq. On clay soils the calculated abatement costs are DKK 2,404 per ton CO_2-eq. when ancillary benefits and soil carbon sequestration is included. Without ancillary benefits the abatement cost on clay soil is DKK 3,074 per ton CO_2-eq. The difference in abatements cost between to two soil types is due to the higher economic return for agricultural crops on clay soil as well as the greater reduction of nitrogen leaching on sandy soils. As seen in table 5.1, the abatement costs increase greatly when soil carbon sequestration is not accounted for. On this background, the measure is more relevant for general environmental protective policies than greenhouse gas abatement even though carbon sequestration is accounted for.

5.3.19 Conversion of arable, organogenic land to permanent grass – continued drainage

There are considerable environmental benefits associated with conversion of arable, organogenic land to permanent grass. This will enhance carbon sequestration substantially because of the high carbon content in this soil type. In addition to soil carbon sequestration, GHG effects comprise reductions in nitrous oxide and methane emissions plus reduced fuel consumption. The reduced greenhouse gasses amounts to 102,000 ton CO_2-eq each year. Ancillary benefits are reduced nitrate leaching and ammonia evaporation

Table 5.1 shows that conversion of arable, organogenic land to permanent grass has social abatement costs around DKK 1,973 per ton CO_2-eq. when ancillary benefits and soil carbon sequestration are included. Without ancillary benefits abatement costs increase to DKK 2,570 per ton CO_2-eq. Thus, conversion of arable, organogenic land to permanent grass cannot be considered as a cost-effective mitigation measure even though ancillary benefits and soil carbon sequestration are included.

5.3.20 Conversion of arable, organogenic land to permanent grass – discontinued drainage

There are considerable environmental benefits associated with conversion of arable, organogenic land to permanent grass. This will enhance carbon sequestration substantially because of the high carbon content in this soil type. In addition to soil carbon sequestration, GHG effects comprise reductions in nitrous oxide and methane emissions plus reduced fuel consumption. The reduced greenhouse gasses amounts to 481,000 ton CO_2-eq each year, more than four times the amout reduced when drainage is continues. Ancillary benefits are reduced nitrate leaching and ammonia evaporation

As seen in table 5.1, conversion of arable, organogenic land to permanent grass without drainage has social abatement costs around DKK 150 per ton CO_2-eq. when ancillary benefits and soil

carbon sequestration are included. Without ancillary benefits abatement costs increase to DKK 603 per ton CO_2-eq. Thus, conversion of arable, organogenic land to permanent grass whilst discontinuing drainage, can be considered as a cost-effective mitigation measure ancillary benefits and soil carbon sequestration are included. If carbon sequestration is not included, abatement costs will increase to DKK 628 and 2,522 per ton CO_2-eq. with and without ancillary benefits, respectively. Therefore, ancillary benefits and soil carbon sequestration is of crucial for the cost-effectiveness of this measure.

5.3.21 Afforestation

The scenario presumes afforestation of 50,000 ha of arable land distributed between sandy soils (19,000 ha) and clays soils (31,000 ha). GHG reductions associated with afforestation come from carbon sequestration in biomass as well as soil. Afforestation of arable land provides ancillary benefits in terms of reduced nitrate leaching and ammonia evaporation. As can be seen in table 5.1 there are great differences between abatement costs by afforestation of clay soils and sandy soils. Afforestation of sandy soils has abatement costs of DKK 187 and 328 per ton CO_2-eq. with and without ancillary effects, respectively. Afforestation of clay soilshas abatement costs – ranging from DKK 1,254 per ton CO_2-eq. when ancillary benefits and soil carbon sequestration are included to DKK 1,475 without ancillary benefits. Afforestation of clay soils is thus not a cost-effective policy measure, but on sandy soils it is shown that abatement costs are rather low and below the shadow price on CO_2 even though ancillary benefits are not accounted for.

REFERENCER

Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi: Kort over jordbundstyper, DJFgeodata.dk.

Aarhus Universitet (2012): Normtal 2012.
http://anis.au.dk/fileadmin/DJF/Anis/Normtal_2012_august_ny_2012.pdf

AGMEMOD: Beregninger foretaget med modellen AGMEMOD (modelbeskrivelse i Hanrahan, et al., 2008).

Agrotech (2008): Kalkuler for energipil, Landscentret planteproduktion.
http://www.lr.dk/planteavl/informationsserier/info-planter/bioenergi-kalkuler.htm.

Andersen, Johnny M., Jens Hansen, Lars-Bo Jacobsen, Svend Rasmussen (2011): Landbrugets og fødevareindustriens produktivitetsudvikling, Rapport nr. 208, Fødevareøkonomisk Institut., s. 35)

Baumol, W.J. & W.E. Oates (1988): The Theory of Environmental Policy, 2nd, Cambridge University Press

Birkmose, T., Hjort-Gregersen, K. & Stefanek, K. (2012). Biomasser til biogasanlæg i Danmark - på kort og langt sigt. Agrotech

Christiansen, H. C, Danfær, A & Sehested, J (2005): Koens reaktion på forskelle i planlagt kælvningsinterval og energiforsyning. Danmarks Jordbrugsforskning
http://orgprints.org/4694/1/4694.pdf

Christensen, J.; Hjort-Gregersen, K.; Uellendahl, H.; Ahring, B.K.; Baggesen, D.L.; Stockmarr, A.; Møller, H.B. og Birkemose, T. (2007). Fremtidens biogasfælleanlæg – Nye anlægskoncepter og økonomisk potentiale. Rapport nr. 188. Fødevareøkonomisk Institut.
http://www.foi.life.ku.dk/Publikationer/FOI_serier/~/media/migration%20folder/upload/foi/docs/publikationer/rapporter/nummererede%20rapporter/2007/rapport%20nr%20188.pdf.ashx

Christiansen, Michael Groes (2012): Økonomi ved gylleseparering. En sektorøkonomisk analyse, Notat nr. 1205, Videncenter for Svineproduktion. http://vsp.lf.dk/~/media/Files/PDF%20-%20Publikationer/Notater%202012/Notat_1205_Oekonomi%20ved%20gylleseparering%20en%20sektorkonomisk%20analyse.ashx

Dalgaard, Randi, Niels Halberg & John E. Hermansen (2007): Danish pork production. An environmental assessment, DJF Animal Science No. 82.

Damgaard, C., Erichsen, E. & Husum, H. 2001: Samfundsøkonomisk projektvurdering af skovrejsning ved Vollerup. Marts 2001, Skov- og Naturstyrelsen, København.

Danish Energy Authority (2005): Technology Data for Electricity and Heat Generating Plants, March 2005.

Danmarks Statistik (2012): Svinebestanden opgjort på kvartaler efter type. http://www.statistikbanken.dk/statbank5a/default.asp?w=1920

DCA & IFRO (2013): Foreløbig besvarelse vedrørende landbrugets omkostninger ved den nuværende normreduktion, Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug (DCA), Aarhus Universitet og Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi (IFRO), Københavns Universitet, 14. februar 2013.

DGC (2009): Øget produktion og anvendelse af biogas i Danmark - Rammebetingelser og tekniske forudsætninger. Notat. 11.5.2009.

DMU og DJF (2011): Effekt af fosforudledning af 10 meter randzoner. Notat af 25.1.2011. Danmarks Miljøundersøgelser og Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Århus Universitet

Dubgaard, Alex, Carsten J. Nissen, Hanne Lundsbjerg Jespersen, Morten Gylling, Brian H. Jacobsen, Jørgen Dejgård Jensen, Kurt Hjort-Gregersen, Anne T. Kejser og Julie Helt-Hansen (2010): Økonomiske analyser for landbruget af omkostningseffektive klimatiltag, Rapport nr. 205, Fødevareøkonomisk Institut, København.

Dubgaard, A., Jespersen, H.M.L., Laugesen, F.M., Hasler, B., Christensen, L.P., Martinsen, L., Källstrøm, M. og Levin, G. (2012): Økonomiske analyser af naturplejemetoder i beskyttede områder, Rapport nr. 211, Fødevareøkonomisk Institut, København, 2012.

Kristensen, Troels og Peter Lund (2012): Specifikation af forhold til reduktion i metan, Notat, Aarhus Universitet, 23. oktober 2012.

EA Energianalyse (2006): Elproduktionsomkostninger for nye danske anlæg. Rapport udarbejdet for Dansk Energi, 2. oktober 2006.

Energinet.dk (2010): Lokal anvendelse af biogas kontra opgradering til naturgassystemet. En samfundsøkonomisk analyse. August 2010.

Energistatistik 2007, Energistyrelsen, september 2008.

Energistyrelsen (2010): Anvendelse af biogasressourcerne og gasstrategi herfor. Notat, 3. maj 2010.

Energistyrelsen (2012a): Beregningsmetode til samfundsøkonomiske omkostninger ved virkemidler i klimaplan 2012.

Energistyrelsen (2012b): Begrænsning for brug af majs og andre energiafgrøder til produktion af biogas, Notat, 26. september 2012. http://www.ens.dk/daDK/Info/Nyheder/Nyhedsarkiv/2012/Documents/Notat%20om%20begrænsning%20af%20brug%20af%20majs%20final%2026092012.pdf

Energistyrelsen (2012c): Brændselspriser 2012.

Energistyrelsen (2012d): Samfundsøkonomiske beregningsforudsætninger – Regneark med tabellerne om beregningsforudsætningerne fra september 2012. http://www.ens.dk/da-DK/Info/TalOgKort/Fremskrivninger/beregningsforudsatninger/Sider/Forside.aspx

Energistyrelsen (2012e): Forsyningssikkerhedsafgiftens fordeling på opvarmningsformer. Notat 2. marts 2012. http://www.ens.dk/da-DK/Politik/Dansk-klima-og-energi-politik/regeringensklimaogenergipolitik/forhandlinger11/Forhandlinger_om_Vores_energi/Documents/Forsyningssikkerhedsafgiftens%20fordeling%20p%C3%A5%20opvarmningsformer.pdf

Finansministeriet (2007). Fagligt udredningsarbejde om virkemidler i forhold til implementering af vandrammedirektivet". Rapport fra Finansministeriet omfattende Virkemiddeludvalg I.

Folketinget (2009): Lov om ændring af lov om afgift af elektricitet og forskellige andre love. LOV nr. 527 af 12/06/2009. https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=125442

Folketinget (2010): Lov om ændring af lov om afgift af elektricitet, lov om kuldioxidafgift af visse energiprodukter og forskellige andre love. Vedtaget af Folketinget ved 3. behandling den 4. juni 2010. 2009/1 LSV 162. https://www.retsinformation.dk/forms/R0710.aspx?id=132339

Fødevareministeriet (2008): Landbrug og Klima - Analyse af landbrugets virkemidler til reduktion af drivhusgasser og de økonomiske konsekvenser. Fødevareministeriet, december 2008. http://www.fvm.dk/Ny_rapport.aspx?ID=36631

Fødevareministeriet (2009): Grove estimater over administrative omkostninger knyttet til FOI's forslag til klimatiltag i landbruget, notat dateret 7. maj 2009. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

Fødevareministeriet (2012a): Etablering af flerårige energiafgrøder. http://2.naturerhverv.fvm.dk/energiafgroede.aspx?ID=

Fødevareministeriet (2012b): Nye muligheder for støtte til miljøvenligt landbrug. http://naturerhverv.fvm.dk/Default.aspx?ID=46661&PID=413957&year=&NewsID=703353594

Gregersen, K. H., (2012): Personlig meddelelse. Seniorkonsulent, Agrotech. E-mail: khg@agrotech.dk.

Gregersen, K. H., (2011): Tørstofindholdets betydning for økonomien - Eller vigtigheden af at sikre et højt tørstofindhold i den tilførte husdyrgødning.
https://www.landbrugsinfo.dk/Energi/Biogas/Filer/pl_11_548_b2.pdf

Hanrahan, Kevin, Trevor Donnellan & Peter Howley (2008): Results of Policy Scenario Analysis, Agricultural Member State Modelling for the EU and Eastern European Countries (AGMEMOD 2020), AGMEMOD WP7 P12 D12, Agri-food projections for EU member states, 22 December 2008.

Hansen, M.M., 2012: Personlig meddelelse. E-mail: MogensM.Hansen@agrsci.dk. Institut for Ingeniørvidenskab, Aarhus Universitet, 9. november 2012.

Hinge, Jørgen og Erik Maegaard (2005): Prisen på halm til kraftvarme? Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret, Byggeri og Teknik, februar 2005.

Jacobsen, B. H., Hjort-Gregersen, K., Sørensen, C. G., og Hansen, J. F. (2002): Separering af gylle - en teknisk-økonomisk systemanalyse.
http://www.foi.life.ku.dk/publikationer/foi_serier/~/media/migration%20folder/upload/foi/docs/publikationer/rapporter/nummererede%20rapporter/140-149/142.pdf.ashx

Jacobsen, B.H. (2004). Økonomisk slutevaluering af Vandmiljøplan II. Rapport nr. 169. Fødevareøkonomisk Institut.

Jacobsen, B.H., Hasler, B. og Hansen, L.B. (2009). Økonomisk midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III, Notat fra Fødevareøkonomisk Institut under Københavns Universitet og fra Danmarks Miljøundersøgelser under Aarhus Universitet.

Jacobsen, B.H. (2011). Costs of slurry separation technologies and alternative use of the solid fraction for biogas production or burning - A Danish perspective. International Journal of Agricultural Management, Vol. 1, Issue 2, pp 11-22.

Jacobsen, B.H., Laugesen, F. M., Dubgaard, A., Hjort-Gregersen, K. (2012): Biogasproduktion i Danmark. Vurderinger af drifts- og samfundsøkonomi.

Jacobsen, B.H. (2012a). Omkostninger for landbruget ved implementering af kvælstofreduktionen i vandplanerne fra 2011. Notat til kvælstofudvalget. Udredningsnotat nr. 6. Fødevareøkonomisk Institut, KU.
http://www.foi.life.ku.dk/Publikationer/FOI_serier/~/media/Foi/docs/Publikationer/Udredninger/2012/FOI_udredning_2012_6.ashx

Jacobsen, B. H. (2012b). Analyse af omkostningerne ved en yderligere reduktion af N-tabet fra landbruget med 10.000 tons N. Notat til N-udvalget. Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet.

Jensen T.K. (2009): Biogas til nettet. DGC, Projektrapport, maj 2009.

Jensen, P.N., Iversen, T.M.; Jacobsen, B.H. og Waage Petersen, J. (2009): Notat vedr. virkemidler og omkostninger til implementering af vandrammedirektivet. Rapport udarbejdet til Virkemiddeludvalg II for By- og Landskabsstyrelsen.

Jørgensen, K. (2012): Fremlæggelse; FOI- biogaspotentiale - 22. oktober 2012. Videncenteret for Landbrug.

Jørgensen, K. (2012): Personlig kommunikation. krj@vfl.dk. Videncenteret for Landbrug.

KEMIN (2012): Lov om ændring af lov om fremme af vedvarende energi, lov om elforsyning, lov om naturgasforsyning og lov om Energinet.dk.
https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=142361

Knudsen, Gertrud. Personlig meddelelse (telefonsamtale). Kontorchef – Naturplanlægning, Naturprojekter og Skov. Naturstyrelsen, Miljøministeriet. Haraldsgade 53, 2100 København Ø. Dir tlf.: (+45) 72 54 26 01, Email: geknu@nst.dk

Kristensen, Troels og Peter Lund (2012): Specifikation af forhold til reduktion af metan, Notat, Aarhus Universitet, 23. oktober 2012

Kromann og Fleischer (2008): Scenarier for danske drivhusgas reduktionstiltag i 2020 og 2050, COWI A/S, februar 2008.

Landbrug og Fødevarer, 2012: Slagtninger af svin i Danmark.
http://www.lf.dk/Tal_og_Analyser/Aktuelle_statistikker/Svin/slagtninger.aspx#.UOVfRG_2XYo

Larsen, Søren Ugilt og Katrine Hauge Madsen (2008): Kalkuler for energipil, Landscentret Planteproduktion, AgroTech, oktober 2008.

Lorenzen, H. (2011). Driftsøkonomien i biogas ved forskellige forudsætninger. Indlæg på Plantekongres 2011.

Miljøstyrelsen (2009): Miljøstyrelsens BAT-blade 2. udgave. 2009: Svovlsyrebehandling af gyllen i slagtesvinestalde, Svovlsyrebehandling af kvæggylle.

Miljøstyrelsen (2009a): Forudsætninger for de økonomiske beregninger ved overdækning.

Miljøstyrelsen (2010): Teknologiblad, Fast overdækning af gyllebeholder, 11. november 2010

Miljøstyrelsen (2011a): Forudsætninger for de økonomiske beregninger ved forsuring. Slagtesvin Maj 2011

Miljøstyrelsen(2011b): Forudsætninger for de økonomiske beregninger ved forsuring. Malkekvæg Maj 2011

Ministeriet for Fødevarer, landbrug og Fiskeri: Markblokkort 2005-2011.

Møller, Henrik B. (udateret): Status og udfordringer for forsuringsteknologien i relation til biogasproduktion, Det Jordbrugsvidenskabelige fakultet, Aarhus Universitet. [Foredragspræsentation]

Møller, Jens & Henrik Martinussen (2009): Rapsfrø som fedtkilde til malkekøer, KvægInfo nr. 2010, Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret. http://twww.landscentret.dk/kvaeg/informationsserier/kvaegforsk/2010.htm?print=yes

NaturErhvervstyrelsen (2012): Vejledning om Særlig miljøstøtte under artikel 68 1-årige miljøstøtte-ordninger, 22. april 2012

Naturerhvervsstyrelsen 2012: Statistik over økologiske jordbrugsbedrifter 2011, Autorisation & Produktion, juni 2012

NIRAS (2012): Faktaark for Energinet.

Olesen, Jørgen E. (2009): Potentiale af udvalgte klimavirkemidler på jordbrugsområdet, Notat, Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø, 1. juli 2009.

Olesen, Jørgen E., Uffe Jørgensen, John E. Hermansen, Søren O. Petersen, Jørgen Eriksen, Karen Søgaard, Finn P. Vinther, Lars Elsgaard, Peter Lund, Jan V. Nørgaard, Henrik B. Møller (2013): Effekter af tiltag til reduktion af landbrugets udledninger af drivhusgasser, Aarhus Universitet, 1. maj 2013.

Petersen, Jens & Peter Sørensen (2008): Gødningsvirkning af kvælstof i husdyrgødning. Grundlag for fastlæggelse af substitutionskrav, Baggrundsnotat til Vandmiljøplan III – midtvejsevaluering, Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet.

Petersen, Søren O., Tavs Nyord, Jørgen Eriksen, Peter Sørensen og Lars Elsgaard (2011): Notat vedrørende forsuring af gylle til planteproduktion, Det Nationale Center for Jordbrug og Fødevarer, Aarhus Universitet, 15. september 2011

Pigou, A.C. (1932) [1920]: The Economics of Welfare 4th ed., Macmillan and Co., 1932. http://files.libertyfund.org/files/1410/Pigou_0316_EBk_v6.0.pdf

Poulsen, H. D. 2012: Normtal, 2012.
http://anis.au.dk/fileadmin/DJF/Anis/Normtal_2012_august_ny_2012.pdf

Regeringen (2011): Vores Energi, november 2011.
http://www.ecopark.dk/fileadmin/Arkiv/Ecopark/Dokumenter/vores_energi.pdf

Riber, Steen Vincens (2009): Personlig meddelelse, Steen Vincens Riber, divisionsdirektør, HedeDanmark a/s, Træ og Logistik.

SKAT (2012): Den juridiske vejledning, punktafgifter, 16. juli 2012.
http://www.skat.dk/SKAT.aspx?oId=1921338&vId=205780#pos

SKM (2011a): Lov om ændring af lov om afgift af kvælstofoxider, lov om energiafgift af mineralolieprodukter m.v. og lov om afgift af naturgas og bygas.
http://www.skm.dk/public/dokumenter/lovstof/2011/L32.pdf

SKM (2011b): Bekendtgørelse af lov om kuldioxidafgift af visse energiprodukter. LBK nr. 321 af 04/04/2011.
https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=133858&exp=1

SKM (2011c): Bekendtgørelse af lov om afgift af naturgas og bygas. LBK nr 312 af 01/04/2011 https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=133851

Sommer, S.G., Møller, H.B. & Petersen, S.O., 2001. Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling. DJF rapport - Husdyrbrug, 31, 53 pp

Skøtt, Torben (2011): Forgasset halm kan fortrænge kul på kraftværker, Dansk Energi, 26. august 2011.

Sønderjysk biogas (2008). Sønderjysk Biogas – deltagelsesbetingelser, Sønderjysk Landboforening og NordicBioEnergy. http://www.slf.dk/Files/Billeder/SLF/20082/Biogas_deltagerbetingelser.pdf

Tafdrup, S. (2009). Analyse af omkostninger ved biogasanlæg. Business case. Pers. Kommunikation.

Tafdrup, S. (2012): Værdi af biogas anvendt på kraftvarmeværker i stedet for naturgas – satser for 2011. Energistyrelsen 2012.

Vesterdal, Lars (2009): Personlig meddelelse seniorforsker Lars Vesterdal, Skov & Landskab, Københavns Universitet.

VFL (2011): Generelt om gødningshåndtering.
http://vsp.lf.dk/Viden/Stalde/Haandtering%20af%20goedning/Godningshaandtering.aspx

Videncentret (2010). Hvad skal jeg betale for majs I biogas. Planteavlsøkonomi 2010.
https://www.landbrugsinfo.dk/Oekonomi/Produktionsoekonomi/Planteavl/Filer/pl_Produktionsoekonomi_2010_net_samlet.pdf

Videncentret for Landbrug (2012): Budgetkalkuler 2012.
http://www.farmtalonline.dk/Kalkuler/VisKalkule.aspx?Prodgren=K_4220&Forudsaetninger=31-12-2012;K_4220;1;3;2;1;2;1;1;1;3;1;n;n;n

Ørum, 2012: Ørum, Jens Erik (2012). Udbytte og udvaskning for vinterhvede og vårbyg med og uden normkorrektion. Notat til kvælstofudvalget 8. maj 2012, Fødevareøkonomisk Institut, KU.

Ørum 2012b: Ørum, Jens Erik (2012a). Grundlag for miljøøkonomiske kvælstofnormer. Fødevareøkonomisk Institut, KU Notat til Kvælstofudvalget 8. maj 2012.

Ørum, Jens Erik og Brian H. Jacobsen (2012). Økonomisk adfærd ved udvaskningskorrigerede kvælstofnormer. Notat til kvælstofudvalget 13. marts 2012, Fødevareøkonomisk Institut, KU