

Dokumentationsnotat for regulering af landbrugets udledninger af drivhusgasser

Ulrik Richardt Beck* Tommy Dalgaard† Jørgen Dejgård Jensen‡
Marianne Nygaard Källstrøm*

Dette notat beskriver data, metode, antagelser og resultater bag en analyse af de samfundsøkonomiske omkostninger ved reduktion af landbrugets udledning af drivhusgasser. Det danner baggrund for kapitlet om regulering af landbrugets udledninger af drivhusgasser i De Økonomiske Råds formandskab (2018).

*De Økonomiske Råds Sekretariat.

†Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi (AGRO).

‡Københavns Universitet, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi (IFRO).

Indhold

1	Introduktion og sammenfatning	3
2	Data	4
3	Fremskrivning til år 2030	9
4	Metode	13
5	Resultater	16
A1	Beskrivelse af ESMERALDA-modellen	23
A2	Om alternativ, simpel beregning af effekter og omkostninger ved afgift	26
A3	Detaljeret beskrivelse af de tekniske tiltag	30
A4	Detaljeret beskrivelse af baselinefremskrivningen til 2030	32
A5	Detaljeret beskrivelse af metoden	35

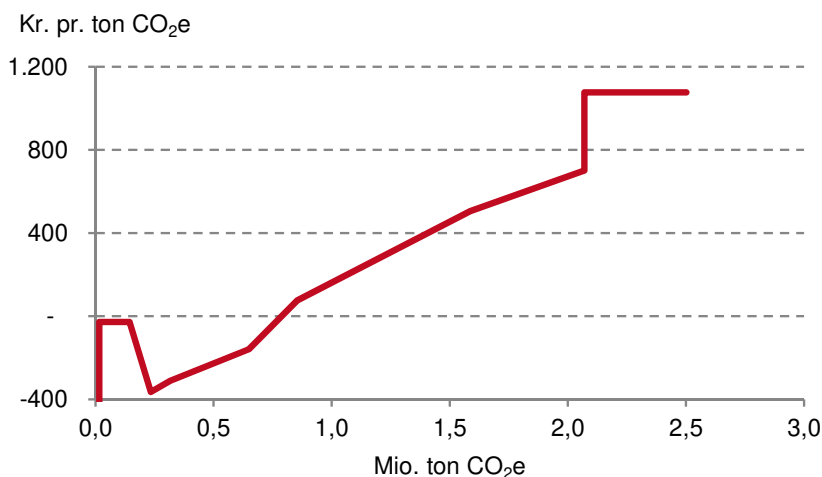
1 Introduktion og sammenfatning

Dette dokumentationsnotat dokumenterer analyserne udført i forbindelse med kapitlet "Regulering af landbrugets udledninger af drivhusgasser", der indgår i De Økonomiske Råds formandskab (2018). Det primære formål med analyserne er at beregne en kurve for de marginale reduktionsomkostninger (en MAC-kurve) ved reduktioner af drivhusgasser i landbruget i år 2030. Landbrugets udledninger indgår i opgørelsen af udledningerne fra den danske ikke-kvotesektor. Landbruget er desuden kilde til udledning af bl.a. kvælstof og ammoniak. Udledningerne af kvælstof og ammoniak inddrages i de foretagne beregninger. Dokumentationsnotatet bør læses i sammenhæng med kapitlet fra De Økonomiske Råds formandskab (2018).

Beregningerne er foretaget med udgangspunkt i modelkørsler på den partielle ligevægtsmodel for landbruget kaldet ESMEALDA og information om udbredelsen af forskellige typer af bedrifter på tværs af Danmark. På ESMEALDA er modelleret effekter af og omkostninger ved at lægge en afgift på de landbrugsaktiviteter, der giver anledning til udledning af drivhusgasser. ESMEALDA beregner disse effekter og omkostninger for 15 gennemsnitlige bedriftstyper. Ved brug af information om disse bedriftstypers geografiske udbredelse er det muligt at beregne marginale samfundsøkonomiske omkostninger pr. reduceret ton drivhusgas.

Figur 1 illustrerer den primære omkostningskurve. Det er muligt at opnå en del reduktioner i landbruget med negative omkostninger til følge. Således bliver den marginale omkostning først positiv omkring en samlet reduktion af udledningen af drivhusgasser på 0,8 mio. ton om året. De negative omkostninger skyldes positive sidegevinster ved reguleringen, som mere end opvejer de samfundsøkonomiske omkostninger ved reguleringen. De positive sideeffekter består af reduceret udledning af kvælstof og ammoniak.

Figur 1: Central MAC-kurve



Anm.: 2017-markedspriser.

Kilde: Egne beregninger.

Dette dokumentationsnotat indeholder følgende: de forskellige typer af data, der anvendes i analysen, præsenteres i afsnit 2. Herefter præsenteres en fremskrivning af datakilderne til år 2030 i afsnit 3. Efterfølgende beskrives beregningsmetoden bag MAC-

kurverne i afsnit 4. Endeligt beskrives resultaterne fra analysen samt enkelte følsomhedsberegninger i afsnit 5. Dokumentationsnotatet indeholder desuden flere bilag, der beskriver visse elementer af analysen i flere detaljer.

2 Data

I det følgende introduceres de forskellige typer af data, der benyttes i beregningerne.

2.1 ESMERALDA-beregninger

Der er foretaget beregninger på den partielle ligevægtsmodel ESMERALDA.

Ved hjælp af ESMERALDA er effekter af forskellige typer af regulering for i alt 15 forskellige typer af landbrugsbedrifter, såkaldte bedriftstyper, beregnet. Den benyttede version af ESMERALDA er kalibreret i forhold til landbrugets økonomiske forhold i 2015. Dog er emissionskoefficienter fremskrevet til 2030-værdier. Denne fremskrivning er beskrevet i flere detaljer senere i dette dokumentationsnotat. Ved hjælp af ESMERALDA-modellen er de 15 bedriftstypers reaktioner ved forskellige afgiftsniveauer af kvælstofafgifter og CO₂e-afgifter beregnet. ESMERALDA såvel som de foretagne beregninger er nærmere beskrevet i Jensen (2018). De ESMERALDA-variable, der primært benyttes, er:

- Udvaskning af kvælstof til rodzonen pr. ha for de forskellige bedriftstyper¹
- Udledning af CO₂e (opgjort som gennemsnit pr. ha) for de forskellige bedriftstyper
- Jordrenten (opgjort som gennemsnit pr. ha) for de forskellige bedriftstyper. Jordrentetabet i forhold til baseline-situationen, hvor der ikke er pålagt nogen afgift, benyttes som et mål for omkostningerne forbundet med en konkret afgiftspålæggelse.
- Ændring i ammoniak-udledningen for de forskellige bedriftstyper.

Princippet bag de anvendte kvælstofafgifter og de anvendte CO₂e-afgifter er, at der lægges afgifter på de aktiviteter, der giver anledning til udledning. Dette skyldes, at det ikke er muligt i praksis at måle den faktiske udledning af hverken kvælstof eller drivhusgasser fra de enkelte bedrifter. For drivhusgassers vedkommende ville dette bl.a. kræve en måling af udledningen fra hvert enkelt husdyrs fordøjelse såvel som af udledningen fra hver enkelt mark. I stedet pålægges afgiften ud fra den *beregnete* udledning af drivhusgasser fra de forskellige aktiviteter. Denne type regulering giver anledning til, at de enkelte bedrifter har incitamenter til at reducere de aktiviteter, der giver anledning til drivhusgasudledning - og et større incitament til at reducere de aktiviteter, der giver anledning til store udledninger. Reguleringens indretning i praksis er beskrevet i flere detaljer i De Økonomiske Råds formandskab (2018) og - for kvælstofafgiftens vedkommende - i De Økonomiske Råds formandskab (2017) samt det tilhørende dokumentationsnotat, der kan findes på De Økonomiske Råds sekretariats hjemmeside .

¹I Jensen (2018) er der foretaget beregninger af udvaskning for både et centralt skøn for perkolation og jordpulje-værdier såvel som for høje og lave skøn af disse, jf. Ørum og Thomsen (2018). Imidlertid var det ikke muligt at benytte geografisk differentierede værdier for perkolation og jordpulje, da det geografisk differentierede datasæt for perkolation og jordpulje først blev tilgængeligt efter beregningernes afslutning. I stedet er det valgt at benytte det centrale skøn overalt i landet. Geografisk differentiering ville have muliggjort mere retvisende geografisk differentieret regulering, men det vurderes at brug af det centrale skøn ikke påvirker det de præsenterede beregninger i nævneværdig grad.

Der findes geografisk differentierede indsatsbehov for udledninger af kvælstof til hhv. kystvand og grundvand, der skal være opfyldt i 2027. Analyser foretaget i De Økonomiske Råds formandskab (2017) viste, at regulering af landbrugets udledninger af kvælstof til kystvandet ved hjælp af geografisk differentierede afgifter på beregnet udvaskning af kvælstof var den mest omkostningseffektive reguleringstype ud af flere forskellige analyserede reguleringstyper.² Det blev derfor anbefalet at foretage den fremtidige kvælstofregulering ved hjælp af sådanne afgifter.

I den her foretagne hovedberegning foretages der ikke eksplicit regulering af kvælstofudledningerne, der sikrer at indsatsbehovene nås. I stedet indregnes værdien af den reducerede kvælstofudledning, som følger af CO₂e-afgiften. I en følsomhedsberegning foretages eksplicit regulering af kvælstofudledningerne gennem kvælstofafgifter - og hvor de i ESERALDA beregnede kvælstofafgifter ikke er høje nok til at nå indsatsbehovet - gennem udtagning af jord. Udtagningsmekanismen beskrives i flere detaljer senere i dette dokumentationsnotat.

Kvælstofafgifterne til brug for nærværende analyse er beregnet på samme måde som de afgifter, der udgjorde den anbefalede reguleringstype i De Økonomiske Råds formandskab (2017). For CO₂e-afgifterne benyttes bedrifternes reaktioner ved følgende 7 afgiftsniveauer: (0, 50, 100, 200, 400, 700, 1.000) kr. pr. ton CO₂e.³ For kvælstofafgifterne er bedrifternes reaktioner ved følgende 4 afgiftsniveauer beregnet: (0, 10, 20, 40) kr. pr. kg udvasket kvælstof. Desuden er der gennemført beregninger for kombinationer af de to afgifter; i alt $7 * 4 = 28$ kombinationer. Vha. lineær interpolering mellem disse punkter kan værdien af ESERALDA's outputvariable approksimeres for alle kombinationer af afgiftsværdier, så længe afgifterne er indenfor det udspændte afgiftsrum.

2.2 Geografisk data

Beregningerne på ESERALDA kombineres med et geografisk datasæt, leveret af AGRO, Aarhus Universitet. Det geografiske datasæt indeholder information om de såkaldte ID15-områder, der er en geografisk inddeling af Danmark i områder af omkring 1.500 ha hver, jf. Højberg mfl. (2015). Datasættet indeholder information om, hvor meget areal hver bedriftstype dækker i hvert ID15-område. Datasættet er opstillet for 2011 og er baseret på metoderne i Kristensen og Kristensen (2004) samt opdateringerne fra Jørgensen mfl. (2015), Odgaard mfl. (2017) og dNmark.org-forskningsalliancens basisdatasæt. For hvert ID15-område er det således opgjort, hvor mange ha der drives som hver af de 15 bedriftstyper.

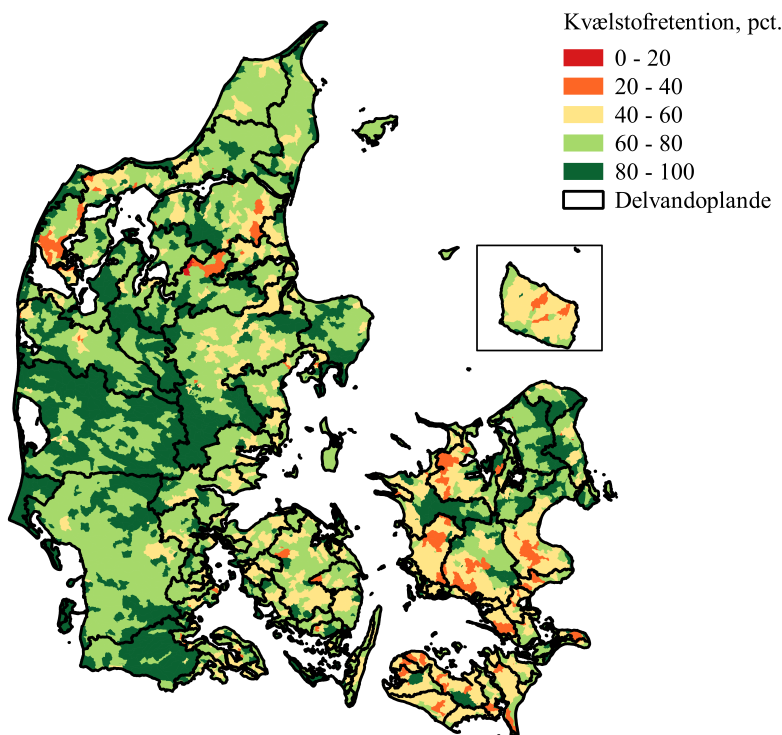
Der benyttes også geografisk information om, hvor stor en andel af det udvaskede kvælstof

²Reguleringen skitseret i De Økonomiske Råds formandskab (2017) bestod egentligt i differentierede afgifter på beregnet udvaskning i kombination med en afgift på kvælstofindholdet i tilført kunstgødning. Imidlertid viste det sig, at den omkostningseffektive regulering havde en tilførselsafgift på nul. Der er derfor set bort fra denne afgift i den nærværende analyse.

³Der har været visse problemer med at løse ESERALDA-modellen for de højeste afgiftssatser for en enkelt bedriftstype ved afgiftssatserne 400kr. pr. ton, 700 kr. pr. ton CO₂e og 1000 kr. pr. ton CO₂e, hvor ESERALDA's omkostningsresultater var forskellige fra hvad man teoretisk ville forvente. Her er der i stedet indsat beregninger, der stammer fra en mere simpel beregningsmetode. Den simple beregningsmetode kan også til illustrative beregninger af omkostningerne på lang sigt. Beregningsmetoden såvel som de illustrative langsigtsberegninger er præsenteret i appendix A2. De illustrative langsigtsberegninger indgår ikke i kapitlet i De Økonomiske Råds formandskab (2018).

stof, der udledes til kystvandet - det såkaldte retentionskort, jf. Højberg mfl. (2015). Ved brug af det geografiske datasæt og retentionskortet kan ESMERALDA's beregninger af den udvaskede mængde kvælstof omregnes til effekter i form af udledninger til kystvand i hvert delvandopland. Retentionskortet er gengivet i figur 2.

Figur 2: Retentionskort



Kilde.: Egen fremstilling på baggrund af Højberg mfl. (2015)

Ved at kombinere beregningerne på ESMERALDA med det geografiske datasæt er det for hvert ID15-område muligt at beregne omkostninger og udledninger ved en regulering, der består af kombinationer af de to afgifter. Det er endvidere muligt at beregne omkostninger og udledninger for lokalt differentierede afgiftssatser.

2.3 Kvælstofmålsætninger i forhold til kystvand og grundvand

Kvælstofmålsætninger i forhold til kystvandet kommer fra vandområdeplanerne (Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning 2016a-d). Indsatsbehovene i forhold til kystvandet varierer mellem 90 delvandoplande. Indsatsbehovene er i vandområdeplanerne beregnet på følgende overordnede måde: Først er kvælstofudledningen i 2012 beregnet. Denne kvælstofudledning er fremskrevet til de forventede udledninger i 2021 med de såkaldte baselineeffekter, der bl.a. inkluderer udtagning af jord til andre formål samt et fald i depositionen af kvælstof fra luften (se bilag A3). Effekten af Fødevarer- og Landbrugspakken, der ophævede de hidtidige reduktioner i kvælstofnormerne, er også indregnet i baselineeffekten. Herefter er den maksimale udledning, som er forenelig med opnåelsen af god økologisk tilstand, opgjort for alle kystvande.

God økologisk tilstand skal ifølge EU's vandrammedirektiv senest være opnået i 2027.

Forskellen mellem den beregnede udledning i 2021 og den maksimalt tilladte belastning i 2027 udgør indsatsbehovet, som kan beregnes ud fra vandområdeplanerne. Det bemærkes i denne forbindelse, at udledningerne i vandområdeplanerne kun er fremskrevet med baselineeffekter frem til 2021 - og ikke frem til 2030, som er udgangspunktet for den her beskrevne analyse. Da baselineeffekterne samlet kan forventes at reducere kvælstofudvaskningen, er det beregnede indsatsbehov derfor større, end hvis baselineeffekterne fra 2021 til 2030 inddrages. Det er derfor meningsfy

ldt at foretage en fremskrivning af det i vandområdeplanerne opgjorte indsatsbehov frem til 2030. Hvordan dette gøres er beskrevet i afsnit 3.

Desuden benyttes der til den nærværende analyse data om de langsigtede indsatsbehov i forhold til grundvandet. De benyttede indsatsbehov i forhold til grundvandet er de langsigtede indsatsbehov i kg udvasket kvælstof pr. ha, der skal til for, at de årlige udledninger ikke er for store til, at EU's målsætning om grundvandskvalitet opfyldes.⁴ Indsatsbehovene i forhold til grundvandet er beregnet for hvert af ID15-områderne. Metoden til at beregne grundvandsmålsætningerne er beskrevet i flere detaljer i Troldborg mfl. (2016).⁵ De benyttede tal for de langsigtede indsatsbehov er en opdatering af tallene fra Troldborg mfl. (2016), og er leveret af GEUS til DØRS (5. september 2017). Disse indsatsbehov overføres som en andel af den samlede udvaskning på samme måde som indsatsbehovene i forhold til kystvandet, som beskrevet ovenfor.⁶

2.4 Tekniske tiltag

Endeligt inddrages der i analysen visse tekniske tiltag, der kan bruges til at reducere udledningerne af CO₂e og/eller kvælstof (Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning 2016a, 2016b, 2016c og 2016d; Eriksen mfl. 2014; Jacobsen 2014; Jacobsen 2016; Dubgaard og Ståhl 2018).⁷ Virkemidlerne er karakteriseret ved at have et afgrænset potentiale og en bestemt effekt, hvis hele potentialet udnyttes, samt tilknyttede omkostninger og sidegevinster. De tiltag, der indgår i analysen, er angivet i tabel 1. Virkemidlerne inddrages når det samfundsøkonomisk kan betale sig, dvs. når tiltagene opnår en given reduktion i udledningerne billigere end en højere afgift vil kunne gøre. Denne løsning kan implemen-

⁴Dette indsatsbehov adskiller sig fra følsomhedsanalysen foretaget i forbindelse med kapitlet om kvælstofregulering i De Økonomiske Råds formandskab (2017). Her blev der regnet på de indsatsbehov som var nødvendige for at sikre ikke-forværring af grundvandets kvalitet som følge af fødevarer- og landbrugspakken.

⁵Der er tale om de indsatsbehov, målt i udvasket kg N pr. ha, der skal til for at nå et mål om, at maksimalt 20 pct. af hver grundvandsforekomst må have et nitratindhold, der overstiger grænseværdien på 50 mg nitrat pr. liter. I nærværende analyse benyttes det såkaldte summerede indsatsbehov (SUM) frem for det såkaldte lige fordelte indsatsbehov (MAX). Forskellen mellem de to indsatsbehov er, at det summerede indsatsbehov angiver den nødvendige indsats, såfremt indsatsen målrettes de områder indenfor de enkelte ID15-områder hvor en indsats er nødvendig. Det lige fordelte indsatsbehov tager i stedet udgangspunkt i, at reguleringen af grundvand ikke kan målrettes indenfor det enkelte ID15-område. Analysen beskrevet i dette notat målretter reguleringen på ID15-niveau, men det antages at grundvandsreguleringen i praksis vil målrettes de steder hvor der er et behov for at gøre en indsats. Dette er uddybet i afsnit 4.2 i dette dokumentationsnotat. Brugen af det summerede indsatsbehov afspejler dette.

⁶Det er ikke al kvælstof der udvaskes fra rodzonen som udledes til grundvandet. Der er en opgørelse af retentionen til grundvandet tilgængelig, der tager højde for dette. Idet de beregnede indsatsbehov i forhold til grundvand er regnet „tilbage“ til udvaskning fra rodzonen, er der imidlertid ikke nogen grund til at inddrage retentionen til grundvandet.

⁷Der er kommet nye beregninger for potentialet for efterafgrøder, som er større end det her benyttede potentiale. De nye beregninger af potentialer kom for sent til at det var muligt at inddrage dem i de her foretagne beregninger.

teres ved at give bedrifter, der bruger tiltagene, et fradrag i afgiftsbetalingen, som svarer til værdien af udledningsreduktionen (ved den givne afgift) samt eventuelle sideeffektsgevinster. Dette er beskrevet i flere detaljer i bilag A3.

For at bevare konsistensen mellem tiltagenes kvælstofpotentiale og indsatsbehovene i vandområdeplanerne, er potentialet for kvælstofiltagene tidlig såning, mellemafgroder, efterafgroder, vådområder og minivådområder overført til modellen, således at deres potentiale svarer til samme andel af de i modellen beregnede kvælstofudledninger, som deres angivne potentiale udgør af indsatsbehovet i vandområdeplanerne. Det bemærkes desuden, at brugen af et enkelt tiltag, ændret foder til andet kvæg, antages at give en gevinst i 2030, givet den anvendte fremskrivning i Dubgaard og Ståhl (2018). Dertil kommer et tiltag, forsuring af svinegylle, hvor sidegevinsterne overstiger omkostningerne.

Tabel 1: Tekniske tiltag

	Potentiale		Omkostninger	Sidegevinster ^{a)}
	1.000 ton CO ₂ e	ton N		
Tidlig såning	0	1.359	0	0
Mellemafgroder	0	3.586	117	0
Efterafgroder	0	6.897	44	0
Vådområder	0	1.253 ^{d)}	700	0
Minivådområder	0	900 ^{d)}	499	0
Forsuring af svinegylle	128	0	76	78
Forsuring af kvæggylle	48	0	64	59
Biogas ^{b)}	353	1.370	269	5
Ændret foder til malkekvæg	158	0	108	0
Ændret foder til andet kvæg ^{c)}	16	0	-12	0
Nitrifikationshæmmere				
- i handelsgødning	496	1.980	653	0
- i husdyrgødning	213	2.398	299	0

a) Dækker primært over værdien af ammoniakreduktioner og dertil mindre værdier af ændringer i energiforbrug og for biogas en fortrængning af naturgas, hvilket frigiver CO₂-kvoter, som er værdisat ud fra Energi-styrelsens fremskrevne værdier af disse. Eventuelle sidegevinster ved at reducere kvælstofudvaskningen er ikke indregnet i denne kolonne.

b) I Dubgaard og Ståhl (2018) indgår to typer af biogas, både med og uden "hyppigere udslusning". Da disse to tiltag deler potentiale, og da biogas med hyppigere udslusning er samfundsøkonomisk billigere, er det valgt kun at inkludere dette tiltag i beregningerne.

c) Dette tiltag vil i 2030 være attraktivt for bedrifterne også uden afgifter, givet de fremskrevne priser på forskelligt foderinput. De nuværende priser har dog endnu ikke drevet denne ændring, men forventes altså at gøre det fremover.

d) Effekt i havet.

Anm.: Effekter og omkostninger i 2030 i 2017 faktorpriser. Kvælstofpotentialet er opgjort som effekt i rodzonen bortset fra for vådområder og minivådområder, hvor effekten er opgjort som effekten i havet. Forvridningseffekter opgjort i Dubgaard og Ståhl (2018) er ikke medtaget.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af Eriksen mfl. (2014), Jacobsen (2016) og Dubgaard og Ståhl (2018).

3 Fremskrivning til år 2030

De udledninger af drivhusgasser og af kvælstof, som kan beregnes på baggrund af ES-MERALDA samt den geografiske information, er ikke identiske med de officielle opgørelser af landbrugets udledning af drivhusgasser såvel som af landbrugets udledning af kvælstof. Dette skyldes blandt andet, at ES-MERALDA er kalibreret på baggrund af landbrugets regnskaber i 2015, og at den geografiske information om landbrugsjord m.m. stammer fra 2011. Idet der bl.a. hvert år udtages jord til andre formål end landbrug, er udledningerne faldende over tid. Dertil kommer, at ES-MERALDA's udledninger til brug for denne analyse er fremskrevet til 2030.

For at kunne analysere omkostninger ved reduktion af landbrugets drivhusgasudledninger er det nødvendigt at fremskrive udledninger og andre nøglevariable til forventede 2030-værdier. Der er foretaget fremskrivninger af CO₂e- og kvælstofudledningerne (og som konsekvens de beregnede indsatsbehov i forhold til kvælstofudledningerne til kystvand og grundvand) samt af jordrenten. Disse fremskrivninger gennemgås i det følgende.

3.1 Fremskrivning af CO₂e-udledningen

For at forstå den foretagne fremskrivning af CO₂e-udledningen er det nyttigt at dekomponere udledningen i forskellige elementer. En fremskrivning af udledninger af drivhusgasser kan herefter foretages ved at fremskrive de enkelte elementer hver for sig. Udledningen kan opdeles på forskellige aktiviteter *a*, som eksempelvis kan være dyreopdræt eller planteproduktion. Til disse aktiviteter er tilknyttet emissionskoefficienter, $\left(\frac{CO_2e}{x_a}\right)$, der angiver, hvor meget en enhed af denne aktivitet udleder. Forskellige bedriftstyper *i* er karakteriseret ved at have forskellig sammensætning af aktiviteter. Dette betegnes $\left(\frac{x_a}{ha_i}\right)$. Dette kunne eksempelvis angive antallet af svin pr. ha eller andel landbrugsjord udlagt med raps for bedriftstype *i*. Endeligt indgår, hvor mange ha hver bedriftstype dækker (ha_i). Dette giver samlet følgende udtryk for CO₂e-udledningerne:

$$CO_2e = \sum_i \sum_a \left[\left(\frac{CO_2e}{x_a} \right) * \left(\frac{x_a}{ha_i} \right) * (ha_i) \right] \quad (1)$$

Til brug for nærværende analyser er de tre elementer fremskrevet således:

Emissionskoefficienterne er fremskrevet af DCE. Disse fremskrevne emissionskoefficienter er implementeret direkte i ES-MERALDA. Det er den samme fremskrivning af emissionskoefficienter, der ligger til grund for Energistyrelsens basisfremskrivning (2017).

Aktivitetssammensætningen er fremskrevet til at tage højde for afskaffelsen af kvælstofnormerne, der blev foretaget i forbindelse med Fødevarer- og Landbrugspakken i 2015. Afskaffelsen af kvælstofnormerne har givet anledning til ændringer i sammensætningen af aktiviteter (ændret afgrødevalg og/eller husdyrproduktion). Denne fremskrivning er implementeret i ES-MERALDA. Aktivitetssammensætningen kan også formodes at ændre sig som følge af ændrede pris- og omkostningsforhold frem mod 2030. Sådanne sammensætningsændringer er ikke inkluderet i fremskrivningen til brug for denne analyse.

Jensen (2017a, 2017b) har foretaget en fremskrivning af dansk landbrug frem mod 2030, der inkluderer ændringer i produktionssammensætningen som følge af ændringer i pris- og omkostningsforhold. Disse beregninger indgår i Energistyrelsens basisfremskrivning af CO₂e-udledningerne i ikke-kvotesektoren, jf. Energistyrelsen (2017a; 2017b). Der er overordnet tale om forholdsvis små ændringer i produktionssammensætningen fra 2015-30. Udeladelsen af yderligere sammensætningsændringer i den her foretagne fremskrivning forventes derfor ikke at give anledning til en væsentlig bias i beregningerne.⁸

Arealet for de enkelte bedriftstyper reduceres med den forventede udvikling i landbrugsarealet i den baselinefremskrivning, der ligger til grund for vandområdeplanerne. I denne baseline antages det, at der årligt frem til 2021 udtages 12.600 ha landbrugsjord permanent til brug for nye veje, skove, byer m.v.⁹ Der er ikke lavet nogen fremskrivning af denne effekt i perioden 2021-30, men det er til brug for nærværende analyse antaget, at der fortsat udtages 12.600 ha landbrugsjord årligt i denne periode. Da det benyttede arealdata er fra 2011, udtages samlet $12.600 \cdot 19 = 239.400$ ha (idet der er 19 år mellem 2011 og 2030). Det svarer til omkring 9 pct. af det samlede landbrugsareal. Det antages, at den samme andel jord udtages for alle bedriftstyper og i alle ID15-områder. Dette er en simpel antagelse, der holder den overordnede landbrugsstruktur fast. I vandområdeplanernes baseline er det antaget, at de 12.600 ha fordeles proportionalt mellem de 23 hovedvandoplande, hvorved landbrugsstrukturen på tværs af geografiske enheder holdes fast. Den her foretagne antagelse er altså konsistent med den antagelse, der er foretaget i vandområdeplanerne. I basisfremskrivningen er der i stedet lagt til grund, at der årligt udtages gennemsnitligt 9.600 ha jord fra 2015 til 2030, jf. Energistyrelsen (2017b). Der er til brug for denne fremskrivning valgt at bevare konsistensen med vandområdeplanerne så vidt muligt, idet indsatsbehov for kvælstof til kystvandet stammer fra vandområdeplanerne.

Den fremskrevne udledning af drivhusgasser i landbrugssektoren giver en udledning på 11,5 mio. ton CO₂e i 2030. I Energistyrelsens basisfremskrivning udleder landbruget 10,7 mio. ton i 2030. Fremskrivningen af CO₂e-udledninger foretaget til brug for dette kapitel giver altså 7 pct. højere drivhusgasudledninger i 2030 end energistyrelsens basisfremskrivning.

En højere udledning, som i den her foretagne fremskrivning, kan tilsige, at reduktionsbehovet for at nå Danmarks reduktionsforpligtigelse overfor EU er større end ellers antaget. Imidlertid er der fundamentale forskelle på de underliggende modelberegninger af niveauet af drivhusgasudledninger i denne fremskrivning i forhold til fremskrivningen anvendt i Energistyrelsen (2017). Det vurderes, at ændringerne i drivhusgasudledninger i denne analyse er mere retvisende end det absolutte niveau. Forskellen i niveau har kun en mindre effekt på analysens resultater, idet den foretagne analyse primært fokuserer på *ændringer* i drivhusgasudledninger frem for de absolutte niveauer.

⁸I Jensen (2017) er den største ændring en stigning i mælkeproduktionen på 28 pct. fra år 2015 til 2030. Denne ændring skyldes især ophævelsen af EU's loft over mælkeproduktionen - de såkaldte mælkekvoter - fra år 2015. Denne ændring vil isoleret set øge CO₂e-udledningerne, da kvæg er kilde til en betydelig andel af de samlede CO₂e-udledninger. I samme periode forventes oksekødsproduktionen at stige med 10 pct. og svinekødsproduktionen forventes at stige med 4 pct. Hvad angår plantedækket er ændringerne relativt små: De største ændringer er, at andelen af det samlede areal til byg og andet korn (ikke hvede og byg) falder begge med ca. 1 pct. point fra 2015 til 2030. Dette modsvarer af en stigning i arealet, der dyrkes med majs, på ca. 3 procentpoint.

⁹Se bilag A4 for flere detaljer vedrørende fremskrivningen af udtagning af jord.

3.2 Fremskrivning af kvælstofudledning og -indsatsbehov

Der er ligeledes et behov for at fremskrive modellens kvælstofudledning frem til 2030. Denne fremskrivning skal betragtes udelukkende som en modelteknisk fremskrivning af det indsatsbehov, der er opgjort i vandområdeplanerne. Fremskrivningen er således ikke en egentlig analyse af indsatsbehovet i 2030.

En komplicerende faktor ved fremskrivningen af kvælstofudledningen er, at der ikke findes en beregning af baseline-udledningen i 2030 vandområdeplanerne. I afsnit 3 beskrives, hvordan en fremskrivning af baseline-udledningen i vandområdeplanerne, der inkluderer baselineeffekterne, til år 2030, er foretaget. Endeligt er opgørelserne af de samlede udledninger baseret på forskellige metoder, hvilket kan føre til afvigelser.

Arealfremskrivningen beskrevet i afsnittet ovenfor påvirker også udledningerne af kvælstof. Vandområdeplanerne angiver den beregnede baselineudledning i år 2021, men ikke i år 2030. Inden indsatsbehovene fra vandområdeplanerne overføres som en andel af de samlede udledninger, fremskrives vandområdeplanernes baselineudledninger såvel som indsatsbehov til 2030. Dette gøres ved at tage højde for den forventede udvikling i udbytter, deposition og areal. Dette gøres for at indsatsbehovet bedst muligt repræsenterer det forventede indsatsbehov i 2030.¹⁰

I vandområdeplanerne antages det, at ændringer i udbytter m.v. reducerer kvælstofudvaskningen med 311 ton kvælstof (N) pr. år i perioden 2012-21 (centralt skøn).¹¹ Det er til brug for denne analyse antaget, at denne effekt fortsætter i perioden 2022-30. I vandområdeplanerne er der ligeledes antaget, at fald i kvælstofdeposition, dvs. den kvælstof der falder ned på marken fra luften, reducerer kvælstofudvaskningen med 333 ton N pr. år i perioden 2012-21. Til brug for denne analyse er det antaget, at denne effekt også fortsætter frem til 2030. I det modellens udvaskningsresultater er baseret på data fra 2015, fremskrives udvaskningen med en reduktion på $(333+311)*15=9960$ ton N frem til 2030 (der er 15 år mellem 2015 og 2030). Forudsætningerne for den foretagne fremskrivning er beskrevet i flere detaljer i bilag A4.¹²

I afsnit 2 er det beskrevet, hvordan vandområdeplanernes beregning af kvælstofudledninger og de deraf resulterende indsatsbehov ikke er direkte sammenlignelige med de beregninger af de samlede udledninger, der benyttes i denne analyse. Af denne årsag overføres indsatsbehovet fra vandområdeplanerne som en andel til modelberegningerne i denne analyse. Det er alligevel interessant at undersøge, hvor store afvigelser der er mellem vandområdeplanernes udledninger og de her beregnede udledninger.¹³ Når

¹⁰Som beskrevet i afsnit 2 overføres indsatsbehovet (IB) fra vandområdeplanerne som en andel. Det antages, at modellens udledninger skal reduceres med den samme andel. Udregningen af indsatsbehovet i kg i modellen kan beregnes som $\frac{IB_{2021}^{VP} - BL_{21-30}}{UDL_{2021}^{VP} - BL_{21-30}} * UDL_{2030}^* = \frac{IB_{2030}^{VP}}{UDL_{2030}^{VP}} * UDL_{2030}^*$, hvor brøken angiver indsatsbehovet divideret med udledningen i vandområdeplanerne i 2030. Indsatsbehovet og udledningerne er i vandområdeplanerne opgjort for 2021, og for at få den korrekte andel i 2030 fratrækkes den forventede baseline-effekt i perioden 2021 til 2030, BL_{21-30} , i både tæller og nævner. Denne justering nedjusterer det gennemsnitlige indsatsbehov som andel af udledningerne fra 19,9 pct. til 18,3 pct. UDL^* angiver de beregnede udledninger i modellen.

¹¹I vandområdeplanerne er der antaget en samlet effekt mellem 1.200 og 4.400 ton over den 9-årige periode, jf. Jensen mfl. (2016). Middelværdien af disse punkter giver en årlig effekt på 311 ton.

¹²Der er desuden en mindre effekt på CO_2 -udledningerne som følge af udviklingen i udbytter. Dette er også beskrevet i flere detaljer i bilag A4

¹³Udledningen fra landbrugsjorde i vandområdeplanerne er beregnet som dyrkningsbidragets andel af de

udledningerne i både vandområdeplanerne og egne beregninger fremskrives til 2030, er udledningerne beregnet ud fra vandområdeplanerne ca. 41.600 ton, hvorimod modellens udledninger er omkring 54.000 ton. Udledningerne beregnet på baggrund af denne model er således ca. 30 pct. højere end de fremskrevne udledninger fra vandområdeplanerne. Det bemærkes, at resultaterne i nedenstående tabel ikke er benyttet direkte i analysen; i stedet er indsatsbehovene overført som en andel af de samlede udledninger. Forskellen i udledningsniveauer påvirker derfor ikke direkte analysens resultater.

For at håndtere denne forskel i de fremskrevne kvælstofudledninger, er det valgt at "oversætte" reduktionskravene fra vandområdeplanerne til reduktionskrav i ESMERALDA. Dette gøres ved at overføre de procentuelle reduktionskrav fra vandområdeplanerne til procentuelle reduktionskrav af de i ESMERALDA beregnede udledninger. Før dette gøres, fremskrives indsatsbehovene i vandområdeplanerne til 2030 ved at gøre visse antagelser om baselineeffekten frem til år 2030. Dette er den samme metode, som blev benyttet i De Økonomiske Råds formandskab (2017). En anden mulighed ville være, at overføre de absolutte indsatsbehov fra vandområdeplanerne direkte til de modellerede udledninger. Det vurderes, at den relative tilgang bedst afspejler landbrugets omkostninger ved den givne regulering. I praksis betyder det, at der lægges større vægt på beregningen af procentuelle *ændringer* i udledninger i ESMERALDA end på den *baselineudledning*, der fremkommer ved at kombinere ESMERALDA's beregninger af udledningerne for de forskellige bedriftstyper i baseline med det geografiske datasæt.

De benyttede data for indsatsbehov til grundvandet inkluderer baselineeffekter frem til 2021. Indsatsbehovene fremskrives til 2030 på samme måde som indsatsbehov i forhold til kystvandet. Herefter overføres indsatsbehovet til denne analyse som en andel af den samlede beregnede udvaskning.

3.3 Fremskrivning af jordrenten

Jordrenten pr. ha er fremskrevet i forhold til det observerede regnskabsdata for 2015 for at tage højde for ophævelsen af normreduktionerne, der blev vedtaget med Fødevarer- og Landbrugspakken, jf. Jensen (2018). Denne fremskrivning kan påvirke både jordrenten for de enkelte aktiviteter såvel som aktivitetssammensætningen. Den samlede jordrente pr. bedrift ændrer sig ligeledes som følge af arealfremskrivningen beskrevet ovenfor. Der er ikke foretaget nogen fremskrivning af jordrenten som et resultat af ændrede priser, produktivitet og omkostninger i 2030 i forhold til 2015. I Jensens (2017) fremskrivning af landbruget frem til 2030 regnes der med svagt stigende priser frem mod 2030 i de fleste landbrugssektorer. Dette vil isoleret set føre til et lidt højere niveau af jordrenter i forhold til den nærværende model. Idet den primære interesse i den nærværende analyse er *ændringerne* i jordrenterne som følge af regulering, vurderes dette ikke at udgøre et stort problem for beregningerne. ESMERALDA er baseret på data fra 2015, og udtrykker som udgangspunkt omkostninger ved regulering i 2015-priser. Jordrenteværdierne er opdate-

samlede udledninger i hvert af de fire vandområdedistrikter samt 60 pct. af baggrundsudledningen. De 60 pct. er valgt, da landbruget dækker omtrentligt denne andel af arealet på landsplan. For egne beregninger er det en kombination af ESMERALDA, der har udledningskoefficienter i 2030 og landbrugsareal i 2011. For vandområdeplanernes vedkommende er udledningen allerede fremskrevet til 2021. Hertil tilføjes egen fremskrivning fra 2021 til 2030 af udvikling i areal samt udbytter og deposition, som beskrevet i dette notat.

ret til 2017-priser vha. Danmarks Statistiks markedsprisindeks.¹⁴

4 Metode

I dette afsnit beskrives den overordnede beregningsgang. En mere detaljeret beskrivelse kan findes i bilag A5. Beregningsgangens formål er at konstruere omkostningskurver. Omkostningskurverne er såkaldte "marginal abatement cost" (MAC)-kurver. Det betyder, at kurverne illustrerer den marginale omkostning ved yderligere reduktioner. Beregningsgangen illustreres med udgangspunkt i den beregning, der benyttes til at konstruere kapitlets primære omkostningskurve. I den primære omkostningskurve indgår værdien af sideeffekter fra reduceret udledning af ammoniak og kvælstof som følge af drivhusgasafgiften. Desuden inddrages tekniske tiltag, hvor det er samfundsøkonomisk omkostningseffektivt. Senere i dette afsnit beskrives en udvidelse til beregningsgangen, hvis det forudsættes, at kvælstof reguleres vha. en afgift på beregnet udledning af kvælstof.

For at generere den primære omkostningskurve ignoreres kvælstofafgifterne (disse holdes på nul) og kvælstofmålsætningerne, og der fokuseres på drivhusgasafgiften. Ved at kombinere ESERALDA-beregningerne med de geografiske data kan de samlede CO₂e-udledninger og de samlede omkostninger under forskellige afgiftsscenerier, inklusiv baselinesceneriet før afgifter pålægges, beregnes. Som eksempel beskrives, hvordan et enkelt punkt på MAC-kurven kan findes. Punktet, der fremkommer ved at gå fra en afgift på 0 op til den første positive afgiftssats, der er beregnet i ESERALDA, a_1 , betragtes. Ændringen i CO₂e-udledning fra 0 til a_1 giver x-akse-koordinatet til punktet. Den samfundsøkonomiske omkostning ved at pålægge afgiften a_1 er opgjort som ændringen i jordrenten, $jr(a_1) - jr(0)$, fratrukket den del af jordrenteændringen som udgøres af afgiftens provenu, $CO_2e(a_1) * a_1$. Provenuet er udtryk for en omfordeling mellem landmænd og staten og skal derfor ikke medregnes i den samfundsøkonomiske omkostning.

Herfra fratrækkes værdien af reduceret ammoniakudledning og kvælstofudledning, som følge af reguleringen, $(nh_3(0) - nh_3(a_1)) p^{nh_3} + (n(0) - n(a_1)) p^n$, hvor p^{nh_3} og p^n angiver skyggeprisen på hhv. ammoniakreduktioner og kvælstofreduktioner. Her benyttes en skyggepris på hhv. 41 kr. (i markedspriser) for ammoniakreduktioner, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2016).¹⁵ For kvælstofreduktioner benyttes en pris på 60 kr. pr. kg reduceret udvasket kvælstof (i markedspriser), hvilket er et estimat for den gennemsnitlige reduktionsomkostning ved opfyldelsen af 2027-målene for kystvand, jf. Jacobsen (2017). Samlet er omkostningen givet ved følgende udtryk:

$$\begin{aligned} \text{SAMF}(a_1) &= jr(a_1) - jr(0) + CO_2e(a_1) * a_1 \\ &+ (nh_3(0) - nh_3(a_1)) p^{nh_3} + (n(0) - n(a_1)) p^n \end{aligned} \quad (2)$$

¹⁴Markedsprisindekset steg fra januar 2015 til januar 2017 med 1,52 pct. Valg af markedsprisindekset er begrundet i, at omkostningerne ved CO₂-reduktioner tolkes som samfundsøkonomiske omkostninger, dvs. fortrængt forbrug.

¹⁵I forhold til værdien på 37 kr. i 2013-priser angivet i De Økonomiske Råds formandskab (2016) er den her anvendte værdi fremskrevet med ændringer i markedsprisindeks samt vækst i realindkomst. Der er en målsætning for ammoniakudledningen i 2030. Imidlertid forventes målet at blive opfyldt på grund af kvælstofreguleringen, der behandles i næste afsnit. Derfor benyttes sundhedsomkostningen som mål for værdien af yderligere reduktioner.

Ændringen i jordrenten divideret med ændringen i CO₂e-udledning, CO₂e(0) – CO₂e(a₁), giver en approksimation for den marginale omkostning ved at reducere udledningen for dette interval af drivhusgasreduktioner. CO₂e(a₀) bruges som y-akse-koordinatet til punktet. Denne metode kan gentages for de resterende punkter. Der er i ESMERALDA beregnet effekterne af syv niveauer af CO₂e-afgiften. Der kan således beregnes seks punkter ved hjælp af ovenstående metode. Der foretages herefter lineær interpolation mellem disse punkter for at generere den endelige MAC-kurve.

Det bemærkes, at hele analysen foretages i producentpriser. Således er jordrentetab, tiltagsomkostninger og sideeffekter mm. opgjort i producentpriser. Resultaterne fra analysen omregnes herefter til markedspriser ved at gange med den af Finansministeriet anbefalede nettoafgiftsfaktor på 1,325.

4.1 Inddragelse af tekniske tiltag

Som beskrevet i afsnit 2 findes der en række tekniske tiltag, der ikke er en del af bedrifternes valgmuligheder i ESMERALDA. Der er derfor et behov for at inddrage eventuel brug af disse tiltag i de efterfølgende beregninger. Det antages, at tiltagene i tabel 1 inddrages, når det samfundsøkonomisk kan betale sig. Det betyder, at tiltagene inddrages, når omkostningerne ved at opnå de tilsvarende CO₂e-reduktioner og/eller kvælstofreduktioner gennem afgiftsinducerede bedriftstilpasninger er højere end omkostningerne (fratrasket sidegevinsterne) ved at implementere virkemidlet. Omkostningerne ved at opnå de tilsvarende reduktioner i CO₂e og kvælstof beregnes ved at gange virkemidlets effekter med de lokale afgiftssatser. Da afgiftssatserne svarer til de marginale reduktionsomkostninger for bedrifterne, giver denne beregning et mål for omkostningerne ved at opnå yderligere reduktioner ved de givne afgifter. Se bilag A5.1 for flere detaljer om modelleringen af inddragelsen af de tekniske tiltag.

I praksis kan den samme brug af tiltagene opnås ved, at den regulerende myndighed giver en bedrift et fradrag i deres samlede afgiftsbetaling, der svarer til værdien af virkemidlets effekt og eventuelle sidegevinster, hvis bedriften bruger virkemidlet. Dette sikrer, at bedrifterne benytter virkemidlet, når det kan betale sig - nemlig når fradraget overstiger de samlede omkostninger ved at bruge virkemidlet.

Den højeste gennemregnede afgiftssats på drivhusgasudledninger i ESMERALDA er 1.000 kr. pr. ton. Dette er ikke højt nok til, at det kan betale sig at bruge alle tiltagene. I disse tilfælde kan MAC-kurven udvides med brugen af disse tiltag. MAC-kurven vil derved få karakter af en kontinuert funktion for marginalomkostninger under 1.000 kr. pr. ton og en trappekurve for marginalomkostninger over 1.000 kr. pr. ton, hvor hvert trin på trappen udgør et tiltag. I praksis vil der være yderligere reduktioner at hente ved afgiftsinducerede bedriftstilpasninger (som er hvad ESMERALDA modellerer) på over 1.000 kr. pr. ton, inden tiltagene tages i brug. Størrelsen af disse reduktioner er imidlertid ukendt, og det er valgt ikke at ekstrapolere MAC-kurven ud fra de foretagne ESMERALDA-beregninger, da en sådan ekstrapolation er behæftet med stor usikkerhed. Denne effekt trækker i retning af, at den del af MAC-kurven, der overstiger 1.000 kr. pr. ton CO₂e, overvurderer omkostningerne for et givet niveau af reduktioner.

4.2 Samtidig regulering af kvælstof og drivhusgasser

I dette afsnit beskrives modelleringen af kvælstofregulering vha. geografisk differentierede kvælstofafgifter og i kombination med regulering af udledningen af drivhusgasser. I 2030 forventes de fastsatte indsatsbehov i forhold til kvælstofudledning til kystvandet at være opfyldt, da de skal være opfyldt senest i år 2027 ifølge EU's vandrammedirektiv. Der er ligeledes et indsatsbehov for at opnå den årlige udledning af kvælstof til grundvandet, der er konsistent med opnåelse af god kvalitet af grundvandet i forhold til indholdet af nitrat. I denne analyse forventes det, at disse indsatsbehov er opnået i år 2030. Opnåelse af disse mål kan modelleres ved at modellere geografisk differentieret regulering af landbruget kvælstofudledning. Konkret pålægges der geografisk differentierede kvælstofafgifter for at opnå disse målsætninger. Dette indgår ikke i den foretagne hovedberegning, men benyttes til en alternativberegning.

Indsatsbehovene i forhold til kystvandet varierer mellem 90 delvandoplande. I forhold til kystvandet pålægges der således en afgift på udledt kvælstof, der er differentieret mellem kystvande. Imidlertid er der forskelle på retentionen indenfor de enkelte delvandoplande. Det betyder, at for hvert kg *udvasket* kvælstof er det forskelligt, hvor stor en del der *udledes* til kystvandet. En ensartet afgift på udledning oversættes altså til forskellige afgifter på kvælstofudvaskning indenfor et enkelt delvandopland. Denne mekanisme er beskrevet i flere detaljer i Beck mfl. (2017). Retentionen varierer mellem de ca. 3.100 forskellige ID15-områder.

Indsatsbehovene i forhold til grundvandet er opgjort som reduktion af udvasket kvælstof for hvert ID15-område i Danmark. Disse målsætninger opnås ved hjælp af ID15-specifikke afgifter på udvasket kvælstof. Da der er tale om meget små geografiske enheder, er det nok ikke i praksis omkostningseffektivt at pålægge differentierede afgifter på dette niveau pga. administrationsomkostninger for myndigheder og landmand. I stedet kan andre typer af regulering, eksempelvis påbud og anden regelregulering, benyttes. Rent beregningsteknisk er anvendt differentierede afgifter. De beregninger, der er foretaget her, indeholder ikke administrationsomkostninger. I forhold til regulering med afgifter vil regelregulering medføre en samfundsøkonomisk merudgift, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2017, 2018). De omkostninger (ekskl. administrationsomkostninger), som beregnes ved at pålægge lokalt differentierede afgifter, kan derfor ses som en nedre grænse for de omkostninger, der vil være forbundet med at opfylde de lokale indsatsbehov.

Opnåelsen af indsatsbehov i forhold til kvælstofudledning til kystvand og grundvand påvirker CO₂e-udledningen. Situationen, hvor disse målsætninger er opnået, kan betragtes som et justeret baseline-scenarie.¹⁶ Det højeste niveau af kvælstofafgifter, der er gennemregnet i ESMERALDA, er ikke højt nok til, at kvælstofmålsætningerne i forhold til kystvand og grundvand kan opnås alle steder. Dette løses ved en simpel modellering af udtagning af jord.

¹⁶ Imidlertid vil reguleringen af CO₂e også påvirke udledningen af kvælstof. Der kan derfor være et behov for at justere kvælstofafgifterne i takt med at CO₂e-afgiften øges for at sikre, at kvælstofmålsætningerne opfyldes - og at de så vidt muligt ikke overopfyldes. Denne effekt er ikke inddraget i analysen.

4.2.1 Udtagning af jord

ESMERALDA's bedrifter tilpasser sig den modellerede regulering på forskellige måder (se bilag A1 for flere detaljer). I visse tilfælde er modelleringen af regulering vha. afgifter og tekniske tiltag ikke tilstrækkeligt til, at målsætningerne for kvælstof i forhold til grundvandet og kystvandet opnås. Visse steder er der altså et behov for en strammere regulering, end den der er modelleret i ESMERALDA, for at opnå kvælstofmålene. Imidlertid opstår der modelleringstekniske vanskeligheder ved at gennemføre endnu større afgiftsstød i ESMERALDA end dem, der indgår i analysen. Da tilpasningen til en sådan strammere regulering ikke er kendt, er der i stedet foretaget en simpel modellering af den mængde jord, der skal udtages i kombination med den højst mulige afgift, for at kvælstofmålene nås. For jord, der udtages, antages det, at der fortsat udvaskes 12 kg kvælstof pr. ha. Dette er konsistent med antagelsen om den langsigtede udvaskning fra udtaget jord i vandområdeplanerne og antagelsen om det i Troldeborg mfl. (2016). Det antages videre, at der ikke er nogen CO₂e-udledninger fra udtaget jord.

I beregningen, hvor kvælstofmålene indgår, er der altså taget udgangspunkt i, at kvælstofmålene skal opfyldes, hvorefter der pålægges drivhusgasafgifter. I praksis vil kvælstofreguleringen påvirkes af den pålagte drivhusgasafgift. Denne effekt er udeladt af beregningerne. Da kvælstofreguleringen vil tendere til at begrænse nogle af de samme aktiviteter, som giver anledning til udledning af drivhusgasser, kan det forventes, at kvælstofafgiften kan lettes for højere drivhusgasafgifter. Denne effekt vil som udgangspunkt resultere i, at en given drivhusgasafgift giver anledning til en lavere reduktion i udledningerne af CO₂e, end hvad der beregnes i denne analyse.

Bilag A5.2 indeholder yderligere detaljer om modelleringen af udtagning. Modelleringen er simpel, og beregningen, hvor udtagning af jord indgår, bør derfor betragtes som en illustrativ eksempelberegning af effekten på udledningerne af drivhusgas af, at landbrugets indsatsbehov i forhold til kvælstof opfyldes.

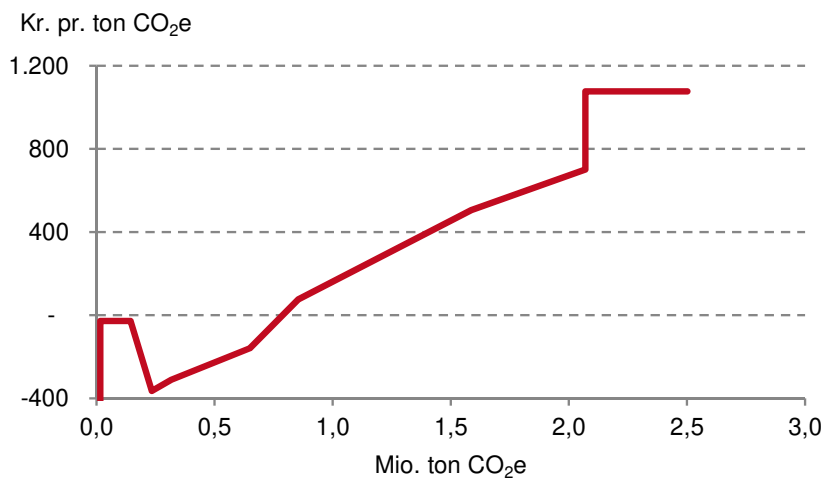
5 Resultater

I det følgende præsenteres de beregnede omkostningskurver. I hovedberegningen er der taget udgangspunkt i, at udledningen af drivhusgasser reduceres ved hjælp af en kombination af afgifter på beregnet udledning af drivhusgasser såvel som tekniske tiltag. Der er ikke foretaget en regulering, der sikrer at kvælstofmålene opfyldes. Dog inddrages værdien af reduceret kvælstofudvaskning samt værdien af reduceret ammoniakudledning.

Figur 3 illustrerer omkostningskurven for hovedberegningen. Fra kurven kan det eksempelvis aflæses, at det er muligt at opnå en årlig reduktion i år 2030 på omkring 0,8 mio. ton med en negativ marginal samfundsøkonomisk omkostning til følge. Hvis den højst mulige afgift, der er beregnet i ESMERALDA, pålægges (1.000 kr. pr. ton CO₂e), kan der opnås en samlet reduktion på 2,1 mio. ton CO₂e. Der er et enkelt af de tekniske tiltag, som ikke er rentabelt ved den højst mulige afgift (nitrifikationshæmmere i handelsgødning). Hvis dette tiltag inddrages, kan der opnås en samlet reduktion på 2,5 mio. ton. Inddragelsen af dette tiltag fremgår som et vandret linjestykke i figur 3. Den marginale samfundsøkonomiske reduktionsomkostning ved brug af dette tiltag er 1.077 kr. pr. ton.¹⁷

¹⁷Det bemærkes, at afgiftssatser i ESMERALDA og tiltagsomkostninger i tabel 1 er angivet i faktorpriser.

Figur 3: Central MAC-kurve



Anm.: 2017 markedspriser. Figuren viser årlige omkostninger og årlige reduktioner i udledningen af drivhusgasser. Af illustrative årsager er figuren skåret af ved -400 kr. pr. ton. Et enkelt tiltag, øget fedt til andet kvæg, bliver af denne årsag ikke vist. Dette tiltag er det første, der tages i brug, og det har en negativ omkostning på 1.009 kr. pr. ton og et potentiale på 0,016 mio. ton årligt. Kilde: Egne beregninger.

Kurven er ikke monotont voksende. Det skyldes, at ved inddragelsen af sideeffekter fra reduceret ammoniakudledning samt reduceret kvælstofudledning er der visse tiltag der giver en samfundsøkonomisk gevinst, allerede inden der pålægges en afgift. De første reduktioner, der opnås, når der pålægges en afgift er imidlertid billigere end brugen af et af disse tiltag (forsuring af svinegylle). Når der inddrages sidegevinster i en omkostningskurve som den her illustrerede er der ikke nogen teoretisk grund til at forvente at kurven er monotont voksende. Udover knækket, som opstår på grund af inddragelsen af visse tiltag før der pålægges afgifter, er denne omkostningskurve imidlertid monotont voksende i afgiftssatsen.

I udgangspunktet vil man forvente, at afgiftssatsen svarer til den privatøkonomiske marginale omkostning ved at reducere udledningerne. Der er dog flere grunde til, at den samfundsøkonomiske marginale omkostning afviger fra afgiftssatsen i den beregnede MAC-kurve. Disse grunde er:

- Værdien af ammoniakreduktioner og kvælstofreduktioner som følge af CO₂e-afgiften er i de fleste af beregningerne fratrukket. Dette trækker i retning af at de samfundsøkonomiske omkostninger er lavere end de privatøkonomiske omkostninger.
- De privatøkonomiske omkostninger for bedrifter er opgjort i faktorpriser. De samfundsøkonomiske omkostninger er imidlertid omregnet til markedspriser ved at gange med den af finansministeriet anbefalede nettoafgiftsfaktor på 1,325. Dette trækker i retning af, at de samfundsøkonomiske omkostninger (i markedspriser) er højere end de privatøkonomiske omkostninger (i faktorpriser).

Umiddelbart bør afgiftssatsen svare til den marginale reduktionsomkostning for virksomheden. For at omregne bedrifternes omkostninger, der er opgjort i faktorpriser, til samfundsøkonomiske omkostninger, som er opgjort i markedspriser, ganges med den af finansministeriet anbefalede nettoafgiftsfaktor på 1,325.

- Den marginale omkostning for afgiftssatsen a_1 er grundlæggende udregnet som ændringen i bedrifternes jordrente divideret med ændringen i udledning fra afgiftssatsen a_0 , $a_0 < a_1$ og op til a_1 . Det betyder, at den marginale omkostning som tillægges afgiftssatsen a_1 i praksis er den gennemsnitlige marginale omkostning mellem a_0 og a_1 . Dette trækker i retning af, at den marginale privatøkonomiske såvel som den samfundsøkonomiske omkostning er lavere end afgiftssatsen a_1 . Da der er foretaget ESMERALDA-beregninger for syv niveauer af CO_2e -afgiften, er spændet mellem to af de beregnede afgiftssatser forholdsvis stort for visse afgiftssatser.

Tabel 2 viser de afgiftssatser, der er gennemregnet i ESMERALDA og tilhørende samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger for den centrale MAC-kurve præsenteret i figur 3.

Tabel 2: Afgiftssatser og samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger

Afgift	Marginal samfundsøkonomisk reduktionsomkostning
————— Kr. pr. ton —————	
50	-364
100	-310
200	-159
400	76
700	506
1.000	701

5.1 Følsomhedsanalyser

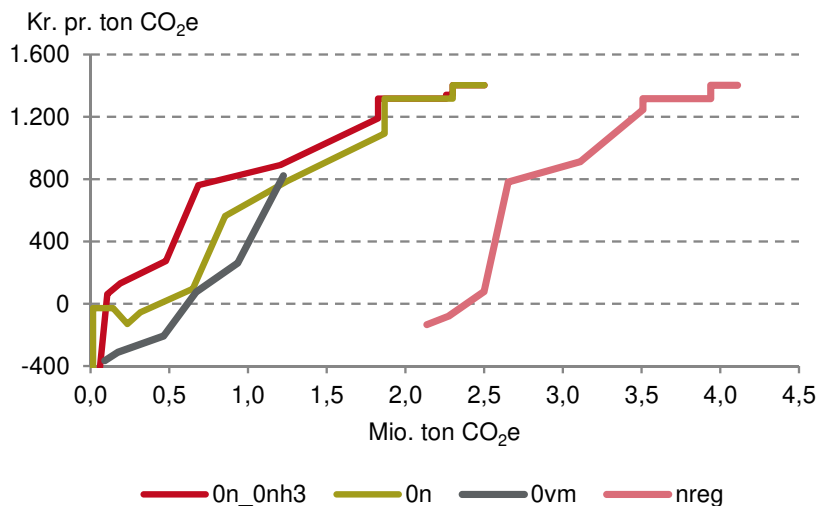
Udover hovedberegningen er der foretaget fire følsomhedsanalyser:

1. **0vm:** Som hovedberegningen, men hvor de tekniske tiltag ikke benyttes
2. **0n:** Som hovedberegningen, men hvor der ikke inddrages en gevinst fra reduceret kvælstofudvaskning
3. **0n_0nh3:** Som hovedberegningen, men hvor der ikke inddrages en gevinst fra reduceret kvælstofudvaskning og ammoniakudledning
4. **nreg:** En beregning hvor kvælstof reguleres vha. en kvælstofafgift. Kvælstofafgiftens maksimale værdi er begrænset af den maksimalt beregnede kvælstofafgift i ESMERALDA. Hvor denne afgift ikke er høj nok til at sikre målopfyldelse sikres kvælstofmålopfyldelse gennem udtagning af jord. Der inddrages ikke nogen gevinst fra reduceret kvælstofudvaskning (idet det antages at målene er opfyldt), men der inddrages en gevinst fra reduceret ammoniakudledning når afgiften på beregnet udledning af drivhusgasser hæves.

De fire følsomhedsanalyser er præsenteret i figur 4. Uden tekniske tiltag (0vm) er det muligt opnå en årlig reduktion på ca. 1,2 mio. ton ved den højeste afgiftssats. Det er altså omkring halvdelen af den samlede reduktion ved den maksimale afgiftssats, der kan tilskrives bedrifternes tilpasning af deres produktionsinputs og -outputs. Når værdien

af sideeffekter ikke fratrækkes (0n og 0n_0nh3), øger det som forventet de marginale omkostninger ved en given reduktion.

Figur 4: Følsomhedsanalyser



Anm.: 2017 markedspriser.
Kilde: Egne beregninger.

Den eksplicitte modellering af kvælstofregulering (nreg) fører til en reduktion af udledningen af drivhusgasser på ca. 2 mio. ton inden der pålægges CO₂e-afgifter. Dette skyldes både de benyttede kvælstofafgifter såvel som udtagningen af jord. For at opfylde alle kvælstofmål udtages ca. 17 pct. af den samlede landbrugsjord. Herefter er den illustrerede omkostningskurve stejlere end hovedkurven, idet der kan opnås færre reduktioner til en given omkostning på de resterende 83 pct. af jorden. Det bemærkes, at i praksis vil man kunne justere kvælstofreguleringen i takt med at der indføres en afgift på udledninger af drivhusgasser. I den udstrækning, at en drivhusgasafgift reducerer kvælstofudledningen, vil en sådan justering trække i retning af lavere kvælstofafgifter. Dette vil trække i retning af at give en fladere MAC-kurve end den her illustrerede. Startpunktet på x-aksen vil imidlertid ikke blive påvirket.

5.2 Privatøkonomiske konsekvenser

CO₂e-afgiften har privatøkonomiske konsekvenser for de enkelte bedrifter. Dette skyldes dels bedrifternes provenubetaling og dels de omkostninger som følger af tilpasning til det nye afgiftsregime.

Man kan vælge fra politisk side at tilbageføre provenuet til erhvervet. Såfremt man vælger at tilbageføre provenuet, er det vigtigt at tilbageførslen er afkoblet fra produktionsbeslutninger, der foretages efter at afgiften er indført. Dette medfører, at produktionsbeslutningen for den enkelte bedrift ikke forvrides. Afkoblede tilbageførselsordninger kendes bl.a.

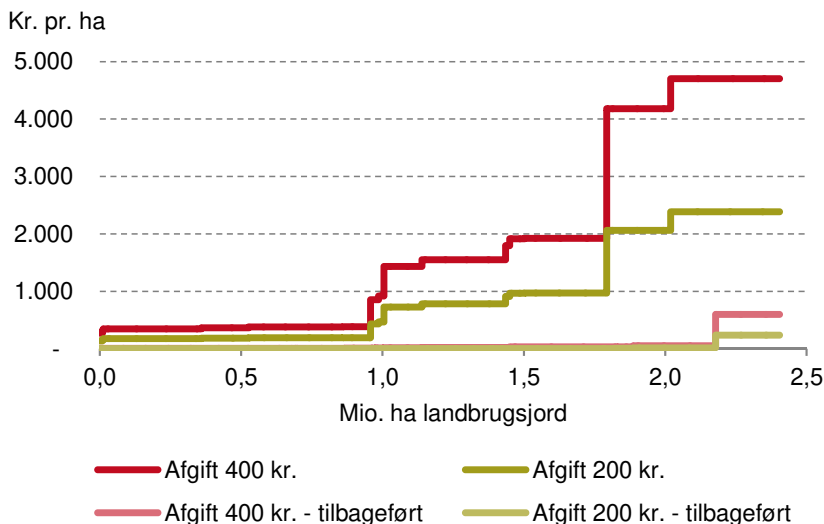
fra EU's enkeltbetalingsordning, hvor udbetalingen af hektarstøtten i høj grad er uafhængig af bedriftens aktuelle produktionsbeslutninger.

En konkret model for en afkoblet tilbageførsel af proventet til landbruget blev illustreret i De Økonomiske Råds formandskab (2017). Konsekvenserne af den samme tilbageførselsmodel er beregnet i denne analyse. Tilbageførslen tager udgangspunkt i en beregning af den potentielle afgiftsbetaling, dvs. den afgift, der ville være betalt af hver bedrift, givet bedriftens produktion inden reguleringen indføres. Hver bedrift får da en tilbageførsel svarende til bedriftens andel af det samlede potentielle provenu.

En sådan tilbageførsel udfordres af strukturelle ændringer i landbruget, der finder sted over tid. Det er således ikke oplagt, hvordan sammenlægninger og opdelinger af eksisterende bedrifter samt landbrug, der går i arv fra en generation til den næste, skal håndteres i en tilbageførselsordning. Over tid vil de tilbageførsler, der finder sted, være mindre og mindre tæt knyttet til de faktiske produktions- og ejerskabsforhold, hvilket udhuler rationalet bag tilstedeværelsen af en tilbageførselsordning.

De fordelingsmæssige konsekvenser af de forskellige reguleringsformer fremgår af figur 5. Figureerne viser omkostningerne for den enkelte bedrift pr. hektar med og uden tilbageførsel og ved en afgift på hhv. 200 og 400 kr. pr. ton CO₂e. Da der er tale om privatøkonomiske konsekvenser, er sidegevinster fra reduceret udledning af ammoniak og kvælstof ikke inkluderet.

Figur 5: Privatøkonomiske konsekvenser af to niveauer af en CO₂e-afgift i landbruget



Anm.: Figuren viser den kumulerede andel af landbrugsarealet (i mio. ha), der har en omkostning opgjort i kr. pr. ha, der er lig med eller mindre end den på y-aksen angivne værdi. Omkostningerne er opgjort i faktorpriser. Omkostningerne afspejler omkostningerne for den enkelte bedrift, men ikke de samfundsøkonomiske omkostninger, som opgøres i markedspriser.
Kilde: Egne beregninger.

Litteratur

Beck, U.R., T. Dalgaard, J.D. Jensen og M.N. Källström (2017): Dokumentationsnotat for regulering af landbrugets kvælstofudledninger.

Bryant, H. L., J. L. Outlaw, D. Anderson (2007): Aggregate Milk Supply Response to the Milk Income Loss Contract Program, *Journal of agribusiness* 25(2), S. 133-146.

Chavas, J.-P., R. M. Klemme (1986): Aggregate Milk Supply Response and Investment Behavior on U.S. Dairy Farms, *American Journal of Agricultural Economics*, 68(1), s. 55–66.

De Økonomiske Råds formandskab (2015): Økonomi og Miljø 2015. Grundvand, drikkevand og pesticider.

De Økonomiske Råds formandskab (2017): Økonomi og Miljø 2017. Regulering af landbrugets kvælstofudledning.

De Økonomiske Råds formandskab (2018): Økonomi og Miljø 2018. Regulering af landbrugets udledning af drivhusgasser.

Energistyrelsen (2017a). Basisfremskrivning 2017.

Energistyrelsen (2017b). Basisfremskrivning 2017. Tal bag figurer og tabeller. Downloadet fra <https://ens.dk/service/fremskrivninger-analyser-modeller/basisshyfremskrivninger> d. 2. oktober 2017.

Eriksen, J., P.N. Jensen & B.H. Jacobsen (red) (2014): Virkemidler til realisering af 2. generations vandområdeplaner og målrettet arealregulering, DCA rapport Nr 052.

Højberg, A.L., J. Windolf, C.D. Børgesen, L. Trolborg, H. Tornbjerg, G. Blicher-Mathiesen, B. Kronvang, H. Thodsen og V. Ernstsen (2015): National Kvælstofmodel – Oplandsmodel til belastning og tiltag. GEUS.

Jacobsen, B.H. (2016): Analyse af omkostningerne ved scenarier for en reduktion af N-tabet i relation til Fødevarer- og Landbrugspakke 2015. IFRO Udredning 2016/09.

Jacobsen, B.H. (2017): Beregning af kvælstofskyggepris med udgangspunkt i Fødevarer- og Landbrugspakken. IFRO Udredning 2017/08. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet.

Jensen, J.D. (2013): Vurdering af Natur- og Landbrugskommissionens anbefalingers sektorøkonomiske konsekvenser, IFRO Udredning 2013/8.

Jensen, J.D. (2015): ESMERALDA - Pesticidanalyser til DØRS.

Jensen J.D. (2017a) Fremskrivning af dansk landbrug frem mod 2030, IFRO rapport nr. 255

Jensen J.D. (2017b) Fremskrivning af dansk landbrug frem mod 2030 - december 2017, IFRO Udredning 2017/28

Jensen, J.D. (2018): Beregninger vedrørende kombinationer af klima-belastningsafgift og udvaskningsafgift i dansk landbrug

Jensen, P.N., G. Blicher-Mathiesen, J. Rolighed, C.D. Børgesen, J.E. Olesen, I.K. Thomsen, P. Sørensen og F.P. Vinther (2016): Revurdering af baseline. Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 67.

Jongeneel, R, A. Tonini (2009): The impact of quota rent and supply elasticity estimates for EU dairy policy evaluation: a comparative analysis. *Agrarwirtschaft* 58, s. 269-278.

Jørgensen L.B., Normander B., Skovsbøl U., Bech G., Agger P., Thorsen T.S., Dubgaard A., Boye S.B., Vogdrup-Schmidt M., Dalgaard T., Kristensen I.T., Kristensen D.K. og Kjeldsen C. (2015): Scenarier for Fremtidens Landbrug- Hovedrapport. Det Økologiske Råd, Københavns Universitet og Aarhus Universitet, København.

Kristensen, I.T. og Kristensen, I.S. (2004): Farm types as an alternative to detailed models in evaluation of agricultural practise in a certain area. n C. A. Breb-bia (Ed.), Management Information Systems 2004 (s. 241–250). Southampton, England: Incorporating GIS and Remote Sensing WIT Press.

Natur- og Landbrugskommissionen (2013): Natur og Landbrug – en ny start.

Odgaard M.V., Turner K.G., Bøcher P.K., Svenning J.C. og Dalgaard T. (2017): A multi-criteria, ecosystem-service value method used to assess catchment suitability for potential wetland construction in Denmark. *Ecological Indicators*.

Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016a): Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn. Miljø- og Fødevareministeriet.

Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016b): Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Sjælland. Miljø- og Fødevareministeriet.

Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016c): Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Bornholm. Miljø- og Fødevareministeriet.

Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016d): Vandområdeplan 2015-2021 for International Vandområdedistrikt. Miljø- og Fødevareministeriet.

Troldborg, L., C.D. Børgesen, H. Thodsen og P. van der Keur (2016): National Kvælstofmodel. Kvælstofpåvirkning af grundvand. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS).

Ørum J.E. & Thomsen I.K. (2018): Gridbaseret udvaskningsmodel for udvalgte sædskifter (GUUS) – en simpel, kvadratisk udvaskningsmodel kalibreret til NLES4. IFRO Dokumentation, Nr. 2017/4

A1 Beskrivelse af ESMERALDA-modellen

ESMERALDA er en komparativ-statisk partiel ligevægtsmodel for den danske landbrugssektor. Beregningerne til denne analyse er dokumenteret i detaljer i Jensen (2018). ES-MERALDA har tidligere været anvendt til analyser vedrørende miljøregulering af dansk landbrug, bl.a. som led i Natur- og Landbrugskommissionens (2013) arbejde, hvor de økonomiske konsekvenser for landbrugssektoren af en række af kommissionens forskellige forslag er beregnet (Jensen, 2013), og til beregning af sektorøkonomiske konsekvenser af alternative pesticid-reguleringsmodeller i forbindelse med De Økonomiske Råds formandsskabs rapport om Økonomi og Miljø 2015 og 2017 (Jensen 2015; 2017). Modellen er partiel, idet input- og outputpriser er eksogent givne. Modellens baselinescenario er kalibreret ud fra en stikprøve af landbrugets regnskaber fra 2015. Dog er kalibreringen foretaget således, at den daværende norm-regulering er ophævet. Modellen er ligeledes opdateret med emissionskoefficienter for de enkelte kilder til CO₂e-udledning leveret til projektet fra AU-DCE.

ESMERALDA har 15 bedriftstyper, der repræsenterer gennemsnitlige danske landbrugsbedrifter af forskellige typer. Tilsammen dækker de 15 bedriftstyper alle danske landbrugsbedrifter, eksklusiv gartneri. Se tabel A1 for en nærmere beskrivelse af disse bedriftstyper. Hver bedriftstype maksimerer sit jordafkast, der er et udtryk for den fremtidige aflønning af jord, når alle andre indsatsfaktorer er aflønnet i henhold til deres værdi i bedst mulige alternative anvendelse (deres alternativomkostning). Jordafkastet kan teoretisk forstås som et mål for aflønning af jord. Af denne årsag er begrebet jordrente benyttet ækvivalent i dette dokumentationsnotat såvel som i kapitlet i De Økonomiske Råds formandskab (2018). Empirisk er jordrenten opgjort som bedriftens omsætning fratrukket både variable og faste omkostninger.

Hver bedriftstype har mulighed for at producere ca. 20 forskellige afgrødetyper samt forskellige typer af husdyr. Hver bedriftstype producerer de respektive produkter ud fra CES-produktionsfunktioner, hvis parametre er estimeret på baggrund af landbrugets regnskabsdata eller dyrkningsforsøg, eller kalibreret på grundlag af økonometriske parameterestimater fra litteraturen. De forskellige bedriftstyper har forskellige omkostningsstrukturer ved produktion af forskellige afgrødetyper og husdyr, således at de hver især producerer optimalt – men forskelligt – i baseline.

ESMERALDA's bedriftstyper kan reagere på økonomiske stød ved at ændre sammensætningen af deres produktionsinputs og deres produktionsoutputs. Dette indbefatter for eksempel reduktioner i tilførslen af kvælstof (et input i afgrødeproduktionen), ændringer i anvendelsen af andre inputs (pga. substitutionseffekter), ændringer i afgrødesammensætningen og braklægning samt justeringer af størrelsen af bedriftens husdyrhold. Dette er de tiltag, som bedriftstyperne i ESMERALDA har til rådighed for at reducere deres kvælstofudledninger som reaktion på den regulering, der modelleres. CO₂e-afgiften er i ESMERALDA implementeret som en kombination af tre elementer:

1. Afgift på dyr. Afgiften dækker emissioner forbundet med fordøjelse, gødningshåndtering og den beregnede udledning af CO₂-ækvivalenter (især metan) fra husdyrgødningen under en antagelse om, at denne anvendes på marken. Den er derfor differentieret mellem dyreenheder, alt efter deres emissionskoefficienter for fordøjelse og gødningshåndtering.

Table A1: Bedriftstyper i ESMERALDA

ID	Bedriftsgruppe	Evt. opdeling	Omsætning		—N-tildeling—		CH4	N2O	NH3
			Jordafkast	kr. pr. ha	Kunst-N	Husdyr N			
111	Plante	Korn, ler	9.406	-2.554	104	9	8	3	4
112	Plante	Specialafgrøder, ler	11.694	1.264	115	4	4	3	3
211	Plante	Korn, sand	7.350	-2.818	79	10	10	2	4
212	Plante	Specialafgrøder, sand	17.545	1.406	124	6	5	3	4
311	Malkekvæg	< 1,4 DE pr. ha	22.558	-2.021	29	111	145	4	22
312	Malkekvæg	> 1,4 DE pr. ha	41.482	-6.410	5	219	295	7	44
313	Kødkvæg		38.212	1.323	36	176	134	4	20
411	Svin	< 1,4 DE pr. ha	30.068	-5.611	45	114	89	5	39
412	Svin	> 1,4 DE pr. ha	79.298	-32.884	3	421	325	15	138
511	Fjerkræ		33.483	-31.914	51	110	20	6	61
611	Pelsdyr		53.245	-30.570	43	129	24	6	87
711	Øvrig heltid		29.634	-12.800	30	147	133	6	42
811	Deltid	Ler, < 0,5 DE pr. ha	7.650	-923	98	3	3	2	3
812	Deltid	Sand, < 0,5 DE pr. ha	6.216	-1.484	64	6	7	2	3
813	Deltid	>0,5 DE pr. ha	13.327	-6.194	97	33	115	4	16

Kilde: Jensen (2018).

Anm.: DE er dyreenheder.

2. Afgift på kvælstof i kunstgødning. Dækker N₂O-emissioner forbundet med anvendelse af kunstgødning. Afgiftssatsen er ens pr. kg kunstgødnings-N for alle bedrifter.
3. Afgrødespecifik dyrkningsafgift. Der findes afgrødespecifikke emissionskoefficienter som benyttes og udledning af CO₂e, der opstår ifm. N-udvaskning, beregnes med en koefficient pr. udvasket kg N, hvilket også varierer med afgrøder.

A2 Om alternativ, simpel beregning af effekter og omkostninger ved afgift

For en enkelt bedriftstype (bedriftstype 312) var der visse problemer med at løse ESMERALDA-modellen for de høje niveauer af drivhusgasafgifter. For at kunne beregne effekten af de høje afgiftsniveauer for alle bedriftstyper er disse tre afgiftspunkter (i forskellige kombinationer med kvælstofafgifter) erstattet af en simpel modellering, som er beskrevet nedenfor. Den simple modelleringsmetode kan også betragtes som en illustrativ beregning af omkostningerne, når alle tilpasningsmuligheder tages i brug. Dette kan adskille sig fra ESMERALDA-beregningerne, idet der er visse forhold som bedrifterne i ESMERALDA ikke kan justere.

I ESMERALDA er det antaget, at bedrifterne ikke køber, sælger eller bortforpagter jord. Desuden har bedrifterne ikke mulighed for at ændre bedriftstype. Hver bedriftstype er karakteriseret ved at have sin egen produktionsfunktion. Et skift af bedriftstype svarer derfor i modelleringstekniske termer til at optimere over mulige produktionsfunktioner. Indenfor en kortere årrække er det rimeligt at antage, at bedrifternes tilpasning er begrænset på disse måder. Det skyldes, at tidligere kapitalinvesteringer medfører, at det kun er de løbende omkostninger, der skal dækkes førend produktionen opretholdes. På et længere sigt er det derimod rimeligt at antage, at bedrifterne også vil tilpasse deres areal og vil overveje at skifte bedriftstype som reaktion på ny regulering. Denne tilpasning vil tendere til at gøre omkostningerne mindre på lang sigt end på et kortere sigt, hvor bedrifterne ikke har mulighed for at foretage denne tilpasning. For at illustrere effekterne af denne mekanisme er der foretaget en illustrativ beregning af de årlige omkostninger på lang sigt. Beregningen er baseret på et par simplificerende antagelser, der er behæftet med en væsentlig usikkerhed.

For det første antages det, at output og CO₂-udledning fra bedrifterne altid produceres i et fast forhold (såkaldt Leontief-produktionsteknologi). Det betyder, at bedrifterne kun kan reducere deres CO₂-udledning ved at reducere deres produktion. I dette tilfælde bliver den optimale afgift på CO₂e en bedriftstypespecifik produktionsafgift.¹⁸ En afgiftssats på x kr. pr. ton CO₂e vil svare til en afgift på $x \frac{\text{CO}_2}{\text{OUTPUT}_i}$ kr. pr. outputenhed for bedriftstype i. Brøken angiver forholdet mellem drivhusgasudledning og output for den enkelte bedriftstype. Dette forhold er konstant uanset de pålagte afgifter og kan beregnes direkte fra informationer om ESMERALDA's bedriftstyper i baseline. En sådan afgift, der pålægges bedriftens output, kaldes i det følgende for en *produktionsafgift*.

For det andet antages det, at bedrifternes outputpriser er konstante og eksogent givne. Bedrifternes produktionsmængde påvirker således ikke prisen. I den udstrækning, at danske bedrifter sælger til en eksogent givet konstant verdensmarkedspris, er dette en rimelig antagelse. Man kan dog ikke udelukke, at priserne på visse landbrugsprodukter påvirkes af den indenlandsk producerede mængde. Den benyttede antagelse betyder, at effekten af afgiften svarer til, hvis bedriftens outputpris havde ændret sig. En produktionsafgift, der koster bedriften y pct. af dens samlede omsætning, kan således betragtes som en reduktion i prisen, der ville give bedriften den tilsvarende omkostning.¹⁹

¹⁸Denne antagelse vil alt andet lige trække i retning af, at omkostningerne pr. ton reduceret CO₂ overvurderes. Imidlertid er hele modelleringen af de langsigtede omkostninger behæftet med en væsentlig usikkerhed.

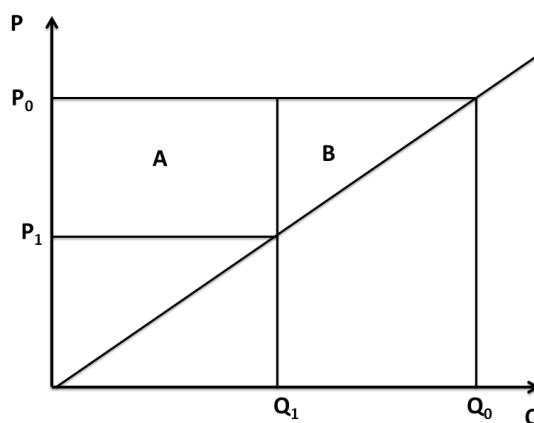
¹⁹Hvis ikke priserne er konstante som her antaget, vil en del af effekten af en produktionsafgift overvælttes på forbrugerne. Antagelsen om konstante priser er konsistent med antagelsen i ESMERALDA, hvor

For det tredje antages det, at bedriftens reaktion på en produktionsafgift kan beskrives vha. en lineær udbudskurve. Hældningen på udbudskurven bestemmes ud fra en udbudselasticitet. En udbudselasticitet angiver, hvor mange pct. output reduceres, når outputprisen hæves med 1 pct. Udbudselasticiteten angiver effekten på produktionen i pct. for en given ændring i priserne i forhold til baseline.²⁰ Udbudselasticitetens størrelse på lang sigt for forskellige bedriftstyper er behæftet med en betydelig usikkerhed. Elasticiteter er desuden mest præcise i beskrivelsen af effekten af små ændringer i priserne. I denne analyse benyttes udbudselasticiteten til at modellere effekten af relativt store ændringer i priserne. Dette er en yderligere kilde til usikkerhed. Der er til denne analyse valgt en langsigtet udbudselasticitet på 1. Afsnit A2 diskuterer den benyttede udbudselasticitet, og viser en følsomhedsberegning af effekten af at benytte en højere eller en lavere udbudselasticitet.

Ved hjælp af ovenstående antagelser er det muligt at foretage en simpel modellering af effekterne af pålægning af forskellige typer af afgifter. For en given CO₂e-afgift kan den tilsvarende produktionsafgift beregnes. Herefter kan prisfaldet beregnes. Ved hjælp af udbudselasticiteten kan ændringen i output beregnes. Ved hjælp af det faste forhold mellem CO₂e og output kan ændringen i CO₂e beregnes.

Omkostningerne ved denne regulering beregnes som tab i producentoverskud vha. en såkaldt "trekantsberegning". Beregningen er illustreret i figur A1. Figuren angiver en udbudskurve for virksomheden. Hældningen på udbudskurven er bestemt af udbudselasticiteten. En produktionsafgift på t fører til et fald i priserne fra P_0 til P_1 , hvor $P_1 + t = P_0$. Dette reducerer udbuddet fra Q_0 til Q_1 . Virksomhedens producentoverskud reduceres med arealet $A+B$. Afgiftsprovenuet er givet som $t * Q_1$, dvs. arealet A . Afgiftsprovenuet tilfalder staten, og er således ikke en samfundsøkonomisk omkostning. Arealet B er imidlertid et rent dødvægtstab, der ikke tilfalder nogen. Dette dødvægtstab angiver omkostningerne ved indførelsen af afgiften.

Figur A1: Illustration af trekantsberegning



afsætningspriserne også er eksogent givne.

²⁰Elasticiteten på en lineær udbudskurve er ikke konstant. Hældningen på den lineære udbudskurve er fastlagt således at de beskrevne udbudselasticiteter passer på små ændringer fra udgangspunktet.

Da den simple afgiftsmodellering kan modellere effekterne af de samme variable som ESMERALDA (idet det antages at alle typer af udledning sker i et fast forhold til produktionen), kan den samme beregningsgang anvendes til at konstruere MAC-kurver ud fra både ESMERALDA-variable såvel som resultaterne af denne illustrative beregning.

A2.1 Valg af udbudselasticitet

Valget af udbudselasticitet afgør størrelsen af omkostningerne i den simple beregning af omkostningerne ved en given CO₂e-reduktion på lang sigt. Udbudselasticiteter kan ikke observeres direkte. Information om udbudselasticiteter stammer derfor fra estimater og modelberegninger fra den økonomiske litteratur. Alt efter den anvendte metode og det betragtede tidsperspektiv varierer resultaterne i litteraturen. Som eksempel kan betragtes udvalgte studier for udbudselasticiteter for kvæg- og mælkeproduktion. Denne landbrugssektor er af særlig interesse, fordi en betydelig del af landbrugets CO₂-udledninger opstår i forbindelse med kvægproduktion. Chavas og Klemme (1986) finder en udbudselasticitet i USA på 10 år på 2,5, stigende til 6,7 på 30 års sigt. Bryant og Outlaw (2007) finder en langsigtselasticitet i USA på 0,7 for kvægbestanden. Jongeneel og Tonini (2009) finder en elasticitet på lang sigt for mælkeproduktionen i EU på 0,43 (dette tal er et gennemsnit af tre modellers elasticiteter).

En anden kilde til information om udbudselasticiteter på lang sigt er de udbudselasticiteter, som fremkommer ved at foretage et stød til priserne i ESMERALDA. Dette må forventes at være en nedre grænse for de langsigtede udbudselasticiteter, givet at ESMERALDA ikke tillader arealtilpasning, som beskrevet i hovedteksten. Disse elasticiteter er angivet i tabel A2. Det ses, at for de fleste bedriftstyper er elasticiteterne under 0,2. Den eneste undtagelse er de tre kvægbedrifter, hvor elasticiteterne er mellem 0,84 og 1,45.

Tabel A2: Udbudselasticiteter i ESMERALDA

ID	Bedriftsgruppe	Evt. opdeling	Udbudselasticitet
111	Plante	Korn, ler	0,10
112	Plante	Specialafgrøder, ler	0,11
211	Plante	Korn, sand	0,04
212	Plante	Specialafgrøder, sand	0,19
311	Malkekvæg	< 1,4 DE pr. ha	1,40
312	Malkekvæg	> 1,4 DE pr. ha	1,45
313	Kødkvæg		0,84
411	Svin	< 1,4 DE/ha	0,10
412	Svin	> 1,4 DE/ pr. ha	0,04
511	Fjerkræ		0,03
611	Pelsdyr		0,08
711	Øvrig heltid		0,00
811	Deltid	Ler, < 0,5 DE pr. ha	0,10
812	Deltid	Sand, < 0,5 DE pr. ha	0,04
813	Deltid	>0,5 DE pr. ha	0,07

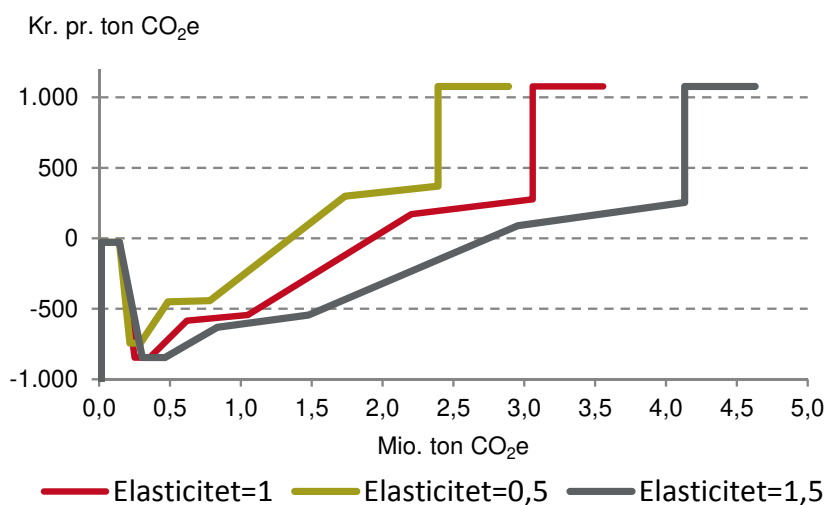
Kilde: Beregninger på ESMERALDA.

På baggrund af disse elasticiteter, er det valgt at benytte en udbudselasticitet på 1 til hovedberegningen, hvor trekantsberegninger erstatter enkelte af de ESMERALDA-beregnete punkter.

Der er imidlertid et bredt spænd af langsigtede udbudselasticiteter, som ikke umiddelbart kan afvises. Der er til dette dokumentationsnotat foretaget to følsomhedsberegninger af trekantsberegningen for at illustrere resultaternes følsomhed overfor den valgte (centrale) elasticitet. I følsomhedsberegningen med *lave* elasticiteter er udbudselasticiteterne sat til 0,5. Dette skyldes, at 0,5 er omkring det nedre spænd i de studier, der er citeret ovenfor. Dog er der ved den lave elasticitet fastholdt en udbudselasticitet på 1 for kvægbedrifterne. Dette skyldes, at kvægbedrifterne i ESMERALDA har forholdsvis høje elasticiteter. I følsomhedsberegningen med *høje* elasticiteter er der antaget en symmetrisk ændring i udbudselasticiteten i modsat retning, således at der anvendes en udbudselasticitet på 1,5 for alle bedriftstyper. De resulterende MAC-kurver ses i figur A2 sammen med MAC-kurven for hovedberegningen præsenteret i figur 3.

Med den anvendte elasticitet er det muligt at opnå større reduktioner for en given marginal reduktionsomkostning. Eksempelvis kan der opnås en reduktion på over 1,5 mio. ton CO₂e før den marginale reduktionsomkostning bliver positiv. Dette er i kontrast til den anvendte ESMERALDA-beregning, hvor den marginale reduktionsomkostning blev positiv efter omkring 0,8 mio. ton.

Figur A2: Illustrative omkostningskurver på lang sigt ved hjælp af trekantsberegninger



Kilde: Egne beregninger.

MAC-kurvens hældning er som forventet følsom overfor den valgte elasticitet. Som ventet giver den lave elasticitet en stejlere omkostningskurve og den høje elasticitet en mindre stejl omkostningskurve. Dog ses det, at selv ved den lave elasticitet er MAC-kurvens hældning lavere end hældningen i hovedberegningen.

A3 Detaljeret beskrivelse af de tekniske tiltag

Der er to kilder til information om de tekniske tiltag. Virkemidler der reducerer kvælstofudledningen er analyseret i Eriksen mfl. (2014) og Jacobsen (2016). Et andet sæt af tiltag, hvis primære effekt er på CO₂e-udledninger, er analyseret i Dubgaard og Ståhl (2018). Hvordan data fra disse kilder bruges i denne analyse gennemgås nedenfor.

A3.1 Klimatiltag

I Dubgaard og Ståhl (2018) er angivet omkostninger og effekter pr. år i alle år fra år 2021 til år 2050 (i 2017-priser). Det er antaget, at de forskellige tiltag indføres jævnt henover 10 år, med fuld virkning fra omkring år 2030. Dette giver stigende effekter og omkostninger frem til år 2030, og herefter er begge mere eller mindre konstante. ESMERALDA er en statistisk-komparativ model, og der er ikke regnet på stien hen mod en bestemt reduktion i 2030. ESMERALDA-beregningerne er således et øjebliksbillede i 2030 under antagelse om, at al tilpasning frem mod den nye ligevægt har fundet sted mellem indførelsen af regulering og 2030. For at matche dette øjebliksbillede i 2030 tages der udgangspunkt i de omkostninger og effekter, som er angivet for år 2030 i Dubgaard og Ståhl (2018).²¹

I beregningen af de samfundsøkonomiske reduktionsomkostninger i Dubgaard og Ståhl (2018) indgår landbrugets investeringsomkostninger, drift- og vedligeholdelsesomkostninger, statens administrationsomkostninger ved tiltaget og værdien af sideeffekter af tiltaget (f.eks. andre miljøpåvirkninger). Dertil lægges forvriddningseffekter af statens administrationsomkostninger, af statens reducerede indtægter som følge af landbrugets produktionsnedgang, samt af ændrede tilskuds- og afgiftsprovenuer for staten. Tilskud og afgifter i sig selv medregnes ikke, da disse blot omfordeler ressourcer mellem stat og dem, der modtager eller betaler tilskuddet eller afgiften. De angivne estimater af gevinster og omkostninger mm. for 2030 benyttes direkte i denne analyse. Dog medregnes de såkaldte forvriddningseffekter ikke.

De potentialer, som er angivet i Dubgaard og Ståhl (2018), angiver, hvor meget drivhusgasudledningerne vil blive reduceret med, hvis det fulde/realistiske potentiale for et tiltag anvendes, baseret på f.eks. antal dyr eller antal stalde, som står til at skulle fornyes i perioden. Potentialerne er blandt andet baseret på ekspertvurderinger fra DCA, Aarhus Universitet ud fra, hvad der skønsmæssigt vil være muligt at gennemføre uden en væsentlig stigning i enhedsomkostningerne. Nogle tiltag har overlappende potentialer såsom forsuring og bioforgasning, hvor gyllen kun kan anvendes til en af disse teknologier. Det angivne potentiale i Dubgaard og Ståhl (2018) tager højde for dette – dvs. der angives en fordeling af potentialerne mellem disse to tiltag.

Den geografiske fordeling af disse potentialer betyder ikke noget for reduktionen af drivhusgasser, men da nogle af tiltagene har effekt på kvælstofudledninger til vandmiljøet, har det betydning, hvor disse tiltag placeres geografisk. Da Dubgaard og Ståhl (2018) ikke indeholder information om den geografiske fordeling af potentialerne i udgangspunktet, fordeles potentialerne i denne analyse ud på bedriftstyper ud fra fordelingsnøgler baseret på hvor meget kvæg, jord mm. de enkelte bedrifter har til rådighed. Dette giver en geogra-

²¹For de omkostninger, som er angivet pr. år indgår investeringsomkostninger dog med årlige afskrivninger, som er konstante efter 2030, hvor det fulde potentiale af virkemidlet er indfaset, så ud fra det perspektiv er det ikke misvisende at anvende omkostningerne for år 2030 i vores beregninger.

fisk fordeling, der afhænger af den geografiske placering af de forskellige bedriftstyper.

A3.2 Kvælstoftiltag

I forbindelse med udarbejdelsen af Fødevarer- og Landbrugspakken udførte Jacobsen (2016) beregninger af, hvad det ville koste at nå målene i hvert delvandopland, med de tiltag man forventede ville indgå i den målrettede regulering. Der var her blandt andet tale om efterafgrøder, mellemafgrøder, tidlig såning af bestemte afgrøder og forskellige niveauer af reducerede normer samt visse andre tiltag med meget begrænsede potentialer. I denne analyse er inddraget tiltagene efterafgrøder, mellemafgrøder og tidlig såning af bestemte afgrøder. Normreduktioner er ikke inkluderet, idet der er lagt til grund for analysen, at der foretages en geografisk differentieret afgiftsregulering i stedet. Denne regulering modelleres i ESMERALDA.

I Fødevarer- og Landbrugspakken er det angivet, at omtrent 2.500 ton kvælstofreduktion skal komme fra fire typer af kollektive tiltag, nemlig minivådområder, vådområder, lavbundsprojekter samt skovrejsning. Minivådområder og vådområder er de billigste af de kollektive tiltag. Sammenholdt med omkostningerne pr. kg udledt N ved den målrettede regulering virker det sandsynligt, at skovrejsning og lavbundsprojekter ikke vil blive benyttet i høj grad i en omkostningseffektiv regulering. Dertil kommer, at de opgjorte potentialer for lavbundsprojekter og skovrejsning er relativt små. Af disse årsager er brugen af disse tiltag ikke inddraget som en del af den nærværende analyse.

De beskrevne kvælstoftiltag var også inddraget i De Økonomiske Råds formandskabs (2017) analyse af regulering af landbrugets udledninger af kvælstof. Virkemidlerne anvendes på samme måde som i denne analyse, jf. Beck (2017).

A4 Detaljeret beskrivelse af baselinefremskrivningen til 2030

Baselinefremskrivningen af kvælstofudledningerne i en periode fastlægger, hvordan den årlige kvælstofudvaskning forventes at udvikle sig i denne periode uden yderligere tiltag. I vandområdeplanernes baselinefremskrivning af kvælstofudvaskningen for perioden 2012-21 indgår effekterne af, at der løbende tages jord ud af drift til f.eks. byudvikling, motorveje, skovrejsning mv.; forventet øget økologisk areal (som har en lavere udvaskning pr. ha); lavere kvælstofdeposition (primært en effekt af NEC-direktivets regulering i andre lande); og ophævelsen af den reducerede kvælstofnorm som følge af Fødevarer- og Landbrugspakken. Ser man bort fra ophævelsen af den reducerede norm medfører baselineeffekterne i perioden 2012-21 en reduktion i udledningen af kvælstof udledt til havet på over 5.000 ton. Ophævelsen af den reducerede norm modvirker stort set denne effekt, jf. A3.²²

Tabel A3: Baselineeffekt i perioden 2012-21

Virkemiddel mm.	Berørt areal	Effekt i 2021 ift. 2012	
		Min	Max
	ha	— ton N i rodzonen —	
Energiafgrøder	1.200	34	65
Økologisk areal	17.000	285	1.000
Bioforgasning	-	1.300	1.300
Miljøgodkendelser, areal	475.000	360	360
Kvælstofdeposition	Hele landet	3.000	3.000
Slæt i stedet for afgræsning	17.000	145	931
Udvikling i udbytter mv.	Al landbrugsjord	1.200	4.400
Effekt af ophævet normreduktion	Al landbrugsjord	-10.700	-10.700
Heraf udtaget areal	106.000	5.900	5.900
Total for hele landet		-4.300	350

Anm.: Tabellen viser baselineeffekten af forskellige tiltag mm. i år 2021 ift. år 2012. Min og max angiver øvre og nedre skøn for udvikling i udbytter, udvikling i økologisk areal mm.

Kilde: Jensen mfl. (2016).

Da der ikke findes en fremskrivning af udledningerne til 2030, antages det til brug for nærværende analyse, at effekterne i perioden 2022-30 er af samme størrelsesorden som for perioden 2012-21. En sådan fremskrivning er behæftet med en væsentlig usikkerhed. Det følgende uddyber, hvad baselinefremskrivningen for 2013-21 indeholder, og hvad der til brug for nærværende analyse er antaget om baselineeffekter i perioden 2022-30.

A4.1 Baseline 2022-30

Tabel A3 viser, hvad der ligger bag baselineberegningen for den ni-årige periode 2012-21, jf. Jensen mfl. (2016). Der er angivet et øvre og et nedre skøn for baselineeffekten betegnet med Min. og Max. Der er betydelige forskelle mellem de to skøn for visse effekter. Bemærk at effekterne er opgivet som effekt i rodzonen. Effekten i havet er ca. en tredjedel heraf, men varierer geografisk med retentionen.

I beregningen af fremskrivningen frem mod 2030 tages udgangspunkt i tre af effekterne i tabel A3, nemlig:

²²Der er i vandområdeplanerne taget udgangspunkt i "Max"-skønnene i tabel A3.

- Udtaget areal (til veje, huse, skov mv.)
- Faldende kvælstofdeposition
- Udvikling i udbytter mv.

Antagelser om baselineeffekten af disse tre elementer i 2021-30 gennemgås i de følgende afsnit. De øvrige effekter medtages ikke af følgende årsager:

- **Indgår som tekniske tiltag i modelleringen:** energiafgrøder og biogas
- **Ingen konkret viden om yderligere ændringer af regulering:** miljøgodkendelser og ophævet normreduktion
- **Lille effekt og meget lidt viden om retning på udvikling:** slæt i stedet for afgræsning
- **Stor usikkerhed:** økologi

A4.2 Udtagning af arealer

Som angivet i tabel A3 var udtagning af arealer til veje, byer, skove mv. angivet til en total effekt på 5.900 ton N (udvasket) i den baseline, som blev lavet til Fødevarer- og Landbrugspakken. Baseret på, at den gennemsnitlige udtagning af jord i perioden 2006-12 har været på 12.600 ha pr. år, er det antaget i de her foretagne analyser, at dette også er niveauet for alle årene i perioden 2013-21. De samme tal er anvendt for perioden 2022-30.

Den årlige nedgang i landbrugsarealet fordeles i baselinefremskrivningen for perioden 2012-21 ud på de 23 hovedvandoplande i forhold til størrelsen af landbrugsarealet. I denne beregning fordeles de 12.600 ha ud fra andelen af landbrugsareal i hvert ID15-område. Det vil sige, at alt landbrugsareal reduceres med den samme procentdel. Det er konsistent med antagelsen om samme udtagne areal pr. hovedvandopland.

Udtagning af landbrugsareal vil også påvirke drivhusgasudledningen, så denne effekt medregnes i vores baseline for drivhusgasudledninger. Klimaeffekten kommer af, at der ikke længere gødes og dyrkes, og drivhusgasudledningen sættes til nul på de udtagne arealer.

A4.3 Reduceret kvælstofdeposition

Kvælstofdeposition er luftbåret kvælstof, som "falder ned" på jorden. En del af det kommer fra udenlandske kilder (NO_x fra forbrænding og NH_3 fra landbrug) og noget kommer mere lokalt fra de nærliggende landbrug. Pga. strammere miljølovgivning og internationale forpligtelser er kvælstofdepositionen faldet siden 1989, men ser ud til at være stagneret siden 2007, jf. Jensen mfl. (2016b). Som følge af internationale forpligtelser (EU's NEC-direktiv) regnes med et yderligere fald frem mod 2021. Da der er yderligere reduktionsforpligtelser for Danmark såvel som for vores nabolande i EU's NEC-direktiv er det rimeligt at forvente, at depositionen i Danmark falder yderligere frem mod 2030. Det antages derfor i denne analyse, at der er det samme fald i depositionen pr. år som i den foregående periode, hvilket giver et årligt fald på $3000/9=333$ ton.

I DCE's baselinerapport regnes der med en ensartet deposition over hele landet og effekten på udvaskning fordeles ud fra hvert oplands areal. Den samme antagelse gøres i nærværende analyse, blot helt ned på ID15-niveau.

Deposition af kvælstof medfører også udledning af drivhusgassen lattergas. En del af denne udledning er dog forbundet med deposition, som stammer fra andre lande, og som derfor ikke tælles med i de danske udledninger. En del af de danske kilder til deposition indgår i ESMERALDA-beregningerne i emissionskoefficienterne pr. dyr, så klimaeffekter af ændrede depositionsniveauer tages på den måde delvist med i fremskrivningen til 2030. Den del som ikke er med i ESMERALDA er kun en meget lille del af de totale udledninger, og der ses derfor bort fra dem her.

A4.4 Udvikling i udbytter

Som følge af forskning og udvikling inden for afgrøder og dyrkningsteknikker ventes udbyttet af afgrøderne at øges, dvs. en større andel af en given mængde tilført kvælstof udnyttes. Det betyder til gengæld, at en mindre del af det tilførte kvælstof bliver i jorden og efterfølgende kan udvaskes. Udbyttetigningen vil måske være den samme også i perioden 2022-30, men det er behæftet med stor usikkerhed. Der er stor usikkerhed om effekterne, hvilket også afspejles i det store interval, som er angivet for denne effekt i perioden 2012-21 (1.200-4.400 ton N). I den her foretagne analyse, benyttes middelværdien af det lave og høje skøn. Det giver en årlig effekt på $((4.400+1.200)/2)/9=311$ ton. Udvasningseffekten fordeles relativt til hvert vandoplands andel af det samlede landbrugsareal. Effekten fordeles i den nærværende fremskrivning efter samme metode, men på ID15-områder i stedet.

Når kvælstofudvaskning reduceres bliver også lattergasudledningen forbundet med dyrkning mindre. I emissionskoefficienterne leveret af DCE-AU fremgår det, at for hvert udvasket kg N til rodzonen udledes der 2,18 kg CO₂e i form af lattergas. Denne faktor ganges på den forventede udvasningsreduktion, som følger af udvikling i udbytter, for at få den fremskrevne effekt på drivhusgas-udledningen, der dermed bliver $311*2,18=678$ ton pr. år.

A5 Detaljeret beskrivelse af metoden

Først beskrives reguleringsproblemet og derefter beskrives, hvordan dette kobles til resultaterne fra ESERALDA. I beskrivelsen i dette bilag er der taget udgangspunkt i en samlet regulering af både udledning af drivhusgasser og udledning af kvælstof til kystvand og grundvand. I den præsenterede hovedberegning i dette dokumentationsnotat såvel som i kapitlet i De Økonomiske Råds formandskab (2018) er der taget udgangspunkt i en regulering udelukkende af drivhusgasser, hvor der dog inddrages en værdi af de resulterende kvælstofsideeffekter. Dette kan betragtes som et specialtilfælde af nedenstående beskrivelse. Specialtilfældet fremkommer, hvis der ikke reguleres efter at opnå kvælstofmålene, og hvor der derfor opereres med en afgift på udvaskning af kvælstof på nul. Beskrivelsen i det følgende er dækkende for alle de udførte beregninger i kapitlet.

Danmark er inddelt i I ID15-områder, $i = \{1, \dots, I\}$, og hvert ID15-område tilhører et delvandopland, $k = \{1, \dots, K\}$.²³ Udbredelsen af de enkelte bedriftstyper, b , i det enkelte ID15-område er indeholdt i variabelen $\text{areal}_{b,i}$. Nu defineres de tre primære variable, der er beregnet i ESERALDA ved forskellige afgiftssatser, a^N og a^{CO_2} .²⁴

- $N_b^u(a^N, a^{CO_2})$ - Udvasning af kvælstof til rodzonen pr. ha for bedriftstype b
- $CO_{2b}(a^N, a^{CO_2})$ - Udledning af CO_2 pr. ha for bedriftstype b
- $j_{r_b}(a^N, a^{CO_2})$ - Jordrenten for bedriften pr. ha for bedriftstype b

Hvert delvandopland har en målsætning tilknyttet. For hvert delvandopland er der en målsætning, \bar{N}_k^K , på, hvor meget kvælstof der må udledes til kystvandet. Udledningen af kvælstof er givet ved N_k^K . For hvert ID15-område er der en målsætning, \bar{N}_i^G , for, hvor meget kvælstof der må udvaskes, for at grundvandsmålsætningerne opfyldes. Denne udvasning til grundvandet er givet ved N_i^G . Der er således $I+K$ målsætninger, der skal opfyldes. Opfyldning af målsætningerne kræver altså, at:

$$N_k^K \leq \bar{N}_k^K \quad \forall k \quad (A1)$$

$$N_i^G \leq \bar{N}_i^G \quad \forall i \quad (A2)$$

Der er $I+1$ afgiftssatser i modellen: en afgiftssats på kvælstofudvasning pr. ID15-område, a_i^N , samt en national afgift på udledning af drivhusgasser omregnet til CO_2 -ækvivalenter, a^{CO_2} . Idet der er $I+K$ målsætninger, men kun $I+1$ afgiftsinstrumenter, vil det ikke være muligt netop at opfylde alle målsætninger - visse målsætninger bliver nødvendigvis overopfyldt.²⁵ Det tillægges ingen værdi at overmål opfylde kvælstofmålsætningerne.

²³Der er i Danmark 90 delvandoplande. Alle bedrifter i et enkelt delvandopland udleder kvælstof til et bestemt kystnært vandområde. De 90 delvandoplande er yderligere opdelt i godt 3100 ID15-områder, der hver især dækker ca. 1500 ha. Der er to undtagelser til reglen om at ID15-områderne er en underinddeling af delvandoplande, nemlig delvandoplandene Bogø Nor og Salme Nor, hvor delvandoplandet i stedet er en delmængde af et enkelt ID15-område. Disse to delvandoplande sammenlægges beregningsteknisk med det delvandopland der indeholder resten af det relevante ID15-område. Der er tale om to meget små delvandoplande, og håndteringen af disse har derfor kun en meget lille indvirkning på de samlede resultater.

²⁴I det følgende er variablene beskrevet som funktioner, selvom det kun er visse punkter der er kendt. Imidlertid kan mellemliggende værdier bestemmes ved interpolering.

²⁵Eksempelvis kan grundvandsmålsætningerne være så stramme, at delvandoplandets kystvandsmål-

Sammenhæng mellem udledning til kystvandet og til grundvandet og afgiftssatserne afhænger af, hvor meget de enkelte bedriftstyper udvasker til rodzonen, hvor stort et areal de forskellige bedriftstyper dækker, og hvor stor retentionen er i forhold til kystvandet i ID15-område i.²⁶ Udvaskningsfunktionerne N_b^U for de forskellige bedriftstyper kommer fra ESMERALDA. Estimer for retentionen i forhold til kystvandet, ret_i^K , er kendt og varierer på ID15-niveau.²⁷ Udledningen af kvælstof til kystvandet og udvaskningen af kvælstof til grundvandet kan nu beskrives som:

$$N_k^K = \sum_{i \in k} \left[(1 - ret_i^K) * \sum_b \left[N_b^U(a_i^N, a^{CO2}) * areal_{b,i} \right] \right] \quad (A3)$$

$$N_i^G = \sum_b \left[N_b^U(a_i^N, a^{CO2}) * areal_{b,i} \right] \quad (A4)$$

Ved brug af disse udledningsfunktioner kan et sæt af afgifter fastsættes, således at målsætningerne opfyldes. Imidlertid er der et par udvidelser af modellen, der gør problemet lidt mere kompliceret. Det drejer sig om inddragelse af yderligere klima- og kvælstoftiltag samt modellering af produktionsophør. Disse gennemgås i de følgende afsnit, førend der vendes tilbage til, hvordan afgifterne fastsættes, og MAC-kurven tegnes.

A5.1 Inddragelse af yderligere klima- og kvælstoftiltag

Der findes andre tiltag, der ikke er en del af ESMERALDA-beregningerne. Udvaskningseffekten pr. ha af de anvendte tiltag er givet ved $vm_V^U(a_i^N, a^{CO2}, i, b)$, hvilket uddybes nedenfor. Udledningerne pr. ha ganges med det areal, som bedriftstypen b i ID15-område i dækker. Dette giver anledning til et sæt af justerede udvaskningsfunktioner, der betegnes $N_{b,i}^U$, hvor fodtegnet i indikerer, at udvaskningen er geografisk betinget af de geografiske tiltagspotentialer. Disse justerede udvaskningsfunktioner kan beskrives som:

$$N_{b,i}^U = \left(N_b^U(a_i^N, a^{CO2}) - \sum_v vm_V^U(a_i^N, a^{CO2}, i, b) \right) * areal_{b,i} \quad (A5)$$

Disse funktioner kan bruges i stedet for de oprindelige udvaskningsfunktioner i udtrykkene (A3) og (A4). Virkemidlerne inddrages, når det samfundsøkonomisk kan betale sig. I praksis betyder det, at bedrifterne skal benytte virkemidlet, hvis den afgift, som de skulle betale for den udledning, som virkemidlet fortrænger, er større end de omkostninger, der er ved at anvende virkemidlet, fratrukket værdien af eventuelle sidegevinster ved at bruge virkemidlet. Hvert tiltag har tilknyttet et sæt af parametre ($E_V^{CO2}, E_{V,i}^U$), der angiver effekten af at anvende en enhed af virkemidlet på hhv. udledning af drivhusgasser og

sætning overopfyldes, eller - hvad der måske er mere realistisk - opfyldelse af en delvandoplandsmålsætning nødvendiggør kvælstofafgifter i ID15-områder hvor der ikke er en bindende grundvandsmålsætning (svarende til $\tilde{N}_i^G = \infty$).

²⁶Retentionen angiver den del af den udvaskede kvælstof, der *ikke* udledes til kystvandet og grundvandet.

²⁷I praksis er retentionen behæftet med usikkerhed. En følsomhedsanalyse foretaget i De Økonomiske Råds formandskab (2017) viste dog, at inddragelsen af denne usikkerhed kun påvirkede resultaterne i mindre grad.

kvælstofudvaskning til rodzonen.²⁸ Værdien af sidegevinster ved at anvende en enhed af virkemidlet betegnes S_v . Endeligt betegnes omkostningerne ved at anvende en enhed af virkemidlet med OMK_v . Den samlede gevinst ved at anvende en enhed af virkemidlet v i ID15-området i er således givet ved:

$$x_{v,i} \equiv E_v^{CO2} * a^{CO2} + E_{v,i}^U * a_i^N + S_v - OMK_v \quad (A6)$$

Hvert tiltag er kendetegnet ved at have et samlet potentiale. Dette kan fordeles ud på de enkelte bedriftstyper i hvert delvandopland. $\gamma_{v,i,b}$ angiver den andel af tiltag v 's potentiale, som en ha jord for bedriftstype b i ID15-område i har adgang til. Det gælder altså, at $\sum_i \sum_b \gamma_{v,i,b} = 1 \forall v$. Virkemidlets potentiale afhænger af produktionen - hvis reguleringen giver anledning til en reduktion i den producerede mængde gylle, er der eksempelvis mindre gylle, der kan indgå i virkemidlet "gylleforsuring". Derfor nedskales virkemidlets potentiale med udtrykket $\frac{f_{v,i}(a_i^N, a^{CO2})}{f_{v,i}(0,0)}$, hvor $f_{v,i}(a_i^N, a^{CO2})$ i dette tilfælde angiver den producerede mængde gylle for bedriftstype i ved de givne afgifter. Hvilken funktion, der bruges som f -funktion, afhænger af virkemidlet, jf. tabel A4. Den samlede effekt af tiltaganvendelsen kan nu skrives på følgende måde, hvor tiltagsenhederne er normaliseret, så hvert tiltag har et potentiale svarende til en enhed på landsplan:

$$vm_v^U(a_i^N, a^{CO2}, i, b) = \begin{cases} 0 & \text{hvis } x_{v,i} < 0 \\ \gamma_{v,i,b} * \frac{f_{v,i}(a_i^N, a^{CO2})}{f_{v,i}(0,0)} * E_{v,i}^U & \text{hvis } x_{v,i} \geq 0 \end{cases} \quad (A7)$$

A5.2 Modellering af udtagning

Der er visse ID15-områder og delvandoplande, hvor de højest beregnede afgiftspunkter og brugen af tiltag etc. fortsat giver udledninger, der er højere end målsætningerne. I disse tilfælde foretages der manuel udtagelse af jord. Hvor udtagning er nødvendig, udtages en andel af jorden på tværs af bedriftstyper og geografiske områder. Andelen fastsættes således, at målsætningerne på kvælstofudledning til grundvand og kystvand kan opnås på den ikke-udtagne jord vha. den højest mulige kvælstofafgift.

Hvor det er nødvendigt at udtage jord for at opfylde en grundvandsmålsætning i et enkelt ID15-område, udtages jord på tværs af bedriftstyper indtil målsætningen opnås. Hvor det er nødvendigt at udtage jord for at opfylde en kystvandsmålsætning, udtages jord på tværs af alle ID15-områder, der ligger i dette delvandopland, indtil kystvandsmålsætningen opnås. Den udtagne jord udvasker fortsat $N_{UDT}^U = 12$ kg kvælstof pr. ha. I de ID15-områder, hvor det er nødvendigt at udtage jord af hensyn til både kystvandet og grundvandet, kan udtagingsandelene være større i enkelte ID15-områder end den generelle udtagingsandel i det delvandopland, som ID15-området er en del af.

²⁸Virkemidlerne er opgjort i tiltagkatalogsberegningerne som havende et samlet potentiale og en samlet omkostning. Når der refereres til "en enhed" af virkemidlet er det derfor en lidt arbitrær inddeling af det samlede potentiale i enheder der udelukkende er foretaget for at gøre fremstillingen lettere tilgængelig. For visse tiltag afhænger effekten på N-udvaskningen af, hvor bedriften er lokaliseret. Det gælder for minivådområder og vådområder, hvor effekten opgøres i havet. Det gælder også for efterafgrøder, hvor effekten er forskellig alt efter hvilket delvandopland der er tale om. Når der som her benyttes udvaskningsafgifter (fremfor udledningsafgifter) kan effekten regnes baglæns til en udvaskningseffekt. Ækvivalent kunne man beregningsteknisk have ganget med udledningsafgiften, der tager højde for retentionen, i stedet for udvaskningsafgiften.

Tabel A4: Fordelingsvariable for de forskellige tiltag

	f-funktion	Geografisk fordelt potentiale? ^{a)}
Tidlig såning	Antal ha	Ja ^{b)}
Mellemafgroeder	Antal ha	Ja ^{b)}
Efterafgroeder	Antal ha	Ja ^{b)}
Vådområder	Justeres ikke	Ja
Minivådområder	Antal ha	Ja
Forsuring af svinegyde	Antal svin (DE)	Nej
Forsuring af kvæggylle	Antal kvæg (DE)	Nej
Biogas	DE	Nej
Ændret foder til malkekvæg	Antal malkekvæg (DE)	Nej
Ændret foder til andet kvæg	Antal kvæg (DE)	Nej
Nitrifikationshæmmere		
- i handelsgødning	Handelsgødning	Nej
- i husdyrgødning	Antal DE	Nej

a) Hvor der ikke er yderligere information om fordelingen af potentialet, fordeles det samlede potentiale lige-
ligt mellem ID15-områder, ud fra antal ha landbrugsareal. Geografisk fordelt potentiale refererer her til, om
der er benyttet yderligere information til at fordele tiltagene geografisk.

b): Fordelt efter de forskellige bedriftstypers hvede- og rapsareal i baseline.

Anm.: DE er dyreenheder.

Kilde: Egen fremstilling på baggrund af Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016a-d), Eriksen mfl.
(2014), Jacobsen (2014), Jacobsen (2016) og Dubgaard og Ståhl (2018).

Matematisk kan funktionerne for udtagning i de enkelte ID15-områder, $\lambda_i(a_i^N)$, fastsættes
ved at finde de mindste udtagningsandele, der opfylder følgende betingelser (i det følgen-
de undertrykkes funktionsvariablene på λ_i -funktionerne for overskuelighedens skyld):

$$\left(\sum_b N_{b,i}^U(a_i^N, a^{CO_2}) * (1 - \lambda_i) + \lambda_i * N_{UDT}^U \right) * areal_{b,i} \leq \bar{N}_i^G \quad (A8)$$

$$\left(\sum_{i \in k} \sum_b N_{b,i}^U(a_i^N, a^{CO_2}) * (1 - \lambda_i) + \lambda_i * N_{UDT}^U \right) * (1 - ret_i^K) * areal_{b,i} \leq \bar{N}_k^K \quad (A9)$$

Og hvor det gælder, at $\lambda_i = \lambda_k$, $i \in k$ (λ_k er den nødvendige udtagningsandel af hensyn
til kystvandsmålsætninger) hvis (A8) holder med stærkt ulighedstegn, og $\lambda_i > \lambda_k$, $i \in k$
hvis (A8) holder med lighedstegn. I praksis antages det, at kvælstofmålsætningerne er
opfyldt i baseline. Det betyder, at afgiften på drivhusgasudledninger fastsættes til nul i
beregningen af λ 'erne.

Den her modellerede udtagning er en simpel måde at modellere effekten af en strammere
kvælstofregulering på. Det betyder, at det er rimeligt at antage, at alle kvælstofiltag tages
i brug inden udtagning kommer i spil som tiltag. Det er derfor i modelberegningerne an-
taget, at det fulde potentiale af tidlig såning, mellemafgroeder, efterafgroeder, vådområder
og minivådområder anvendes, inden andelen af jord, der skal udtages, beregnes.

A5.3 Fastsættelse af afgifter

De ID15-specifikke afgifter på kvælstofudvaskning a_i^N fastsættes således, at målsætningerne (A1) og (A2) opfyldes. Idéen er, at grundet stigende marginalomkostninger ved højere afgifter skal afgifterne fastsættes så tæt på en ensartet afgift på *udledninger til kystvandet* i hvert delvandomland som muligt. For en given udvaskningsafgift a_i^N er afgiften på udledning til kystvandet givet som $a_i^{k-udl} \equiv \frac{a_i^N}{1-ret_i^k}$. Så hvis (A2) ikke binder med lighedstegn i ID15-område i , skal a_i^{k-udl} være lig den mindste udledningsafgift i de ID15-områder, der ligger i samme delvandomland k som i . Med andre ord: Der skal kun sættes en højere udvaskningsafgift i et givet ID15-område, hvis det er nødvendigt for at opfylde grundvandsmålsætningen. Hvis ingen grundvandsmålsætninger binder i et delvandomland, resulterer det i en ensartet afgift for alle ID15 i dette delvandomland. Dette kan skrives således for et $i \in k$:

$$a_i^{k-udl} = \begin{cases} a_k^{k-udl} & \text{hvis } (1 - \lambda_i)N_i^G < \bar{N}_i^G \\ \hat{a}_i^{k-udl} & \text{hvis } (1 - \lambda_i)N_i^G = \bar{N}_i^G \end{cases} \quad (A10)$$

Det gælder altså, at $\hat{a}_i^{k-udl} > a_k^{k-udl}$ og $a_i^{udl} \geq a_k^{udl} \forall i \in k$.

A5.4 CO₂-udledninger og marginalreduktionsomkostningskurve

CO₂e-udledningerne er bestemt ud fra udledningerne fra de forskellige bedriftstyper i de forskellige delvandomlande, fratrukket den effekt, som eventuel brug af tiltag giver. Virkemiddelseffekten er defineret vha. funktionerne $vm_v^{CO_2}(a^N, a^{CO_2}, i, b)$, som er defineret ækvivalent til tiltagens kvælstofeffekt i (A7). De resulterende CO₂e-udledninger, der er pr. ha, ganges med arealet og endeligt summeres over bedriftstyper og over ID15-områder. De samlede udledninger er derfor givet ved følgende formel:

$$CO_2^{TOT}(a^N, a^{CO_2}) = \sum_i \sum_b [(CO_{2b}(a_i^N, a^{CO_2}) - \sum_v vm_v^{CO_2}(a^N, a^{CO_2}, i, b)) * areal_{i,b} * (1 - \lambda_i)] \quad (A11)$$

Hvor tiltageffekten er bestemt på samme måde som for kvælstofudvaskning. For en given CO₂e-afgift kan et sæt af unikke udvaskningsafgifter, a^{N*} , der løser problemet beskrevet i (A1)-(A2), findes. I hovedberegningen i denne analyse er kvælstofmålene ikke inddraget. Dette opnås ved at sætte \bar{N}_k^K og \bar{N}_i^G til uendelig, hvilket betyder, at a^{N*} er nul alle vegne. I de beregninger, hvor kvælstofmålene er inddraget, er det antaget, at kvælstofmålsætningen er opfyldt inden der pålægges en CO₂e-afgift. a^{N*} er således det sæt af kvælstofafgifter, der, i kombination med inddragelsen af tekniske tiltag og jordudtagning og en CO₂e-afgift på nul, sørger for, at kvælstofmålene opfyldes. Uanset hvilken løsning der bruges, kan de samlede udledninger af drivhusgasser skrives som en funktion, der udelukkende afhænger af CO₂e-afgiften:

$$\tilde{C}O_2^{TOT}(a^{CO_2}) = \sum_i \sum_b [(CO_{2b}(a_i^{N^*}, a^{CO_2}) - \sum_v vm_v^{CO_2}(a_i^{N^*}, a^{CO_2}, i, b)) * areal_{i,b} * (1 - \lambda_i)] \quad (A12)$$

Omkostningerne ved en given regulering er givet som summen af de direkte omkostninger ved reguleringen som følge af produktionstilpasninger (målt som ændringer i jordrenten, hvor provenuet dog ikke indgår som en samfundsøkonomisk omkostning, da det udelukkende er en omfordeling mellem bedrifter og stat), omkostninger ved at benytte andre tiltag, $c^{vm}(a^{CO_2}, a_i^N)$, eventuelle sidegevinster fra ammoniak og kvælstof, $sg(a^{CO_2}, a_i^N)$ ²⁹, samt omkostningerne fra den udtagne jord. Idet der kun foregår jordudtagning i den justerede baseline, hvor N-mål forudsættes opfyldt, kan der i praksis ses bort fra omkostninger til udtaget jord i konstruktionen af marginalomkostningskurven. Der inddrages ikke justeringer grundet skatteforvridningstab (marginal cost of public funds sættes til 1). Omkostningerne er derfor:

$$c(a^{CO_2}) = \sum_i \sum_b [(\tilde{c}_b^{jr}(a^{N^*}, a^{CO_2}) + c_b^{vm}(a^{N^*}, a^{CO_2}) - sg(a^{N^*}, a^{CO_2})) * areal_{i,b} * (1 - \lambda_i)] \quad (A13)$$

Marginalreduktionsomkostningskurven (MAC-kurven) er beskrevet ved (x, y)-punkterne (hvor x angiver den opnåede reduktion, og y angiver den marginale reduktionsomkostning):

$$\left(\tilde{C}O_2^{TOT}(0) - \tilde{C}O_2^{TOT}(a^{CO_2}), \frac{\partial c(a^{CO_2})/\partial a^{CO_2}}{\partial \tilde{C}O_2^{TOT}(a^{CO_2})/\partial a^{CO_2}} \right) \quad (A14)$$

Det er muligt at approksimere y-værdierne ved at benytte følgende approksimation:

$$\frac{\partial c(a^{CO_2})/\partial a^{CO_2}}{\partial \tilde{C}O_2^{TOT}(a^{CO_2})/\partial a^{CO_2}} \approx \frac{c(a^{CO_2} + \delta) - c(a^{CO_2})}{\tilde{C}O_2^{TOT}(a^{CO_2} + \delta) - \tilde{C}O_2^{TOT}(a^{CO_2})} \quad (A15)$$

hvor δ er et lille tal. Jo mindre δ der vælges, jo mere præcis en approksimation opnås. I praksis er præcisionen begrænset af, at der er foretaget beregninger i ESMERALDA i en række afgiftspunkter. Der kan ikke opnås yderligere præcision ved at beregne marginale reduktionsomkostninger mellem disse punkter. I stedet er punkterne beregnet i de beregnede afgiftspunkter i ESMERALDA og der er herefter foretaget lineær interpolation mellem disse punkter for at tegne en sammenhængende marginalomkostningskurve.

A5.5 Løsningsmetode

I praksis løses problemet i flere trin. Først indføres eventuel kvælstofregulering i form af kvælstofafgifter, brug af tekniske tiltag samt jordudtagning, hvis dette ønskes. Det samlede omkostningsniveau og CO₂e-udledningsniveau ved forskellige niveauer af CO₂e-afgiften bestemmes. Brug af tiltag justeres for at tilpasse niveauet af CO₂e-afgift. Disse trin gennemføres for et større antal forskellige CO₂e-afgifter, hvilket gør det muligt at

²⁹Hvis kvælstofudvaskningen forudsættes reguleret vha. en kvælstofafgift bør man ikke også indregne en sidegevinst ved reduceret kvælstofudvaskning. Hvis der derimod er tale om et scenario hvor $a_i^N = 0$ og kvælstof derved ikke reguleres direkte, kan gevinsten ved reduceret kvælstofudvaskning som følge af drivhusgasreguleringen indregnes som beskrevet i ligning (2).

bestemme punkter på marginalomkostningskurven vha. (A11)-(A15). Herefter forbindes punkterne vha. lineær interpolation.