



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2017 30 stp
Handelshøyskolen ved NMBU

Kjøttforbruk og klima

Effektene av en klimaavgift på kjøtt

Oda Hauge

Master i Samfunnsøkonomi
Handelshøyskolen ved NMBU

FORORD

Å skrive denne masteroppgave har vært en givende, men krevende prosess. Jeg har mange å takke for at jeg til slutt endelig har kommet i mål.

Jeg vil først og fremst en takk til hovedveileder Knut Einar Rosendahl, og bi-veileder Odd Erik Nygård for deres tålmodighet, nyttige innspill og all deres hjelp. Jeg vil også rette en stor takk til Nour-Eddine Elkadi, for at han var villig til å dele arbeidet sitt med meg. Videre vil jeg sende en takk til Brita Bye og Klaus Mittenzwei.

Takk alle venner som har kommet med oppmuntring og råd mens jeg skrev denne oppgaven; det har vært til stor hjelp.

Sist men ikke minst vil jeg takke mine kjære foreldre for alle deres støtte både mens jeg skrev denne oppgaven, mens også ellers i livet. Jeg hadde ikke kommet så langt uten dere.

Alle eventuelle feil og mangler, er ene og alene mitt ansvar.

Ås, 14/12/17

Oda Hauge

S AMMENDRAG

Denne oppgaven ser på hvilken effekt innføringen av klimaavgifter på kjøtt har på etterspørselen etter kjøtt og hvordan avgiftene vil påvirke klimagassutslippene fra kjøttproduksjon.

For å utforske effektene konstrueres det en etterspørselsmodell med en særlig dekomponering på matvarer, som blir kalibrert mot et bestemt referanseår basert på ulike datakilder og estimater fra litteraturen. Det knyttes så utslipp til kjøttgodene i modellen, og godets utslippsintensitet blir regnet ut.

Etterspørselsmodellen blir benyttet til å simulere to ulike avgiftsscenarioer: ett hvor alt kjøtt blir ilagt en klimaavgift, og et annet scenario der klimaavgiften bare blir lagt på rødt kjøtt. Avgiften på hvert kjøttgode blir satt basert på godets klimapåvirkning, og er differensiert basert på godets utslippsintensitet.

Hovedfunnet i oppgaven er at selv om utslippsreduksjonen er største når den differensiert avgiften er lagt på alt kjøtt, er forskjellen i utslippseffekt i de to scenarioene som er utforsket. Dette funnet ligner på funnene i lignende studier fra Wirsenius et al. (2011) og Säll og Gren (2015), som begge finner at mesteparten av effekten av en klimaavgift på husdyrprodukter kan bli fanget opp av å bare avgiftsbelegge rødt kjøtt.

ABSTRACT

This thesis examines the effect the implementation of a climate tax on meat will have on the demand on meat, and how the tax will affect the greenhouse gas emissions from meat production.

To explore the effects a demand model with a special decomposition for food goods is constructed, and then calibrated to fit a reference year based on different data sources and estimates from the literature. In addition, emissions are connected to the meat goods in the model, and the goods emission intensities is calculated.

The demand model is used to simulate two different tax scenarios: one where a climate tax is added to all meat and one where only red meat is taxed. The climate tax levied upon the good are designed to reflect the climate impact of the good, and thus differentiated based on the goods emissions intensity.

The main finding of this thesis is that even though the emission reduction is largest when all meat is taxed, the difference in emission effect is low between the two scenarios explored. This finding is similar to that in other similar studies from Wirsenius et al. (2011) and Säll og Gren (2015), who both found that most of the emission reduction from implementing a climate tax on livestock products can be captured by only taxing red meat.

INNHALDS FORTEGNELSE

Forord	ii
Sammendrag	iii
Abstract	iv
1 Introduksjon	1
2 Bakgrunn	2
2.1 <i>Klimagassutslipp fra jordbruket</i>	2
2.2 <i>Norsk jordbruksproduksjon</i>	4
2.3 <i>Jordbrukspolitikken</i>	4
2.3.1 Tilskuddsordningene	4
2.3.2 Markedsbalansering	5
2.3.3 Tollvernet	5
2.4 <i>Norsk kjøttforbruk og helseeffekter</i>	6
2.5 <i>Norges klimamål og klimapolitikk</i>	7
2.6 <i>Forslag til virkemidler</i>	8
2.7 <i>Tidligere forskning</i>	8
3 Teori	9
3.1 <i>Konsumentens etterspørsel</i>	9
3.1.1 Nyttmaksimering	9
3.1.2 CES-nyttestruktur	10
3.1.3 Svak seperabilitet	11
3.1.4 Respons på prisendringer	12
3.1.5 Den representative husholdningen	13
3.2 <i>Eksternalitet teori</i>	13
3.2.1 Eksternaliteter og markedssvikt	13
3.2.2 Utslippsnivå	15
3.2.3 Virkemidler	17
3.2.4 Klimaavgifter	18
4 Metode & data	20
4.1 <i>Nyttetre</i>	20
4.2 <i>Kalibreringsmetode</i>	21
4.3 <i>Datakilder</i>	22

4.3.1	Distribusjonsparametere	22
4.3.2	Substitusjonsparametere	22
5	Modellen	23
5.1	<i>Spesifikasjon av nyttetreet</i>	23
5.2	<i>Kalibrering av etterspørselsmodellen</i>	27
5.2.1	Distribusjonsparameteren	27
5.2.2	Substitusjonsparameteren	28
5.3	<i>Utslippskoeffisienter for kjøttgodene</i>	30
6	Skiftanalyse	33
6.1	<i>Virkingen av en prisøkning på kjøtt</i>	33
6.1.1	Prisøkning på rødt kjøtt eller alt kjøtt	35
6.2	<i>Differensierte miljøavgifter</i>	36
6.2.1	Utregning av avgift	36
6.2.2	Bare avgift på rødt kjøtt	37
6.2.3	Differensiert avgift på alt kjøtt	38
6.2.4	Differensiert avgift på rødt kjøtt eller alt kjøtt?	40
7	Konklusjon	41
	Referanser	42
	Appendiks A: Ukompenserte priselastisitetene	45

1 INTRODUKSJON

Den norske jordbrukssektoren står for omtrent 9% av de norske klimagassutslippene. Over 70% av disse utslippene er knyttet til melke- og kjøttproduksjonen, og utslippene er særlig høye for produksjonen av rødt kjøtt (Bye et al. 2017). Utslippene fra jordbruket består i hovedsak av metan og lystgass, og disse er ikke regulert. Klimagassutslippene forbundet med de ulike kjøttgodene vil i det fleste tilfeller være høyere enn andre forbruksgoder, slik at det vil være et potensiale for utslippsreduksjoner ved å substituere kjøttgoder for andre forbruksgoder. For å redusere klimagassutslippene fra jordbruket har det derfor blitt foreslått å innføre en klimaavgift på enten alt kjøtt eller rødt kjøtt (NOU 2015:15 2015; Wirsenius et al. 2011).

En optimal klimaavgift vil være en som reflekterer de marginale skadekostnadene av klimagassutslippene. I utgangspunktet vil en optimal klimaavgift legges direkte på utslippene, men under visse omstendigheter vil dette bli vanskelig og en nest-best løsning vil da være å legge avgiften på produksjon eller konsumet av godet som generer klimagassutslippene. Disse omstendighetene er tilstede for mange av utslippene fra husdyrproduksjon (Schmutzler & Goulder 1997; Wirsenius et al. 2011). Det er effekten av klimaavgifter på kjøtt som skal undersøkes i denne oppgaven.

For å utforske etterspørsels- og utslippseffektene konstrueres det en konsummodell med særlig dekomponering for matvarer som kalibreres mot data fra et gitt referanseår. Det vil i tillegg bli knyttet utslipp til kjøttgodene i modellen. Når klimaavgiften reflekterer de marginale skadekostnadene forbundet med klimagassutslippene, vil konsumenten internalisere de eksterne effektene forbundet med kjøttgodet. Avgiften vil endre det relative prisforholdet mellom kjøttgodene, og gi konsumenten insentiver til å vri forbruket vekk fra de kjøttgodene med høy klimapåvirkning, og over til kjøttgoder med lavere klimapåvirkning eller over på andre goder. Dette vil gi opphav til utslippsreduksjoner.

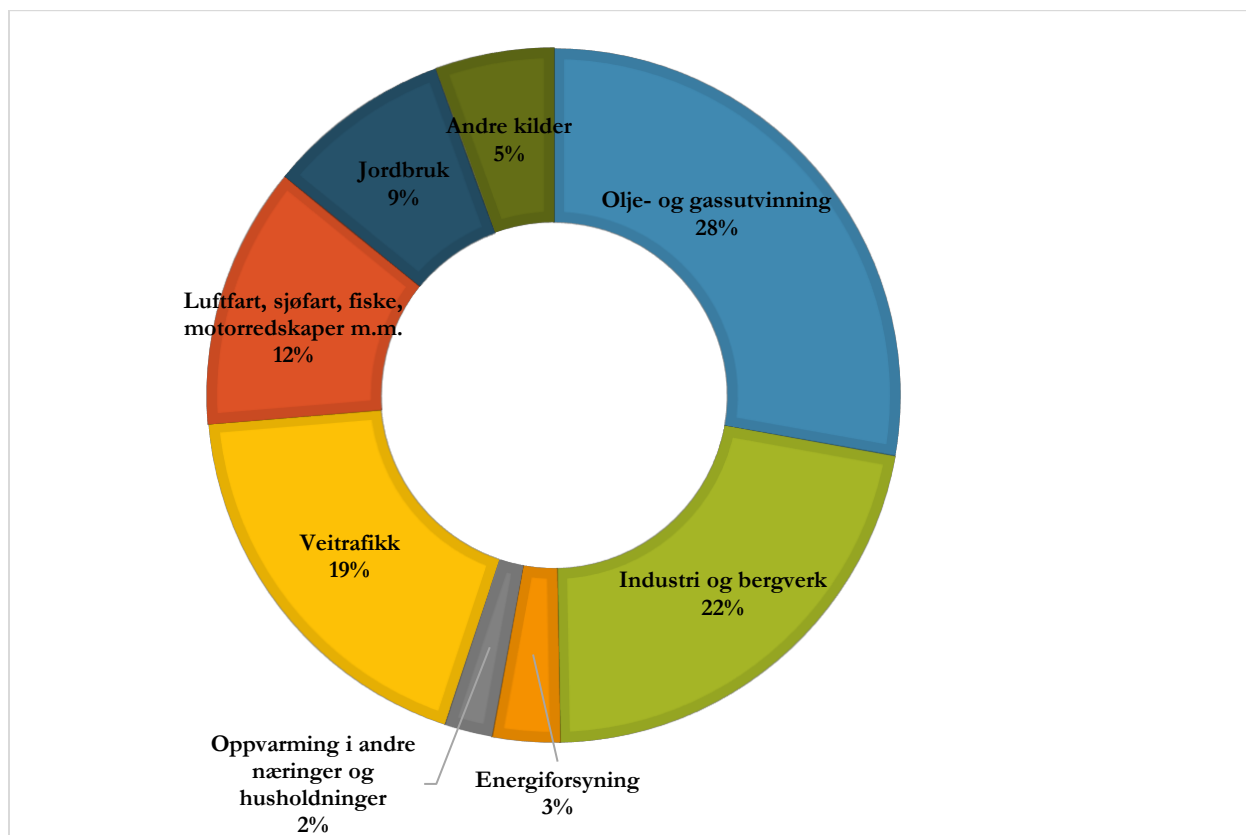
Hovedspørsmålet i denne oppgaven er hvilke effekter vil en klimaavgift ha på etterspørselen etter kjøtt og klimagassutslippene fra kjøttproduksjon? I tillegg ønsket jeg å se på forskjellen i utslippseffekt mellom når avgiften er lagt på alt kjøtt, mot når bare rødt kjøtt er avgiftsbelagt.

2 BAKGRUNN

2.1 KLIMAGASSUTSLIPP FRA JORDBRUKET

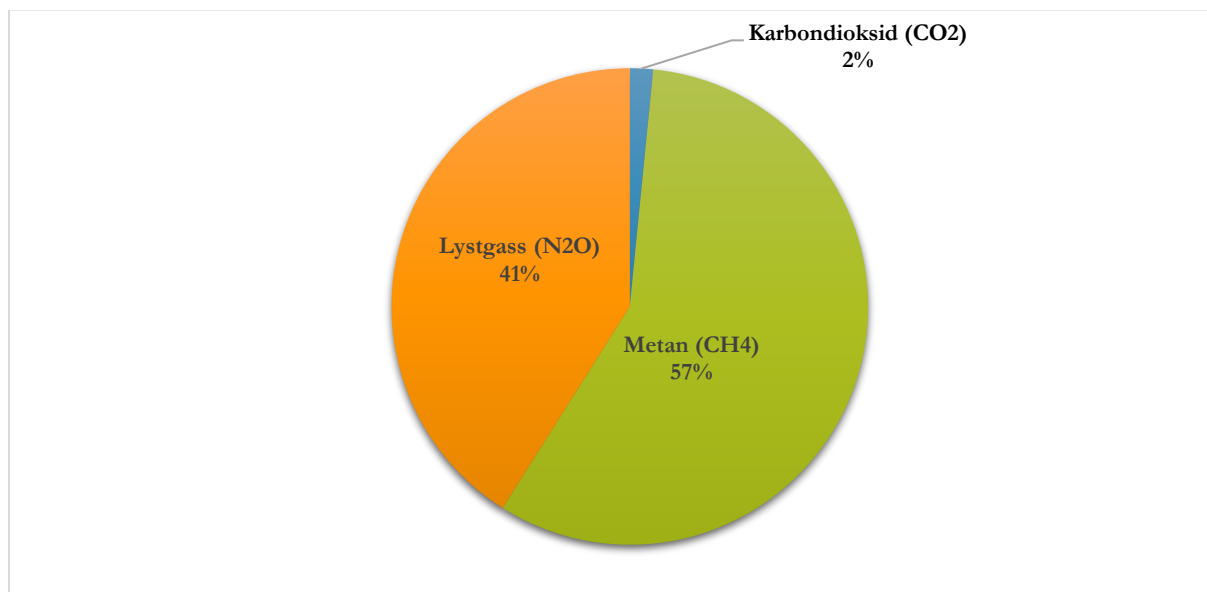
Klimagassutslippene fra jordbruket står for 9% av Norges totale klimagassutslipp (**Figur 2-1**). CO₂ utslippene stammer fra energibruk og kalking, men også jordbrukets arealbruk bidrar til utslipp av CO₂ gjennom tap av karbon i jord og myr, dette inngår imidlertid ikke i klimaregnskapet (Bye et al. 2017; Miljødirektoratet 2017)

Figur 2-1 Klimagassutslipp fra norsk territorium (1000-tonn CO₂-ekvivalenter) fordelt på ulike sektorer (SSB n.d.)



Det er lystgass (N₂O) og metan (CH₄) som står for hoveddelen av utslippene fra jordbruket (**Figur 2-2**). Utslippene av lystgass fra jordbruket utgjorde omkring 70% av de totale lystgassutslippene fra norsk territorium (SSB n.d.). Lystgassutslippene stammer i hovedsak fra husdyr- og kunstgjødsel (76%), men også avrenning av nitrogen, dyrket myr samt restavlinger og ammoniakkutslipp gir opphav til N₂O-utslipp i jordbruket (NOU 2015:15 2015; Rognstad et al. 2016)

Figur 2-2 Klimagassutslipp fra jordbruket fordelt på type klimagass (SSB n.d.)



Jordbruket står for omkring 50% av de totale norske metanutslippene (SSB n.d.). Disse utslippene stammer fra fordøyelsesprosessen hos husdyr (nesten 90%) samt fra lagring av husdyrgjødsel, noen mindre utslipp har sitt opphav fra brenning av malm og fossilt brensel (Grønlund & Harstad 2014; SSB n.d.)

Det er husdyrproduksjonen som er stått bak de fleste klimagassutslippene i jordbruket. I 2015 stod husdyrproduksjon for ca. 70% av klimagassutslippene i jordbruket med et utslipp på 3,2 millioner tonn CO₂-ekivalenter (SSB n.d.).

Det er derimot forskjeller mellom de ulike husdyrproduksjonene. Drøvtyggenes¹ fordøyelse er slik at de slipper ut mer metan enn det en-magede husdyr som gris og fjørfe gjør, dette gjør at det er drøvtyggere, og da særlig storfe, som står for brottdelen av utslippene, etterfulgt av svin og så fjørfe (Grønlund & Harstad 2014)

Med svært få unntak er det slik at utslippene fra vegetabiliske matvarer er mindre enn de fra animalske produkter. Blant de animalske produktene er det særlig rødt kjøtt som kommer dårlig ut. Det vil derfor være muligheter for utslippsreduksjoner ved å skifte til et mer plantebasert kosthold (Grønlund & Harstad 2014)

¹ Storfe, småfe (sau og geit)

2.2 NORSK JORDBRUKS PRODUKSJON

I 2015 var det i underkant av 42.000 jordbruksbedrifter her til lands. I samme år sysselsatte jordbruksnæringen rundt 2% av den totale arbeidsstyrke, og stod for omkring 0,5% av BNP (Rognstad et al. 2016). Til tross for disse noe beskjedne tallene har jordbruksnæringen stor betydning for sysselsetting og bosetting i distriktene (Meld. St. 11 (2016-2017) 2016).

Naturgitte forhold setter begrensinger for jordbruket i Norge. Av de 3% av Norges areal som brukes til jordbruket, er bare rundt 1% av dette egnet for produksjon av korn (Rognstad et al. 2016)

De resterende delene av jordbruksarealet er stort sett bare egnet til grovfôrproduksjon. Kornområdene er konsentrert i sentrale strøk rundt Oslofjorden samt i Hedmark, mens grovfôrproduksjon i stor grad er eneste alternativ i distriktsjordbruket (Meld. St. 11 (2016-2017) 2016)

For å sikre målsetningen om «landbruk over hele landet» har det fra midten av 1970-tallet² blitt ført en såkalt kanaliseringpolitikk som stimulerer til at produksjonen av egg, fjørfe og svin som er basert på korn og annet kraftfôr er konsentrert i kornområdene, mens den grovfôrbaserte produksjonen av melk, storfe og småfe hovedsakelig skjer på de resterende arealene (Meld. St. 11 (2016-2017) 2016; NOU 2015:15 2015).

2.3 JORDBRUKS POLITIKKEN

Det har blitt ført en svært aktiv jordbrukspolitikk i Norge. Stortinget har satt fire overordnede mål for landbrukspolitikken; matsikkerhet, økt verdiskapning, bærekraftig landbruk og nevnte landbruk over hele landet (Meld. St. 11 (2016-2017) 2016). For å oppnå disse målsetningene brukes blant annet tilskuddsordninger, markedsbalansering og importvern som virkemidler

2.3.1 Tilskuddsordningene

Tilskuddsordningene fastsettes i de årlige jordbruksforhandlingene, og skal bidra til å sikre økte inntekter hos bøndene. Bøndernes inntekter ligger som regel under inntektsnivået blant resten av befolkningen, dessuten er inntekten sterkt avhengig av forhold utenfor bøndernes kontroll (som vær). For å sikre videre jordbruksvirksomhet i Norge, er man avhengig av å holde et visst inntektsnivå. I tillegg til å jevne ut bøndernes inntekten med det øvrige inntektsnivået blant befolkningen, sikrer tilskuddsordningen en bedre fordeling bønderne i mellom (Landbruks- og matdepartementet 2016).

Det som nevnt ulike forutsetninger for jordbruk omkring i landet, noen av tilskuddsordningene er derfor utformet for å utjevne forskjeller mellom bønder. For eksempel ligger topografi begrensinger på hvor store driftsenheter man kan ha i distriktene, tilskuddsordningene er derfor struktur- og geografiskdifferensiert for å utjevne stordriftsfordeler samt kompensere for eventuelle ulemper for distriktsgårdbrukerne (Landbruks- og matdepartementet 2016).

Tilskuddsordningenes tydelige distriktsprofil, kombinert med at produksjonen av rødt kjøtt (storfe og småfe) som nevnt stort sett skjer i distriktene, gjør at produksjonen av rødt kjøtt er den produksjonen som får mest «støtte per næringsinnhold». Slik at produksjonen av rødt kjøtt som jo er den mest utslippsintensive produksjon også er den mest «støtteintensiv» og får mest tilskudd (NOU 2015:15 2015).

2.3.2 Markedsbalansering

Markedsbalanseringen ble først innført i 1930 som en midlertidig løsning på jordbrukskrisen som herjet vestlige land mot slutten av 1920-tallet, der overproduksjon av jordbruksvarer førte til store prisfall. Denne jordbrukskrisen førte til at mange så et behov for et en sterkere regulering av markedet for jordbruksvarer. Denne ordningen ble etter hvert gjort permanent og blitt videreført helt frem til i dag. Fortsatt blir storfekjøtt, svinekjøtt, lammekjøtt, egg, melk, korn, epler og noen grønnsaker prisregulert (Landbruks- og matdepartementet 2015)

Helt kort går markedsbalanseringen ut på at man istedenfor å la markedet bestemme prisen, setter en pris på en representantvare innenfor produktkategorien som man reelt sett skal kunne oppnå i perioden. En markedsregulator får så ansvaret med å *balansere* markedet ved hjelp av en rekke markedsregulerende tiltak, slik at gjennomsnittsprisen i perioden tilsvare den fastsatte prisen (Landbruks- og matdepartementet, 2015).

2.3.3 Tollvernet

Tollvernet er en forutsetning for markedsbalanseringen. Tollvernet gjør at man har mulighet til å ta en høyere pris i det norske markedet enn det som hadde vært tilfelle uten et slikt tollvern. Dersom det ikke hadde eksistert et tollvern hadde verdensmarkedsprisen også vært den norske prisen, og ingen markedsregulering ville ha vært mulig (Landbruks- og matdepartementet 2015).

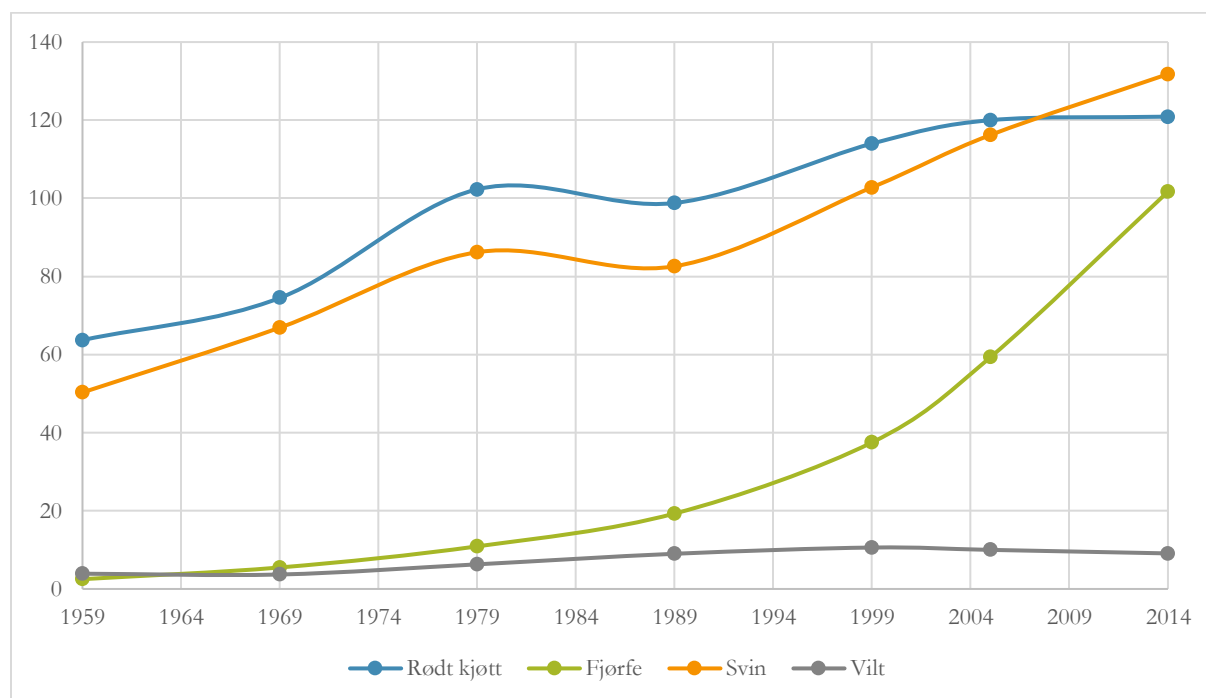
For de jordbruksvarene som ikke produseres i Norge er det ingen eller lite toll, mens for de sentrale norske jordbruksvarene er tollvernet høyt innenfor de øvrige importgrensene satt gjennom WTO-avtalen (Landbruks- og matdepartementet 2015).

Gjennom handelsavtaler er det i tillegg åpnet for særskilte tollbestemmelser og importkvoter mellom Norge og visse handelspartnere. Landbruksdirektoratet overvåker markedet kontinuerlig, og vil i perioder hvor den innenlandske produksjon og importkvoter ikke dekker den innenlandske etterspørselen, innføre nedsatt toll (Landbruks- og matdepartementet 2015; Meld. St. 11 (2016-2017) 2016).

2.4 NORSK KJØTTFORBRUK OG HELSEEFFEKTER

Nordmenn spiser en del kjøtt, og dette har økt over tid. Tall fra Helsedirektoratet (2016a) viser at mens kjøttforbruket på engrosnivå i 1959 tilsvarte et årlig forbruk på 55kg per innbygger, hadde dette tallet i 2015 steget til 76kg per innbygger. Kjøttforbruket opplevde riktignok et lite dupp i 2014, men økte igjen i 2015.

Figur 2-3 Engrosforbruk av ulike kjøttslag 1959-2014 (Helsedirektoratet 2016b)



Kjøttforbruket består i hovedsak av svinekjøtt, storfekjøtt og kjøtt fra fjørfe (Helsedirektoratet 2016b). Fjørfe kjøtt har økt betraktelig i popularitet over de siste 30 årene. Fjørfe kjøtt oppleve i likhet med det totale kjøttforbruket en nedgang i forbruket i 2014 (**Figur 2-3**)

I sine kostholdsråd anbefaler Helsedirektoratet blant annet at man begrenser mengden kjøtt fra sau, geit, storfe og svin til 500 gram råvare i uken. De grunngir dette ved at forskning viser at «inntaket av rødt³ og bearbeidet kjøtt øker risikoen for kreft i tykk- og endetarmen» (Helsedirektoratet 2011). Forbruket av kjøtt fra svin, storfe og småfe utgjorde til sammen 51kg per innbygger, dersom kostholdsrådene ble tatt til følge burde forbruket av disse kun utgjøre 26kg (Helsedirektoratet 2016a)⁴. Dette tyder på at et redusert kjøttforbruk, særlig av rødt kjøtt, vil i tillegg til å redusere klimagassutslipp også vil ha en positiv helsemessig effekt.

2.5 NORGES KLIMAMÅL OG KLIMAPOLITIKK

Gjennom Parisavtalen har Norge bundet seg til å redusere klimagassutslippene med 40% av 1990-nivå innen 2030. På lengre sikt har Norge som mål på bli et såkalt «lavutslippssamfunn» innen 2050, noe som innebærer et utslippsnivå som er mellom 80% og 95% lavere enn det var i 1990 (Meld.St. 31 (2016-2017) 2017).

For å oppnå disse klimamålene benytter Norge seg i stor grad av kvoter og avgifter, men også subsidier og andre reguleringer blir brukt. Omtrent 80% av de norske klimagassutslippene er underlagt en CO₂-avgift og/eller en kvote (NOU 2015:15 2015).

De klimagassutslippene som er underlagt en kvote, kommer fra sektorer som er pliktig til å delta i EUs kvotesystem. Kvotepliktig sektor omfatter industrien, energiforsyning, petroleumsnæringen samt flytrafikk innad i EØS-områdene (Meld.St. 31 (2016-2017) 2017). Alt i alt, kommer omtrent halvparten av de norske klimagassutslippene fra kvotepliktig sektor. I tillegg er noen av utslippene fra kvotepliktig sektor e avgiftsbelagt, og dermed ilagt en høyere pris enn kvoteprisen (NOU 2015:15 2015).

De resterende utslippene som ikke er omfattet av en kvote, kommer fra den såkalte ikke-kvotepliktige sektoren. I tillegg til de resterende utslippene fra energi, industri og petroleumsnæringen gjelder dette utslippene fra transport, bygg, avfall samt jordbruket. Et anslag viser at mellom 60% og 70% av

³ Helsedirektoratet definerer rødt kjøtt som kjøtt fra storfe, småfe og svin

⁴ Viktig å påpeke at engrosforbruk ikke vil tilsvare det reelle forbruket, da det vil være en del svinn i de videre leddene fram til forbruker.

utslippene i ikke-kvotepiktig sektor er avgiftsbelagt (Meld. St. 41 (2016–2017), 2017). Deriblant utslippene av fossil energi i jordbruket, som er ilagt en CO₂ avgift (Forurensingsdirektoratet 2010).

Metan- og lystgassutslippene fra jordbruket er derimot ikke ilagt noe avgift. Dette betyr altså at utslippene fra metan og lystgass fra jordbruket, som utgjør mesteparten av utslippene fra jordbruket, ikke er ilagt verken avgift eller kvote.

2.6 FORSLAG TIL VIRKEMIDLER

For å regulere utslippene fra jordbruket vil det gjerne være naturlig å foreslå å avgiftsbelegge disse utslippene som de andre utslippene i ikke-kvotepiktig sektor. Visse karaktertrekk ved utslippene fra husdyrproduksjon gjør at en slik avgift på utslippene ikke ville optimal, blant annet fordi det vil være kostbart å nøyaktige måle akkurat hvor mye som blir sluppet ut og fordi tekniske tiltak har begrenset potensiale til å redusere utslippene (NOU 2015:15 2015; Wirsenius et al. 2011). Derfor har det blitt foreslått og heller avgiftsbelegge husdyrproduktene, som for eksempel kjøtt (dette vil bli drøftet i kapittel 3.2.4.2)

Grønn skattekommisjon foreslo for eksempel å avgiftsbelegge rødt kjøtt (storfe og lam), og begrunner dette med at en slik avgift kan «bidra til at produksjonen og forbruk vris i retning av matvarer som i mindre grad bidrar til klimagassutslipp» (Meld. St. 11 (2016-2017) 2016).

2.7 TIDLIGERE FORSKNING

Effektene av lignende klimaavgifter som de foreslått av Grønn Skattekommisjon, har blitt utforsket av Wirsenius et al. (2011). De så på hvordan en avgift på husdyrprodukter differensiert etter klimaavtrykket (målt i CO₂-ekivalenter) påvirket klimagassutslippene fra jordbruket i EU. Med en avgift på 60 euro per tonn CO₂-ekivalenter, estimerte de at utslippene kunne bli redusert med 7% av det daværende utslippsnivået i EUs jordbrukssektor inkludert arealbruk, og at man gjennom å bare avgiftsbelegge rødt kjøtt kunne oppnå mesteparten av denne utslippsreduksjonen.

I en lignende studie, estimerer Säll og Gren (2015) effektene av å introdusere en differensiert avgift på kjøtt- og meieriprodukter basert på utslippene av klimagasser men også andre utslipp med miljøpåvirkning (nitrogen, ammoniakk og fosfor) i Sverige. I likhet med (Wirsenius et al. 2011) finner de at store deler av utslippseffekten, på både klimagassutslippene og de andre utslippene, kunne bli fanget opp ved å bare avgiftsbelegge rødt kjøtt.

3 TEORI

I dette teorikapittelet vil først konsumentteorien som legger grunnlaget for konsummodellen bli presentert. I siste del vil så teorien knyttet til eksternaliteter bli diskutert, da det er tiltak for å redusere disse som vil være fokuset for analysen i kapittel 7.

3.1 KONSUMENTENS ETTERS PØRSEL

3.1.1 Nyttmaksimering

Standard konsumentteori bygger på en forutsetning om en nyttemaksimerende økonomisk agent, som maksimerer sin nytte gitt ved den kontinuerlige nyttefunksjonen,

$$(1) \quad U(\mathbf{q}) = U(q_1 \dots q_n)$$

hvor \mathbf{q} representerer en vektor av kvantum av goder, med hensyn på budsjettbetingelsen

$$(2) \quad \mathbf{p}\mathbf{q} = y$$

som antas å være bundet og lukket, og der hvor $\mathbf{p} = (p_1, p_2, \dots, p_n)$, og y er tilgjengelig inntekt (Varian 1992)

La oss for enkelhets skyld anta at en husholdning generer nytte fra konsumet av to goder; kjøtt og andre goder. Dette betyr at nytten er en funksjon av kvantumet av kjøtt konsumert gitt ved q_k og kvantumet konsumert av andre goder gitt ved q_z . Gitt prisene på de to godene p_k og p_z , har husholdningen en inntekt y tilgjengelig til å benytte på kjøtt og andre goder.

Slik at den nyttemaksimerende husholdningen vil velge godesammensettingen ved det følgende maksimeringsproblemet,

$$\max U(\mathbf{q}) = U(q_k, q_z) \text{ med hensyn på budsjettbetingelsen } p_k q_k + p_z q_z = y$$

Under forutsetning om at indifferenskurvene er konvekse og at husholdningen alltid foretrekker mer, vil dette gi opphav til de ukompenserte etterspørselsfunksjonene, $q_k^* = g(p_k, p_z, y)$ og $q_z^* =$

$g(\mathbf{p}_k, \mathbf{p}_z, y)$. Disse etterspørselsfunksjonene gir den optimale godesammensettingen av kjøtt og andre goder gitt godeprisene og den tilgjengelige inntekten y (Varian 1992).

Setter man disse etterspørselsfunksjonene inn i nyttefunksjonen, gir dette den indirekte nyttefunksjon $v(\mathbf{p}, y) = U(q_k^*, q_z^*)$. Den indirekte nyttefunksjonen angir det maksimale nyttenivået som er oppnåelig for husholdningen gitt godeprisene \mathbf{p} , og inntekten y .

Den inverse av denne indirekte nyttefunksjon gir den så kalte utgiftsfunksjonen, $e(\mathbf{p}_k, \mathbf{p}_z, u)$, som angir den minimale utgiften som trengs for å oppnå et bestemt nyttenivå gitt prisene \mathbf{p} (Deaton & Muellbauer 1980)

Denne funksjonen kan alternativt finnes med å løse det duale minimeringsproblemet,

$$\min p_k q_k + p_z q_z = y \quad \text{med hensyn til } U(q_k, q_z)$$

som gir de kompenserte etterspørselsfunksjonene, $h(\mathbf{p}, u)$. De kompenserte etterspørselsfunksjonene gir oss den sammensettingen av godene kjøtt og annet som oppnår et gitt nyttenivå som minimerer utgiften u gitt godeprisene. Utgiftsfunksjonen $e(\mathbf{p}, u)$ finnes da ved å sette de kompenserte etterspørselsfunksjonene inn i budsjettbetingelsen (Deaton & Muellbauer 1980).

3.1.2 CES -nyttens struktur

I etterspørselsmodellen vil vi anta en CES-nyttestruktur. CES nyttefunksjonen er som følger (Elkadi 2017)

$$(3) \quad U_i = \left(\sum_j \omega_j^{1/\sigma} q_j^{\frac{-(1-\sigma)}{\sigma}} \right)^{\frac{-\sigma}{1-\sigma}}$$

der hvor ω er de marginale budsjettandelene (distribusjonsparameteren), og σ er substitusjonsparameteren. Substitusjonsparameteren angir hvor lett det er å substituere mellom ulike goder, og vil ha en verdi mellom 0 og ∞ . Jo høyere substitusjonsparameteren er jo enklere vil det være for konsumenten å subsistere mellom ulike goder (Kontny 2017).

Det antas videre at den totale CES-nyttefunksjonen (3) kan deles i flere nivåer. Dette bygger på en antagelse om at preferansene er svak separable.

3.1.3 Svak seperabilitet

En antagelse om svak seperabilitet i preferansene innebærer at den totale nyttefunksjonen vil bestå av flere sub nyttefunksjoner. En slik seperabilitet gjør at preferansen for en godegruppe vil være uavhengig av kvantumet konsumert av goder utenfor denne godegruppen, noe som gjør at nytten fra denne godegruppen kan beskrives med en egen sub-nyttefunksjon uavhengig av kvantumet konsumert av andre goder (Deaton & Muellbauer 1980).

Rent matematisk kan svak seperabilitet kan defineres på følgende måte:

$$(4) \quad U(\mathbf{q}) = f(v_1(q_{1i}) \dots, v_r(q_{rj}))$$

der hvor $U(\mathbf{q})$ angir total nytten, og $v_r(q_{rj})$ er en sub-nyttefunksjon for godegruppe r bestående av j goder. På toppen kan total nytten for eksempel tenkes å være en funksjon av noen få aggregerte godegrupper; mat, bolig og transport, slik at $r=3$. Som igjen kan tenkes å bestå av flere undergrupper av goder fordelt på flere nivåer (Pauw 2003). La oss for eksempel anta at total nytten godegruppen mat, består av godene; kjøtt, frukt og grønt, fisk, og andre matvarer.

Under en slik antagelse om svak seperabilitet følger en trinnvis beslutningsprosess. I det første steget vil husholdningen fordele den tilgjengelige inntekten utover hovedgruppene mat, bolig og transport, slik at hver av gruppene får utdelt en gruppeutgift, y_r . I det påfølgende trinnet vil så den tildelte gruppeutgiften blir fordelt ut til godene kjøtt, frukt og grønt, fisk og andre matvarer, basert på den allokerte gruppeutgiften og prisene på godene innad i godegruppen. Gitt gruppeutgift vil etterspørselen av for eksempel kjøtt kun være avhengig av prisene på frukt og grønt, fisk og andre matvarer i tillegg til prisen på kjøtt. Gitt gruppeutgiften vil dermed etterspørselen etter kjøtt være uavhengig av prisene på og konsumet av godene i godegruppene bolig og transport. Prosessen kan så utvides til flere nivåer, ved at det eksisterer flere undergrupper. Til sammen danner svak seperabilitet og en trinnvis beslutningsprosess danner grunnlaget for utviklingen av nyttetre (Deaton & Muellbauer 1980).

Etterspørselen etter godene på de laveste nivåene fremkommer av sub-nyttmaksimeringsproblem, der nytten blir maksimert med hensyn på gruppeutgiften. Dette maksimeringsproblemet vil gi opphav til de betingede etterspørselsfunksjonene, $q_j = x(\mathbf{p}, y_r)$ (Varian 1992).

3.1.4 Respons på prisendringer

Effekten av en prisendring vil kunne deles inn i to ulike effekter; en substitusjonseffekt og en inntektseffekt (Schotter 2009). Når prisen på kjøtt øker vil dette gjøre at de andre godene relativt sett blir billigere, og konsumenten vil endre forbrukssammensettingen sin og vri forbruket over mot substituttene til kjøtt. Denne endringen i etterspørselen på grunn en endring i det relative prisforholdet viser en substitusjonseffekt. For kjøtt vil denne være negativ og gi redusert etterspørsel. For de andre godene som erstatter kjøtt, vil denne prisendringen derimot bidra til økt etterspørsel og vil ha en positiv effekt. I tillegg til denne substitusjonseffekten vil det være en inntektseffekt. En prisøkning vil gjøre at konsumenten har mindre å rutte med og vil på så måte tilsvare en reduksjon i inntekt. Inntektseffekten vil tilsvare effekten av en slik tenkt inntektsreduksjon, og vil ved en prisøkning føre til at det blir konsumert mindre av både kjøtt så vel som andre goder. (Schotter 2009). Summen av substitusjonseffekten og inntektseffekten gjør at den ukompenserte egen-pris elasticiteten vil være negativ (forutsatt homotetiske preferanser). Tegnet på den ukompenserte kryss-priselastisiteten vil derimot avhenge av om det er substitusjonseffekten eller inntektseffekten som dominerer, slik at dersom inntektseffekten er størst vil kryss-priselastisiteten bli negativ (Nygård & Aasness 2013).

Nyttestrukturen presentert i avsnitt 3.1.2 og 3.1.3 setter derimot noen begrensinger på hvordan ulike goder vil reagere på endringer i pris på goder i andre godegrupper (Deaton & Muellbauer 1980). For å se dette, følger vi det samme forenklede eksemplet som i kapittel 3.1.3 med tre godegrupper på toppen, og at godegruppen i mat igjen deles inn i tre ytterligere godegrupper på nivået under; «kjøtt», «frukt og grønt» og «andre matvarer». Dersom prisen på kjøtt øker, vil da konsumenten først vurdere om hun skal endre forbrukssammensettingen innad i godegruppen mat, og for eksempel erstatte noe av kjøttet med frukt og grønt eller andre matvarer. På nivået over vil konsumenten så bestemme om hun skal endre fordelingen av den disponible inntekten mellom de tre godegruppene på toppen, og for eksempel øke utgiften til de andre godegruppene på bekostning av utgiften til godegruppen «mat». Slik at undergruppene av godegruppene på de andre grenene av nyttetreet bare vil bli påvirket av prisendringen på kjøtt gjennom innflytelsen den har på gruppeutgiften allokert til godegruppene på de andre grenene (Nygård & Aasness 2013; Wold 1998)

3.1.5 Den representative husholdningen

I noen tilfeller kan den aggregerte etterspørselen av et gode, som tilsvarer summen av alle husholdningenes etterspørsel, tenkes å bli gjort av en representativ husholdning. En forutsetning for å oppnå dette vil være at den indirekte nyttefunksjonen $v(\mathbf{p}, m)$ er av Gorman-Polar form. En indirekte nyttefunksjon vil være av Gorman-Polar form dersom Engel-kurvene som beskriver forholdet mellom inntekt og etterspurt kvantum er lineære og parallelle (Blackorby et al. 1978; Gorman 1953; Varian 1992).

Tanken er at fordelingen av «inntekten» i samfunnet ikke skal påvirke total etterspørselen, slik at det vil være mulig å finne total etterspørselen dersom man kun vet total inntekten i samfunnet (Salehnejad 2007). Slik at en ekstra enhet av inntekt vil ha like effekt på etterspørselen uavhengig av hvem den ekstra enheten gis til, det vil si at den marginale tilbøyeligheten til å konsumere et gode er uavhengig av husholdningen inntekt og lik for alle husholdninger (Varian 1992) Etterspørselen for godene vil naturligvis fortsatt øke med inntekten, men denne økningen i etterspørsel vil skje proporsjonalt med inntekt slik at inntektselastisiteten vil være lik 1. (Dawkins et al. 2001; Varian 1992).

En homotetisk nyttefunksjon medfører at $v(\mathbf{p}, m) = mv(\mathbf{p})$, og siden dette betyr $\frac{\partial v(\mathbf{p}, m)}{\partial m} = v(\mathbf{p})$ vil den indirekte nyttefunksjonen være av Gorman-Polar form (Varian 1992). En CES-nyttefunksjon har den egenskapen at den er homotetisk (Dawkins et al. 2001). Det vil derfor være mulig å la en representativ husholdning imitere valgene til aggregatet av alle husholdningene i økonomien, når preferansene kan representeres ved en CES-nyttefunksjon.

3.2 EKSTERNALITET TEORI

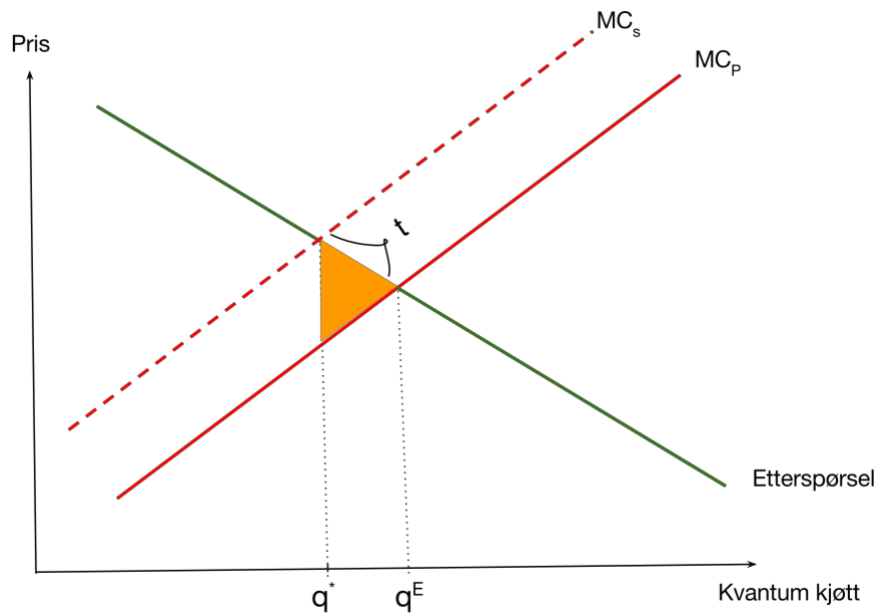
3.2.1 Eksternaliteter og markeds vikt

Klimagassutslipp er et eksempel på negative eksternaliteter. En eksternaliteter oppstår når en aktørs produksjons- eller nyttebeslutninger påvirker andres produksjons- eller nyttefunksjoner, uten at aktøren tar hensyn til dette i sin beslutningsprosess (Baumol & Oates 1988). I tilfellet med kjøttproduksjon vil produksjonsprosessen gi opphav til eksternaliteter i form av klimagassutslipp, som bidrar til klimaendringer som har en negativ påvirkning på samfunnet for øvrig.

Eksternaliteter skapes når det er et skille mellom de private kostnadene som en produsent står ovenfor i produksjonsbeslutning, og de totale samfunnsøkonomiske kostnadene ved produksjonen. De samfunnsøkonomiske kostnadene vil tilsvare de kostnadene som produksjonen påfører samfunnet rundt. I tilfeller der de sosiale kostnadene er større enn de private kostnadene vil produksjonsvolumet dermed overstige det effektive produksjonsvolumet (Perman et al. 2011). Dette blir illustrert i **Figur 3-1**.

Figur 3-1 viser markedet for rødt kjøtt, og den horisontale aksene angir kvantumet rødt kjøtt og den vertikale aksene angir prisen på kjøtt. Tilbudskurven (MC_p) reflekterer bare de marginale produksjonskostnadene av å produsere kjøtt, mens MC_s også reflekterer de sosiale kostnadene knyttet til produksjonen av rødt kjøtt deriblant kostnadene knyttet til klimagassutslippene fra produksjonen av rødt kjøtt. Den private aktøren trenger derimot ikke å ta hensyn til hele kostnadene ved aktiviteten gitt ved MC_s , slik at kvantumet produsert av rødt kjøtt vil være q^E slik at kvantumet produsert vil overstige det optimale nivået gitt ved q^* . Fordi de sosiale marginalkostnadene ikke blir tatt hensyn til, havner vi i en situasjon hvor det produseres for mye kjøtt. Utslippsnivået dermed også vil overstige det optimale nivået. Markedsløsningen vil dermed ikke lengre være den optimale løsningen, og det oppstår et effektivitetstap (gitt ved). Når det eksisterer eksternaliteter forbundet til en produksjon vil dette gi opphav til markedssvikt, slik at det oppstår et reguleringsbehov for å bevege seg mot den effektive markedstilpasningen (q^*) og det effektive utslippsnivået (Perman et al. 2011).

Figur 3-1 Markedet for kjøtt (inspirert av figur i Vestre (2017))



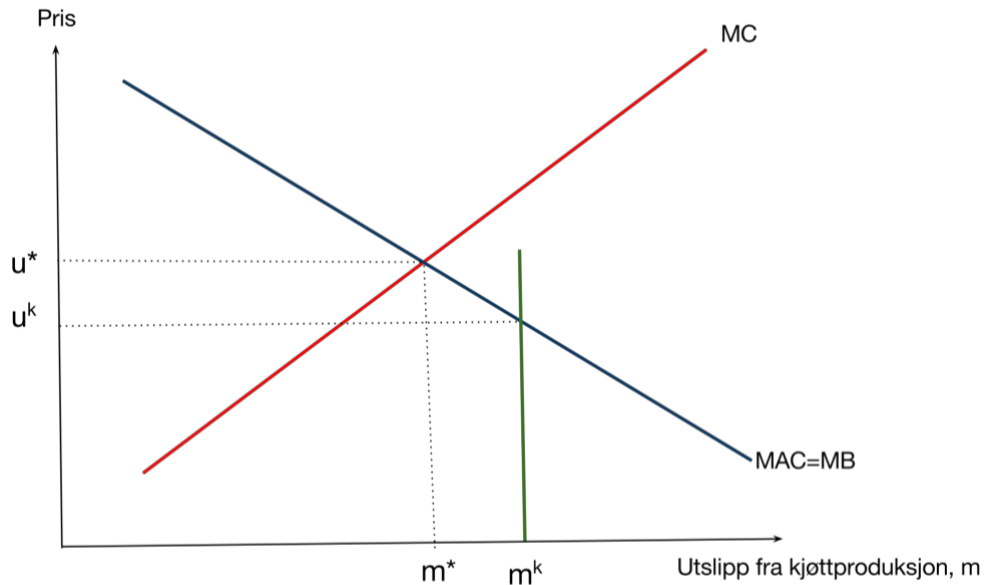
3.2.2 Utslippsnivå

Et effektivt utslippsmål vil være et som bidrar til å maksimere netto-nytten fra utslippene, gitt ved differansen mellom kostnadene og nytten assosiert med utslippene. Det effektive utslippsmålet vil være der hvor den marginale nytten av utslippene er lik den marginale kostnaden ved utslippene (Perman et al. 2011). Det optimale utslippsnivået illustreres i Figur 3-2. Kostnadene fra utslippene vil her refereres til som skadekostnadene, og tilsvare den stigende MC-kurven i figur 3-2. I tillegg til disse skadekostnadene, vil utslippene også indirekte bidra til å generere nytte. Nytten fra utslippene kan alternativt formuleres som kostnadene knyttet til utslippsreduksjonene, som vil refereres til som renskekostnader. Renskekostnadene vil være kostnader knyttet til utslippsreduksjoner i form av redusert produksjonsvolum, samt kostnader knyttet til endringer i produksjonsprosessen for å kutte utslipp (Perman et al. 2011). Renskekostnadene vil synke med utslipp, og vil tilsvare MAC⁵-kurven i figure 3-2. Netto-nytten forbundet med utslippene vil maksimeres der hvor de marginale renskekostnadene er lik de marginale skadekostnadene. Det optimale utslippsnivået vil altså være der de marginale renskekostnadene er lik de marginale skadekostnadene merket som M* i figuren, med et påfølgende

⁵ Marginal Abatement Costs

pris på utslippene lik t^* (Perman et al. 2011). Til dette optimale utslippsmålet oppstår det en skyggepris u^* , som vil være prisen på utslippene som oppnå det optimale utslippsmålet.

Figur 3-2 Utslipp fra kjøttproduksjon (inspirert av Perman et al. (2011))



I **Figur 3-2** vises utslippene i et flow-perspektiv. Klimagassene er derimot alle såkalte «stock pollutants», der hvor gassene har en positiv levetid i atmosfæren og utslippsraten er større enn nedbrytningsraten. Dette medfører at skadekostnaden i en periode ikke bare vil være avhengig av strømmen av utslippene [«the flow»] i den aktuelle perioden, men også av lageret av utslipp [«the stock»] som har blitt akkumulert gjennom de foregående periodene. Av dette følger det at utslippene i dag, vil påføre skade også i fremtidige perioder (opp til punktet hvor utslippene er nedbrutt), slik at en ekstra tidsdimensjon må inkluderes. Skadekostnadene, D , vil dermed være en funksjon av utslippslagret gitt ved A_t . Der endringen i A_t over tid for eksempel er gitt ved $\frac{dA_t}{dt} = M_t - \alpha A_t$, hvor M_t er utslippene i periode t og α er klimagassutslippenes nedbrytningsrate (Perman et al. 2011). Nyttene ved utslippene vil derimot kun være avhengig av utslippene M i perioden, og vil representeres med nyttefunksjonen $B(M)$.

Det at klimagasser er en «stock pollutant» betyr at en ekstra tidsdimensjon må inkluderes, og det er derfor netto-nåverdien av netto-nyttene av utslippene som må maksimeres. Maksimeringsproblemet vil da ta følgende form:

$$\text{Max} \int_{t=0}^{t=\infty} (B(M_t) - D(A_t))e^{-rt} dt$$

der hvor r er den sosiale diskonteringsraten, og A_t er ”the stock” i periode t . Løsningen vil da gi en utslippsbane, som angir utslippsnivåene i hver periode (Perman et al. 2011).

For å komme fram til en formell løsning på dette problemet, krever det at man estimerer nyttefunksjonen (rensekostnadene) og skadekostnadsfunksjonen. Dette er derimot lettere sagt enn gjort. Utfordringene er særlig store for skadekostnadsfunksjonen, det er derfor utviklet egne modeller for å estimere denne funksjonen kalt «Integrated Assessment Models (IAM’s)» (Perman et.al, 2011, p. 545). For å estimere de økonomiske konsekvensene av klimagassutslippene gitt ved skadekostnadsfunksjonen, er man nødt til å estimere fremtidige klimagassutslipp, finne ut hvordan de fremtidige utslippene samt nåværende utslippene vil påvirke klimasystemet. I tillegg må det finnes ut hvordan disse endringene i klimasystemet vil påvirke miljøet og til slutt finne en måte å verdsette dette på (Greenstone et.al, 2013). Dette gir så opphav til «the social cost of carbon», som angir den diskonterte kostnadene av å øke utslippene med en enhet med klimagasser (Greenstone et.al, 2013). Det er stor grad av usikkerhet i alle de nevnte stegene, og dette gjør at utvikleren av IAMs må gjøre en del subjektive vurderinger i utviklingen av modell.

I mange tilfeller blir utslippsmålet satt av myndighetene, uten å tenke på effektivitet men heller basert på andre kriterier eller basert på inngåtte klimaforpliktelser. Et eksempel vil være utslippsmål satt på bakgrunn av inngåtte klimaforpliktelser, for eksempel klimaforpliktelsen inngått i Paris-avtalen. Myndighetene kan for eksempel bestemme at utslippsmålet skal settes lik m^K , et utslippsmål som tilsvarer et høyere utslippsnivå enn det optimale utslippsmålet og dermed har en lavere tilhørende skyggepris lik u^K (Perman et al. 2011)

3.2.3 Virkemidler

Mulige virkemidler som en regulator kan bruke til å oppnå et gitt utslippsmål, kan grovt sett deles inn i tre grupper; økonomiske virkemidler, direkte reguleringer og informasjonstiltak (NOU 2015: 15, 2015).

I økonomisk teori vektlegges kostnadseffektivt som hovedkriteriet for valg av virkemiddel. En kostnadseffektiv regulering oppnås når en gitt løsning på billigst mulig måte. Det kan vises at dette oppnås når de marginale rensekostnadene er lik for alle «forurenser», da dette betyr at «forurenser»

med lave renssekostnader vil rense mer enn dem med høye renssekostnader (Perman et al. 2011). Av de tre nevnte kategoriene av virkemidler, er det generelt bare økonomiske instrumenter som gir kostnadseffektivitet. Eksempler på økonomiske instrumenter er avgift, omsettelige kvoter og subsidier. Felles for alle disse virkemidlene er at de benytter seg av prising av utslippene for å oppnå et gitt utslippsnivå. (Perman et al. 2011). Fokuset for denne oppgaven blir på bruk av klimaavgifter, da det er effekten av klimaavgifter som skal utforskes i skiftanalysen i kapittel 7.

3.2.4 Klimaavgifter

3.2.4.1 Pris og tilpasning

Klimaavgifter benytter seg av prising av utslippene for å oppnå et gitt utslippsnivå. Hvor høy denne prisen må være for å sikre et gitt utslippsnivå, fremgår av figur 3-2. For å sikre at det optimale utslippsnivået M^* , bør avgiften på utslippene derfor være lik $t=u^*$. Denne avgiften vil være lik de marginale skadekostnadene ved M^* utslipp, og tilsvarende forskjellen mellom tilbudskurvene MC^S og MC^P i figur 3-1 gitt ved u^* . Når avgiften er lik $t=u^*$ vil aktøren ta hensyn til den sosiale kostnaden med produksjonen, og dermed internalisere eksternaliteten inn i sin beslutningsprosess (Perman et al. 2011).

Det er i tillegg verdt å påpeke at jordbruket også produserer kollektive goder. Jordbruket bidrar for eksempel til matsikkerhet, opprettholdelse av kulturlandskapet, og som nevnt i kapittel 2 bidrar jordbruket til bosetting og sysselsetting i distriktene. Dette kunne tale for at prisen på utslippene kunne bli nedjustert for å ta hensyn til at jordbruket og da også kjøttproduksjon genererer positive eksterne effekter. Samtidig er overføringene til jordbruket til dels begrunnet som en betaling for de kollektive godene jordbruket produserer. Slik at man gjennom jordbrukspolitikken omtalt i kapittel 2.3, allerede korrigerer for denne markedssvikten (Meld. St. 11 (2016-2017) 2016) De positive ekstern effektene er dermed blitt internalisert, og trengs ikke å ta hensyn til.

3.2.4.2 Hvor skal avgiften legges?

I utgangspunktet bør en miljøavgift legges direkte på den skadelige aktiviteten eller utslippet, både for dette direkte håndterer skille mellom de private og sosiale kostnadene men også fordi kostnadene utslippsreduksjonene vil være lavest her (NOU 2015:15 2015; Schmutzler & Goulder 1997).

Under visse forutsetninger vil derimot ikke en avgift på utslippene ikke lengre være å foretrekke. Under hvilke forutsetninger en avgift på output vil være å foretrekke fremfor en avgift på utslipp ble undersøkt av Schmutzler og Goulder (1997). De kom fram til at en avgift på utslipp var å foretrekke dersom alle de følgende forholdene la til grunn. For det første må det være kostbart å overvåke utslippene. I tillegg er det å redusere output en av få muligheter til å redusere klimagassutslippene, og til slutt dersom det eksisterer mange substitusjonsmuligheter for det gitte output (Schmutzler & Goulder 1997; Wirsenius et al. 2011).

Som påpekt av Wirsenius et al. (2011) vil disse forholdene gjelde for utslippene fra jordbruket og kjøttproduksjonen. De viser til at det vil være kostbart å overvåke utslippene til en viss nøyaktighet, da det særlig for metan fra fordøyelsen vil være store forskjeller i utslipp på de individuelle dyrene både mellom gårder men også på selve gården. I tillegg viser de til at utslippene fra jordbruket i stor grad stammer fra naturlige prosesser hos husdyrene som begrenser muligheten tekniske tiltak har til å redusere utslippene. Det er også en rekke substitutter for husdyrprodukter, kjøtt kan for eksempel substitueres med fisk eller plante-baserte alternativ. Mye av dette ble også påpekt av Grønnskattekommisjon, som foreslo en innførelse av en avgift på rødt kjøtt (storfe, sau/lam, geit) heller enn en avgift på utslippene (NOU 2015:15 2015).

En videre betraktning vil være om denne kjøttavgiften skal legges på produsent- eller konsumentssiden. Dette vil være avhengig av faren for karbon(metan-)lekkasje. Karbon(metan-)lekkasje referer til fenomenet der et klimatiltak i et land eller gruppe av land fører til økte utslipp i andre steder, slik at man er nesten like langt da skaden fra klimagassutslipp er globale, vil være uavhengig av hvor utslippene skjedde (NOU 2015:15 2015). Er man bekymret for at innførelsen av en slik kjøttavgift i Norge vil bidra til karbonlekkasje taler det for at avgiften innføres på konsumentssiden, forutsatt at også importert kjøtt blir avgiftsbelagt. Dersom avgiften blir lagt på produksjonssiden, er det fare for det blir konsumert mer importert kjøtt slik at klimagassutslippene vil flytte/lekke fra Norge til der hvor kjøttet bli importert fra (Edjabou & Smed 2013; NOU 2015:15 2015). Men dersom målet først og fremst er å oppfylle Paris-avtalen vil derimot karbon(metan-)lekkasje ikke utgjøre noe problem, da det først og fremst vil være om å gjøre å redusere utslippene i Norge.

4 METODE & DATA

For å utforske effektene av ulike utformede miljøavgifter på kjøtt, benytter denne oppgaven numerisk modellanalyse som metode. Metoden tilsvare den benyttet i Elkadi (2017), der han gjør det samme for miljøtiltak i transportsektoren. Først konstrueres en etterspørselsmodell med en særlig dekomponering for kjøttvarer. Etterspørselsmodellen vil bli kalibrert som i Aasness og Holtmark (1993), ved å benytte ulike datakilder og estimater fra økonometriske studier. Når modellen er ferdig kalibrert generer den etterspørselen i et referanseår, og kan benyttes til å simulere en innføring av klimaavgifter på kjøtt (Dawkins et al. 2001).

4.1 NYTTETRE

Basert på forutsetninger om at preferansene er svak separable og en trinnvis beslutningsprosess for husholdningene, kan vi fremstille preferansestrukturen i et nyttetre (Deaton & Muellbauer 1980). Det er dette nyttetreet som danner grunnlaget for konsummodellen (Aasness & Holtmark 1993). Nyttetrestrukturen brukt i denne oppgaven blir presentert i *Figur 5-1*.

På hvert node av nyttetreet eksisterer det en egen sub-nyttefunksjon, med et påfølgende maksimeringsproblem som beskrevet i kapittel 3. Gitt antagelsen om en CES-nyttestruktur, vil dette maksimeringsproblemet gi opphav til de følgende (ukompenserte) betingede etterspørselsfunksjonene (Aasness & Holtmark 1993):

$$(5) \quad q_j = \omega_j \left(\frac{p_{ur}}{p_j} \right)^{\sigma_r} \left(\frac{Y_r}{p_{ur}} \right)$$

Der hvor q_j er etterspørselen etter gode j , ω_j er distribusjonsparameteren for gode j , p_j er prisen på gode j , σ_r er substitusjonsparameteren for godegruppe r , Y_r er andelen av konsumutgiften som er allokert til godegruppe r og der p_{ur} er CES-prisindeksen, som i henhold til Aasness og Holtmark (1993) vil være gitt ved:

$$(6) \quad p_{ur} = \left(\sum_{j \in j_r} \omega_j p_j^{1-\sigma_r} \right)^{\frac{1}{1-\sigma_r}} \quad 6$$

Etterspørselsfunksjonene som er på høyere aggregeringsnivåer vil tilsvare den i (5) men her vil prisene bli gitt av prisindeksen i (6) (Elkadi 2017). Etterspørselen som fremgår av konsummodellen vil tilsvare etterspørselen til en representativ husholdning som antas å tilsvare total etterspørselen i den norske økonomien. (jf. Kapittel 3.1.5).

4.2 KALIBRERINGSMETODE

Neste steg er å kalibrere parameterne i etterspørselsfunksjonene. Kalibreringen innebærer at parameterne i (5) tallfestes slik at etterspørselsfunksjonen reproducerer etterspørselen i et bestemt referanseår (Dawkins et al. 2001). Når vi benytter en CES-nyttestruktur er det bare distribusjonsparameteren og substitusjonsparameteren som må kalibreres (Aasness & Holtmark 1993; Elkadi 2017)

I Aasness og Holtmark (1993) fremgår det at distribusjonsparameteren er gitt ved:

$$(7) \quad \omega_j = \frac{w_j p_j^{(\sigma_r-1)}}{\sum_{j \in j_r} w_j p_j^{(\sigma_r-1)}}$$

der hvor w_j er budsjettandelen til gode j fra godegruppe r , og p_j er prisen på gode j . Gitt substitusjonsparameteren kan denne derfor tallfestet på bakgrunn av budsjettandelene w , og godeprisene. For å definere kvantum på enhetlig måte blir alt konsum målt i referanseårets priser, noe som medfører at prisene i referanseåret blir satt lik 1 (Dawkins et al. 2001). Distribusjonsparameteren kan derfor bli kalibrert på bakgrunn av budsjettandelen i referanseåret alene.

Når distribusjonsparameteren er satt gjenstår det bare å tallfeste substitusjonsparameteren (σ_r). Det er vanlig å tallfeste substitusjonsparameteren slik at den passer med estimater fra litteraturen. Dersom det ikke finnes estimater tilgjengelig vil substitusjonsparameteren blir satt slik at priselastisitetene som

⁶ Denne prisindeksen er utgiftsfunksjonen $e(p,u)$ dividert på nytten $u(e(p))$, og angir kostnaden med en enhet nytte

konsummodellen generer passer med estimater på priselastisiteter fra andre studier (Aasness & Holtmark 1993; Dawkins et al. 2001). Spørsmålet er da hvilke data man har tilgjengelig.

4.3 DATAKILDER

4.3.1 Distribusjonsparametere

4.3.1.1 Nasjonalregnskapet

For å tallfeste distribusjonsparameteren, og dermed også etterspørselen, benyttes budsjettandeler for referanseåret. Vi har en representativ husholdning, og det vil derfor være tilstrekkelig med aggregerte tall for etterspørselen. For å finne budsjettandelene har Nasjonalregnskapet blitt benyttet.

For å finne godenes budsjettandel brukes delen av Nasjonalregnskapet som omfatter konsum i husholdninger. De offisielle tallene for Nasjonalregnskapet er ganske så aggregerte, og oppgir tall for grupper som blant «matvare» og «sko, klær og tøy» (Elkadi 2017; Statistisk Sentralbyrå 2017; Wold 1998). Jeg har derfor fått tilgang på disaggregerte tall fra Nasjonalregnskapet. Da de nyeste disaggregerte tallene fra Nasjonalregnskapet er fra 2014, er 2014 modellens basisår.

4.3.2 Substitusjonsparametere

Det er som nevnt vanlig at substitusjonsparametere blir satt slik at de passer overens med estimater fra litteraturen, og der hvor jeg fant direkte estimater for substitusjonsparametere som passet overens med modellen brukte jeg disse.

I tilfeller hvor det ikke var mulig å finne direkte estimater på substitusjonsparametere, ble de kalibrert mot estimater på priselastisitetene hentet fra litteraturen, i de tilfellene der slike estimater er tilgjengelige. For å finne slike estimater foretok jeg meg et lite litteratursøk på jakt etter estimater på ukompenserte priselastisiteter som stemte overens med nyttestrukturen i etterspørselsmodellen benyttet i denne oppgaven. En nærmere oversikt over priselastisitetene kommer i kapittel 6.2.2.

I noen tilfeller fant jeg ikke heller ikke priselastisiteter som jeg kunne bruke til å kalibrere substitusjonsparameteren, og måtte da ty til skjønnsmessige vurderinger (Elkadi, 2017). Disse skjønnsmessige vurderingene blir drøftet nærmere i kapittel 6.2.2.

5 MODELLEN

5.1 SPESIFIKASJON AV NYTTETREET

Som nevnt i metodekapittelet er det nyttetreet som ligger grunnlaget for etterspørselsmodellen. I det følgende skal jeg diskutere hvordan nyttetreet ble spesifisert og hvilke avveiiinger som ble gjort i prosessen. Det endelig nyttetreet fremstilles som nevnt i *figur 5.1*

Wold (1998) peker på en rekke ting som må tas i betraktning i utformingen av nyttetreet. Det er for eksempel en fordel om antagelsen om svak separabilitet ikke brytes. Da etterspørselsmodellen skal benyttes til å analysere effekten av ulike miljøavgifter bør modellen dessuten skille mellom goder med ulik klimapåvirkning. I tillegg peker Wold på at nyttetreet ikke bør være unødvendig komplisert, og at nødvendig data er tilgjengelig.

Etterspørselsmodellen som dannes skal være komplett, slik at alle konsumgodene som den representative husholdningen etterspør skal inngå i modellen. Hovedfokuset i denne oppgaven er derimot på husholdningenes matforbruk.. Konsumgoder som ikke inngår her, og ikke har noe å si i forhold til skiftanalysen blir dermed i likhet med Elkadi (2017) holdt på et nivå.

På øverste nivå blir total etterspørselen delt i tre godegrupper; «boligtjenester», «andre varer og tjenester» og «mat og drikke». «Mat og drikke» blir gruppert sammen for å fange opp at substitusjonsmulighetene mellom mat og drikke, skiller seg fra dem i de andre aggregatene. «Mat og drikke» vil inneholde mat og drikke som er i kategorien «food-at-home», og altså kjøpt av privathusholdninger. Dette medfører at mat som er konsumert i restauranter, kantiner og lignede ikke vil inngå i denne godegruppen, men heller inngå i godegruppen «andre varer og tjenester». Heller ikke varer som er kjøpt gjennom grensehandel og slikt vil fremgå fra etterspørselen av mat og drikke, da all grensehandel vil inngå i kategorien «nordmenns konsum i utlandet», og vil derfor også gå under ”andre varer og tjenester” (Nygård & Aasness 2013).

På nivået under skilles godegruppen «mat og drikke» i to varegrupper, «matvare» og «drikke». Da drikke ikke vil ha noe innvirkning på skiftanalysen, holdes den på et aggregert nivå. Matvarer blir derimot oppsplittet i ytterligere varegrupper på flere nivåer. Det ble diskutert flere ulike måter å foreta denne oppsplittingen på. Etter inspirasjon fra Edgerton (1997) ble det blant annet vurdert å først dele matvarene inn etter «animalske produkter» og «vegetabiliske produkter», og så dele disse godegruppene i ytterligere kategorier. Dette ble derimot fort veldig komplisert, og siden et slik skille ikke var

nødvendig med hensyn til skiftanalysen ble det valgt å gå i en litt enklere retning etter inspirasjon fra Gaasland et al. (2001). Slik at matvarer blir delt inn i 3 under-godegrupper «kjøtt og fisk» «frukt og grønt», og «andre matvarer»

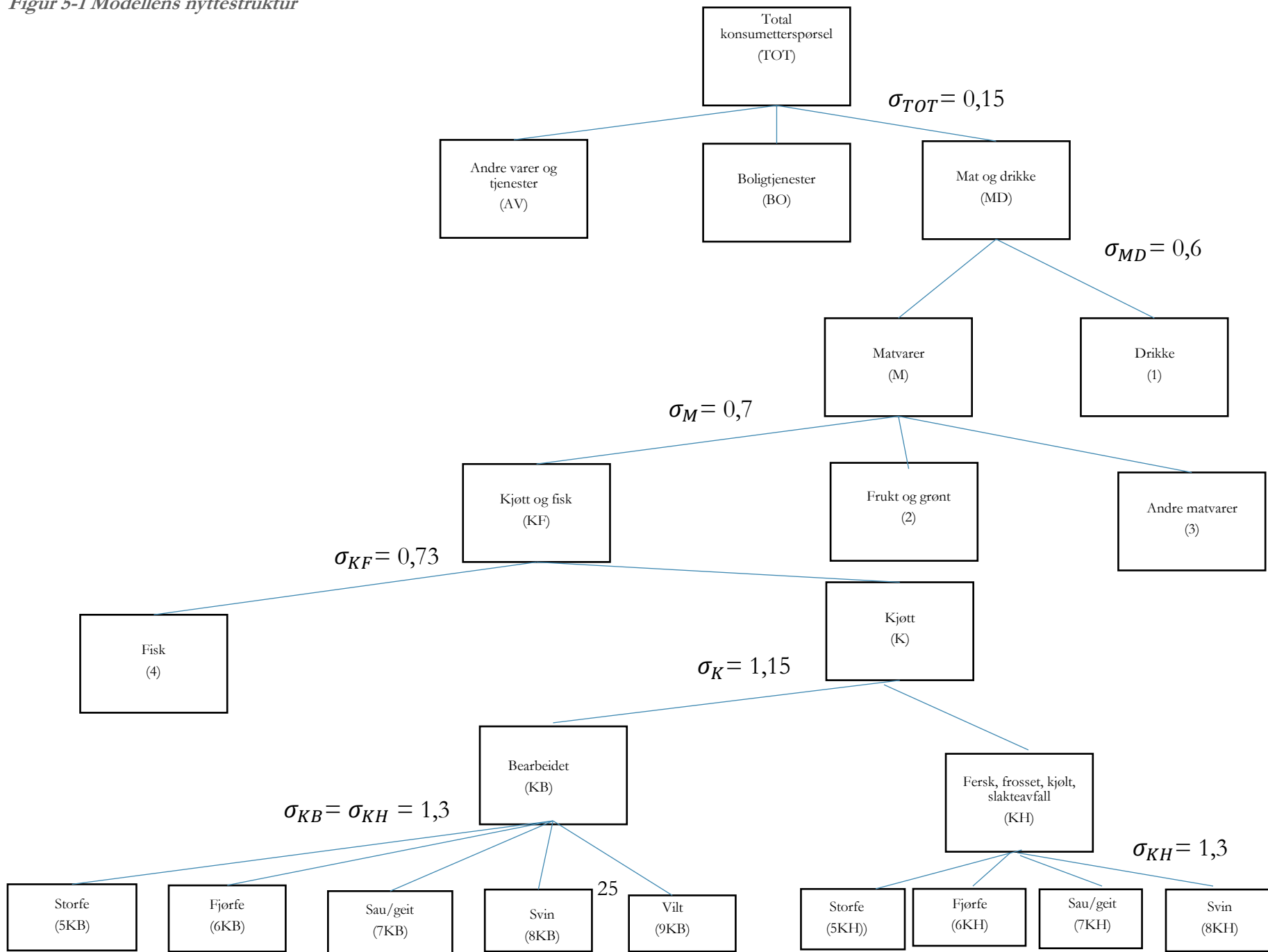
Fordi det ble vurdert slik at substitusjonsmulighetene mellom kjøtt og fisk skilte seg fra substitusjonsmulighetene mellom råvarene i de to resterende godegruppene, ble «kjøtt og fisk» gruppert sammen. Fisk holdes på dette aggregerte nivået og blir ikke delt inn i ytterligere grupper. «Kjøtt» kategorien blir derimot disaggregert over flere nivåer.

CES-aggregatet «kjøtt» deles først i «bearbeidet kjøtt» eller «ferskt, frosset, kjølt kjøtt/slakteavfall» (sistnevnt vil i det videre referert til som stykket kjøtt). Under kategorien «bearbeidet» er kjøttvarer som er bearbeidet i form at de er konservert, tørket eller tilberedt på annen måte slik som pølser, ferdigretter og lignende. Stykket kjøtt inneholder derimot alt annet slikt som biffer, annet stykket kjøtt, samt tilhørende slakteavfall. Hensikten med å gjøre et slikt skille er først og fremst på grunn av skiftanalysen. I skiftanalysen vil virkningen av ulike klimaavgifter på kjøtt simuleres. Klimaavgiften vil bli lagt basert på kjøttgodets klimapåvirkning. Bearbeidede kjøttgoder inneholder ikke bare kjøtt, og vil derfor bidra til færre klimagassutslipp per produkt enn de stykkede kjøttgodene. Klimapåvirkningen til de bearbeide kjøttgodene vil derfor ha en annen klimapåvirkning enn de stykkede kjøttgodene.

Ulik klimapåvirkning er også grunnen til at det eksisterer et ytterligere nivå med goder. Både bearbeidet kjøtt og stykket kjøtt blir delt i fem kategorier, for å fange opp ulikheter i klimapåvirkningen mellom dyreslag. De fem kategoriene er «storfe», «småfe», «fjørfe», «svin» og «vilt»⁷.

⁷ For enkelhets skyld ser vi vekk i fra at det finnes andre kjøttslag. Andre kjøttslag utgjør dessuten en liten del av kjøttforbruket (Helsedirektoratet 2016b).

Figur 5-1 Modellens nyttestruktur



5.2 KALIBRERING AV ETTERS PØRS ELS MODELLEN

Når nyttestrukturen som skal brukes i modellen er definert, gjenstår det å kalibrere etterspørselsmodellen. Som nevnt i kapittel 4.2 er det bare distribusjonsparameteren og substitusjonsparameteren som man trenger å kalibrere. Hvordan dette blir gjort blir diskutert i det videre.

5.2.1 Distribusjonsparameteren

Som nevnt i kapittel 4.3 vil prisen i basisåret være lik 1, slik at også alle prisindeksene (6) vil være lik 1. Dette forenkler kalibreringen av distribusjonsparameteren. Med en pris lik 1, vil distribusjonsparameteren (7) i referanseåret forenkles til:

$$(8) \quad \omega_j = \frac{w_j}{w_r}$$

Distribusjonsparameteren kan derfor bli kalibrert på bakgrunn av budsjettandelen i referanseåret alene. Disse budsjettandelene fremgår fra konsumutgiftene i Nasjonalregnskapet for 2014. For flesteparten av godegruppene i nyttetreet fremgår konsumutgiftene ganske direkte fra Nasjonalregnskapet, men for noen få godegrupper krevde det mer informasjon for å oppnå inndelingen i nyttetreet.

Det krevdes tilleggsinformasjon for å finne frem til konsumutgiften til de bearbeidede varene, da nasjonalregnskapet ikke skiller mellom ulike typer kjøtt for de bearbeidede varene. Jeg fordelte derfor konsumutgiften til bearbeidet kjøtt basert på tall for foredlingsprosessen for kjøtt⁸ basert på opplysninger fra Mittenzwei (2017)⁹ og skalert opp slik at de tilsvarte den totale konsumutgiften brukt på bearbeidet kjøtt. En del av slakteavfallet fra kjøtt ble heller ikke fordelt på de ulike kategoriene, jeg fordelte derfor dette på bakgrunn av andelen det utgjorde av konsumutgiften til stykket kjøtt (uten slakteavfall).

⁸ Se kapitel 5.3 for flere detaljer

⁹ Via e-post

5.2.2 Substitusjonsparameteren

Substitusjonsparameteren innenfor hver godegruppe ble kalibrert mot estimater for de ukompenserte egen-priselastisitetene til et av godene innenfor den gruppen. Hvilket gode dette ble var avhengig av hvilke estimater som var å finne i litteraturen.

I tillegg til at substitusjonsparameterne skulle passe noenlunde med estimatene fra litteraturen, var det også et krav om at substitusjonsparameteren skulle øke etter hvert som vi bevegde oss nedover i nyttetrete (Gaasland et al. 2001). Etter hvert som vi beveger oss nedover på det laveste nivåene, vil godegruppene og godene bli mer og mer disaggregerte, slik at substitusjonsmulighetene også vil øke. Det skal for eksempel være enklere substituere mellom ulike typer bearbeidet kjøtt enn det er å substituere mellom matvarer og drikke (Gaasland et al. 2001). Dette ble derfor et førende prinsipp når substitusjonsparameterne skal kalibreres. På det aller øverste nivået ble substitusjonsparameteren, i likhet med Elkadi (2017) satt lik 0,15.

Substitusjonsparameteren innenfor godegruppen «mat og drikke», ble kalibrert mot en egen-priselastisitet på -0,64 på drikke fra Rickertsen (1998). Mens en egen-priselastisitet for frukt og grønt på -0,87, også fra Rickertsen (1998), ble brukt til å sette substitusjonsparameteren innenfor godegruppen «matvare».

For fisk fant jeg en rekke ulike estimater på egen-priselastisiteten som er summert i **Tabell 5.1**. Det vil gjerne være mest hensiktsmessige å kalibrere mot de nyere estimatene, men jeg satser på å kalibrere substitusjonsparameteren innenfor CES-aggregatet «kjøtt og fisk» slik at modellen generer en egen-priselastisitet for fisk som ligger et sted mellom disse fire estimatene. Som det også fremgår av tabellen nedenfor viste en studie fra Norge (Rickertsen 1998) samt en anslag for egen-priselastisiteter basert på en meta-analyse fra høy inntektsland (Green et al. 2013) at egen-priselastisiteten for fisk lå hakket over priselastisiteten på kjøtt, ble det også sørget for at dette ble opprettholdt i modellen.

Tabell 5.1 Egen-priselastisitet estimater som det kalibreres mot

	FISK	KJØTT	FRUKT & GRØNT
RICKERTSEN (1998) NORWAY	-0,87	-0,72	-0,87
ABADIE ET AL. (2016)	-0,57	-	-
RICKERTSEN ET AL. (2003)	-0,53	-	-
GREEN ET AL. (2013)	-0,61	-0,60	-0,53

Det var få studier som hadde en så spesifisert godeinndeling som den som fremgår i min nyttestruktur. Den eneste studien jeg fant som hadde en nyttestruktur som skilte mellom bearbeidet og ikke-bearbeide kjøttvarer var fra Smed et al. (2007) (som gjengitt i Edjabou og Smed (2013)) basert på danske data. Det er ikke nødvendigvis slik at disse vi egen-priselastisiteten til norske husholdninger, men i mangel på andre data ble disse brukt. Slik at jeg for godegruppen «kjøtt» satt jeg substitusjonsparameteren slik at den havnet på en egen-priselastisitet på rundt -1,03 på bearbeidede kjøttvarer, og en substitusjonsparameter for «stykket kjøtt» som tilsvarte en egen-priselastisitet for stykket strofe på omtrent -1,18.

Jeg fant ingen priselastisiteter for noen av godene i CES-aggregatet for «bearbeidet», og antar derfor at substitusjonsparameteren på dette nivået, er den samme som den kalibrerte substitusjonsparameteren for de ikke-bearbeide varene.

Et utvalg av egen-priselastisiteter som modellen min genererer er presentert i Tabell 5.2.

Tabell 5.2 Utvalg av egen-priselastisiteter generert av konsummodellen

GODE	EGEN- PRISELASTISITET
DRIKKE	-0,54
FRUKT OG GRØNT	-0,63
FISK	-0,70
KJØTT	-0,62
BEARBEIDET KJØTT	-0,84
STYKKET - STORFE	-1,15

Som tabellen avslører skiller egen-priselastisiteten som modellen min generer seg litt i fra de estimatene i litteraturen som jeg ønsket å kalibrere mot. En av grunnene til dette er kravet om at substitusjonsparameteren skulle øke mens vi bevegde oss nedover i nyttetreet. Da jeg prøvde å kalibrere relativt nøyaktig mot estimatene fra litteraturen, ble derimot dette ikke opprettholdt. På grunn av dette valgte jeg derfor å justere egen-priselastisitetene slik at prinsippet om en stigende substitusjonsparameter ble overholdt. Egen-priselastisitetene passer derfor ikke helt overens med estimatene i litteraturen.

I appendiks A ligger den fullstendige oversikten over elastisitetene som modellen generer i form av en elastisitetmatrise, med $16 \times 16 = 256$. Alle egen-priselastisitetene er som forventet negative. De fleste kryss-priselastisitetene er positive, bortsett for de fleste kryss-priselastisitetene for og med godegruppene «boligtjenester» og «andre varer og tjenester» som alle er negative eller nær null. Dette tyder på, som nevnt i kapittel 3.1.4, at inntektseffekten er større enn substitusjonseffekten for disse godegruppene (Nygård & Aasness 2013)

Substitusjonsparameterne som er blitt kalibrert er oppgitt i *Figur 5-1*. Som allerede nevnt vil substitusjonsparameteren øke etter hvert som vi beveger oss nedover i nyttetreet. De fleste substitusjonsparameterne virker rimelig. Substitusjonsparameteren på «mat og drikke» kan det derimot virke litt høyt med en verdi på 0,6.

5.3 UTSLIPPSKOEFFISIENTER FOR KJØTTGODENE

Det er effekten klimaavgiftene vil ha på klimagassutslippene fra kjøttproduksjon som skal utforskes i skiftanalysen. For å kunne gjøre dette må de knyttes utslipp til hvert av kjøttgodene i modellen. Kjøttgodene inneholder både kjøtt som er importert og kjøtt som er produsert i Norge. Jeg vil finne utslippene fra hele det norske kjøttforbruket slik modellen inkluderer både utslipp som regnes som norske og utslipp som skjer i andre land i sammenheng med produksjonen av kjøtt som importeres til Norge. Jeg bruker derfor tall fra engrosforbruket Helsedirektoratet (2016b) samt detaljer om foredlingsprosessen fra Mittenzwei (2017) for å knytte utslipp til kjøttgodene. Engrosforbruket av kjøtt ble brukt fordi det i hovedsak oppgis i tonn slaktevekt og omfatter også import¹⁰. En ulempe med å bruke engrosforbruket er at dette kjøttforbruket også vil inneholde forbruket av kjøttvarer som skjer i restauranter, kantiner og lignende i motsetning til tallene fra Nasjonalregnskapet som etterspørselsmodellen baserer seg på, dette vil derimot sees bort ifra. Tallene for foredlingsprosessen sier noe om hvor mye av kjøttet som blir til bearbeidet og hvor mye av kjøttet som blir til biff og annet stykket kjøtt i kategorien «stykket kjøtt». Andelen som går til stykket vil også inkludere svinn. Dette fordi det utslippskoeffisientene jeg benytter er per produsert kg og som jo også vil omfatte deler som senere i foredlingsprosessen vil bli til svinn. Jeg hadde ikke tilgang til tall for foredlingsprosessen til vilt, så jeg valgte å anta at foredelingsprosessen til vilt var lik den til småfe.

Utslippskoeffisienter per kilo produsert kjøtt baserer seg på utslippsintensitetene fra Grønlund og Mittenzwei (2016). Disse tallene inneholder derimot ikke utslippskoeffisienter for småfe og vilt. De oppgir derimot at utslippsintensiteten for sau skal ligge på tilnærmet samme nivå som utslippskoeffisienten for storfe. Jeg setter derfor utslippsintensiteten for småfe lik utslippsintensiteten på storfe. Jeg antar i tillegg at utslippsintensiteten for alt fjørfe er lik den for kylling.

For vilt antar jeg for enkelthets skyld at utslippskoeffisienten er lik 0. Vilt-kategorien i nasjonalregnskapet inneholder viltkjøtt fra jakt. Utslippene fra slike ville dyr regnes som «naturlige» og vil ikke inngå i det offisielle utslippstallene som rapporteres til IPCC (IPCC, 2006). Det er likevel

¹⁰ Dersom det importeres bearbeide produkter vil det derimot være produktvekt, dette vil derimot sees vekk ifra.

verdt å understreke at det vil komme noen klimagassutslipp fra disse dyrene. Utslippskoeffisienten per kilo brukt som blir lagt til grunn er samlet i **Tabell 5.3**.

Tabell 5.3 CO₂ ekvivalenter per kilogram kjøtt produsert

DYRESLAG	KG CO₂-EKIVALENTER PER KG. KJØTT
STORFE	19,4
SVIN	2,4
SMÅFE	19,4
FJØRFE	1
VILT	0

Basert på tallene for foredlingsprosessen fordeles engrosforbruket mellom på de ulike kjøttgodene. Det blir så knyttet klimagassutslipp til godene basert på engrosforbruket og de nevnte utslippskoeffisientene per kilogram produsert kjøtt.

Fordi konsummodellen måler alt konsum i 2014-kroner, velger jeg å regne om utslippsintensitetene slik at de viser antall kg CO₂-ekvivalenter per 2014-krone brukt. Dette gjøres ved at klimagassutslippene fra hvert gode blir så dividert på utgiften/etterspørslene i basisåret. Disse utslippsintensitetene fremgår av **Tabell 5.4**.

Tabell 5.4 Utslippsintensitet per faste 2014 kroner

	KG CO₂-EKIVALENTER PER 2014-KRONE
Bearbeidet kjøtt - storfe	0,14
Bearbeidet kjøtt - fjørfe	0,01
Bearbeidet kjøtt - småfe	0,04
Bearbeidet kjøtt - svin	0,15
Bearbeidet kjøtt - vilt	0,00
Stykket - storfe	0,17
Stykket- fjørfe	0,02
Stykket- småfe	0,27
Stykket - svin	0,18
Stykket- vilt	0,00

Utslippsintensiteten vil tilsvare antall kilogram CO₂-ekvivalenter som blir sluppet ut per krone som blir brukt til et bestemt gode. Slik at bearbeidet storfe sin utslippsintensitet på kg 0,14 CO₂-ekvivalenter, betyr at per krone brukt på bearbeidet storfe slippes det ut 0,14 kg CO₂-ekvivalenter.

Dersom vi sammenligner **Tabell 5.3** med **Tabell 5.4** ser vi at det ikke er nødvendigvis slik at de kjøtt-typene med høyest utslippskoeffisient per kilogram er det som har høyest utslippsintensitet per krone. Det er særlig for svin vi ser dette. Mens svin per kilogram kjøtt har en av det laveste

utslippskoeffisientene, har svin en utslippsintensitet per krone som er blant det høyeste for både bearbeidet og stykket kjøtt. Dette er fordi svin har en relativt lav pris per kilogram¹¹. En lav pris indikerer at man får mer kjøtt per krone, slik at utslippene per krone også vil være høyere.

Det er også verdt å legge merke til at utslippsintensiteten for hvert kjøtt-slag gjennomgående er høyere for stykket kjøtt enn for bearbeidet kjøtt. Dette er fordi de bearbeide kjøttgodene ikke bare vil inneholde kjøtt, slik at man per krone får mindre kjøtt og dermed også lavere utslipp per krone.

¹¹ I alle fall basert på engrosforbruket lagt til grunn

6 SKIFTANALYSE

I tillegg til å lage en komplett etterspørselsmodell med særlig dekomponering for kjøttvarer, var et av hovedmålene med denne oppgaven å utforske effekten en klimaavgift vil ha på klimagassutslippene fra kjøttproduksjonen. For å utforske effekten på utslippene vil jeg i det kapittelet bruke modellen utviklet og kalibrert i de foregående kapitlene. Det forutsettes at hele avgiften vil falle på forbrukeren, slik at endringen i forbrukerprisene vil fremgå direkte fra avgiften. I tillegg vil avgiften gjelde for både norske produserte og importerte kjøttvarer.

Det er bare knyttet klimagassutslippene til kjøttgodene i modellen, slik at effekten på utslippene som fremgår i analysen bare vil dreie seg om klimagassutslippene fra kjøttproduksjonen. Det er derimot verdt å understreke at innføringen av en avgift på kjøtt vil påvirke etterspørselen av andre goder, som også vil kunne påvirke klimagassutslippene i både negativ og positiv retning. Utslippseffekten klimaavgiften vil ha på andre goder vil derimot mest sannsynlig være mindre enn effekten jeg modellerer, da forbruk av (særlig) rødt kjøtt er høyere enn de fleste andre forbruksgoder.

Klimagassutslippene fra kjøttproduksjon vil omfatte utslipp som skjer i Norge men også i andre land som Norge importerer kjøtt fra. Utslppsreduksjonene som skjer ved innføringen av en avgift kan derfor skje både i Norge og i importlandene, avhengig av om reduksjon i kjøttforbruket først og fremst går utover norsk produsert kjøtt eller importert kjøtt. Siden utslippskoeffisientene brukt er basert på norske produksjonsforhold, og ikke forhold i de enkelte importlandene vil den reelle utslippseffekten være høyere (lavere) avhengig av om utslippskoeffisientene i de andre landene er høyere (lavere) enn de norske.

Strukturen i kapittelet blir som følger. Først ser jeg på hvordan utslippene endrer seg ettersom prisen på kjøtt øker for eksempel på grunn av at det innføres en avgift på kjøtt, for å illustrere sentrale elementer i modellen. Etter det vil jeg bruke modellen til å analysere effektene av konkrete miljøavgifter utformet på bakgrunn av miljøøkonomiske prinsipper.

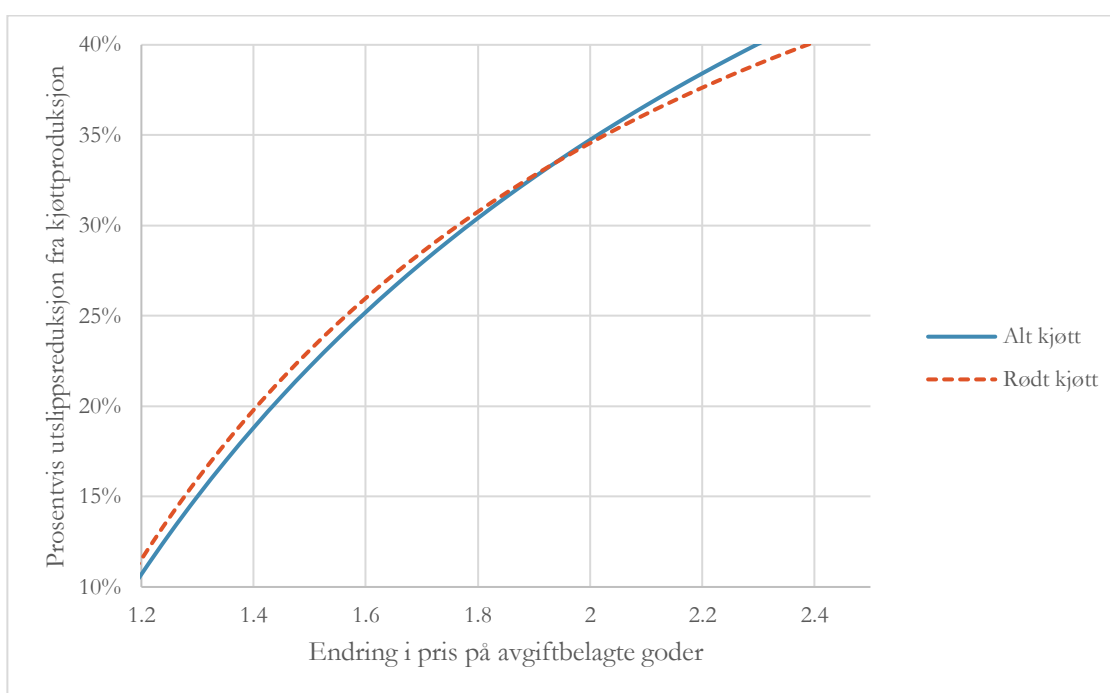
6.1 VIRKNINGEN AV EN PRIS ØKNING PÅ KJØTT

Tanken bak å innføre en klimaavgift på kjøtt, er at det påfølgende prisøkningen på kjøtt vil gi konsumentene insentiver til å erstatte kjøttprodukter med mer klimavennlige substitutter. En slik vridning av forbruket fra kjøtt over til mer klimavennlige produkter, vil bidra til reduserte klimagassutslipp knyttet til kjøttkonsumet og sannsynligvis også reduserte klimagassutslipp totalt

sett. Hvor stor effekt en avgift vil ha på etterspørselen vil naturlig nok avhenge av størrelsen på avgiften samt priselastisiteten.

Figur 6-1 illustrerer effekten en prisøkning vil ha på klimagassutslippene ifølge modellen. Kjøttprisindeksen måler prisen i henhold til prisen i baseåret 2014. Slik at når kjøttprisindeksen er 1,2% tilsvarende dette en 20% prisøkning, for eksempel på grunn av innføringen av en prosentvis avgift. Den blå kurven illustrerer utslippsreduksjon i scenarioet der hvor alt kjøtt opplever en prisøkning, mens den røde kurven illustrerer scenarioet der hvor bare rødt kjøtt bli ilagt en prosentvis avgift.

Figur 6-1 Prisøkning på rødt kjøtt versus alt kjøtt



Dersom vi først tar for oss den blå kurven. Som vi ser er utslippsreduksjonen en stigende kurve av prisen, slik at klimagassutslippene altså synker etter hvert som prisene stiger. Dette illustrerer at jo høyere prisøkningen er jo større insentiver har konsumenten til å vri konsumet vekk fra godet som har økt i pris, og over til andre substitutter. Siden alle goder innenfor godegruppen kjøtt opplever den samme prisstigningen, vil ikke forbrukssammensetningen innad i godegruppen kjøtt endres¹².

Etterspørselen etter kjøtt vil derimot reduseres, da prisøkningen fører til at det relative prisforholdet endres slik at konsumenten velger å erstatte kjøtt med fisk, erstatte kjøtt og fisk med «frukt og grønt» og «andre matvare» osv.

¹² Gitt antagelsen i modellen om inntektselastisitet lik 1

Dette ser man ut i fra etterspørselsfunksjonen i (5). Alt annet konstant vil en prisøkning på et gode innad i en godegruppe bidra til at prisindeksen for den godegruppe øker. Økningen i prisindeksen vil derimot være mindre enn selve prisøkningen på godet, dette vil føre til at uttrykket for det relative prisforholdet p_{ur}/p_j vil reduseres. Videre ser man at det relative prisforholdet opphøyes i substitusjonsparameteren, slik at hvor stor innvirkning endringen i det relative prisforholdet vil ha på forbrukssammensetningen innad i gruppen vil avhenge av hvor høy substitusjonsparameteren er (Bye et al. 2008).

Med reduksjonen i etterspørselen etter kjøtt følger det at klimagassutslippene knyttet til forbruket av kjøtt også reduseres. Prisøkningen på kjøtt fører til at konsumentene har insentiver til å vri konsumet vekk fra kjøtt og over til andre substitutter. Jo høyere prisøkningen er jo sterkere insentiver har konsumenten til å bytte over til substitutter, og desto høyere vil utslippsreduksjonen fra forbruket av kjøtt også bli.

6.1.1 Pris økning på rødt kjøtt eller alt kjøtt

Det er rødt kjøtt som står for mesteparten av klimautslippene fra kjøttforbruket. Dette har sammenheng med at storfe og småfe begge er drøvtyggere med en fordøyelsesprosess som gir opphav til store mengder metanutslipp. I **Figur 6-1** sammenlignes to scenarier: ett hvor der prisen på alle kjøttgoder øker i pris (den blå kurven) og ett hvor bare rødt kjøtt øker i pris (den røde kurven). Som vi ser ut ifra figuren vil en prisøkning på rødt kjøtt gi en større utslippseffekt enn dersom avgiften blir lagt på alt kjøtt.

Utslippsreduksjoner fra kjøttforbruket kan skje på to måter. Enten ved at forbrukssammensetningen innad i kjøttgodegruppene vrir seg i en mer klimavennlig retning, eller ved forbruket av kjøttgoder erstattes av andre forbruksgoder

Mens en prosentvis klimaavgift på rødt kjøtt vil skape utslippsreduksjoner på begge disse måtene, vil en lik klimaavgift på alt kjøtt bare skape utslippsreduksjoner på den sistnevnte måten (i denne modellen, ingen innvirkning på forbrukssammensetningen). Klimaavgiften på alt kjøtt vil i gjengjeld ha en større innvirkning på de andre forbruksgodene, da prisindeksen for kjøttgodene vil bli høyere når alt kjøtt er avgiftsbelagt enn når bare rødt kjøtt ilegges en avgift. Dette er grunnen til at rødt kjøtt vil ha en større utslippseffekt.

Men fra *Figur 6-1* ser man at betraktningen i forrige avsnittet kun gjelder opptil et visst punkt. Når prisøkningen blir stor nok vil den blå utslippsreduksjonskurven, overta den røde utslippsreduksjonskurven. På dette punktet kan det tenkes at effekten av den økte graden av substitusjonen over til andre forbruksgoder blir så pass stor at den overtar den ekstra

utslippseffekten som skjer når den prosentvise avgiften kun er på rødt kjøtt. Dette skjer derimot først når prisøkningen bli over 90%, noe som ikke er særlig realistisk avgiftssats. **Figur 6-1** er dermed med på å vise at dersom målet med en avgift først og fremst er å redusere klimagassutslippene, vil det være mest hensiktsmessig å innføre en avgift som på en eller annet måte differensierer med tanke på klimapåvirkning.

6.2 DIFFERENSIERTE MILJØAVGIFTER

En ideell klimaavgift vil være en som reflekterer kostnadene klimagassutslippene har på samfunnet for øvrig (Perman et al. 2011). I praksis betyr dette at størrelsen på klimaavgiften bør bli satt slik at den tilsvarer den verdsette klimapåvirkningen av det gode den ilegges. Det er effekten av slike konkrete miljøavgifter som vil bli undersøkt i denne siste delen. Først vil jeg simulere effektene ved å bare ilegge en avgift på rødt kjøtt, før jeg til slutt simulerer effektene når avgiften er ilagt alt kjøtt.

6.2.1 Utrekning av avgift

For å kalkulere denne ideelle avgiften tar vi utgangspunkt i utslippsintensitetene fra **Tabell 5.3**, som viser antall kg CO₂-ekivalenter som blir sluppet ut per krone¹³ brukt på hvert av de 10 kjøttgodene i modellen. For å verdsette klimapåvirkningen brukte jeg den generelle CO₂-avgiften på 397¹⁴ kroner tonn per CO₂-ekivalent (NOU 2015:15 2015).

Tabell 6.1 Beregnet avgiftsatser i %

	KR 397	KR 794
BEARBEIDET KJØTT - STORFE	5,52 %	11,04 %
BEARBEIDET KJØTT - FJØRFE	0,51 %	1,02 %
BEARBEIDET KJØTT - SMÅFE	1,67 %	3,34 %
BEARBEIDET KJØTT - SVIN	5,81 %	11,61 %
BEARBEIDET KJØTT - VILT	0,00 %	0,00 %
STYKKET KJØTT - STORFE	6,64 %	13,28 %
STYKKET KJØTT - FJØRFE	0,61 %	1,23 %
STYKKET KJØTT - SMÅFE	10,81 %	21,62 %
STYKKET KJØTT - SVIN	6,98 %	13,97 %
STYKKET KJØTT - VILT	0,00 %	0,00 %

Stykket storfekjøtt har for eksempel en utslippsintensitet på 0,14 kg CO₂-ekivalenter per krone brukt på stykket storfekjøtt. Dette betyr at hver krone brukt på bearbeidet storfekjøtt produserer

¹³ Målt i faste 2014-kroner

¹⁴ Målt i 2014-kroner

0,14kg CO₂-ekivalenter. For å sette en pris på disse utslippene brukes den generelle CO₂ på 397 kroner per tonn CO₂-ekivalenter. Dette medfører et påslag i prisen på $\frac{397}{1000} * 0,14 = 0,052$ kr per kg kjøtt, slik at avgiften per krone vil svare til ca. 5 øre eller en prisøkning på 5%. CO₂-avgiften må trolig økes i fremtiden, dersom Norske reduksjonsforpliktelser blant annet i Parisavtalen skal nås. Jeg verdsetter i tillegg der utslippene basert på en CO₂-avgift som er dobbelt så høy, tilsvarende 794 kroner (NOU 2015:15 2015).

I etterspørselsmodellen blir priser målt relativt til prisene i basisåret 2014, og enhver prisøkning vil bli målt relativt til prisen i basisåret. I etterspørselsmodellen er prisen i basisåret satt lik 1, slik at siden vi har regnet med at avgiften på stykket storfe vil tilsvare en 5% prisøkning; vil prisindeksen for stykket storfe være lik 1,05.

6.2.2 Bare avgift på rødt kjøtt

Det er rødt kjøtt som står for mesteparten av utslippene. Dette har sammenheng med at storfe og småfe begge er drøvtyggere med en fordøyelsesprosess som gir opphav til store mengder metanutslipp. I rapporten fra Grønn Skattekomisjon forslår de at en klimaavgift kun settes på rødt kjøtt (NOU 2015:15 2015).

Prisøkningen på grunn av avgiftsendringen fremgår av **Tabell 6.1**. Ikke overraskende fører avgiften til at etterspørselen etter det kjøttet som ikke er avgiftsbelagt øker. I tillegg ser man at det foregår en viss grad av substitusjon over mot andre matvarer slik at etterspørselen etter fisk, så vel som frukt og grønt og andre matvarer opplever en økning i etterspørsel etter at avgiften blir innført. Det er derimot verdt å legge merke til at også etterspørselen etter bearbeidet kjøtt fra småfe øker så vidt (0,09% og 0,07%). Dette skyldes kombinasjonen av to effekter. Dels fordi at innføringen av avgiften gir en høyere prisøkning for bearbeidet storfe enn for bearbeidet småfe, men også fordi prisene for stykket rødt kjøtt øker mer enn prisene for bearbeidet kjøtt slik at det skjer en substitusjon fra stykket kjøtt over på bearbeidet kjøtt.

For stykket småfekjøtt ser man derimot at etterspørselseffekten er større enn etterspørselseffekten på stykket storfe. Dette er kanskje ikke så rart da prisøkningen for småfe (10,81%) er større enn prisøkningen på storfe (6,64%). Forskjellen i prisøkning skyldes de forskjellige utslippintensitetene som fremgår av **Tabell 5.4**. Småfe vil ha en høyere utslippintensitet per krone brukt enn storfe både fordi av færre klimagassutslipp knyttet til dette gode, men også fordi prisen på småfe mest trolig vil være lavere enn for storfe.

Tabell 6.2 Etterspørselseffekter av en differensiert avgiftssats på rødt kjøtt

GODE	PROSENTVIS ENDRING I ETTERSPORSEL	
	kr 397,00	kr 794,00
BEARBEIDET KJØTT - STORFE	-4,63 %	-8,86 %
BEARBEIDET KJØTT - FJØRFE	2,27 %	4,44 %
BEARBEIDET KJØTT - SMÅFE	0,09 %	0,08 %
BEARBEIDET KJØTT - SVIN	2,27 %	4,44 %
BEARBEIDET KJØTT - VILT	2,27 %	4,44 %
STYKKET KJØTT - STORFE	-5,76 %	-10,89 %
STYKKET KJØTT- FJØRFE	2,45 %	4,79 %
STYKKET KJØTT- SMÅFE	-10,35 %	-18,76 %
STYKKET KJØTT - SVIN	2,45 %	4,79 %
STYKKET KJØTT- VILT	2,45 %	4,79 %
FISK	0,38 %	0,73 %
FRUKT OG GRØNT	0,29 %	0,56 %
ANDRE MATVARER	0,29 %	0,56 %

Totalt sett ser man at avgiften har lyktes med å vri husholdningens konsum over i en mer klimavennlig retning, der hvor de røde kjøttet til dels har blitt erstattet med annet kjøtt men også med andre matvarer som fisk, frukt og grønt og matvarer i godegruppen «andre matvarer». Slik at summen av etterspørselseffekten har gitt en utslippsreduksjon på -4,57% (-8,54%) relativ til klimagassutslippene fra kjøttforbruk i basisåret 2014 (Tabell 6.3).

Tabell 6.3 Utslippseffekter av en differensiert avgift på rødt kjøtt

	KR 397,00	KR 794,00
UTSLIPPSEFFEKT - KJØTTPRODUKSJON	-4,57 %	-8,54 %

6.2.3 Differensiert avgift på alt kjøtt

Da det er klimagassutslipp og dermed eksterne effekter knyttet til produksjonen av de fleste kjøtttyper, vil dette helt prinsipielt bety at det bør innføres en avgift på alle kjøtttyper ikke bare rødt kjøtt. Effekten av differensiert avgift på alt kjøtt blir derfor også simulert. Avgiftssatsen for rødt kjøtt blir den samme som i kapittel 6.2.2 men nå er også de andre kjøtttypene avgiftsbelagt i henhold til avgiften i

Etterspørselseffektene som dette medfører er samlet i **Tabell 6.4**. Etterspørselen etter bearbeidet storfe reduseres som forventet. Siden vilt har en utslippsintensitet lik null, og dermed ikke vil endre pris øker etterspørselen etter viltkjøtt i begge kjøttkategorier. I likhet med da avgiften bare ble lagt på rødt kjøtt, øker etterspørselen etter bearbeidet småfe litt selv etter å bli avgiftsbelagt. Dette skyldes i likhet med det som var i det tilfellet prisøkningen er større innenfor godegruppen for stykket kjøtt slik at de forgår en substitusjon over til bearbeidet kjøtt fra stykket kjøtt, men også fordi relativt til prisøkningen til de andre bearbeidede kjøtt-typene er prisøkningen på bearbeidet småfe liten, da både storfe og svin blir tillagt en høyere relativ avgift slik at de også blir subsistert litt over til bearbeidet småfe.

Innenfor de bearbeide kjøttgodene er kanskje det nettopp det at svin opplever en så pass stor prisøkning og den påfølgende reduksjonen kanskje virke litt overraskende. Men det har altså sammenheng med at bearbeidet svin har den høyeste utslippsintensiteten per krone brukt på 0,15kg CO2-ekivalenter.

Etterspørselen etter stykket svin reduseres også som følge av innføringen av en avgift på alt kjøtt, sammen med storfe og småfe. Dette er også fordi prisøkningen basert på utslippsintensitetene er stor for svin, sammenheng med at svin er relativt billig. Etterspørselen etter småfe reduseres i begge kjøtt-godegruppene. Dette skyldes at prisøkningen både for stykket og bearbeidet kjøtt er på i underkant av 1% (397) og i overkant av 1% for CO2-avgift på 794, og minst av alle slik at det vil skje en substitusjon over til fjørfe fra de andre kjøtt-typene og vi ender opp med å se en økning i etterspørsel for både bearbeidet og stykket fjørfe.

Tabell 6.4 Etterspørselseffekter av differensiert avgift på alt kjøtt

GODE	PROSENTVIS ENDRING I ETTERSPORSEL	
	kr 397,00	kr 794,00
BEARBEIDET KJØTT - STORFE	-4,26 %	-8,15 %
BEARBEIDET KJØTT - FJØRFE	2,00 %	3,87 %
BEARBEIDET KJØTT - SMÅFE	0,49 %	0,85 %
BEARBEIDET KJØTT - SVIN	-4,59 %	-8,76 %
BEARBEIDET KJØTT - VILT	2,67 %	5,25 %
STYKKET KJØTT - STORFE	-5,33 %	-10,09 %
STYKKET KJØTT- FJØRFE	2,11 %	4,07 %
STYKKET KJØTT- SMÅFE	-9,94 %	-18,03 %
STYKKET KJØTT - SVIN	-5,73 %	-10,80 %
STYKKET KJØTT- VILT	2,92 %	5,73 %
FISK	0,44 %	0,86 %
FRUKT OG GRØNT	0,34 %	0,67 %
ANDRE MATVARER	0,34 %	0,67 %

Tabell 6.5 Utslippseffekter av differensiert avgift på alt kjøtt

	KR	KR
	397,00	794,00
UTSLIPPSEFFEKT - KJØTTPRODUKSJON	-5,12 %	-9,61 %

Av alle avgiftsutforminger som jeg har simulert virkningen av, er det denne differensiert avgiften på alt kjøtt som er mest effektiv med å redusere utslippene fra kjøttproduksjonen.

6.2.4 Differensiert avgift på rødt kjøtt eller alt kjøtt?

Det interessante er at dersom vi sammenligner utslippseffektene for en differensiert avgift på alt kjøtt i **Tabell 6.5**, med utslippseffektene for en differensiert avgift som bare er ilagt rødt kjøtt i **Tabell 6.3**, er forskjellen i utslippseffekt ganske liten. Effekten er naturlig nok større når avgiften er satt på alt kjøtt, men skiller seg ikke mye fra utslippseffekten når avgiften bare er satt på rødt kjøtt. Grunnen til denne små forskjellen er at vi ved å legge avgiften på alt kjøtt kontra på rødt kjøtt endrer vi de relative prisforholdet slik at insentivene til å vir forbrukssammensettingen, fra de kjøtt-typene som står for mest utslipp mot de som har relative sett bidrar til mindre utslipp, blir redusert. Dersom vi sammenligner **Tabell 6.2** med **Tabell 6.4**, ser vi derfor at reduksjonen i etterspørsel er mindre for storfe og stykket småfe når alt kjøtt er avgiftsbelagt enn når bare rødt kjøtt er det, og at etterspørselen etter bearbeidet småfe øker mer. Men når alt kjøtt blir ilagt en klimaavgift vil man se forskjeller i etterspørselseffekten på svin, fjørfe og vilt fra situasjonen hvor bare rødt kjøtt er avgiftsbelagt. Etterspørselen av svin reduseres, og etterspørselen etter vilt økes ytterligere. Fjørfe øker fortsatt men etterspørselseffekten er mindre enn tidligere. I tillegg ser man at det i større grad substitueres over til andre matvarer som fisk, frukt og grønt og andre matvarer. Alt i alt fører dette til at man opplever en ytterligere reduksjon i utslippene fra kjøttproduksjon, men det at man i mindre grad for en vridning vekk fra de kjøtt-typene som bidra til størst andel utslipp. Dette gjør at forskjellen mellom de to scenarioene ikke blir særlig stor.

Dette stemmer overens med tidligere studier. Både i Wirsenius et al. (2011) og Säll og Gren (2015), trekkes konklusjonen at mesteparten av effekten av en differensiert avgift på husdyrprodukter kan bli fanget opp ved å bare avgiftsbelegge rødt kjøtt.

7 KONKLUSJON

I denne oppgaven ble det konstruert en konsummodell med en særlig spesifisering på matvarer. Modellen ble laget med det formålet at den skulle kunne brukes til å estimere effektene en klimaavgift på kjøtt vil ha på etterspørselen etter kjøtt, og hvordan avgiften vil påvirke klimagassutslippene fra kjøttproduksjonen.

Først brukte jeg modellen til å simulere effektene av prosentvis prisøkning på alt kjøtt, men også når den samme prisøkningen bare ble lagt på de rødt kjøttslagene som står for flest klimagassutslipp. Ikke overraskende øke utslippseffekten etter hvert som den prosentvise prisøkningen økte. Opptil punktet der hvor prisøkningen utgjorde litt over 90% av prisen i referanseåret, var utslippseffekten større dersom det bare var rødt kjøtt som opplevde en prisøkning. Dette kan forklares med at en prisøkning på alt kjøtt, svekker husholdningenes insentiver til å substituere de minst klimavennlige kjøttgodene med mer klimavennlige kjøttgoder. Oppgaven understreker her viktigheten ved av å differensiere avgiften på bakgrunn av kjøttgodenes klimapåvirkning.

I tillegg ble to konkrete avgiftsscenarioer simulert. Et hvor alt kjøtt er avgiftsbelagt, og et annet hvor avgiften kun ble lagt på rødt kjøtt. Begge avgiftene vil være differensiert, og hvert kjøttgode blir tillagt en avgift som reflekterer deres utslippsintensivitet. Analysen viser at scenarioet der hvor alle kjøttgodene blir avgiftsbelagt er det mest effektive scenarioet med en utslippseffekt på -5,12%. Likevel ser man at utslippseffekten i scenarioet der hvor bare rødt kjøtt er avgiftsbelagt er på -4,57% og at utslippseffekten dermed er relativt lik til den som når alt kjøtt er avgiftsbelagt. Dette stemmer overens med tidligere forskning fra Wirsenius et al. (2011) and Säll og Gren (2015), som fant at mesteparten av effekten av en avgift på husdyrprodukter kan bli fanget ved å bare legge en avgift på rødt kjøtt.

REFERANSER

- Aasness, J. & Holtmark, B. (1993). Consumer Demand in a General Equilibrium Model for Environmental Analysis.
- Abadie, L. M., Galarraga, I., Milford, A. B. & Gustavsen, G. W. (2016). Using food taxes and subsidies to achieve emission reduction targets in Norway. *Journal of Cleaner Production*, 134: 280-297. doi: 10.1016/j.jclepro.2015.09.054.
- Baumol, W. J. & Oates, W. E. (1988). *The theory of environmental policy*. 2 utg. Cambridge, U.K.: Cambridge University Press.
- Blackorby, C., Boyce, R. & Russell, R. R. (1978). Estimation of Demand Systems Generated by the Gorman Polar Form; A Generalization of the S-Branch Utility Tree. *Econometrica*, 46 (2): 345-363. doi: 10.2307/1913905.
- Bye, A., Aarstad, P. A., Løvberget, A. I. & Høie, H. (2017). Jordbruk og miljø 2016 – Tilstand og utvikling. *Rapporter Statistisk Sentralbyrå*.
- Bye, B., Gunnes, T. & Larsen, B. M. (2008). Konsummodellen i MSG6 ved økonomisk vekst. En analyse av utviklingen i energiforbruket og teknologisk endring *Rapporter Oslo Statistisk Sentralbyrå*, .
- Dawkins, C., Srinivasan, T. N. & Whalley, J. (2001). Calibration. I: Heckman, J. J. & Leamer, E. (red.) *Handbook of Econometrics, Volume 5*, s. 3653-3703. Amsterdam: Elsevier Science B.V.
- Deaton, A. & Muellbauer, J. (1980). *Economics and consumer behavior*. Cambridge, U.K.: Cambridge University Press.
- Edgerton, D. L. (1997). Weak Separability and the Estimation of Elasticities in Multistage Demand Systems. *American Journal of Agricultural Economics*, 79 (1): 62-79. doi: 10.2307/1243943.
- Edjabou, L. D. & Smed, S. (2013). The effect of using consumption taxes on foods to promote climate friendly diets - The case of Denmark. *Food Policy*, 39: 84-96. doi: 10.1016/j.foodpol.2012.12.004.
- Elkadi, N.-E. (2017). *Husholdningenes transport og miljøpolitikk Modellering og virkemidler*. Universitetet i Oslo.
- Forurensingsdirektoratet, K.-o. (2010). Klimakur 2020. Sektorrapport jordbruk. Tiltak og virkemidler for reduserte utslipp av klimagasser fra jordbrukssektoren *TA-2593/2010*
- Gaasland, I., Bjorvatn, A. & Hunnes, A. (2001). En generell likevektsmodell med fokus på jordbruk og næringsmiddelindustri *SNF Rapport nr. 16/01*. Bergen: Stiftelsen for samfunns og næringlivsforskning
- Gorman, W. M. (1953). Community Preference Fields. *Econometrica*, 21 (1): 63-80. doi: 10.2307/1906943.
- Green, R., Cornelsen, L., Dangour, A. D., Turner, R., Shankar, B., Mazzocchi, M. & Smith, R. D. (2013). The effect of rising food prices on food consumption: systematic review with meta-regression. *BMJ : British Medical Journal*, 346.
- Grønlund, A. & Harstad, O. M. (2014). Klimagasser fra jordbruket. Kunnskapsstatus om utslippskilder og tiltak for å redusere utslippene. *Bioforsk Rapport*. Ås Bioforsk.
- Grønlund, A. & Mittenzwei, K. (2016). *Spesifisering utslipp fra sau*.
- Helsedirektoratet. (2011). Kostråd for å fremme folkehelsen og forebygge kroniske sykdommer . Metodologi og vitenskapelig kunnskapsgrunnlag. Nasjonalt råd for ernæring 2011.
- Helsedirektoratet. (2016a). Utviklingen i norsk kosthold 2016. Oslo.
- Helsedirektoratet. (2016b). Utviklingen i norsk kosthold 2016. Matforsyningsstatistikk og forbruksundersøkelser (fullversjon). Oslo.
- IPCC. (2006). Emissions from Livestock and Manure Management *2006 IPCC Guideline for National Greenhouse Gas Inventories*
- Kontny, C. F. (2017). *The road to meeting Norway's non-ETS climate goal in 2030 -Is an electric vehicle subsidy the way to go?* Ås: Norges miljø-og biovitenskapelige Universitet

- Landbruks- og matdepartementet. (2015). Evaluering av markedsbalansering i jordbruket. Utredning fra utvalg.
- Landbruks- og matdepartementet. (2016). Forenkling av jordbruksavtalens virkemidler. Rapport fra arbeidsgruppe. .
- Meld. St. 11 (2016-2017). (2016). *Endring og utvikling. En fremtidsrettet jordbruksproduksjon*. Oslo: Landbruks- og matdepartementet.
- Meld.St. 31 (2016-2017). (2017). *Klimastrategi for 2030 – norsk omstilling i europeiske samarbeid*. Oslo: Klima- og miljødepartementet.
- Miljødirektoratet. (2017). *Klimagassutslipp fra jordbruk | Miljøstatus*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/tema/klima/norske-klimagassutslipp/klimagassutslipp-jordbruk/>.
- Mitzenzwei, K. (2017). *bearbeidet kjøtt i JORDMOD*.
- NOU 2015:15. (2015). *Sett pris på miljøet*. Finansdepartementet. Oslo.
- Nygård, O. E. & Aasness, J. (2013). Særvgifter, grensehandle og modellen KONSUM-G. *Rapporter Statistisk Sentralbyrå*.
- Pauw, K. (2003). Functional Forms Used in CGE Models: Modelling Production and Commodity Flows: PROVIDE Project.
- Perman, R., Ma, Y., Common, M., Maddison, D. & McGilvary, J. (2011). *Natural Resource and Environmental Economics*. 4 utg. Harlow: Pearson Education Limited.
- Rickertsen, K. (1998). The demand for food and beverages in Norway. *Agricultural Economics*, 18 (1): 89-100. doi: [https://doi.org/10.1016/S0169-5150\(97\)00033-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5150(97)00033-9).
- Rickertsen, K., Kristofersson, D. & Lothe, S. (2003). Effects of health information on Nordic meat and fish demand. *Empirical Economics*, 28 (2): 249-273. doi: 10.1007/s001810200129.
- Rognstad, O., Løvberget, A. I. & Steinset, T. A. (2016). *Landbruket i Norge 2015. Jordbruk - Skogbruk - Jakt*. Oslo. Upublisert manuskript.
- Salehnejad, R. (2007). The economy as an interactive system: An appraisal of the microfoundations project. I: *Rationality, bounded rationality and microfoundations: Foundations of theoretical economics*, s. 204-237. London: Palgrave Macmillan UK.
- Schmutzler, A. & Goulder, L. H. (1997). The Choice between Emission Taxes and Output Taxes under Imperfect Monitoring. *Journal of Environmental Economics and Management*, 32 (1): 51-64.
- Schotter, A. (2009). *Microeconomics: A Modern Approach*. 1 utg. Mason, Ohio: South-Western Cengage Learning.
- Smed, S., Jensen, J. D. & Denver, S. (2007). Socio-economic characteristics and the effect of taxation as a health policy instrument. *Food Policy*, 32 (5): 624-639. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2007.03.002>.
- SSB. (n.d.). *Tabell 08940: Klimagasser, etter kilde, energiprodukt og komponent*
- Statistisk Sentralbyrå. (2017). *Nasjonalregnskapet*
- Säll, S. & Gren, I.-M. (2015). Effects of an environmental tax on meat and dairy consumption in Sweden. *Food Policy*, 55: 41-53. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.05.008>.
- Varian, H. R. (1992). *Microeconomic Analysis*. 3 utg. New York: W. W. Norton & Company, Inc.
- Vestre, I. S. (2017). *Holdninger til Grønn skattekommissjons foreslåtte klima- og miljøavgifter* Norges Miljø- og Biovitenskapelig Universitet
- Wirsenius, S., Hedenus, F. & Mohlin, K. (2011). Greenhouse gas taxes on animal food products: rationale, tax scheme and climate mitigation effects. *Climatic Change*, 108 (1-2): 159-184. doi: 10.1007/s10584-010-9971-x.
- Wold, I. S. (1998). Modelling av husholdningenes transportkonsum for en analyse av grønne skatter Muligheter og problemer innenfor rammen av en nyttetremodell. *Notater Statistisk Sentralbyrå*.

APPENDIKS A: UKOMPENS ERTE PRIS ELAS TIS ITETENE

	E_{j1}	E_{j2}	E_{j3}	E_{j4}	E_{j5KB}	E_{j6KB}	E_{j7KB}	E_{j8KB}	E_{j9KB}	E_{j5KH}	E_{j6KH}	E_{j7KH}	E_{j8KH}	E_{j9KH}	E_{jBO}	E_{jAV}	$\sum_I e_{ji} + E_i$
1	-0,538	0,052	0,150	0,018	0,019	0,011	0,006	0,002	0,000	0,010	0,007	0,004	0,003	0,002	-0,239	-0,505	0,000
2	0,062	-0,629	0,203	0,024	0,025	0,014	0,008	0,003	0,001	0,014	0,009	0,005	0,004	0,002	-0,239	-0,505	0,000
3	0,062	0,071	0,497	0,024	0,025	0,014	0,008	0,003	0,001	0,014	0,009	0,005	0,004	0,002	-0,239	-0,505	0,000
4	0,062	0,071	0,203	0,701	0,033	0,018	0,010	0,004	0,001	0,018	0,012	0,006	0,005	0,003	-0,239	-0,505	0,000
5KB	0,062	0,071	0,203	0,031	-1,067	0,132	0,070	0,025	0,006	0,089	0,058	0,031	0,022	0,014	-0,239	-0,505	0,000
6KB	0,062	0,071	0,203	0,031	0,232	-1,168	0,070	0,025	0,006	0,089	0,058	0,031	0,022	0,014	-0,239	-0,505	0,000
7KB	0,062	0,071	0,203	0,031	0,232	0,132	-1,230	0,025	0,006	0,089	0,058	0,031	0,022	0,014	-0,239	-0,505	0,000
8KB	0,062	0,071	0,203	0,031	0,232	0,132	0,070	-1,275	0,006	0,089	0,058	0,031	0,022	0,014	-0,239	-0,505	0,000
9KB	0,062	0,071	0,203	0,031	0,232	0,132	0,070	0,025	-1,294	0,089	0,058	0,031	0,022	0,014	-0,239	-0,505	0,000
5KH	0,062	0,071	0,203	0,031	0,157	0,089	0,047	0,017	0,004	-1,149	0,099	0,052	0,037	0,023	-0,239	-0,505	0,000
6KH	0,062	0,071	0,203	0,031	0,157	0,089	0,047	0,017	0,004	0,151	-1,201	0,052	0,037	0,023	-0,239	-0,505	0,000
7KH	0,062	0,071	0,203	0,031	0,157	0,089	0,047	0,017	0,004	0,151	0,099	-1,247	0,037	0,023	-0,239	-0,505	0,000
8KH	0,062	0,071	0,203	0,031	0,157	0,089	0,047	0,017	0,004	0,151	0,099	0,052	-1,262	0,023	-0,239	-0,505	0,000
9KH	0,062	0,071	0,203	0,031	0,157	0,089	0,047	0,017	0,004	0,151	0,099	0,052	0,037	-1,277	-0,239	-0,505	0,000
BO	-0,019	-0,016	0,046	0,005	-0,006	-0,003	-0,002	-0,001	0,000	-0,003	-0,002	-0,001	-0,001	0,000	-0,389	-0,505	0,000
AV	-0,019	-0,016	0,046	0,005	-0,006	-0,003	-0,002	-0,001	0,000	-0,003	-0,002	-0,001	-0,001	0,000	-0,239	-0,655	0,000
$\sum_I w_j e_{ji} + w_i$	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	-0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway