

Rapport fra Teknisk beregningsutvalg for klima 2020



M-1752 | 2020

Utgitt av

Teknisk beregningsutvalg for klima,
oppnevnt av Regjeringen 15. juni 2018

Innhold

Sammendrag.....	6
Innledning.....	6
Metoder for virkemiddelanalyser.....	6
Klimaeffekten av statsbudsjettet.....	13
Organisering av arbeidet med analyser på klimaområdet.....	15
1. Innledning.....	17
1.1. Utvalgets mandat.....	17
1.2. Rammene for utvalgets arbeid.....	18
1.3. Anbefalinger fra første rapport.....	19
1.4. Innhold i andre rapport.....	25
Del 1: Metoder for virkemiddelanalyser	
2. Utvalgets tilnærming.....	28
2.1. Hvilke krav stilles til utredninger av offentlige virkemidler?.....	28
2.2. Metoder brukt i virkemiddelanalyser.....	30
2.3. Utvalgets kriterier for å vurdere metoder for virkemiddelanalyser.....	32
3. Økonometriske analyser av virkemidler.....	34
3.1. Innledning.....	34
3.2. Eksperimentelle og kvasi-eksperimentelle analyser av klimavirkemidler.....	35
3.3. Strukturelle økonometriske modeller.....	40
3.4. Vurdering av egnethet.....	42
4. Bruk av enkle priselastisiteter i virkemiddelanalyser.....	46
4.1. Innledning.....	46
4.2. Beskrivelse og vurdering av bruk av elastisiteter i virkemiddelanalyser.....	47
4.3. Konklusjon.....	50
5. Norske sektormodeller.....	52
5.1. Innledning.....	52
5.2. Transportvirksomhetenes modellsystem.....	53
5.3. Energimodeller.....	56
5.4. Modeller for jordbrukssektoren.....	64
5.5. Hvilke utslippskilder er i dag ikke dekket av partielle modeller i Norge?.....	68
5.6. Empirisk grunnlag.....	69
5.7. Etterprøving av modeller for <i>ex ante</i> analyser.....	70
5.8. Oppsummering.....	71

Del 2: Klimaeffekten av statsbudsjettet

Innledning.....	75
6. Internasjonalt arbeid	76
6.1. OECD og arbeidet med Green Budgeting.....	76
6.2. Frankrike.....	76
6.3. Irland	78
6.4. Skottland	79
6.5. Lærdom for arbeidet i Norge.....	79
7. Metode for kategorisering av statsbudsjettet.....	81
7.1. Beskrivelse av statsbudsjettet	81
7.2. Avgrensninger.....	82
7.3. Problemstillinger.....	83
7.4. Forslag til kategorisering i rapport fra Menon og CICERO	86
7.5. Vurdering av forslaget.....	88
7.6. Oppsummering og anbefalinger for videre arbeid	90
Vedlegg 1: Metoder for virkemiddelanalyser i andre land.....	92
Vedlegg 2: Metode for å kategorisere statsbudsjettets poster etter klimagassutslipp (Menon Economics og CICERO Senter for klimaforskning)	
Vedlegg 3: Transportmodeller for klimaanalyse (Transportøkonomisk institutt og Menon Economics)	
8. Referanser	94

Til Klima- og miljødepartementet

Teknisk beregningsutvalg for klima ble oppnevnt 15. juni 2018. Utvalget skal foreslå metoder for å beregne klimaeffekt av statsbudsjettet, og gi råd om hvordan eksisterende metoder for tiltaks- og virkemiddelanalyser på klimaområdet kan forbedres. Dette er utvalgets andre rapport.

Oslo, 15. juni 2020

Jørn Rattsø
(leder)

Taran Fæhn

Steffen Kallbekken

Anne Madslie

Erik Sørensen

Sofie Waage Skjeflo
(sekretariatsleder til 20. mai 2020)

Håvard Grothe Lien
(sekretariatsleder fra 20. mai 2020)

Elen R. Alstadheim

Vegard Hole Hirsch
(til 3. april 2020)

Ingrid Hoff

Hans Kolshus

Kristine Korneliussen

Linda Skjold Oksnes
(fra 1. april 2020)

Shirin Ræder

Ingeborg Seeberg
(fra 3. april 2020)

Marte Sollie

Sammendrag

Innledning

Teknisk beregningsutvalg for klima ble oppnevnt 15. juni 2018. Utvalget skal foreslå metoder for å beregne klimaeffekt av statsbudsjettet, gi råd om hvordan eksisterende metoder for tiltaks- og virkemiddelanalyser på klimaområdet kan forbedres og peke på områder der det vurderes å være særlig behov for kunnskapsutvikling innenfor tiltaks- og virkemiddelanalyser.

Utvalget ledes av professor Jørn Rattsø (Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet). Medlemmene i utvalget er forskningsleder Anne Madslie (Transportøkonomisk institutt), forskningsleder Taran Fæhn (Statistisk sentralbyrå), forskningsleder Steffen Kallbekken (CICERO Senter for klimaforskning) og professor Erik Ø. Sørensen (Norges handelshøyskole). Utvalget bistås av et sekretariat ledet av Miljødirektoratet, med deltakere også fra Klima- og miljødepartementet, Finansdepartementet og Samferdselsdepartementet.

Utvalget skal levere årlige rapporter. Første rapport ble levert i juni 2019 og tar for seg fem hovedområder: utslippsregnskap, utslippsframskrivinger, tiltaksanalyser, virkemiddelanalyser og klimaeffekten av statsbudsjettet. I rapporten har utvalget først og fremst vurdert metoden for tiltaksanalyser, mens metoder for virkemiddelanalyser og beregning av utslippseffekter av statsbudsjettet er behandlet på et mer overordnet nivå.

I arbeidet med denne andre rapporten har utvalget vektlagt vurdering av metoder for virkemiddelanalyser, både for virkemidler på og utenfor statsbudsjettet. Av kapasitets-hensyn konsentrerer utvalget sine vurderinger til økonomiske metoder og partielle modeller, som behandler avgrensede deler av økonomien som transport, energi og jordbruk. Det gjenstår å evaluere metodebruken for sektorovergrepene modeller for hele økonomien, for eksempel generelle likevektsmodeller.

I henhold til mandatet skal utvalget foreslå metoder for beregninger av *klimaeffekt*. Utvalget tolker klimaeffekt til å bety effekt på utslipp og opptak av klimagasser. Det betyr at utvalget ikke har vurdert hvordan utslipp og opptak av klimagasser kan påvirke eller endre klimaet, eller hva som er kostnadene knyttet til klimaendringene. Utvalget avgrensar dermed sine vurderinger og anbefalinger til metoder for å beregne effekten ulike tiltak og virkemidler har på utslipp og opptak av klimagasser. I de fleste tilfeller

er klimaeffekter avgrenset til å gjelde effekter på utslipp og opptak som er inkludert i det norske utslippsregnskapet, det vil si som finner sted i Norge. I vurderinger av metoder for å beregne klimaeffekt av endringer i statsbudsjettet, er det i tillegg tatt hensyn til mulige effekter av endringer i bevilgninger på budsjettposter som har som intensjon å påvirke utslipp og opptak i andre land.

Metoder for virkemiddelanalyse utgjør del 1 av denne rapporten. Utvalgets tilnærming og kriterier for å vurdere metodene beskrives i kapittel 2. I kapittel 3 beskrives og vurderes økonomiske metoder for å estimere effekt av virkemidler. I kapittel 4 beskrives og vurderes bruk av enkle elastisiteter i virkemiddelanalyser. Norske partielle modeller for transport-, energi- og jordbrukssektorene er presentert og vurdert i kapittel 5.

Klimaeffekt av statsbudsjettet er tema for del 2 av denne rapporten. I kapittel 6 beskrives pågående arbeid med å utvikle metoder for å anslå klimaeffekter i Frankrike, Irland og Skottland. I kapittel 7 har utvalget vurdert ulike tilnærminger til hvordan bevilgninger på statsbudsjettets inntekts- og utgiftsside kan kategoriseres, som et første skritt i arbeidet med å foreslå metoder for å anslå virkninger på klimagassutslipp av endringer i statsbudsjettet.

Dette sammendraget er bygd opp etter samme struktur som rapporten.

Metoder for virkemiddelanalyser

Utvalgets vurdering av hvordan metoder for virkemiddelanalyser kan forbedres tar utgangspunkt i tilgjengelige metoder fra norsk og internasjonal forskning. Vurderingen tar også hensyn til datatilgjengelighet, at metodene skal være anvendelige som analysegrunnlag for politiske beslutninger, samt en vurdering av forholdsmessighet. Med forholdsmessighet mener utvalget at kravet til en utredning av et virkemiddel, og ressursene som brukes på denne, bør stå i forhold til forventet virkning av virkemiddelet, i tråd med føringene i utredningsinstruksen. Utvalgets vurderinger knytter seg først og fremst til metodene som er brukt for å kvantifisere utslippseffekter og kostnader ved ulike virkemidler. I utredningsinstruksen står det at utredninger av offentlige virkemidler blant annet skal vurdere positive og negative virkninger, hvor varige de er og hvem som blir berørt.

Virkemidler påvirker utslipp ved at aktørene i økonomien (konsumenter og produsenter) endrer atferd som følge av endringer i priser, inntekt, teknologi, reguleringer eller informasjon. For å analysere effekten av et virkemiddel er det derfor sentralt å forstå hvordan aktørene i økonomien tilpasser seg virkemiddelet. Et virkemiddel kan også påvirke aktører utover den direkte virkningen, gjennom samspill mellom øvrige markeder i økonomien som gir tilbakevirkninger på aktørenes atferd. Når flere virkemidler påvirker samme aktører og utslippskilder, direkte eller indirekte, kan det også oppstå virkninger som kan være vanskelige å forutse i samspillet mellom virkemidlene.

Økonometriske analyser av virkemiddeffekter kan evaluere historisk virkemiddelbruk (*ex post*). De kan også brukes til å etterprøve tidligere gjennomførte analyser som har predikert framtidige effekter av nye eller forsterkede virkemidler (*ex ante*). De fleste analyser av virkemiddelbruk relatert til politikktutvikling retter seg mot framtidige virkninger av å innføre nye eller endre eksisterende virkemidler. Slike analyser er typisk basert på simuleringer med en modell hvor framtidig utvikling etter at et virkemiddel er brukt sammenlignes med en referansebane (uten endret virkemiddelbruk). Konstruksjon av referansebane og tallfesting av modellsammenhenger til slike analyseformål vil være mer eller mindre basert på empiriske analyser. Numeriske simuleringer er forankret i data for et historisk år (basisår), men det er stor variasjon i hva parameterestimaterne i modellene baseres på. Det kan være økonomisk teori, stiliserte fakta fra litteratur eller eksperter, eller kalibrering basert på logiske sammenhenger. Vanligvis kombineres slike tilnærminger. Et alternativ er strukturelle økonometriske metoder hvor parametrene i en mikroøkonomisk modell som spesifiserer atferd, aggregering og likevekt estimeres samlet.

Økonometriske analyser av effekter av virkemidler

Økonometriske analyser for å evaluere virkemidler søker å identifisere sammenhenger mellom virkemidler og utfall. Relevante analyser vil her være av ulike miljøpolitiske virkemidler og hvordan de påvirker miljøutfall (som klimagassutslipp og luftkvalitet) og sosioøkonomiske forhold (som inntekt og helse). Den sentrale utfordringen er å etablere en kontrafaktisk situasjon, det vil si hvordan de miljøpolitiske og sosioøkonomiske forhold ville utviklet seg *uten* virkemiddelet.

I litteraturen behandles to hovedtyper av økonometriske analyser som brukes til virkemiddelanalyser. Den som i praksis brukes mest benevnes her som *reduert form*

og estimerer en sammenheng mellom et virkemiddel og en utfallsvariabel. Slike analyser går også under navn som ikke-parametrisk, program-evaluering og behandling-effekt analyser. Den andre hovedtypen er estimering av en *strukturell modell* som er motivert av økonomisk teori og hvor estimeringen tallfester parametre i modellen. Modellen anvendes deretter til simulering av virkningen av virkemidler. Begge metoder kan anvendes til å undersøke historiske sammenhenger (*ex post*) og som grunnlag til å predikere framtidige virkninger (*ex ante*).

Økonometriske analyser som estimerer sammenhengen mellom virkemiddel og utfall direkte har to sentrale utfordringer. Den første er knyttet til å estimere en kausal sammenheng mellom to variabler, for eksempel et klimapolitisk virkemiddel og utslipp. Den andre utfordringen er knyttet til gyldigheten av resultatene i andre situasjoner enn den man har observert. Dette gjelder for eksempel om resultatet kan brukes til å predikere effekten av et virkemiddel for et annet geografisk område eller framover i tid, eller om en estimert elastisitet er gyldig i en situasjon med rask teknologisk endring. Hvordan og i hvor stor grad man kan løse disse utfordringene avhenger av hvilke data man har tilgang til.

Det er effekten av virkemiddelet på utfallsvariabelen man vil identifisere. I Norge er det gjort relativt få økonometriske analyser av effekter av virkemidler på miljø- og klimaområdet. Det foreligger analyser basert på felteksperimenter for å studere virkningen av informasjonskampanjer og miljøreguleringer. De fleste analyser er basert på historiske data, med metodeutfordringer knyttet til å identifisere sammenhengen mellom årsak og virkning av virkemiddelet. For det første kan utfallet påvirke sannsynligheten for å bli eksponert for virkemiddelet. For eksempel kan bedrifter med høyere energiforbruk være mer tilbøyelige til å søke på en støtteordning for energieffektivisering. For det andre kan det være utelatte variabler som både påvirker sannsynligheten for å bli eksponert for virkemiddelet og utfallet. For eksempel kan det være uobserverbare karakteristikk ved bedriften som både påvirker energiforbruk og sannsynligheten for å søke på støtteordningen.

Det er gjort en del evalueringer av klimabegrunnede støtteordninger i Norge. I tilfellene hvor det er beregnet utslippseffekter av ordningene, er dette i stor grad basert på tverrsnittsdata fra spørreundersøkelser eller selvrapporterte effekter. Det er også gjort noen norske empiriske studier av virkemidler rettet mot energieffektivisering og effekten av disse. Enkelte norske analyser benytter seg av paneldata fra ulike kilder for å analysere effekten av virkemidler på miljøområdet over tid.

Et alternativ til direkte økonomisk analyse av sammenhengen mellom virkemiddel og effekt er utvikling av *strukturelle økonomiske modeller* hvor det legges stokastisk struktur på noen komponenter i en økonomisk modell basert på teori. Det betyr at den økonomiske modellen må være spesifikk om hvordan individuelle aktørers atferd aggregeres til markedsutfall og eksplisitt om likevekt og forventingsdannelse. Mens den direkte tilnærmingen handler om å finne variasjon i data som kan brukes til å identifisere og estimere direkte effekter av forskjellige virkemidler, handler strukturell økonomisk modellering om å bruke variasjon i data til å kvantifisere økonomiske modeller som senere kan brukes til modellinterne «eksperimenter» som kan kvantifisere effekt av virkemidler som fremdeles er på planleggingsstadiet. Den økonomiske strukturen gjør at det ofte også er mulig å se på fordelingseffekter og samspillseffekter som kan være vanskelig å tallfeste med andre metoder. I slike modeller vil de «dype» parametrene i modellen ligge fast uavhengig av politikervalget som analyseres. Utfordringen her er å identifisere alle sentrale parametre på overbevisende måte. Strukturell økonomisk modellering gir ingen enkle oppskrifter på hvordan virkemiddelanalyser skal gjennomføres, og fremdeles blir slike modeller hovedsakelig utviklet innenfor forskningsmiljøer med et klart grunnforskningsfokus.

Utvalget mener det er rom for at evaluering av virkemidler i større grad kan forankres i analyser som utnytter data. Det kan være komplisert og tidkrevende å gjennomføre gode økonomiske analyser, men det vil være nødvendig for å ha et godt grunnlag for å vurdere virkemiddelbruken. Valg av metode vil være avhengig av problemstilling, datatilgang og forholdsmessighet. Direkte analyser av effekten av virkemidler og estimering av strukturelle modeller har ulike styrker og svakheter. Det vil i de fleste tilfeller være lite aktuelt for forvaltningen selv å gjennomføre egne økonomiske analyser på klimafeltet. For at fagetater skal kunne nyttiggjøre seg slike analyser virker det nødvendig å styrke samarbeid med forskningsmiljøer. Det er spesielt interessant om miljømyndighetene går sammen med forskere for å legge til rette for naturlige felteksperimenter når nye virkemidler skal implementeres, for eksempel for tilskuddsordninger i tilfeller hvor budsjettbegrensninger gjør at man uansett ikke kan eksponere alle for virkemiddelet samtidig.

I vurderingen av utslippseffekter av virkemidler vil det være verdifullt å bruke kunnskap fra eksisterende økonomiske analyser, både fra Norge og internasjonalt. I disse tilfellene må man selvfølgelig vurdere overføringsverdien til den sammenhengen man ser på.

Datagrunnlag

Norske offentlig tilgjengelige registerdata er et verdifullt grunnlag for å analysere hvordan husholdninger og bedrifter tilpasser seg klimapolitiske virkemidler, og er relativt unike i internasjonal sammenheng. For eksempel finnes det en rekke registre på individnivå som kan koples, noe som gjør det mulig å ha detaljert informasjon om blant annet inntekt, utdanning og bosted for alle individer i Norge, og som gjør det mulig å følge individene over tid. For virksomheter og foretak finnes det registerdata koplet til Brønnøysundregistrene, som gir tidsserier med detaljert informasjon om alle virksomheter og foretak i Norge. Andre tilgjengelige datakilder er offisiell statistikk, for eksempel fra SSB, og kvotehandelsdata og utslippstillatelser fra Miljødirektoratet. Ulike spørreundersøkelser kan også være viktige datakilder, for eksempel den nasjonale reisevaneundersøkelsen (RVU). Data fra eksperimenter av ulike typer er i en særstilling fordi forskeren har kontroll over hvordan dataene genereres, i motsetning til de ulike typene observasjonsdata beskrevet over. Utvalget mener det er viktig å gjøre nye datakilder tilgjengelig for forskning, og å utforske nye kilder til data som kan gi bedre informasjon om utslipp på både bedrifts- og husholdningsnivå.

Partielle modeller for analyser av virkemidler

For å kunne vurdere effekter av virkemidler på klimagassutslipp og andre utfall *ex ante*, det vil si før et virkemiddel er innført, brukes modeller for å predikere framtidig utvikling. Modeller kan også benyttes for å vurdere effekter av allerede eksisterende virkemidler ved å sammenlikne scenarier med og uten virkemidlene inkludert. Vi konsentrerer oss her om partielle modeller, dvs. slike som beskriver økonomiske sammenhenger og klimagassutslipp for en del av økonomien, som transport eller energi, eller for etterspørselen etter visse energivarer.

Kjernen i en partiell likevektmodell er etterspørsel og tilbud i ett (eller flere relaterte) markeder. Etterspørsel etter for eksempel transport fra husholdninger og bedrifter møter private og offentlige bedrifter som tilbyr transportløsninger. Myndighetene kan rette virkemidler mot etterspørselen eller tilbudet av transport, eller de kan regulere transportmarkedet, slik at transportløsninger og dermed klimagassutslipp påvirkes. Størrelsen av effekten på transportvolum og -sammensetning og på utslipp avhenger av hvordan etterspørere og tilbydere reagerer på virkemidlene. Analytisk kan ett marked (normalt) beskrives ved en etterspørselskurve som er fallende i pris per enhet av godet og en tilbudskurve som er økende i prisen. Virkemidler kan gi

skift i etterspørsel og/eller tilbud og dermed skape en ny likevekt i markedet.

Modeller som skal anvendes til framskrivninger og effektanalyser for framtidige perioder må formuleres etter hvilke sammenhenger de skal ivareta (vanligvis basert på økonomisk teori), og sentrale parametere i modellene (som etterspørselselastisiteter) må tallfestes. Atferdsrespons og andre sammenhenger i økonomien er i modellene tallfestet ved hjelp av kalibrering eller ved bruk av estimater fra økonometriske analyser, eller en kombinasjon av disse. I enkelte modeller benyttes bare én parameter. For eksempel kan husholdningsatferd som respons på en avgift som skiller produsentpris fra forbrukerpris på et gode, studeres ved å benytte et estimat på etterspørselselastisiteten. Den reflekterer etterspørselens endring som resultat av endring i pris/avgift, og vil være den viktigste og mest direkte faktoren for å si noe om effekten av avgiften på tilpasning og følgende utslippsendring. Det antas ofte i slike analyser at tilbudet er uendelig elastisk og produsentprisen følgelig er gitt. I mer omfattende modeller vil både etterspørselsatferd og tilbudsatferd påvirke resultatet, og modellene kan representere mange varer og tjenester, flere koblede markeder, teknologiske sammenhenger, budsjettrestriksjoner mv.

Modellanalyser i Norge benytter både slike enkle priselastisiteter for ett gode og omfattende partielle modeller som behandler mange ulike aktører, varer/tjenester og teknologier. I denne rapporten er sektormodeller for transportsektoren, jordbruk og energisektoren vurdert. Disse modellene er generelt svært detaljerte og kan brukes til å analysere klimaeffekter av et bredt spekter av virkemidler rettet mot sektorene som dekkes. De er imidlertid utviklet, og brukes i dag, primært til andre formål.

Bruk av enkle priselastisiteter i virkemiddelanalyser

Priselastisiteter anslår størrelsen på endringer i etterspørsel (eller tilbud) som en følge av prisendringer, for eksempel endringer i energietterspørsel grunnet en avgiftsøkning på energivarer. Priselastisiteter er en enkel måte å representere atferdsrespons på, og i neste instans effekten på utslipp, siden de fanger opp hvordan bedrifter og husholdninger reagerer på prisendringer. Det gjør priselastisiteter egnet for analyser av effekten av og tilpasningen til virkemidler som påvirker prisen på en vare eller tjeneste direkte. I de tilfellene hvor myndighetene kan påvirke prisen på varen eller tjenesten, kan priselastisiteter i mange sammenhenger brukes direkte til å beregne virkningene av myndighetshandlingen på etterspørselen. Avgifter er et slikt virkemiddel. I tillegg vil direkte subsidier til kjøp av produkter eller fravær av avgift (skatteutgift) påvirke prisene.

Det skiller gjerne mellom kortsiktige og langsiktige priselastisiteter. Effektene av en prisendring vil som regel være større på lengre sikt. Størrelsen på endringen i etterspørsel som en følge av en prisendring vil i tillegg avhenge av en rekke forhold som tilgang på substitutter, hvor stor andel av inntekten etterspørselen utgjør, inntektsnivå og om varen er et nødvendighetsgode. Hvilke substitutter som er tilgjengelig til enhver tid vil blant annet være bestemt av den teknologiske utviklingen og tilgjengelig infrastruktur. Varemerkelojalitet, smak og andre preferanser, samt konsumentenes forventninger og antall kjøpere påvirker også sammenhengen mellom pris og etterspørsel.

Internasjonalt er priselastisiteter mye brukt til å anslå kortsiktige og langsiktige effekter av endringer i priser på etterspørsel etter energivarer. Metoden har imidlertid noen utfordringer. Før en elastisitet brukes til å predikere effekten av en avgiftsendring (ex ante) bør det sannsynliggjøres at den estimerte elastisiteten er relevant for situasjonen som analyseres og at forholdene/data som elastisiteten er estimert på bakgrunn av ikke er vesentlig endret. Det henger sammen med at ved store endringer, for eksempel i teknologi eller priser, er det ikke sikkert at den historiske sammenhengen mellom pris og etterspørsel er gyldig lenger. En begrensning ved metoden er at en elastisitet alene (enkel partiell modell) kun vil kunne anslå effekten av endringer i en enkelt pris på etterspørselen etter en vare. Den vil ikke fange opp samspill med resten av økonomien eller andre virkemidler hvis disse også endres, eller tilpasninger gjennom ev. kryssprisseffekter.

Disse begrensningene gjør at enkle elastisiteter er best egnet til å si noe om effekter på etterspørsel og utslipp av mindre endringer i for eksempel avgifter på en begrenset del av økonomien. Dersom avgiften dekker store deler av økonomien, slik som CO₂-avgiften i Norge, vil ikke enkle elastisiteter for ulike energivarer kunne fange opp alle tilpasninger. Analyser av langsiktige endringer i brede virkemidler som griper inn i større deler av økonomien bør derfor analyseres med større partielle modeller, eller aller helst generelle likevektsmodeller, for å kunne fange opp alle tilpasninger.

Til tross for at estimerte etterspørselselastisiteter kan variere med valg av data og estimeringsmetode virker resultatet om at etterspørselen etter energivarer går ned som følge av økte priser, og at den prosentvise etterspørselsvirkningen er mindre enn prisendringen å være relativt robust. At den langsiktige effekten på etterspørsel og utslipp er større enn på kort sikt virker også å være robust.

Styrken til elastisiteter er at de fanger opp atferdsresponsen på en enkel måte. Utvalget mener at et mer systematisk arbeid med slike elastisiteter kan være et første steg for å bedre representasjonen av atferdsresponsen i klimapolitikken. Utvalget mener derfor at bruken av enkle partielle elastisiteter bør kunne utvides utover slik de brukes av Finansdepartementet i dag. Spesielt med tanke på å inngå i analyser av utslippseffekter av endringer i statsbudsjettet som direkte påvirker priser, slik som avgifter og regelstyrte subsidier, og som supplement til tiltaksanalysene for å kunne vurdere virkninger av økonomiske virkemidler i slike analyser.

Siden Finansdepartementets elastisiteter primært brukes til andre formål enn å anslå utslippseffekter mener utvalget det bør utarbeides nye anslag på både kortsiktige og langsiktige elastisiteter for å anslå effekt på utslipp. I et slikt videreutviklingsarbeid er det flere forhold som bør være sentrale. På den ene siden må det tas hensyn til at priselastisiteter varierer mellom varer, sted og aktører, med inntekt og tilgangen til substitutter og over tid, for eksempel som en følge av den teknologiske utviklingen. Stor variasjon i estimatene mellom land tilsier forsiktighet med å bruke estimerte elastisiteter fra andre land og at norske data bør inngå i et videreutviklingsarbeid. Hvor detaljert oppsplittingen bør være for ulike grupper og hvor ofte analysene bør oppdateres vil imidlertid måtte vurderes opp mot hva den enkelte analysen skal brukes til og ressursbruken. I tillegg er det viktig at modell og metode er transparent og lett å oppdatere. På den andre siden er estimeringen av priselastisiteter følsom for blant annet valg av data, estimeringsperiode, aggregeringsnivå og modell. Dette kan indikere at en bør være forsiktig med å legge for stor vekt på ett enkelt estimat eller en enkelt studie ved valg av elastisitet. Det kan tilsi at enkeltstudier for ett land for eksempel bør sjekkes opp mot og muligens justeres på bakgrunn av tilsvarende studier fra naboland og/eller resultatene i metastudier.

Transportvirksomhetenes modellsystem

Som bakgrunn for utvalgets vurderinger bestilte Samferdselsdepartementet en rapport fra TØI og Menon om Transportmodeller for klimaanalyse. Denne rapporten er vedlagt.

Transportvirksomhetenes modeller består av en rekke ulike modeller og modellsystemer, herunder persontransportmodellene NTM6 og RTM, Nasjonalt godsmodellsystem og kjøretøymodellen BIG. Person- og godstransportmodellene er først og fremst utviklet for å beskrive de transportmessige konsekvensene av bl.a. investeringer i transportsystemet. Modellene brukes jevnlig som verktøy i arbeidet med nasjonal transportplan (NTP) og ved en rekke andre offentlige plan- og utredningsoppgaver.

Samlet sett gir transportmodellene muligheter for å vurdere utslippseffekter av en rekke virkemidler. Modellsystemene er imidlertid i liten grad integrert, og dette gjør modellene mindre egnet til å vurdere effekt av virkemidler som påvirker hele transportsektoren, direkte eller indirekte. Man kan imidlertid kjøre alle modellene hver for seg for delvis å bøte på dette problemet. Modellene er også partielle og fanger derfor ikke opp effekter i andre sektorer eller vekselvirkninger med andre deler av økonomien. Modellene er videre relativt komplekse, og for enkelte formål kan de tenkes å være unødig komplekse.

Utvalget mener dagens transportmodellsystem er godt egnet til å vurdere utslippseffekter av klimavirkemidler som primært har virkninger i transportsektoren. Dette gjelder virkemidler som f.eks. samferdselsinvesteringer, endringer i kollektivtilbud og endringer i bompengerakster. Det bør arbeides med forbedringer gjennom å samordne modellene bedre og ved å videreutvikle persontransportmodellene med differensierte kostnadsfunksjoner for personbiler med ulike drivlinjer.

Når det gjelder analyser av virkemidler med sektorovergripende effekter, som f.eks. endringer i CO₂-avgiften, så mener utvalget at det trolig vil være andre modeller som er bedre egnet til dette formålet, f.eks. elastisiteter (kortsiktige virkninger) og makromodeller (langsiktige virkninger), da transportmodellene kan synes unødig komplekse, samt at virkemidlene vil ha effekter også i andre sektorer. I tillegg bør det arbeides med et forenklet modellsystem som er bedre rettet mot utslippseffekten av klimapolitiske virkemidler og som er koblet opp mot energimodeller.

Energimodeller

Det finnes ulike typer energimodeller. I denne rapporten bygger vi videre på vurderingene som ble gjort i den første rapporten og har gått grundigere inn i modellene TIMES og LIBEMOD, som spesielt har vært benyttet i forbindelse med analyser av klimavirkemidler. TIMES benyttes i mange land, og også av det Internasjonale energibyrået (IEA) til klimarelaterte analyser. Det er flere miljøer som har ulike energimodeller i Norge.

Energimodeller er i mange land viktige i analyser av klimapolitikk, siden de fleste land har energisystemer som i større grad enn i Norge baserer seg på fossil energi. Etter hvert som også transport elektrifiseres, blir transportsektorens forbruk av kraft stadig viktigere å modellere i energimodeller. Dette er til en viss grad innarbeidet i noen modeller i dag, men trenden er økende.

Generelt vil de fleste energimodeller dekke tekniske aspekter bedre enn de dekker atferd, samtidig som det er

stor variasjon mellom modellene. I modeller som inkluderer investeringer i energiproduksjon og –distribusjon, slik som TIMES, skjer modelleringen ved at bedriftene maksimerer profitt, det vil si at de har en atferd som følger standard økonomisk teori. Etterspørselen etter energi er i de teknologirike modellene som TIMES ofte eksogen, selv om det for eksempel i TIMES er substitusjonsmuligheter mellom ulike substitutter for ulike definerte energitjenester. Dette innebærer at ikke all tilpasning til endringer i priser fanges opp. Modellverktøyet til TIMES åpner for å legge inn egenpriselasiteter, og dermed modellere etterspørselen etter energitjenester endogent. Dette er ikke gjort i TIMES-NO i dag, men NVE vurderer å benytte denne muligheten.

I LIBEMOD er atferd både på tilbuds- og etterspørselssiden endogen, mens virkninger utenfor energimarkedene er eksogene. Teknologitviking og tidsforløp fanges i mange av de tekniske modellene generelt godt opp ved at teknologivalg (valg av energitjenester og investeringer) gjøres i hver periode, mens indirekte effekter og samspillseffekter ikke fanges opp. Generelt vil detaljeringsgraden være lavere for de partielle likevektsmodellene, mens flere effekter er endogene. Noen modeller har heterogene aktører. Hva som er en god avveining mellom mekanismer og detaljer som bør med og hvordan dette skal veies opp mot parametermengde og gjennomsiktighet, er avhengig av problemstilling. Usikkerhet kan med modeller som TIMES vises gjennom å kjøre flere scenarier med ulike teknologikostnader mv., for å illustrere effekten av usikkerhet. I LIBEMOD er det en opsjon å anta at aktørene gjør beslutninger under usikkerhet. Usikkerheten kan være knyttet til teknologitvingsforventninger og markedsforventninger.

Hvis man er interessert i å inkludere effekter av hvordan energietterspørselen endres av et virkemiddel, vil en partiell likevektsmodell som LIBEMOD oftest være bedre egnet enn TIMES. Hvis mange teknologioptions kan forventes å påvirke effekten av virkemidlet, vil TIMES oftest være bedre egnet. Både LIBEMOD og TIMES er egnet til å studere økonomiske virkemidler som kvotesystem, avgift og subsidier, samt mål rettet mot spesifikke teknologier, for eksempel mål om en gitt andel fornybar energi og mål om energieffektivisering. TIMES har en rikere beskrivelse av teknologimulighetene på etterspørselssiden, som varmepumper, typer ovner osv. Hvorvidt effekter av direkte regulering kan modelleres avhenger av hva slags regulering det er snakk om. TIMES vil generelt sett være mer egnet jo mer teknologispesifikk reguleringen er. For avgiftsendringer på transportområdet vil sannsynligvis rene transportmodeller være mer egnet for å vurdere konsekvenser for etterspørsel etter transporttjenester og –teknologier, mens energimodellene vil kunne vurdere konsekvensene for kraftsystemet.

Utvalget legger vekt på at modelleringen av atferden er realistisk og inkluderer de viktigste atferdsresponsene. Atferd har som det påpekes i rapporten stor påvirkning på energisystemet, men er ikke tatt hensyn til i de aller fleste teknologirike energimodeller.

Det blir stadig viktigere at transportsektoren er inkludert også i energimodeller, etter som større deler av kjøretøyparken og fartøysflåten elektrifiseres, og mange virkemidler tas i bruk for å øke elektrifiseringen. Det er også en utfordring at forutsetninger om teknologi og teknologikostnader må oppdateres tilstrekkelig ofte til at man får innarbeidet nye teknologiske løsninger godt nok, siden dette er et område der teknologitvikingen går raskt.

Dersom energimodellene skal kunne benyttes for å vurdere virkemidler og sammenligne med andre analyser, bør forutsetninger i modellene være i tråd med forutsetningene som ligger i utslippsframskrivingen. Ulike forutsetninger om økonomisk vekst, befolkningsvekst og industri/transport vil kunne gjøre at resultatene er lite sammenliknbare med andre analyser. Det bør arbeides med samordning av slike antakelser som gjøres for analysene.

Modeller for jordbrukssektoren

Jordmod er en partiell statisk likevektsmodell for norsk jordbruk. Både innenlands tilbud og etterspørsel etter jordbruksprodukter er endogent modellert, selv om tilbudssiden er langt mer detaljert. Både prisene i det norske markedet, innenlands produksjon (volum, sammensetning, faktorinnsats og geografisk fordeling) og utslipp av klimagasser fra norsk jordbruksproduksjon bestemmes i modellen. Modellen maksimerer summen av produsent- og konsumentoverskuddet innenfor gitte rammebetingelser. Modellen er egnet til å analysere de langsiktige virkningene av et bredt sett av økonomiske og juridiske virkemidler i jordbruket, inkludert kostnadseffektiv virkemiddelbruk for å redusere utslipp.

Utvalget anbefaler at Jordmod brukes til å anslå de langsiktige utslippseffektene av større endringer i jordbrukspolitikken (i jordbruksoppgjørene/framlagte statsbudsjett og i forbindelse med stortingsmeldinger og lignende). Modellen er egnet til å vurdere retning og styrke på effekter på utslipp og kostnader av ulike virkemidler innenfor jordbrukssektoren og dermed omlegginger av virkemiddelbruken. Modellen er lite egnet til å vurdere effekten av små endringer i eksisterende ordninger/budsjettposter fra år til år.

Målene i landbrukspolitikken er mange og motsetningsfylte, og virkemiddelapparatet er komplisert. Det øker nytteverdien av en detaljert sektormodell som kan

analysere effekten av endringer i virkemidler innenfor en konsistent økonomisk analyseramme, også mht. utslipp av klimagasser. Utvalget mener at særlig representasjonen av substitusjonsmuligheter, som blant annet fanger opp utslippsreducerende teknologi og driftsmåter, kan videreutvikles i Jordmod. Dette kan bidra til å motvirke hjørneløsninger og til at modellen enda bedre vil fange opp tilpasninger til større endringer i virkemiddelbruken. Utvalget noterer at analysemiljøet rundt modellen er lite og sårbart.

Behov for kunnskapsutvikling og metodeforbedringer innen partielle modeller for virkemiddelanalyser

I det partielle analysearbeidet innen klimapolitikk har man anvendt en stor bredde av metoder, fra økonomiske analyser, via tiltaksanalyser på prosjekt-/aktivitetsnivå, til beregninger av atferdsrespons ved hjelp av partielle elastisiteter og omfattende sektormodeller. Alle analyser har utnyttet et godt utviklet utslippsregnskap. Med søkelys på virkemiddeleffekter er det særlig videreutvikling av tiltaks- og virkemiddelanalyser for å se virkemidler, fysiske tiltak og utslippsreduksjoner i sammenheng, bedre empirisk grunnlag for evaluering av atferden til husholdninger og bedrifter som respons på virkemidlene, og forbedring av modellapparatet for prediksjon av framtidige virkninger som framstår som hovedoppgaver.

Når det gjelder tiltaksanalyser, kan disse karakteriseres som varianter av prosjektanalyser, i den forstand at de gjør kostnads- og utslippseffektberegninger av prosjekter eller aktiviteter. Det må være et siktemål å integrere eller koble slike beregninger med analyser som inkluderer atferdsrespons og kostnadsvirkninger av disse. Utvalget mener at et naturlig startpunkt for slike analyser er enkle partielle modeller hvor priselastisiteter beskriver atferd. Senere bør modeller utvikles og tallfestes for å beskrive likevekten i det eller de markeder som berøres. I slike modeller vil effekt av virkemidler som påvirker pris, aktivitet (tiltak) og utslipp bestemmes simultant.

I analyser av klimapolitikk har myndighetene blant annet brukt sektormodeller innen transport, energi og jordbruk. Dagens modellapparat er imidlertid primært utviklet for andre formål enn å analysere effekter av klimarelevante virkemidler. Modellene er partielle og fanger derfor ikke opp effekter i andre sektorer eller vekselvirkninger med andre deler av økonomien. Flere av modellene er komplekse, og for enkelte klimaformål kan de tenkes å være unødig komplekse. Videreutvikling og spissing av sektormodellene mot klimaanalyser vil gi bedre verktøy for å evaluere virke-

midler. Det vil også være aktuelt å koble noen slike sektormodeller, spesielt innen transport og energi.

Modellapparatet brukes hovedsakelig til fastlegging av nye virkemidler hvor man må basere evalueringen av virkningene på anslag om framtidig utvikling. På grunnlag av en referansebane for forventet utvikling kan modellen anvendes til å simulere alternative utviklingsbaner avhengig av virkemiddelutforming og dosering. Hvilke antagelser man gjør om utviklingsbane man legger til grunn bør koordineres.

Det er viktig å presisere at det ikke finnes én korrekt metode for å utvikle og anvende modeller til analyse av klimapolitikk. De konkrete problemstillingene man står overfor vil variere og det vil være ulike metodebehov i ulike tilfeller. Noen ganger kan det også være nyttig å analysere samme problemstilling med ulike metoder. Økonometrisk baserte ex post analyser av klimapolitiske virkemidler kan også gi verdifull informasjon til beslutningstakere, både ved innføring av nye virkemidler som kan testes før de implementeres, og ved å bruke informasjon fra analyser av effekter av eksisterende virkemidler.

Utvalget er opptatt av at prediksjon av virkningen av virkemidler er best mulig empirisk forankret. Det er særlig på to områder analysene kan forbedres med utnyttelse av data. For det første er det behov for bedre og mer transparente empiriske analyser av de viktigste økonomiske sammenhengene som er bygd inn i analysemodeller som predikerer virkningene av klimapolitikk. Mer systematisk evaluering av analyser og analysemodeller vil gi materiale for å prioritere videre arbeid med å styrke modellenes empiriske grunnlag. Det bør også vurderes å benytte strukturelle økonomiske modeller som alternativ eller supplement til simuleringsmodeller som er basert på kalibrering og partielle økonomiske analyser.

For det andre bør analyser som anslår framtidige virkninger av virkemidler etterprøves. Det foreligger nå betydelig materiale om tidligere virkemiddelanalyser som kan holdes opp mot historisk erfaring. Det kan enklest gjøres ved evaluering av faktisk utvikling i forhold til den anslåtte utviklingen for utslipp, kostnader, aktiviteter og andre økonomiske variable. Mer avansert kan man med økonomiske analyser søke å identifisere virkningen av tiltak og politikk i forhold til kontrafaktisk utvikling. Har utviklingen i ettertid vært konsistent med det som var forventet ved innføringen av virkemidlene? Det er ingen enkel analyse å isolere virkningen av virkemidlene, men det kan gi viktig kunnskap om hvordan økonomien og virkemidlene fungerer. Dette gjøres i liten grad. Det er behov for å etablere prosesser som gir mer systematisk etterprøving av tidligere analyser og hvordan man kan forbedre disse.

Det bør gjøres en samlet vurdering av de partielle modellene som foreligger i forhold til behovene som følger av klimapolitikken utvikling. Prioritering av ressurser til ny modellutvikling må avveies mot større vekt på økonomisk baserte mikroøkonomiske analyser og makroøkonomisk modellarbeid.

Klimaeffekt av statsbudsjettet

Som ett av tre hovedpunkter i mandatet har utvalget i oppgave å foreslå metoder for å beregne klimaeffekt av statsbudsjettet. I utvalgets første rapport var det en relativt kortfattet beskrivelse av bakgrunnen for dette arbeidet (klimaloven) og en gjennomgang av hvordan klimaeffekter har blitt anslått og presentert i statsbudsjettet siden klimaloven trådte i kraft. Så langt har tilnærmingen hovedsakelig vært å gi kvalitative vurderinger av klimaeffekter av utvalgte bevilgninger på statsbudsjettet (gjelder både inntekter og utgifter). De kvantitative anslagene har vært begrenset til budsjettposter med formål om å redusere utslipp eller øke opptak av klimagasser. Klimaeffekten av bevilgninger på budsjettposter som ikke har klimabegrunnelse eller en velkjent kobling til utslipp er i liten grad vurdert. Et unntak er budsjettposter for samferdselsprosjekter. Det har heller ikke blitt gjort forsøk på å anslå klimaeffekten av budsjettet i sin helhet. Metodene som brukes i dag er bygget opp nedenfra («bottom up») og tilnærmingene varierer slik at det er vanskelig å få konsistente anslag på tvers av sektorer. Det er derfor behov for en systematisk tilnærming med mer enhetlige og håndterbare metoder for å beregne effekt av enkelte budsjettposter eller grupper av budsjettposter. Det er også behov for å utvikle metoder som kan benyttes for å vurdere klimaeffekten av det samlede budsjettet.

Utvalget pekte i første rapport på at det heller ikke internasjonalt finnes godt utprøvde metoder for å anslå klimaeffekter av et statsbudsjett. Utvalget påpekte samtidig at det pågår metodeutvikling og erfaringsutveksling i regi av OECD og FN som i varierende grad er relevant for metodeutvikling i Norge. I denne rapporten har utvalget kartlagt pågående arbeid i Frankrike, Irland og Skottland. Gjennomgangen viser at det er Frankrike som har kommet lengst i å utvikle en metode for å kategorisere budsjettet. Metoden innebærer å kategorisere budsjettposter etter effekter langs seks miljørelaterte dimensjoner, der klimaeffekt er en av disse. Kategoriseringsmetoden er svært grovmasket og vil derfor kunne være enkel å følge, men har foreløpig ikke blitt testet på det franske statsbudsjettet. En svakhet ved metoden er at den primært fokuserer på utgiftssiden av budsjettet, til tross for at poster på inntektsiden kan være vel så viktige for utslippsutviklingen.

Avgrensinger og problemstillinger

Det er flere grunner til at det er krevende å utvikle en enhetlig og enkel metode for å anslå klimaeffekter av statsbudsjettet. Mangfoldet av formål med bevilgningene og budsjettets omfang er en viktig forklaring. Inntektene og utgiftene i Statsbudsjettet 2020 er fordelt på ca. 1 600 aktive budsjettposter. I tillegg virker de ulike postene på budsjettet sammen, både på aktivitet og utslipp, noe som gjør det vanskelig å isolere effekten av en enkelt budsjettpost. I utvalgets første rapport ble det gitt en første drøfting av mulige innfallsvinkler, avgrensninger og problemstillinger det må tas stilling til for å komme fram til en metode. I årets rapport har utvalget jobbet videre med de mest sentrale problemstillingene. For enkelte problemstillinger vil utvalget ha grunnlag til å gi anbefalinger. For andre peker utvalget på hvilket arbeid som kreves videre.

En sentral avgrensning er hva som skal være sammenlikningsgrunnlaget for bevilgningene på statsbudsjettet. Utvalget har i denne rapporten drøftet ulike muligheter og anbefaler at det bør tas utgangspunkt i budsjettendringer fra foregående år. Videre må det avklares hva klimaeffekten skal vurderes opp mot. For klimaeffekter av endringer i budsjettet på mellomlang og lang sikt, og for en overordnet vurdering av statsbudsjettets samlede klimaeffekt, mener utvalget at det er mest relevant å sammenlikne med framskrivingsbanen for utslipp. Regjeringen utarbeider om lag annethvert år en framskrivingsbane for utslipp som ligger til grunn for bl.a. rapportering til FN og EU av oppfyllelse av Norges klimaforpliktelse. Framskrivningen av utslipp bygger på at dagens politikk og virkemidler ligger fast. Det innebærer at framskrivningene tilnærmet kan ses på som en videreføring av det siste vedtatte statsbudsjettet før framskrivningen ble lagt fram. Siden framskrivingsbanen kun har relativt grov fordeling etter sektorer og heller ikke oppdateres hvert år, må det vurderes nærmere hvordan dette kan gjøres. Utvalget anbefaler at kortsiktige effekter kan anslås som endring i utslipp og opptak fra forrige statsbudsjett/foregående år.

En annen viktig avgrensning er om effekter på klimagassutslipp utenfor Norges grenser skal tas med eller ikke, for eksempel gjennom deltakelse i EUs kvotesystem, import av biodrivstoff eller klima- og skogsatsingen. I tråd med FNs retningslinjer for beregning og rapportering av utslippsregnskap, samt at det vil være ressurskrevende å skulle anslå alle effekter utenfor Norge, har utvalget definert klimaeffekter som utslipp og opptak av klimagasser i Norge. Unntaket er budsjettposter som har som intensjon å påvirke utslipp eller opptak i andre land.

En rekke problemstillinger vil være mer åpne. Blant annet vil det måtte være en avveining mellom fullstendighet og forholdsmessighet; dvs. at den administrative ressursinnsatsen ved å utvikle og benytte metoden må stå i forhold til bidraget til å redegjøre for klimaeffekt. Videre er mange budsjettposter nokså overordnede, slik at det er vanskelig å forutsi hvilke aktiviteter og klimagassutslipp bevilgningen på en budsjettpost vil medføre. Et eksempel er overføringer via folketrygden hvor staten har liten grad av kontroll over hvilke aktiviteter midlene går til. Metoden må definere hvor man skal sette grensene for hva som er virkninger av en bevilgning (hvor langt i virkningskjedene man skal gå) og hvordan man kan håndtere at aktivitetene som utløses av bevilgninger på en gitt budsjettpost endres over tid. I tillegg er det en fordel om klimaeffektene kan knyttes til både sektorer i utslippsregnskapet og næringer i nasjonalregnskapet, blant annet for at informasjonen senere kan utnyttes i generelle modeller for beregning av samlet klimaeffekt («top down»-metode).

Klimaeffekten av bevilgninger på enkelte budsjettposter vil kunne være veldig forskjellig på kort og lang sikt, for eksempel for investeringer. Et annet eksempel er avgifter der aktørenes mulighet for tilpasning er større på lang sikt enn på kort sikt. En metode for å anslå klimaeffekt av statsbudsjettet må innrettes slik at tidshorizonten for utslipp hensyntas på en konsistent måte for hele budsjettet.

Mange av budsjettpostene påvirker i liten grad utslipp direkte, og håndtering av indirekte effekter står derfor sentralt. Videre kan bevilgninger på flere budsjettposter påvirke samme utslippskilde. Dette kan gi opphav til dobbelttelling av klimaeffekter eller at synergier ikke fanges opp. I tillegg vil andre forhold også påvirke utviklingen i utslipp og opptak av klimagasser. Eksempler inkluderer den generelle økonomiske utviklingen, endringer i politikk og reguleringer som fastsettes utenfor statsbudsjettet, endringer i EUs politikk eller internasjonale avtaler, innvandring, internasjonale priser, teknologisk utvikling m.m. Ved vurderinger av klimaeffekten av endringer i statsbudsjettet, må man også avklare forholdet til endringer som skyldes slike andre forhold. På grunn av samspill mellom virkemidler og indirekte effekter i økonomien kan ikke summen av partielle vurderinger antas å være lik den samlede effekten av budsjettet på utslipp. Et sentralt spørsmål vil derfor være om samspill effekter og indirekte effekter kan ivaretas på et vis slik at de partielle effektene kan justeres og summeres, eller om metoden må suppleres med en «top down»-tilnærming med bruk av makromodeller/generelle likevektsmodeller til dette formålet.

Kategorisering som første trinn mot utslippsberegning

I første rapport varslet utvalget at det vil starte arbeid med å koble budsjettposter til klimagassutslipp for å vurdere metodevalg ved beregning av klimaeffekt nærmere. Som en oppfølging har utvalget satt ut et oppdrag om mulige måter å kategorisere statsbudsjettet på etter klimaeffekt. Oppdraget ble gjennomført av Menon Economics og CICERO Senter for klimaforskning (Menon og CICERO) og levert i mai 2020. Utredningen finnes som vedlegg til denne rapporten og utvalgets vurderinger av forslaget er presentert i kapittel 7. Utvalget har lagt særlig vekt på at kategoriseringen må være relevant for beslutningstakerne ved at den skiller budsjettposter med vesentlig klimaeffekt fra budsjettposter med liten eller neglisjerbar effekt. Det er særlig viktig å identifisere de budsjettpostene som ikke har en klimabegrunnelse eller en velkjent kobling til utslipp av klimagasser, men som likevel kan ha betydelige klimaeffekter. I tillegg må metoden ha et kompleksitetsnivå som gjør at den kan anvendes i det årlige arbeidet med statsbudsjettet.

Kategoriseringsmetoden som Menon og CICERO foreslår innebærer å først skille mellom såkalt addisjonelle og nøytrale poster. Addisjonelle poster er de som enten påvirker pris på klimagassutslipp, pris på utslippsintensive varer eller tjenester eller substitutter til disse, etterspørsel eller tilbud for utslippsintensive varer eller tjenester, eller poster som har økt informasjon eller FoU på klimaområdet som intensjon. Budsjettposter som ikke tilfredsstiller minst ett av disse kriteriene antas å ha nøytral klimaeffekt, og tas ikke med videre i kategoriseringen. Eksempler på nøytrale poster er bevilgninger til drift av sykehjem eller overføringer gjennom folketrygden. Argumentet til Menon og CICERO er at selv om alle poster i statsbudsjettet påvirker utslipp i større eller mindre grad, så kan det antas at de nøytrale postene påvirker aktiviteter der utslippsintensiteten er om lag lik gjennomsnittet for økonomisk aktivitet. De nøytrale postene på inntektssiden vil også ha «motposter» på utgiftssiden som har klimaeffekter og vise versa. Bevilgninger over disse postene kan dermed sees på som en omfordeling av utslipp, innenfor og/eller mellom privat og offentlig sektor. Unntaket er dersom summen av bevilgninger på statsbudsjettet, inkludert bevilgninger til nøytrale poster, påvirker budsjettet i kontraktiv eller ekspansiv retning. Dette trinnet kan være nyttig for å redusere tids- og ressursbruk i de årlige budsjettprosessene. Samtidig innebærer det at størstedelen av budsjettet både i absolutt størrelse og i endring fra fjorårets budsjett sorteres ut. Nøytrale budsjettposter vil imidlertid kunne bidra til utslippsendringer i den grad de bidrar til et ekspansivt eller

kontraktivt budsjett. Tilnærmingen forutsetter dermed at klimaeffekten av budsjettposter som er kategorisert som nøytrale, men samlet sett påvirker aktivitetsnivået i økonomien, fanges opp i en «top down»-analyse.

De påfølgende trinnene i metoden innebærer å sortere budsjettpostene etter næring i nasjonalregnskapet, utslipp-skilde i utslippsregnskapet, direkte/indirekte effekt, effekt på kort/lang sikt og etter type virkemiddel. Kategorisering etter disse dimensjonene forutsetter utstrakt bruk av skjønn og det vil være vanskelig å sikre en enhetlig tilnærming til direkte og indirekte effekter, virkningskjeder, tidshorison, dobbelttelling og synergier på tvers av departementer og over tid. Menon og CICERO anbefaler derfor at en felles arbeidsgruppe skal sørge for kvalitetssikring på tvers av departementene. Metoden er potensielt ressurskrevende og stiller høye krav til kunnskap og kompetanse, men når den først er etablert vil den kunne være relativt enkel å gjenbruke ettersom svært mange av postene på statsbudsjettet er de samme fra år til år. Enkelt dimensjoner i kategoriseringen kan også enkelt velges bort.

Det må forventes at jo flere dimensjoner budsjettposter kategoriseres etter, jo mer omfattende blir ressursbruken. Det vil derfor være en avveining om det er nyttig å redusere antallet budsjettposter ytterligere, ut over utsorteringen av nøytrale poster. Samtidig kan det tenkes at detaljert kategorisering vil gi bedre grunnlag for utslippsberegninger i neste trinn ved at man kan bruke samme beregningsmetode for grupper av budsjettposter med liknende egenskaper. Dessuten kan detaljert kategorisering være nyttig for «top down»-beregninger.

Anbefalinger for videre arbeid med statsbudsjettet

Etter utvalgets vurdering vil det være nødvendig å kategorisere statsbudsjettet for å kunne foreslå metoder for beregninger av klimaeffekt av statsbudsjettet. Uten en slik kategorisering kan arbeidet med utslippsberegninger bli lite målrettet, krevende og ressursintensivt. Metodeforslaget som har blitt utarbeidet av Menon og CICERO åpner for at brukeren selv kan velge kategoriseringsomfang ved at enkeltkategorier/-dimensjoner kan utelates. Utvalget anbefaler at en begrenset kategorisering etter nøytralitet/addisjonalitet og fordeling av poster etter sektorer og næringer i utslippsregnskap og nasjonalregnskap (i tillegg til opplysningene som følger av statsbudsjettet) prøves ut på Klima- og miljødepartementet, Samferdselsdepartementet og Finansdepartementet sine budsjetter for å bygge erfaring. Formålet bør være å

avdekke forbedringsmuligheter samtidig som ressursbruk bør kartlegges og veies mot kvaliteten på informasjonsgrunnlaget man sitter igjen med.

Utvalget presiserer at en kategorisering av budsjettposter i seg selv ikke gir informasjon om klimaeffekten av statsbudsjettet. Metoden bør kun brukes til å sortere ut poster, som et grunnlag for å identifisere enkeltposter eller grupper av poster det bør gjøres nærmere utslippsberegning av. I tillegg må det vurderes om informasjon fra kategoriseringsarbeidet gir relevante inngangsdata til makromodeller/ generelle likevektsmodeller i «top down»-anslag for samlet klimaeffekt av budsjettet.

Utvalget anbefaler at det arbeides videre med metodeutvikling for «bottom up»-utslippsberegninger for ulike kategorier av budsjettposter. For eksempel kan man se for seg at priselastisiteter for å beregne klimaeffekt av budsjettposter med prisvirkninger i større grad bør benyttes, men at det til dette formålet kan være behov for å utarbeide nye anslag på både kortsiktige og langsiktige elastisiteter slik som omtalt i kapittel 4. I tillegg kan det være verdt å forsøke/arbeide videre med å utvikle koeffisienter/utslippsintensiteter for å anslå klimaeffekt av for eksempel investeringsposter. Dette må vurderes nærmere. I tillegg må det vurderes om det skal utvikles en metode for «top down»-evaluering. Et mulig utgangspunkt kan være å videreutvikle de makromodellene som anvendes i nasjonalbudsjettarbeidet i dag slik at de kan benyttes til å anslå samlet klimaeffekt av budsjettet, men hvordan dette eventuelt kan gjøres må i så fall utredes nærmere. Et avgjørende hensyn for både «bottom up»- og «top down»-metodene som utvikles, vil være at modellene må kunne anvendes med de tids- og ressursbeskravninger som gjelder i budsjettprosessen. Det tilsier at det for «bottom up»-beregninger trolig må utvikles enklere metoder for å kunne anslå klimaeffekter enn de sektormodellene som er beskrevet og vurdert i kapittel 5.

Organisering av arbeidet med analyser på klimaområdet

Analyser av effekt av ulike virkemidler og av statsbudsjettet som helhet forutsetter høy kompetanse om økonomiske metoder, modellering og prediksjon. Flere ulike fagmiljøer bruker i dag et vidt spekter av ulike metoder og modeller. Dette gir oss bredde i analysene, men samtidig er mange modeller komplekse og stiller høye kompetansekrav til brukeren. Det er ikke lett å samle kunnskapen og få oversikt. Det vil være en styrke for analysearbeidet dersom det etableres et miljø hvor oversikt, evaluering av

metodebruk og metodeutvikling forankres. Dette analysemiljøet kan bestå av forskningsinstitusjoner med høy kompetanse om politikkutforming og politikkevaluering. Samtidig er det naturlig at myndighetene fortsatt utnytter forskjellige fagmiljø for ulike deler av klimapolitikken.

Det er departementene som sitter på detaljkunnskap om budsjettets ulike poster, og som derfor har kunnskapen om hvordan ulike analyser kan benyttes inn i arbeidet med å beregne klimaeffekter av statsbudsjettet. Forvaltningen er også på ulike nivåer bestillere av analyser som kan belyse effekt av virkemidler, og har ansvar for at analysene kan benyttes som kunnskapsgrunnlag for politikkutforming. Det er derfor viktig at forvaltningen bidrar inn i analyseutviklingsarbeidet og har bestillerkompetanse på gode analyser, slik at resultatene blir egnet for videre bruk.

1. Innledning

1.1.

Utvalgets mandat

Stortinget har vedtatt mål for norsk klimapolitikk og for utvikling i utslipp til 2030 og 2050, og ambisjoner for utslippsreduksjoner i ulike sektorer og for ulike utslipp. Det er økende krav til rapportering om hva som kan gjøres for å redusere utslipp og nå mål, blant annet gjennom rapportering under klimaloven og i et samarbeid med EU om utslippsmål. For å kunne gi gode svar på spørsmål om effekten av politikk og muligheter for reduksjoner av utslipp, er det viktig at det metodiske utgangspunktet for å beregne virkninger og kostnader ved klimapolitikken er godt. Det er dette metodegrunnlaget utvalget er bedt om å bidra til å videreutvikle.

Teknisk beregningsutvalg for klima ble oppnevnt 15. juni 2018. Utvalget skal foreslå metoder for å beregne klima-

effekt av statsbudsjettet og gi råd om hvordan eksisterende metoder for tiltaks- og virkemiddelanalyser på klimaområdet kan forbedres. Utvalgets mandat er gjengitt i sin helhet i Boks 1-1.

Utvalget ledes av professor Jørn Rattsø (NTNU). Medlemmene i utvalget er forskningsleder Anne Madslie (TØI), forskningsleder Taran Fæhn (SSB), forskningsleder Steffen Kallbekken (CICERO) og professor Erik Ø. Sørensen (NHH). Utvalget bistås av et sekretariat ledet av Miljødirektoratet, med deltakere også fra Klima- og miljødepartementet, Finansdepartementet og Samferdselsdepartementet.

Utvalget skal levere årlige rapporter, og første rapport ble levert i juni 2019. Anbefalingene fra første rapport er oppsummert i avsnitt 1.3. Dette er utvalgets andre rapport. Utvalget har siden forrige rapport ble levert hatt til sammen syv møter. For å få et bedre grunnlag for sine vurderinger

BOKS 1-1 Mandat Teknisk beregningsutvalg for klima

Utslipp – og til dels opptak – av klimagasser er nær knyttet til (økonomisk) aktivitet på en lang rekke områder. Arbeidet for å redusere utslipp og øke opptak kan dermed fordre tiltak innenfor en rekke sektorer og samfunnsområder.

Arbeidet i det tekniske beregningsutvalget for klima må ses i sammenheng med det øvrige arbeidet med kunnskapsgrunnlaget i klimapolitikken. Tiltaksanalysene anslår utslippseffekten og samfunnsøkonomisk kostnad ved ulike typer av utslippsreduksjoner. Kostnader avhenger av hva slags virkemidler som brukes for å utløse tiltak. Som en del av beslutningsgrunnlaget for klimapolitikken gjøres det løpende virkemiddelvurderinger av direktorater og departementer. Dette arbeidet videreføres.

Teknisk beregningsutvalg skal:

- I tråd med klimaloven foreslå metoder for beregninger av klimaeffekt av statsbudsjettet, herunder metoder for å anslå virkninger på klimagassutslipp av endringer på statsbudsjettets inntekts- og utgiftsside og,

i tillegg, metoder for å anslå klimaeffekt og kostnader ved virkemidler som ikke er på statsbudsjettet.

- Peke på områder der det vurderes å være særlig behov for kunnskapsutvikling innenfor tiltaks- og virkemiddelanalyser
- Gi råd om forbedringer i metodene for tiltaks- og virkemiddelanalyser på klimaområdet.

Leveranser:

- Utvalget skal hvert år legge frem en rapport som redegjør for virksomheten og de råd utvalget gir. Rapporten bør også inneholde anbefalinger om temaer innenfor utvalgets arbeidsområde som peker seg ut som særlig viktig for videre arbeid.
- Utvalgets rapporter og bakgrunnsmateriale skal være tilgjengelige på en nettside.

Utvalget skal ikke jobbe med klimatilpasning eller det vitenskapelige grunnlaget for global oppvarming.

Utvalgets rapporter avgis til Klima- og miljødepartementet.

har utvalget mottatt og fått presentert to utredninger som følger som elektroniske vedlegg:

Vedlegg 2: *Metode for å kategorisere statsbudsjettets poster etter klimagassutslipp* (Menon Economics og CICERO Senter for klimaforskning)

Vedlegg 3: *Transportmodeller for klimaanalyse* (Transportøkonomisk institutt og Menon Economics)

1.2 Rammene for utvalgets arbeid

Klimaendringene er en av vår tids største utfordring og er et resultat av menneskeskapte utslipp av klimagasser fra blant annet fossil energibruk til oppvarming, transport og industri, fra industrielle prosesser, fra landbruk og fra arealbruk. Gjennom Parisavtalen har verdens land satt seg et mål om å begrense temperaturøkningen til godt under to grader sammenlignet med førindustrielt nivå og tilstrebe en begrensning ned mot 1,5 grader. Norge har sluttet seg til avtalen og har satt seg en rekke klimamål. I februar i år meldte Norge inn et forsterket mål under Parisavtalen om å redusere utslippene av klimagasser med minst 50 pst. og opp mot 55 pst. i 2030 sammenlignet med nivået i 1990. Gjennom klimaavtalen med EU, som ble inngått i oktober 2019,¹ har Norge forpliktet seg til å samarbeide med EU om å redusere utslippene med minst 40 pst. i 2030 sammenlignet med nivået i 1990. Det er ventet at EU vil melde inn et forsterket mål i løpet av 2020. Norge ønsker også å oppfylle sitt forsterkede mål som er meldt inn til FN sammen med EU. Dersom EU ikke forsterker sitt mål like mye som Norge, vil den delen av Norges mål som går lengre enn EUs, være betinget av tilgang til samarbeid om utslippsreduksjoner i andre land i tråd med reglene i Parisavtalen. Norge har også et mål om å være klimanøytralt fra og med 2030 og å bli et lavutslippssamfunn i 2050.

Klimaloven (2017) lovfester Norges klimamål for 2030 og 2050, og skal fremme gjennomføring av Norges klimamål som ledd i omstilling til et lavutslippssamfunn i Norge i 2050. Loven skal også styrke åpenhet og bred demokratisk forankring av norsk klimapolitikk gjennom at det er lovfestet at Stortinget regelmessig skal få informasjon om status for og framdrift i arbeidet med Norges klimamål. I

forbindelse med Stortingets behandling av klimaloven ble det gjort et anmodningsvedtak om å opprette et teknisk beregningsutvalg for klima.

Ifølge lovens § 6 skal regjeringen årlig utarbeide en redegjørelse for Stortinget som en del av budsjettproposisjonen for neste års statsbudsjett. Det skal redegjøres for hvordan Norge kan nå klimamålene og for klimaeffekten av fremlagt budsjett. I rapporteringen skal regjeringen videre blant annet redegjøre for utviklingen i utslipp og opptak av klimagasser, framskrivinger av utslipp og opptak, og gjennomføring av klimamål, samt gi en oversikt som synliggjør sektorvise utslippsbaner innenfor ikke-kvotepliktig sektor og hvilke typer tiltak som vil være nødvendig for å realisere disse utslippsbanene.

Norge rapporterer også norske klimagassutslipp til FN gjennom Klimakonvensjonen, og rapporterer i tillegg til EU. Med felles oppfyllelse med EU av klimamålet for 2030 vil kravene til rapportering om ikke-kvotepliktige utslipp øke.

Norges internasjonale forpliktelser har vært oppfylt gjennom en kombinasjon av politikk for å redusere innenlandske utslipp, tilknytning til EUs bedriftskvotesystem (EU ETS) og bruk av såkalte fleksible mekanismer (kjøp av utslippsreduksjoner fra andre land). Målet for 2030 skal oppfylles i samarbeid med EU, som betyr at Norge blir en del av EU-systemet for oppfyllelse, med mulighet for bruk av fleksibilitet innenfor Europa og med egne utslippskrav for utslipp utenfor EU ETS.

Det er i økende grad satt en rekke mål og ambisjoner om utslippsreduksjoner. I klimaforliket fra 2008 var det en ambisjon om å redusere nasjonale utslipp til 2020. De siste årene er det særlig på transportområdet satt en rekke politiske mål og ambisjoner om utslippsreduksjoner. I Granavoldenplattformen, regjeringserklæringen for Solbergregjeringen, sier regjeringen blant annet at den vil redusere Norges ikke-kvotepliktige utslipp² med minst 45 prosent sammenlignet med 2005 og lage en plan for dette.

Både når mål settes og når de skal gjennomføres med konkret politikk bør man ha så mye kunnskap som mulig om effekter av virkemidler og tiltak, kostnader ved disse, samt andre konsekvenser. Ønsket om reduserte utslipp nasjonalt både til 2030 og 2050 betyr at det er et behov for sterkere klimavirkemidler enn det man har i dag. Samtidig

¹ Avtalen mellom Norge, Island og EU ble vedtatt i EØS-komiteen 25. oktober 2019. Stortinget hadde forhåndsgodkjent avtalen. Avtalen trådte ikke i kraft før det Islandske alltinget hadde gitt sitt samtykke til avtalen i mars 2020.

² Dette er utslippene som ikke er dekket av EUs bedriftskvotesystem EU ETS og som ikke stammer fra skog- og arealbrukssektoren, dvs. utslipp fra blant annet transport, jordbruk, byggsektoren, HFK, SF6, avfall og noe utslipp fra industri, petroleum og energiforsyning.

skal samfunnets ressurser brukes mest mulig effektivt. Politikerne trenger kunnskap om gode løsninger som kan gi utslippskutt både på kort og lang sikt, kunnskap om kostnader og andre konsekvenser av utslippsreducerende tiltak i Norge, og bedre kunnskap om effekten av ulike virkemidler. Dette kunnskapsbehovet har betydning for hvilke metoder og analyseverktøy det er behov for. Utvalget har gjennom mandatet fått i oppgave å gjennomgå metoder og gi råd om forbedringer av metoden både for tiltaks- og virkemiddelanalyser og for beregninger av klimaeffekt av statsbudsjettet, herunder metoder for å anslå virkninger på klimagassutslipp av endringer på statsbudsjettets inntekts- og utgiftsside. Utvalget skal også peke på områder der det vurderes å være særlig behov for kunnskapsutvikling innenfor tiltaks- og virkemiddelanalyser.

I den første rapporten fra utvalget i juni 2019 vurderte utvalget først og fremst metoden for tiltaksanalyser, mens metoder for virkemiddelanalyser og beregning av utslippseffekter av statsbudsjettet er behandlet på et mer overordnet nivå. I arbeidet med denne andre rapporten har utvalget vektlagt vurdering av metoder for virkemiddelanalyser, både for virkemidler på og utenfor statsbudsjettet, og vurdert ulike tilnærminger til hvordan bevilgninger på statsbudsjettets inntekts- og utgiftsside kan kategoriseres, som et første skritt i arbeidet med å foreslå metoder for å anslå virkninger på klimagassutslipp av endringer i statsbudsjettet.

Av kapasitetsgrunner fokuserer utvalget på partielle modeller, spesifikt virkemiddelvurderinger gjort ved hjelp av elastisiteter eller partielle sektormodeller. Av samme grunn er fokuset hovedsakelig på metoder som brukes i utredninger i Norge. I tillegg vurderes mulighetene for å gjennomføre økonometriske analyser av klimavirkemidler, og egnetheten til denne typen analyser. Bredere tilnærminger der simultane utslippsvirkninger av flere virkemidler eller effekter i mange markeder ses i sammenheng, eller der større deler av statsbudsjettet ses i sammenheng, kan utfylle tilnærmingene vi fokuserer på her. Bruk av makroøkonomiske tilnærminger for beregninger av utslippseffekter av statsbudsjettet er altså ikke vurdert i denne omgang. Begrunnelsen for å utelate dem i denne rapporten er at utvalget har prioritert å gå grundig inn i utvalgte metoder fremfor å rekke over alle. Av samme grunn har utvalget i denne omgang ikke dekket analyser som benytter stated preference metoder, inkludert analyser av holdningers betydning for effekten av virkemidler.

I henhold til mandatet skal utvalget foreslå metoder for beregninger av klimaeffekt. Utvalget tolker klimaeffekt til å bety effekt på utslipp og opptak av klimagasser. Det betyr at utvalget ikke har vurdert hvordan utslipp og opptak av klimagasser kan påvirke eller endre klimaet eller hva som

er kostnadene knyttet til klimaendringene. Utvalget har avgrenset sine vurderinger og anbefalinger til kvantitative metoder for å beregne effekten ulike tiltak og virkemidler har på utslipp og opptak av klimagasser. I de fleste tilfeller er klimaeffekter avgrenset til å gjelde effekter på utslipp og opptak som er inkludert i det norske utslippsregnskapet, det vil si som finner sted i Norge. I vurderinger av metoder for å beregne klimaeffekt av endringer i statsbudsjettet, er det i tillegg tatt hensyn til mulige effekter av endringer i bevilgninger på budsjettposter som har som intensjon å påvirke utslipp og opptak i andre land.

1.3 Anbefalinger fra første rapport

Utvalgets første rapport ble levert i juni 2019 og tar for seg fem hovedområder: utslippsregnskap, utslippsframskrivninger, tiltaksanalyser, virkemiddelanalyser og klimaeffekten av statsbudsjettet. Under følger en oppsummering av anbefalingene fra første rapport (Teknisk beregningsutvalg for klima, 2019).

1.3.1 Tiltaksanalyser

Tiltaksanalyser har vært brukt til å anslå samfunnsøkonomiske kostnader ved ulike framtidige utslippsmål. Metoden er en partiell analyse basert på en prosjektanalyse tilnærming, hvor fysiske tiltak, teknologiløsninger eller andre definerte handlinger for å redusere utslipp eller øke opptak av klimagasser analyseres, men uten at aktørens atferd eksplisitt modelleres. Det blir tatt utgangspunkt i en konkret utslippskilde, hvor det så blir vurdert hvordan utslippene kan reduseres. Vanligvis legges det da til grunn at samme tjenesteproduksjon oppnås ved at den utslippsgenerende aktiviteten erstattes av en mindre utslippsintensiv løsning eller teknologi. Tiltaket kan for eksempel være å bytte til en teknologi med lavere utslipp (fra fossil bil til el-bil) eller bytte av energibærer (for eksempel overgang fra diesel til biodiesel), eller å spise mindre rødt kjøtt. I Norge er det i hovedsak Miljødirektoratet som har gjennomført og vedlikeholdt tiltaksanalyser på klimaområdet.

Tiltaksanalysenes styrke er at de etablerer en sammenheng mellom fysiske tiltak, økonomisk aktivitet og utslipp. Analysene er tett koblet til utslippsregnskapet og utslippsframskrivingene. Beregninger av utslippsreduksjoner kan dermed knyttes direkte til definert tiltak eller teknologi. Analyser kan bidra med kunnskap om eksisterende og framtidige utslippsreducerende løsninger og teknologier til beslutningstakere. Analysene er i noen

tilfeller blitt supplert med anslag på privatøkonomiske kostnadene knyttet til de enkelte tiltakene, som blant annet kan brukes til å gi informasjon knyttet til vurdering av virkemidler. Tiltaksanalysene er imidlertid ikke tilstrekkelige for å utrede effekter av virkemidler.

En vesentlig begrensning med tiltaksanalyser er at ikke alle kostnader er med i analysen. Noen kostnader er vanskelige å anslå. I tillegg er mange kostnadskomponenter og utslippseffekter per definisjon ikke med i analysen, derunder kostnader ved innføring av virkemidler for å implementere tiltaket. Tiltaksanalyser tar ikke høyde for hvordan aktørene i samfunnet tilpasser seg virkemidler som er nødvendig for å utløse tiltaket, det vil si atferdsrespons. Analysen inkluderer heller ikke alle samspillseffekter mellom tiltakene eller med resten av økonomien, for eksempel om økt etterspørsel etter biodrivstoff påvirker priser på biodrivstoff eller etterspørselen etter andre varer i økonomien.

Utvalget legger i den første rapporten fram en rekke anbefalinger om metodeutvikling for at tiltaksanalysene skal gi bedre informasjon til beslutningstakere. Her er tre av de viktigste oppsummert:

For det første, påpekte utvalget i første rapport at det bør være et mål for Miljødirektoratet og andre miljøer som utarbeider tiltaksanalyser å sikte mot analyser hvor virkemidler, fysiske tiltak og utslippsreduksjoner ses i sammenheng når man beregner samfunnsøkonomiske kostnader av tiltak. I praksis betyr det at dagens anslag på atferdsendringer i tiltaksanalysene synliggjøres og gjøres avhengig av valg av virkemidler. For å fange opp relevante utelatte effekter, som atferdsendringer, kan tiltaksanalysene suppleres med analyser av virkemidler.

Virkemidler for å realisere de fysiske tiltakene vil påvirke husholdninger og bedrifter både direkte og indirekte. De vil også ha ringvirkninger gjennom offentlige budsjett. Ulike virkemidler vil gi ulik tilpasning hos husholdninger og bedrifter og tilhørende virkning på deres kostnader. Rangeringen av fysiske tiltak etter kostnader per CO₂-ekvivalent kan derfor påvirkes når man tar hensyn til virkemiddelbruk og eventuelle samspillseffekter.

For analyse av enkelttiltak og/eller sektorvise virkemidler kan partielle likevektsmodeller for sektorer og områder supplere tiltaksanalyser og fange opp mange av de relevante indirekte effektene. For analyser av tiltak, virkemidler og utslipp i ulike sektorer eller av stort omfang, slik at faktormarkedspriser, inntektsbetingelser og sektorsammensetning påvirkes, vil det være en fordel å bruke generelle, men disaggregerte, modeller. Valg av modell,

forutsetninger og forenklinger må tilpasses datagrunnlag og problemstilling.

For det andre, påpekte utvalget i første rapport at det er viktig å fortsette arbeidet med å tydeliggjøre tidsforløpets betydning for kostnadene. I spørsmål om iverksetting og innfasing er det vesentlig å vise hvordan kostnadene avhenger systematisk av hva slags tidsforløp man velger. Ved bruk av gjennomsnittkostnader ved tiltak fanges det ikke opp hvordan kostnadene vil kunne variere over tid, ei heller mellom teknologier, installasjoner og aktører. Utvalget pekte på at det er en særlig utfordring der tiltaket er sammensatt av tilnærmet uavhengige tiltak (for eksempel at ulike personer kjøper elbiler i ulike år) og kostnaden er sterkt fallende over tid. I slike tilfeller vil en gjennomsnittskostnad ha liten informasjonsverdi. Når kostnadene faller over tid, vil tidsløpet for realisering av tiltakene og levetiden til investeringene som blir gjort kunne ha stor betydning for kostnadsnivå, og dermed sammenligning og rangering av ulike tiltak. Selv om tiltaksanalysene for å bøte på dette i noen tilfeller gjøres med ulike valg av analyseperioder, påpekte utvalget at bakenforliggende kostnadsforhold generelt bør belyses bedre.

For det tredje, pekte utvalget på at det må arbeides med å kartlegge, framstille og ta hensyn til usikkerhet. Usikkerhet om framtidig teknologi og andre forhold er godt erkjent i de analyser som er gjort, men utvalget påpekte at det gjøres lite systematisk arbeid på hva det innebærer for gjennomføring av tiltak. Det gjelder både usikkerhet om kostnadsutviklingen for det enkelte tiltak og særlig hvordan sammensetningen av mange tiltak påvirker risikoen. Utvalget mener at det bør unngås at mange fysiske tiltak man vil realisere har samme type usikkerhet om teknologiutviklingen. For å begrense slik risiko kan man ta hensyn til variasjonen i risiko mellom tiltak og velge sammensetning av tiltak etter det.

Oppsummert anbefalte utvalget i første rapport at Miljødirektoratet og andre i det videre arbeidet med tiltaksanalyser bør arbeide videre med å ivareta og synliggjøre hvordan kostnader og utslipp påvirkes av tidsforløpet for tiltaket og betydningen av usikkerhet. Utvalget anbefalte også at det bør arbeides videre med å supplere analysene med analyser av virkemidler og ringvirkninger/samspillseffekter.

I 2020 leverte en faggruppe bestående av Miljødirektoratet, Statens Vegvesen, Kystverket, Norges vassdrags- og energidirektorat, Landbruksdirektoratet og Enova, på oppdrag fra regjeringen, rapporten *Klimakur 2030: Tiltak og virkemidler mot 2030*. Faggruppen utredet tiltak og virkemidler som kan gi minst 50 prosent reduksjon i

ikke-kvotepfiktige utslipp i 2030 sammenlignet med 2005. Tiltaksanalyser er i stor grad analyseformen som anvendes i arbeidet med Klimakur 2030. Miljødirektoratet sendte, på vegne av Klima- og miljødepartementet, rapporten på høring med frist 30. april 2020. Teknisk beregningsutvalg for klima (TBU Klima) har svart på høringen. Utvalgets høringsuttalelse er gjengitt i Boks 1-2.

BOKS 1-2 Høringsinnspill fra Teknisk beregningsutvalg for klima

Innledning

Det vises til brev av 3. februar 2020 der Miljødirektoratet, på vegne av Klima- og miljødepartementet, sendte Klimakur 2030 på høring. Nedenfor følger høringsinnspill fra Teknisk beregningsutvalg for klima (TBU klima). TBU klima, som ble oppnevnt i juni 2018, skal ifølge mandatet foreslå metoder for å beregne klimaeffekt av statsbudsjettet, og gi råd om hvordan eksisterende metoder for tiltaks- og virkemiddelanalyser på klimaområdet kan forbedres. Første rapport i 2019 konsentrerte seg om og behandlet i detalj tiltaksanalysene som metode. Tiltaksanalyser er, i tråd med mandatet for utredningen, den analysemetoden som i stor grad brukes i Klimakur 2030.

Metoden som brukes i Klimakur 2030 er en partiell analyse basert på en prosjektanalyse-tilnærming. Det innebærer at fysiske tiltak og teknologiløsninger eller andre typer tilpasninger for å redusere utslipp eller øke opptak av klimagasser analyseres. Det pekes på at styrken til tiltaksanalysene er koblingen mellom fysiske tiltak og utslippseffekter og at de kan bidra til mye teknologiinformasjon. Aktørens atferd er imidlertid ikke eksplisitt modellert (endogen). Eksempler på tiltak i Klimakur 2030 er å bytte til en teknologi med lavere utslipp (fra fossilbil til elbil), å effektivisere bruken av energi i industrien eller å bytte energibærer (overgang fra diesel til biodiesel). For hvert tiltak beregnes en gjennomsnittlig kostnad per tonn redusert CO₂-ekvivalent (tiltakskostnad) for en periode. Tiltakskostnaden beregnes individuelt fra tiltak til tiltak, og analysen inneholder ikke virkemidler. Samspill mellom tiltakene forsøker man å fange opp, men ikke samspillseffekter med resten av økonomien eller atferdsresponsen som en følge av bruk av virkemidler.

TBU klima vurderer i denne høringsuttalelsen tiltaksanalysene fra Klimakur 2030 basert på sin foreliggende rapport fra 2019.

Behandling av kostnader i Klimakur 2030

Det er en vesentlig begrensning ved tiltaksanalyser at det er mange typer kostnader og gevinster for samfunnet som ikke fanges opp. I tiltaksanalyser inkluderes bare investeringskostnader og drifts- og vedlikeholdskostnader ved tiltaket, samt eventuelle eksterne kostnader eller besparelser som kan kvantifiseres og verdsettes, for eksempel redusert lokal luftforurensning og tilhørende positive helseeffekter. En viktig svakhet er at endelige kostnader og utslippsreduksjoner vil avhenge av hva slags virkemidler som settes inn og hvordan aktørene reagerer på disse. I rapporten fra Klimakur 2030 kommuniseres dette tydelig. Det står blant annet i innledningen at: «...Tiltaksanalyser er partielle analyser som ikke dekker alle kostnader eller gevinster for samfunnet om tiltaket skulle gjennomføres. Tiltaksanalysene er heller ikke virkemiddelanalyser, og kostnader knyttet til virkemidler for å utløse tiltaket er ikke inkludert. Dette betyr at tiltakskostnaden ikke representerer den fulle samfunnsøkonomiske kostnaden ved å gjennomføre tiltaket.»

Tiltakskostnaden ved ulike tiltak er i Klimakur 2030 fremstilt som gjennomsnittskostnader over perioden 2021-2030 og plassert i kostnadskategorier, se for eksempel figuren på side x og tabell S2 i sammendraget. En gjennomsnittskostnad fanger ikke opp hvordan kostnadene innenfor det som er definert som et tiltak vil kunne variere mellom teknologier, installasjoner og aktører eller over tid. TBU klima viser i sin foreliggende rapport at

spesielt i de tilfellene der tiltaket i praksis er sammensatt av tilnærmet uavhengige tiltak (for eksempel at ulike personer kjøper elbiler i ulike år) og kostnaden er sterkt fallende over tid, vil en gjennomsnittskostnad ha liten informasjonsverdi. Det er positivt at rapporten legger større vekt på å beskrive kostnadsutvikling over tid. Samtidig er det uheldig at disse ikke synliggjøres i de innledende kapitlene, selv om problemstillingen er omtalt tekstlig. Det er også en svakhet at tall for den årlige tiltakskostnaden ikke ligger i tiltaksarkene, kostnadsutviklingen over tid fremstilles kun grafisk.

Gjennomsnittsberegninger bidrar til at det ikke er mulig å rangere tiltakene etter tiltakskostnader, noe som ville gitt nyttig tilleggsinformasjon: I Klimakur 2030 er gjennomsnittskostnaden for innfasing av tiltaket at 100 pst. av nye tyngre varebiler skal være elektriske i 2030 beregnet til 206 kr per tonn, og tiltaket havner dermed i kostnadskategorien under 500 kr/tonn CO₂. Gjennomsnittskostnaden ved bruk av avansert biodrivstoff i perioden 2021-2030 er anslått til 2000 kr/tonn CO₂ og tiltaket er dermed plassert i kategorien over 1500 kr/tonn CO₂. Vurderer en kostnadene for enkeltår, for eksempel 2021, kan rangering bli betydelig endret. Den anslåtte tiltakskostnaden for en ny elektrisk tung varebil er i 2021 rundt 6000 kr/tonn CO₂, mens tiltakskostnaden ved bruk av avansert biodrivstoff det samme året er omtrent lik gjennomsnittskostnaden for hele perioden, altså rundt 2000 kr/tonn. Det er ikke før i 2025 at tiltakskostnaden ved tyngre nullutslippsvarebiler anslås å ligge under tiltakskostnaden ved innblanding av biodrivstoff og ikke før i 2028 at tiltakskostnaden for tyngre varebiler kommer ned på nivå med gjennomsnittskostnaden for tiltaket.

I tillegg er det et poeng at virkemidler som skal til for å utløse tiltakene vil kunne påvirke kostnadsrangeringen av tiltakene, både ved at virkemidlene påvirker kostnadene ved utslippskutt og ved at de påvirker den endelige utslippseffekten. Virkemidlene som må innføres for å realisere de fysiske tiltakene vil påvirke husholdninger og bedrifter både direkte og indirekte. Når virkemidlene innebærer kostnader for aktørene, vil innteks- og produksjonsnivåer skaleres ned. Slik vil utslippene også gå ned som følge av skalareduksjoner. Virkemidlene og tilpasningen til disse vil også få ringvirkninger

gjennom offentlige budsjetter. Ulike virkemidler vil gi ulik tilpasning hos husholdninger og bedrifter og tilhørende virkning på kostnader. Dette vil kunne påvirke rangeringen av tiltakene etter kostnader per CO₂-ekvivalent. Det er viktig at både poenget om gjennomsnittskostnader og poenget om virkemiddelkostnader kommer tydelig fram, slik at beslutningstakere er klar over hva informasjonen de får presentert representerer, og slik at de ikke undervurderer kostnadene ved tiltaket de første årene og usikkerheten i de årlige kostnadene.

Behov for analyseverktøy som inkluderer atferdsrelasjoner

Mandatet til Klimakur 2030 omfatter også å utrede mulige virkemidler og belyse konsekvenser og kostnader for ulike aktører og næringer så langt det lar seg gjøre. I Klimakur 2030 beregnes privatøkonomiske gjennomsnittskostnader for hvert tiltak, komplementert av en vurdering av barrierer som hindrer at tiltaket ikke gjennomføres. I mandatet for Klimakur 2030 står det at med barrierer menes «...faktorer som gjør det vanskeligere å oppnå potensialet for utslippsreduksjoner – i tråd med klimapanelets definisjon». Klimakur 2030 skriver i sin rapport at «...utgangspunktet for analysen er hvordan tiltaket kan utløses, og ikke om tiltaket bør gjennomføres. For å vurdere hva som skal til for at et tiltak i Klimakur 2030 utløses har derfor barrierene blitt vurdert fra ståstedet til aktøren som må gjennomføre tiltakene, uavhengig av hva som eventuelt må til for å løse en underliggende markedssvikt.»

De viktigste barrierene er ifølge Klimakur 2030 mangel på moden teknologi, merkostnader for aktørene av å velge null- eller lavutslippsløsninger og atferdsendringer som er vanskelig å utløse med virkemidler. Barrierebegrepet som brukes i Klimakur 2030 inkluderer blant annet høye kostnader for umodne teknologier og utelatte kostnader. Utelatte kostnader bør etter utvalgets mening ikke tolkes som en barriere, men beskrives som kostnader som ikke er kvantifisert. Videre mener utvalget det blir for upresist å legge til grunn at høye kostnader som en følge av at en teknologi er umoden, er en barriere. Dyr, lite utviklet og lite utbredt teknologi skyldes ikke nødvendigvis markedsimperfeksjoner, men

kan bety at tiltaket er samfunnsøkonomisk ulønnsomt. Det bør tydeliggjøres.

Basert på vurderingen av privatøkonomiske kostnader og barrierer peker Klimakur 2030 på mulige virkemidler som kan utløse hvert enkelt tiltak. En slik tilnærming, tiltak for tiltak fra aktørens ståsted, fanger ikke opp at en pris på utslipp har andre virkninger enn direkte regulering, bl.a. som følge av at aktørene har ulike preferanser og kostnader og at myndighetene normalt ikke kjenner disse. Tilnærmingen i Klimakur 2030 fanger heller ikke godt nok opp tilpasningsmuligheter til et virkemiddel. Vurderingen av virkemidler fanger dessuten ikke opp samspillseffekter som kan påvirke relative priser og derigjennom tilpasningen til aktørene.

I Klimakur 2030 fremkommer det at på grunn av lite tid, har det ikke vært mulig med en fullstendig gjennomgang av alle konsekvenser og aspekter ved tiltakene og virkemidlene. Og at virkemidler derfor bør utredes i tråd med utredningsinstruksen. TBU Klima påpekte i sin rapport at det bør være et mål for Miljødirektoratet og andre miljøer som utarbeider tiltaksanalyser å sikte mot analyser hvor virkemidler, fysiske tiltak og utslippsreduksjoner ses i sammenheng når man beregner samfunnsøkonomiske kostnader av tiltak. Det tilsier utvikling av analyseverktøy som inkluderer atferdsrelasjoner som beskriver hvordan husholdninger og bedrifter tilpasser seg virkemidler. I praksis betyr det at dagens anslag på atferdsendringer i tiltaksanalysene synliggjøres og gjøres avhengig av valg av virkemidler. For analyse av enkelttiltak og/eller sektorvise virkemidler kan partielle likevektsmodeller for sektorer og områder supplere tiltaksanalyser og fange opp mange av de relevante indirekte effektene. For analyser av tiltak, virkemidler og utslipp i ulike sektorer eller av stort omfang, slik at faktormarkedspriser, inntektsbetingelser og sektorsammensetning påvirkes, vil det være en fordel å bruke generelle, men disaggregerte, modeller. Valg av modell, forutsetninger og forenklinger må tilpasses datagrunnlag og problemstilling. Det er positivt at det i Klimakur 2030 på enkelte områder har vært tatt i bruk partielle sektormodeller for å analysere ulike tiltak, for eksempel for energikonsekvenser (TIMES). TØI benyttet også på oppdrag fra

Klimakur 2030 transportmodeller til å vurdere sammenhengen mellom drivstoffkostnader og transportmengde. Modellene er imidlertid i liten grad brukt til analyse av virkemidler. Klimakur 2030 innbefatter også et oppdrag til Statistisk sentralbyrå om gjennomføre en makroøkonomisk analyse som skal leveres i juni 2020. Det er ikke satt fokus på virkemiddelbruk i denne delen av oppdraget.

Bruken av partielle og generelle likevektsmodeller til virkemiddelanalyser fremover bør utvides slik at kostnader og tilpasninger, samt konsekvenser for ulike aktører og næringer, i større grad fanges opp i analyser av klimapolitikken. Analysene bør også i større grad innhente informasjon fra og lære fra eksisterende empiriske analyser av virkemidler. Det kan for eksempel dreie seg om evalueringer av eksisterende virkemidler og norsk og internasjonal forskning som benytter eksperimentelle eller kvasi-eksperimentelle metoder.

Flere usikkerhetsaspekter

I Klimakur 2030 omtales usikkerhetsfaktorer som fremskrivninger, kostnader og reduksjonspotensial. Usikkerhet i kostnader og reduksjonspotensial omtales under hvert enkelt tiltak. I kapittelet om usikkerhetsvurderinger er det i hovedsak usikkerheten i fremskrivingene som behandles. Det er positivt at rapporten behandler usikkerhet i hvert enkelt tiltak og at usikkerheten i fremskrivingene drøftes og illustreres.

TBU Klima påpekte i sin foreliggende rapport at gjennomgående usikkerhetsfaktorer som er felles for flere typer tiltak forsøksvis bør avdekkes og synliggjøres på best mulig måte. Eksempelvis er mange av tiltakene og kostnadene avhengige av teknologi- og kostnadsutviklingen for batterier. Når flere tiltak settes sammen til pakker, bør slik systematisk risiko synliggjøres. Det bør derfor jobbes videre med å få frem denne type usikkerhet samlet.

TBU Klima har videre trukket fram analyser av usikkerhet som et viktig element i metodevurderingen. For tiltak der teknologiutviklingen er forventet å gå relativt raskt, bør kostnader ved bruk av teknologien som er tilgjengelig på analysetidspunktet,

framkomme. Ved å presentere kostnader som neddiskonterte gjennomsnitt over tiltakets levetid blir det ikke tydelig med en gang hvordan kostnadene varierer over tid. Rapporten inneholder anslag på dagens kostnader ved tiltakene, men de ligger først lenger ut i rapporten og fremstilles bare i figurer. Utvalget mener det er en klar svakhet ved rapporten til Klimakur 2030. Dagens kostnader kunne for eksempel fremkomme i tabellene der tiltakene som er utredet oppsummeres, for eksempel tabell S2. Der det ikke finnes kostnader i markedet i dag, fordi teknologien ikke er kommersielt tilgjengelig er dette tekstlig omtalt under hvert enkelt tiltak, men det kunne med fordel også synliggjøres i tabeller og figurer innledningsvis.

TBU Klima pekte også i sin rapport på at for å belyse usikkerhet bør det gjøres alternative beregninger knyttet både til kostnadsutvikling og innfasing innenfor det som er hensiktsmessig gitt tid og ressurser til rådighet. Innfasing er en meget sentral variabel i analysen, siden det er utreder som vurderer hvilke innfasingstakter

som skal legges til grunn, basert på hva som er teknisk mulig og hvilke spørsmål analysen skal svare på. I Klimakur er det beskrevet at det er gjort en vurdering av mulige virkemidler i forhold til innfasing. For noen tiltak er innfasingen fastsatt ut fra at mål nås, for eksempel tiltakene i transportsektoren for nullutslippsskjøretøy. Det er viktig å fortsette arbeidet med å klargjøre tidsforløpets betydning for kostnadene.

I Klimakur 2030 illustreres usikkerhet blant annet ved å forskyve innfasingen av tiltakene ett år frem, mens de anslåtte årlige kostnadene ligger fast. Det innebærer at utslippsreduksjonene i perioden bli mindre, men samtidig vil også kostnadene falle, alt annet likt. En tidsforskyvning av alle tiltak med ett år svarer ikke fullt ut på utfordringene. Omtalen av usikkerhet bør i større grad sannsynliggjøre hva som kan være årsakene til en mulig forskyvning i innfasingen, for eksempel i hvilken grad det kan skyldes svakere teknologisk utvikling eller om det henger sammen med annen kostnadsutvikling.

1.3.2 Behov for utvikling av metoder for å analysere virkemidler

Utvalget gjør i den første rapporten ingen systematisk vurdering av metoder for virkemiddelanalyser. Rapporten inneholder derfor ikke konkrete anbefalinger for å forbedre metodene som blir brukt. Som et utgangspunkt for det videre arbeidet med metodevurderinger og -utvikling er det likevel vist til noen eksempler på virkemiddelanalyser. Utvalgets vurdering er at eksempel gjennomgangen synliggjør at det er bruk for ulike typer metoder til analyser av ulike virkemidler og problemstillinger. Ofte vil det være behov for å benytte flere metoder for å analysere ulike sider ved virkemidlene.

I Norge finnes det en rekke metoder og modeller som er utviklet og som anvendes i analyser av virkemidler, fra partielle sektormodeller innen energi, transport og skog- og jordbruk til generelle likevektsmodeller som SNOW og MSG.³ Tiltaksanalyser brukes også som input i enkelte virkemiddelvurderinger.

Utvalget pekte på at det gjøres mange partielle analyser av enkeltvirkemidler. Samtidig er det behov for analyser som ser virkemidler mer i sammenheng. For det første vil det få fram samlet effekt av flere virkemidler som virker sammen på ett område. For det andre kan tilpasningene til virkemidler til sammen bli så store at de kan tenkes å ha en rekke indirekte tilbakevirkninger på priser, kostnader, inntekter og budsjetter.

Metodetilnærmingen for analyser på sektor- eller områdenivå er typisk partielle likevektsmodeller. Det kan være fornuftig med empirisk arbeid og modellutvikling som rendyrker og øker forståelsen av husholdningers og bedrifters atferdsrespons på enkeltområder. Slik kunnskap må også ligge til grunn for beregninger av makroøkonomiske og samlede samfunnsmessige virkninger av klimapolitikk. Utvalget mener at gjennomgangen av provenyberegninger viser at direkte atferdsrespons i mange sammenhenger kan fanges opp på en enkel måte ved bruk av elastisiteter. I provenyberegningene anvendes anslag på kortsiktige virkninger på utslipp av en avgiftsendring. Utvalget peker

³ SNOW og MSG er generelle likevektsmodeller utviklet av Statistisk Sentralbyrå. Modellene er beskrevet i første rapport fra Teknisk beregningsutvalg for klima.

på at mer systematisk arbeid med slike elastisiteter kan være et første steg i arbeidet med bedre representasjon av atferdsrespons på klimapolitikken.

1.3.3 Klimaeffekt av statsbudsjettet

Utvalget satte seg i den første rapporten inn i det som gjøres av vurderinger av klimaeffekt av statsbudsjettet i Norge per i dag. Utvalget erfarte etter en gjennomgang av tilsvarende analyser i andre land at det ikke finnes gode/enhetlige metoder for hvordan land bør beregne utslippseffekten av sine statsbudsjett. Utvalgets oppsummering av det som gjøres i Norge er at selv om Norge lenge har rapportert om klimaeffekten av statsbudsjettet, brukes et sett av lite enhetlige tilnærminger. I tillegg er det som per nå rapporteres i statsbudsjettet vurderinger av et forholdsvis usystematisk utvalg budsjettposter.

Før en kan beregne klimaeffekten av budsjettet er det behov for å ta stilling til en rekke avveininger og avgrensinger, blant annet spørsmål om hva som skal være referansen når utslippseffekter blir beregnet, hvilke utslippseffekter som skal inkluderes og hvilken tidshorison effektene skal beregnes for. En rekke andre spørsmål må også besvares, som hvordan man skal ta hensyn til at budsjettposter i samspill med hverandre enten kan forsterke eller svekke effekten på utslippene.

I første rapport ble det pekt på at utvalget vil starte arbeidet med å koble budsjettposter til utslipp for å vurdere metodevalg nærmere. En kategorisering, eller tagging, av postene på statsbudsjettet etter klimaeffekt er en mulighet som det må arbeides videre med. Ved å videreutvikle denne metoden og gjennomføre en tagging av statsbudsjettet kan man få overordnet informasjon om hvilke deler av budsjettet som har en direkte og stor påvirkning på klimagassutslipp. Dette kan igjen bidra til mer systematikk i arbeidet med å beregne selve klimaeffekten, ved at komponentene med størst direkte effekt blir prioritert.

1.3.4 Bedre samarbeid mellom de som utvikler og bruker framskrivinger

Nasjonale framskrivinger av utslipp av klimagasser utarbeides om lag hvert annet år av Finansdepartementet i samarbeid med flere departementer og underliggende etater. Framskrivingene bygger på en rekke forutsetninger om utviklingen i befolkning, økonomi og teknologi og på at

dagens politikk og virkemidler videreføres både i Norge og internasjonalt.

Framskrivinger brukes som sammenligningsgrunnlag for å beregne kostnader og utslippseffekter av tiltak og virkemidler. Framskrivingene kan også være relevante i analyser av klimaeffekten av statsbudsjettet. Utvalget anbefalte derfor i første rapport at de som utarbeider nasjonale framskrivinger bør samarbeide tettere med de enhetene/institusjonene som bruker analysene. I tillegg ble det anbefalt at forutsetninger, antakelser og usikkerhet i framskrivingene blir kommunisert tydelig.

1.4 Innhold i andre rapport

Utvalget har i denne rapporten valgt å fokusere på vurdering og anbefaling av metoder for å anslå utslippseffekter og kostnader ved virkemidler, både på og utenfor statsbudsjettets poster. I arbeidet med å foreslå metoder for beregninger av utslippseffekt av statsbudsjettet, har utvalget arbeidet videre med kategorisering av budsjettposter som et første steg mot beregning av utslippseffekter av budsjettposter. I vurderingen av metoder for virkemiddelanalyser har utvalget tatt utgangspunkt i metoder som brukes i dag i forvaltningen, men også metoder som brukes i forskning og utredning som forvaltningen bestiller og bruker kunnskap fra. Som tidligere nevnt har ikke utvalget hatt mulighet til å vurdere alle metoder for virkemiddelanalyser, spesielt gjenstår det å evaluere metodebruken for generelle modeller, for eksempel generelle likevektsmodeller som dekker hele økonomien.

Formålet med utvalgets metodevurdering har vært å identifisere behov for videreutvikling og å si noe om metodenes egnethet til å vurdere utslippseffekter og kostnader ved ulike typer virkemidler på klimaområdet. Utvalget har avgrenset seg til vurdering av kvantitative metoder basert på observert atferd, selv om mer kvalitative analyser og analyser basert på hypotetiske valg også kan bidra til å belyse problemstillingene fra ulike perspektiver.

Denne rapporten består av totalt syv kapitler fordelt på to deler. Dette første kapitlet har beskrevet utvalgets mandat, anbefalinger fra første rapport og avgrensninger som er gjort i denne rapporten. Metoder for virkemiddelanalyse utgjør del 1 av denne rapporten. Utvalgets tilnærming og kriterier for å vurdere metodene beskrives i kapittel 2. I kapittel 3 beskrives og vurderes økonomiske metoder for å estimere effekt av virkemidler. I kapittel 4 beskrives og

vurderes bruk av enkle elastisiteter i virkemiddelanalyser. Norske partielle modeller for transport-, energi- og jordbrukssektorene er presentert og vurdert i kapittel 5.

Klimaeffekt av statsbudsjettet er tema for del 2 av denne rapporten. I kapittel 6 beskrives pågående arbeid med å utvikle metoder for å anslå klimaeffekter i Frankrike, Irland og Skottland. I kapittel 7 har utvalget vurdert ulike tilnærminger til hvordan bevilgninger på statsbudsjettets inntekts- og utgiftsside kan kategoriseres, som et første skritt i arbeidet med å foreslå metoder for å anslå virkninger på klimagassutslipp av endringer i statsbudsjettet.

I tillegg er metoderammeverk for utredning av virkemidler med klimaeffekt i utvalgte andre land presentert kortfattet i vedlegg 1.

Del 1:

Metoder for virkemiddelanalyser

2. Utvalgets tilnærming

I henhold til utvalgets mandat skal utvalget peke på områder der det vurderes å være særlig behov for kunnskapsutvikling innenfor tiltaks- og virkemiddelanalyser, og gi råd om forbedringer i metodene for tiltaks- og virkemiddelanalyser på klimaområdet. I dette kapitlet diskuterer vi først hvilke krav som stilles til utredninger av offentlige virkemidler, før vi kort omtaler de ulike metodene som i dag brukes i analyser av klimapolitikken og som behandles i rapporten. Til slutt presenterer vi utvalgets kriterier for å vurdere metoder for virkemiddelanalyser. Mer detaljerte beskrivelser og vurderinger av konkrete modeller og økonometriske analyser følger i kapittel 3-5. Tiltaksanalyser ble vurdert i utvalgets første rapport. Denne rapporten vurderer tilgjengelige økonometriske metoder og partielle modeller fra norsk og internasjonal forskning til bruk i virkemiddelanalyser. Rapporten behandler ikke generelle modeller.

2.1 Hvilke krav stilles til utredninger av offentlige virkemidler?

Utredningsinstruksen gir føringer for hvordan statlige tiltak skal utredes for å sikre god kvalitet på beslutningsgrunnlaget for departementene og regjeringen, og vil også gjelde forut for beslutninger om å innføre virkemidler rettet mot å redusere utslipp av klimagasser. Det kan gjelde direkte regulering, økonomiske virkemidler, pedagogiske virkemidler, organisatoriske virkemidler, offentlige tilbud av produkter og tjenester og offentlige anskaffelser.⁴ I henhold til instruksen skal det alltid gjennomføres en utredning, men omfanget av utredningen varierer etter tiltakets størrelse og inngripen. Som et minimum skal alle utredninger besvare seks grunnleggende spørsmål: 1) hva er problemet, og hva vil vi oppnå, 2) hvilke tiltak er relevante, 3) hvilke prinsipielle spørsmål reiser tiltakene, 4) hva er de positive og negative virkningene av tiltakene, hvor varige er de, og hvem blir berørt, 5) hvilket tiltak anbefales, og hvorfor og 6) hva er forutsetningene for en vellykket gjennomføring. Videre skal utredningen undersøke virkninger for enkeltpersoner, privat og offentlig næringsvirksomhet, statlig, fylkeskommunal og kommunal forvaltning og andre berørte. Ved tiltak som forventes å gi vesentlige nytte- eller kostnadsvirkninger, herunder vesentlige budsjettmessige virkninger for

staten, skal det gjennomføres en analyse i samsvar med gjeldende rundskriv for samfunnsøkonomiske analyser. I slike analyser skal det inngå et nullalternativ. I rundskrivet (r-109/14) skilles det mellom nytte-kostnadsanalyser, kostnadseffektivitetsanalyser og kostnadsvirkningsanalyser. I tillegg til den samfunnsøkonomiske analysen skal det gjøres vurderinger av eventuelle fordelingsvirkninger der det er relevant, samt eventuelle ringvirkninger. Disse kravene til policy-analyser i Norge er i tråd med anbefalinger som gis i faglitteraturen på feltet. For eksempel lister Bardach & Patashnik (2015) opp følgende åtte steg: definere problemet, innsamle evidens, utvikle alternativer, utvelge kriterier, analysere effekter, konfrontere avveininger, fokusere analysen og formidle analysen.

Utredningsinstruksen bygger på et krav om forholdsmessighet. En utredning skal være så omfattende og grundig som nødvendig for å oppnå et godt beslutningsgrunnlag. Denne vurderingen må baseres på om virkemiddelet som vurderes reiser prinsipielle spørsmål, hvor vesentlige man forventer at virkningene av tiltakene blir, og hvor mye tid man har til rådighet. Dette følger av punkt 2-2 i instruksen. Utvalget mener dette kravet gir et godt utgangspunkt også for vurdering av klimavirkemidler. Utredninger må være gode nok til å kunne fatte en beslutning, men kravene til analyse må ikke være så omfattende at de gjør beslutningstakerne handlingslammet.

⁴ Definisjonen av «tiltak» i utredningsinstruksen er dermed ikke den samme som benyttes i tiltaksanalyser eller i mandatet for TBU klima der begrepet er begrenset til å gjelde en fysisk handling som påvirker aktørens egne eller andres utslipp av klimagasser. Begrepet tiltak her er nærmere knyttet til det som omtales som virkemidler ellers i denne rapporten.

2.1.1 Følges kravene i utredningsinstruksen?

En feil som kan gjøres i utredning av offentlige virkemidler er å utrede et konkret enkeltforslag i detalj uten å først løfte blikket og spørre seg hvilket problem dette grepet egentlig er ment å løse og om det finnes alternative måter å løse problemet på som kan være vel så gode. I en situasjon med sterke pressgrupper og godt organiserte aktører med sterke egeninteresser i konkrete offentlige beslutninger, er det særlig viktig at det offentlige holder fast på en slik tilnærming. Dette gjelder også på klimafeltet der offentlig regulering eller vedtak i statsbudsjettet i vesentlig grad kan påvirke økonomiske forhold for private aktører.

Direktoratet for økonomistyring har gjennomgått norske høringsnotater i 2019, og funnene er dessverre lite oppløftende. Over 40 prosent av utredningene hadde ikke formulert hvilket problem tiltaket skulle løse på en god måte, og over 70 prosent presenterte ikke alternative tiltak som kunne vurderes opp mot hverandre. Rapporten viste også at hørings sakene hadde mangelfulle virkningsvurderinger. Mens over 90 prosent av utredningene tilfredsstillende et minimumsnivå med liten grad av tallfesting, mener Direktoratet for økonomistyring (DFØ) at antall saker med et slikt utredningsnivå burde vært begrenset til 65 prosent (DFØ 2020).

2.1.2 Metode for tallfesting av effekter i utredninger

For at en analyse av alternative virkemidler skal være nyttig for beslutningstaker er det imidlertid ikke nok at den peker på hvilke muligheter myndighetene har – den må også kunne si noe om effekten av de enkelte alternativene. Utredningsinstruksen angir når det skal gjennomføres en samfunnsøkonomisk analyse i henhold til veileder for samfunnsøkonomisk analyse, men ikke hvilken metode som bør ligge til grunn for tallfesting av effekter av virkemidler.⁵ Instruksen sier at all tilgjengelig, relevant kunnskap bør tas i bruk i utredningen. Dersom ny forskning/utredning er nødvendig, bør dette vurderes etter prinsippet om forholdsmessighet. I veilederen

for samfunnsøkonomiske analyser oppgis tidligere effektevalueringer som en mulig viktig datakilde for å tallfeste effekter, samt generell teoretisk og empirisk forskning.

Vi står ofte overfor usikkerhet både om hvordan et gitt virkemiddel påvirker aktørenes atferd, om hvordan en gitt atferd påvirker utslipp og om hvordan den teknologiske utviklingen vil utvikle seg framover i tid. For de mest sentrale typene virkemidler er det derfor viktig for myndighetene å kjenne til hvor godt virkningene av disse kan utredes med dagens metoder, og hvilke metodeforbedringer som kan gjennomføres for å få et bedre beslutningsgrunnlag. Det vil likevel alltid være slik at myndighetene må ta sine valg under usikkerhet. Da er det viktig at usikkerhet er redegjort for og at betydningen av usikkerhet for effektene av virkemidler er vurdert.

Metodevurderingene som gjøres av utvalget dreier seg først og fremst om metoden som er brukt for å tallfeste utslippseffekter og kostnader ved ulike virkemidler. Dette er viktige elementer i utredninger av offentlige virkemidler, og gjelder særlig spørsmål 4 i utredningsinstruksen om tiltakets effekter. For et helhetlig beslutningsgrunnlag, er imidlertid også øvrige elementer viktig. Det hjelper for eksempel lite å kjenne utslippsvirkningen av et tiltak hvis problemforståelsen er svak og alternative tiltak ikke er utredet.

I denne rapporten vil utvalget bruke begrepet «virkemidler» om det som i utredningsinstruksen kalles «statlige tiltak». Vi gjør det for å skille analyse av virkemidler fra tiltaksanalysene som utføres av Miljødirektoratet og andre etater, og som ble drøftet nærmere i utvalgets første rapport, og i tråd med vår tolkning av mandatet. Neste avsnitt gir en kortfattet omtale av de ulike metodene for tallfesting av effekter av virkemidler som vurderes i denne rapporten, før vi presenterer utvalgets kriterier som vi vurderer metoder for virkemiddelanalyser etter.

Hvordan de ulike metodene og modellene kan brukes i arbeidet med å anslå klimaeffekt av endringer i statsbudsjettet, samt å si noe om hvordan de kan supplere informasjon fra tiltaksanalyser til anvendelse i virkemiddelanalyser har også vært viktig for utvalget.

⁵ En gjennomgang av metoder for virkemiddelanalyser fra utvalgte andre land er presentert i vedlegg 1. Gjennomgangen viser at dette i stor grad også gjelder for landene vi har sett på.

2.2 Metoder brukt i virkemiddelanalyser

Metoder for å tallfeste effekter av virkemidler kan kategoriseres etter ulike akser. Man kan skille mellom metoder for ex ante og ex post analyser, som over, og grovt sett kan man skille mellom partielle og generelle modeller for ex ante analyser, etter hvor stor del av økonomien som er inkludert i modellen. I utvalgets første rapport ble det bare skilt mellom partielle og generelle modeller, mens vi i denne rapporten også inkluderer økonometriske analyser, som i seg selv kan si noe om effekter av virkemidler eller brukes som grunnlag i partielle og generelle modeller.

Tabellen under viser eksempler på metoder som brukes for å analysere ulike virkemidler med klimavirkning i Norge, hovedsakelig i forvaltningsøyemed. Det er i stor grad partielle metoder som tiltaksanalyser, elastisiteter, sektormodeller og generelle modeller som numeriske likevektsmodeller som benyttes. En partiell analyse ser på én eller et begrenset antall sektorer eller teknologier, mens generelle modeller dekker hele økonomien. Samtidig er det økt fokus på nye metoder for empiriske analyser av klimavirkemidler i Norge blant forskere, i tråd med utviklingen i internasjonal forskning.

Metoder	Type virkemidler	Eksempler	Norske kompetansemiljøer
Partielle metoder			
Prosjektanalyser inkludert tiltaksanalyser	Reguleringer; forbud og påbud Støtteordninger	Konsekvensutredninger av reguleringer Analyse av utløsende støttenivå og -innretning Input til teknologirike modeller	Klima- og miljødepartementet Miljødirektoratet Enova
Priselastisiteter	Skatter og avgifter CO ₂ -avgift	Etterspørselastisiteter for drivstoff	Finansdepartementet
Partielle likevektsmodeller eller sektormodeller i transportsektoren	Samferdselsprosjekter Arealplanlegging Nasjonal Transportplan	Nasjonal og regional persontransportmodell (NTM6 og RTM) Nasjonal godstransportmodell (NGM) Modell for kjøretøyparken (BIG)	TØI, Sintef Vegdirektoratet Jernbanedirektoratet Samferdselsdepartementet, div. konsulenter
Partielle modeller for skog- og jordbrukssektoren	Vurdering av tiltak og virkemidler i skog- og jordbrukssektoren	Jordmod NFSM (Nordisk skogsektormodell)	NMBU NIBIO Landbruks- og matdepartementet, Finansdepartementet
Partielle likevektsmodeller for energisektoren	Framskrivninger av energibruk Optimering av innfasing av ulike energiteknologier gitt ulike rammebetingelser, eksempelvis fornybar energi. Effektstudier	TIMES Libemod Balmorel	NVE/IFE, NTNU, NMBU SSB/Frisch-senteret
Generelle metoder			
Likevektsmodeller for hele eller deler av økonomien	Karbonpris og avgifter Effekten av avgift på utslipp eller hvilken avgift som vil gi en gitt utslippsreduksjon	SSBs makromodeller MSG-TECH og SNOW	SSB Finansdepartementet

Tabell 2-1. Eksempler på metoder som brukes i virkemiddelanalyser i forvaltningsøyemed i Norge

Av kapasitetsgrunner fokuserer utvalget i denne rapporten på partielle modeller, det vil si virkemiddelvurderinger gjort ved hjelp av elastisiteter eller partielle sektormodeller. Av samme grunn er fokuset hovedsakelig på metoder som brukes i utredninger i Norge. I tillegg vurderes mulighetene for å gjennomføre økonometriske analyser av klimavirkemidler, og egnetheten til denne typen analyser, samt bruk av økonometriske analyser som empirisk grunnlag for partielle likevektsmodeller. Bredere tilnærminger der simultane utslippsvirkninger av større deler av statsbudsjettet ses i sammenheng, slik som bruk av kryssløpsanalyser og makroøkonomiske modeller, har vi ikke til hensikt å vurdere i denne rapporten. Det er kapasitetsmessige begrunnelser for dette, da vi ønsker å gå grundig inn i utvalgte metoder framfor å rekke over alle.

2.2.1 Økonometriske analyser og datagrunnlag

Økonometriske analyser er statistiske analyser av økonomiske problemstillinger. Analysene kan blant annet ha som formål å teste antakelser i økonomisk teori, å tallfeste parametere som brukes i modeller, å avdekke og tallfeste årsakssammenhenger i økonomien og å predikere framtidig utvikling. I virkemiddelanalyser på klimaområdet brukes gjerne økonometri som et verktøy for å avdekke effekten av et bestemt virkemiddel på ulike utfall som påvirker utslipp av klimagasser, for eksempel energibruk og kjørelengde. Økonometriske analyser brukes også til å estimere atferdssammenhenger som inngår i partielle og generelle modeller for ex ante analyser. Spesielt gjelder dette ulike elastisiteter, for eksempel priselastisiteter⁶ på tilbuds- og etterspørselssiden, inntekstelastisiteter og substitusjonselastisiteter.

Alle økonometriske analyser må vurderes etter analysens interne og eksterne validitet. Den interne validiteten er knyttet til hvorvidt analysen påviser kausale sammenhenger, mens den eksterne validiteten er knyttet til hvorvidt resultatene fra analysen kan generaliseres fra populasjonen og situasjonen som er analysert til andre populasjoner og situasjoner. Dette gjelder for eksempel om resultatene kan brukes til å predikere effekten av et virkemiddel for et annet geografisk område eller framover i det, eller om en estimert elastisitet er gyldig i en situasjon med rask teknologisk endring. Vurdering av

intern validitet innebærer blant annet vurdering av mulige skjevheter i resultatene på grunn av utelatte variabler som både påvirker den avhengige og den uavhengige variabelen (uobserverbar heterogenitet), revers kausalitet eller utvalgsskjevhet. Vurderingen av ekstern validitet må se på forskjeller mellom populasjonen og situasjonen i datagrunnlaget og populasjonen og situasjonen resultatene skal brukes i.

Uavhengig av hvilken metode eller modell som benyttes for å tallfeste effekter av virkemidler vil datatilgjengelighet være avgjørende for det empiriske grunnlaget. Både registerdata⁷ og ulike typer utvalgsdata⁸ kan være datakilder som brukes i virkemiddelanalyser og i analyser av mer grunnleggende sammenhenger som inngår i modeller.

2.2.2 Fra prosjektanalyser til partielle likevektsmodeller

En partiell analyse ser på én eller et begrenset antall sektorer eller teknologier, for eksempel valget mellom elbil eller fossilbil innenfor transportsektoren eller ulike teknologier innenfor for eksempel kraftproduksjon (sol, vind, vann, kull osv.). I utvalgets første rapport ble tiltaksanalyser, som er den enkleste formen for en partiell analyse og bygger på en prosjektanalysetilnærming, vurdert. Tiltaksanalyser nevnes bare kort under for å sette analyseformen inn i sammenhengen med de øvrige partielle metodene.

Prosjektanalysetilnærmingen er et eksempel på en partiell lønnsomhetsanalyse der inntektene/nytten og kostnadene ved å gjennomføre prosjektet summeres og beregnes som netto nåverdi. Tiltaksanalyser er basert på en prosjektanalysetilnærming, hvor prosjektene typisk er fysiske tilpasninger og teknologiløsninger for å redusere utslipp eller øke opptak av klimagasser. En viktig begrensning ved denne typen analyser er at atferden til aktørene i økonomien er eksogent gitt. For eksempel tar analysene ikke hensyn til at aktørene i økonomien responderer på virkemidler ved å tilpasse etterspørsel eller tilbud. Tiltaksanalyser ble behandlet i utvalgets forrige rapport og er ikke gjenstand for vurderinger i denne rapporten.

For å ta hensyn til hvordan aktørene tilpasser seg til virkemiddelbruk kan man ta utgangspunkt i modeller

⁶ Priselastisiteter er et uttrykk for hvor mange prosent etterspørselen etter, eller tilbudet av, en vare eller tjeneste endrer seg når prisen på denne varen eller tjenesten endres med én prosent.

⁷ Registerdata er for eksempel individdata fra administrative registre som omfatter hele befolkningen, eller registre som omfatter alle bedrifter, som enhetsregisteret.

⁸ Utvalgsdata kan for eksempel stamme fra intervjubaserte utvalgsundersøkelser eller ulike typer informasjon som er registrert for et utvalg individer eller virksomheter.

basert på økonomisk teori. I den enkleste formen for partiell likevektsmodell tar man utgangspunkt i likevekt mellom tilbud og etterspørsel i ett marked, mens priser i andre markeder, inntekter, teknologi og preferanser holdes utenfor, det vil si de er eksogene. Likevektspris og -mengde finnes der tilbud er lik etterspørsel. Modellen kan brukes for å se på effekten av virkemidler som fører til skift i tilbuds- eller etterspørselskurven, og dermed en ny likevekt. For eksempel innføring av et omsetningskrav for biodrivstoff eller en avgift. Fordelen med denne typen modell er at den er svært enkel, og det er tydelig hva som er effekten av et pris- eller mengdevirkemiddel. For moderate endringer i avgifter/reguleringer kan direkte effekter i markedet modellen omfatter oppsummeres gjennom tilbuds- og etterspørselsetastisiteter. En estimert priselastisitet som beskriver effekten av en marginal prisendring på etterspørsel kan også ses på som en form for enkel partiell modell, hvor prisen er eksogen (implisitt betyr det at tilbudet antas å være uendelig elastisk). Bruken av etterspørselsetastisiteter for å vurdere effekter av for eksempel avgiftsendringer på utslipp er videre diskutert i kapittel 4.

Større, detaljerte partielle likevektsmodeller er utviklet for å kunne analysere effekter og tilpasninger i bestemte markeder og sektorer nærmere. Siden modellene er partielle vil tilbud, etterspørsel og priser i resten av økonomien bestemmes utenfor modellen (holdes fast). Likevekt i disse modellene beregnes for eksempel enten ved å minimere kostnader eller ved å maksimere konsument- og produsentoverskudd (optimering). En del modeller kan brukes til analyser av klimapolitiske problemstillinger, for eksempel ved at det settes konkrete utslippsbegrensninger for sektoren, og de kan brukes til å analysere ulike virkemidler. Mange partielle likevektsmodeller er statiske, dvs. at tilpasninger og kostnader beregnes for ett gitt tidspunkt uten noen endringer over tid i for eksempel kostnader, inntekt eller tilgjengelig teknologi. Siden det er mange ulike modeller i denne kategorien er det vanskelig å beskrive denne typen modeller på en enkel, enhetlig og oversiktlig måte. I Norge er det spesielt innen energi, transport og jordbruk utviklet større partielle likevektsmodeller. Disse modellene er nærmere omtalt i kapittel 5.

Siden modellene bare representerer deler av økonomien, vil mange markeder være eksogent representert i disse modellene. I tilfeller hvor virkemiddelet har betydelig effekt på et eller flere markeder kan antakelsen om at endringer i ett marked kan analyseres uavhengig av andre markeder være tvilsom. Eksempler kan være endringer i avgifter som

omfatter store deler av økonomien, eller virkemidler som forventes å føre til betydelige endringer i etterspørsel etter innsatsfaktorer, eller inntekt. Da er det behov for modeller som inkluderer effekten av inntektsendringer og priser i andre markeder. Denne typen modeller er som nevnt ikke vurdert i denne rapporten.

2.3 Utvalgets kriterier for å vurdere metoder for virkemiddelanalyser

Virkemidler påvirker utslipp fordi aktørene i økonomien (konsumenter og produsenter) endrer atferd som følge av endringer i priser, inntekt, teknologi, reguleringer eller informasjon. For å analysere effekten av et virkemiddel er det derfor sentralt å forstå hvordan aktørene i økonomien tilpasser seg. Et virkemiddel kan også påvirke aktører utover den direkte virkningen, gjennom samspill med øvrige markeder i økonomien som gir tilbakevirkninger på aktørens atferd. Når flere virkemidler påvirker samme aktører og utslippskilder, direkte eller indirekte, kan det også oppstå samspillseffekter som kan være vanskelige å forutse.

Økonomisk teori søker å beskrive hvordan økonomien fungerer gjennom å modellere aktørens atferd. Denne teorien er grunnlag for mange modeller som brukes for å vurdere effekten av virkemidler. Modeller er per definisjon forenklinger av virkeligheten. Hvor nyttige og relevante resultater modellene gir, avhenger av antakelsene og hvor godt teorien som ligger til grunn for modellen stemmer med virkeligheten. I noen tilfeller er helt enkle modeller tilstrekkelige for å gi nyttig informasjon om effekten av et virkemiddel. I en enkel modell kan man for eksempel anta at aktørene kun tilpasser seg til endring i én eller flere priser, og holde effekten av andre endringer, for eksempel i inntekt, utenfor modellen. Noen enkle modeller fokuserer kun på tilbuds- eller etterspørselssiden i et marked, mens den andre siden er eksogent gitt. I andre tilfeller er det mange komplekse sammenhenger som påvirker effekten av et virkemiddel og som må tas hensyn til i modellen for at den skal gi nyttig informasjon.

Modeller basert på økonomisk teori kan brukes til å predikere effekter av virkemidler på klimagassutslipp og andre utfall *ex ante*, det vil si før et virkemiddel er innført eller endret. Atferdsresponsen og andre sammenhenger i økonomien er i modeller tallfestet ved hjelp av kalibrering⁹ eller ved bruk av estimater fra økonometriske analyser¹⁰,

⁹ Kalibrering er en metode for å velge numeriske verdier for ukjente parametre i modeller slik at modellen stemmer overens med et gitt datagrunnlag.

¹⁰ Økonometriske analyser er statistiske analyser av økonomiske data.

eller en kombinasjon av disse. Økonometriske analyser brukes også til å estimere effekter av virkemidler *ex post*. Disse analysene sier noe om effekter av virkemidler som allerede eksisterer. Resultatene kan imidlertid brukes for å si noe om effekter av endringer i virkemiddelbruk, eller bruk av virkemidler framover i tid eller i nye situasjoner (*ex ante*).

Metoder for virkemiddelanalyser omfatter både modeller som brukes i *ex ante* vurderinger, og økonometriske analyser av virkemidler *ex post*. Her diskuteres hvilke kriterier som ligger til grunn for utvalgets vurderinger av begge metodene.

Økonometriske analyser estimerer effekten av allerede eksisterende virkemidler direkte (*ex post*). Slike analyser kan inkludere eventuelle indirekte effekter, uten å nødvendigvis legge til grunn bestemte antakelser om aktørens atferd. Denne typen effektevalueringer kan gi nyttig informasjon i seg selv, men økonometriske analyser brukes også som datagrunnlag i modeller for å gjøre *ex ante* analyser av virkemidler. I tillegg kan man se for seg at *ex post* effektevalueringer kan brukes for å validere/etterprøve prediksjoner gjort ved hjelp av *ex ante* modellanalyser. Det er imidlertid krevende å avdekke kausale effekter av virkemidler empirisk, blant annet fordi få virkemidler innføres som randomiserte kontrollerte forsøk som gjør det mulig å direkte identifisere årsakssammenhenger. For økonometriske analyser har utvalget lagt til grunn to sentrale vurderingskriterier:

1. Hvor sannsynlig det er at analysen avdekker en årsakssammenheng mellom virkemiddelet og utfallet man ser på i analysen?
2. I hvor stor grad gir analysen nyttig informasjon om effekter av virkemidler framover i tid og i andre sammenhenger?

Formålet med vurderingen er å svare på hvilke virkemidler ulike økonometriske metoder er mer eller mindre egnet til å tallfeste effekter av.

I forvaltningen brukes modeller og metoder i hovedsak til å predikere effekten av nye virkemidler eller endringer i eksisterende virkemidler (*ex ante*). Utvalget har i sin vurdering av modeller som brukes i *ex ante* vurderinger særlig fokusert på hvilke typer mekanismer som ivaretas og hvilke som ikke ivaretas, og implikasjoner for bruk i virkemiddelanalyser.

Konkret er følgende punkter vurdert:

1. Hvilke typer atferdsrespons for husholdninger og bedrifter fanges opp av modellen?
2. Hvordan fanges teknologiutvikling og tidsforløp opp i modellen?
3. Fanges heterogenitet blant aktører opp?
4. Fanger modellen opp indirekte effekter og samspillseffekter?
5. Hvordan ivaretas usikkerhet?

Dette er overordnede kriterier for å kunne sammenligne ulike modeller. I hvert tilfelle må det vurderes hvor problematisk det er å utelate enkelte mekanismer for den aktuelle konteksten og formålet modellen brukes til. Antakelsene som ligger til grunn vil ikke være gyldig for alle aktører og situasjoner, og det er vanskelig å definere en representativ aktør i modellene. I tillegg viser forskning at aktørene i mange tilfeller tilpasser seg eller har andre preferanser enn det som ligger til grunn for tradisjonell økonomisk teori. For eksempel påvirkes aktørene ikke bare av økonomiske insentiver, men også av sosiale normer, konteksten valget tas i, og kognitive begrensninger (Carlsson og Johansson-Stenman, 2012). For at en modell skal være håndterbar må den nødvendigvis være en forenkling av virkeligheten. Samtidig må den kunne fange opp kausale effekter av virkemidler, det vil si finne/anslå årsakssammenhengen mellom virkemiddelet og effekten på utslipp. Når man skal vurdere modeller som brukes i virkemiddelanalyser er det viktig å undersøke hvor følsomme modellresultatene er for sentrale antakelser om for eksempel aktørens atferd (for eksempel hvilke tilpasninger som er endogene og eksogene i modellen), den teknologiske utviklingen, og hvordan markedene i økonomien fungerer

Modellevalueringen innebærer også en vurdering av det empiriske grunnlaget for modellen, det vil si datagrunnlag og metode for tallfesting av sammenhenger i modellen. Et viktig bidrag til modellvurderingene kan være ulike forsøk på å etterprøve modellene, det vil si å vurdere modellenes evne til å predikere faktisk utvikling. Basert på den samlede vurderingen er målet å svare på hvilke virkemidler modellen er egnet eller mindre egnet til å vurdere effekten av, inkludert en vurdering av datatilgjengelighet og hva slags forbedringspotensial man ser for modellen.

I tillegg til kriteriene over må vurderingene ta hensyn til datatilgjengelighet, at metodene skal være anvendelige i analyser som skal danne beslutningsgrunnlag i politiske prosesser, samt en vurdering av forholdsmessighet. Med forholdsmessighet mener vi at kravene til utredningen og ressursene som brukes på utredningen bør stå i forhold til virkningene av virkemiddelet, i tråd med føringene i utredningsinstruksen.

3. Økonometriske analyser av virkemidler

Dette kapitlet omtaler og vurderer ulike økonometriske metoder for å estimere effekter av virkemidler på klimaområdet. Økonometriske analyser av virkemidler defineres i denne sammenheng som *ex post* analyser av virkemidler basert på empiriske data, enten fra et eksperiment eller observasjonsdata. I motsetning til modeller for *ex ante* analyser, for eksempel de partielle modellene som omtales i kapittel 5 og 6, kan økonometriske analyser direkte kun si noe om effekten av virkemidler som allerede er innført. Samtidig kan resultater fra økonometriske analyser brukes til prediksjon, avhengig av analysens eksterne validitet. Mange modeller er også basert på økonometriske analyser for å tallfeste grunnleggende sammenhenger i modellen, og metodene som beskrives her er dermed også relevante for vurderingen av det empiriske grunnlaget for sektormodellene.

3.1 Innledning

Hovedformålet med dette kapitlet er å vurdere egnethet og potensial for bruk av empiriske analyser av virkemidler på klimaområdet i Norge, med utgangspunkt i eksisterende norske studier og arbeid med empirisk miljøøkonomi internasjonalt. Sentralt i vurderingen er for det første muligheten for å avdekke en årsakssammenheng mellom virkemiddelet og utfallet man ser på i analysen, og for det andre, i hvor stor grad analysen gir nyttig informasjon om effekten av virkemidler framover i tid og i andre situasjoner enn den som er observert. Kapitlet gir også grunnlag for å diskutere og vurdere det empiriske grunnlaget for estimering av elastisiteter, som er nærmere diskutert i kapittel 4, og det empiriske grunnlaget for sektormodellene, som er nærmere diskutert i kapittel 5. I kapittel 5 diskuteres også bruken av økonometriske analyser for å etterprøve modeller som brukes i *ex ante* analyser av virkemidler.

Innen samfunnsvitenskap har det de siste årene vært økende oppmerksomhet rettet mot å identifisere årsakssammenhenger mellom politiske virkemidler og sosioøkonomiske utfall. Også innen miljøøkonomi er det økt fokus på metoder for å identifisere årsakssammenhenger mellom for eksempel ulike miljøpolitiske variabler og miljøutfall, og sammenhengen mellom miljøvariabler, som luftkvalitet, temperatur og nedbør, og ulike sosioøkonomiske utfall, som inntekt og helse. Den sentrale utfordringen dreier seg om at man ideelt sett må observere to identiske situasjoner, hvor virkemiddelet er innført i den ene og ikke i den andre, for å si med sikkerhet hva effekten av

virkemiddelet er. De empiriske metodene for å undersøke årsakssammenhenger forsøker på ulike måter i størst mulig grad å gjenskape denne ideelle situasjonen, det vil si å gjenskape den kontrafaktiske situasjonen uten virkemiddelet.

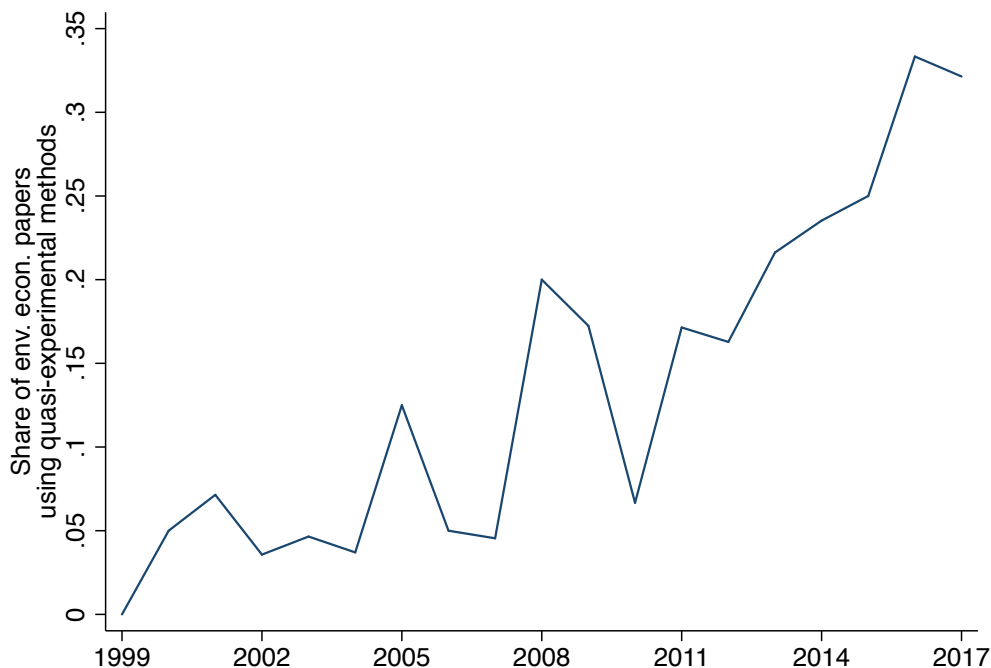
Det skiller gjerne mellom *reduert form* og *strukturelle metoder* for økonometrisk modellering. Med strukturelle økonometriske modeller mener en økonomiske modeller hvor det legges stokastisk struktur på noen komponenter slik at den økonomiske modellen lar seg estimere ut fra data. Modellen vil være tilpasset hver enkelt problemstilling, og kan dreie seg om å modellere bedrifters beslutninger om å etablere seg i et marked, husholdningers valg av transportmiddel og transportmengde, bedrifters investeringsbeslutninger gitt endret regulering osv. De partielle og generelle modellene som til nå har vært vanlig i norske analyser har i liten grad vært strukturelle økonometriske modeller. Det empiriske grunnlaget for partielle og generelle modeller er ofte hentet fra ulike studier eller kalibrerte parametere. En strukturell økonometrisk modell er derimot estimert som et helhetlig system av ligninger for å kvantifisere modellen på en konsistent måte. Vi kommer tilbake til det empiriske grunnlaget for de partielle sektormodellene i avsnitt 5.6.

Redusert form betyr tradisjonelt at en eliminerer endogene variabler ved å løse likningene som utgjør den strukturelle modellen for utfall som funksjon av bare de eksogene variablene. I dag brukes betegnelsen også mer uformelt om metoder som forsøker å unngå så mange strukturelle antakelser som mulig. Mer nylig er begrepet redusert form ofte brukt om evaluering av virkemidler eller effektevaluering med fokus på å korrigere for utelatte variabler for å identifisere den kausale

effekten av å bli eksponert for politikkvirkemiddelet (eksponeringseffekten).¹¹ Analysemetodene som omtales som redusert form kan videre deles inn i eksperimentelle og kvasi-eksperimentelle metoder. Analyser av virkemidler som benytter disse metodene er nærmere omtalt i neste avsnitt, mens strukturelle økonometriske modeller diskuteres i avsnitt 3.3. I siste del av kapitlet vurderer vi metodenes egnethet for å analysere effekter av klimarelevante virkemidler.

3.2 Eksperimentelle og kvasi-eksperimentelle analyser av klimavirkemidler

I Norge er det gjort relativt få økonometriske analyser av effekter av virkemidler på miljø- og klimaområdet, og få studier som benytter eksperimenter eller kvasi-eksperimentelle metoder. I internasjonal forskning på miljøøkonomiske problemstillinger, både innen klima og andre områder, har det de siste årene vært økende fokus på å identifisere kausale sammenhenger, og empiriske studier baseres i økende grad på eksperimentelle og kvasi-eksperimentelle metoder (Deschenes og Meng, 2018; Greenstone og Gayer, 2009). Figur 3-1 viser utviklingen i andelen miljøøkonomiartikler som bruker kvasi-eksperimentelle metoder, det vil si metoder for å identifisere årsakssammenhenger i observasjonsdata, i ti anerkjente økonomididsskrifter over perioden 1999 til 2017.

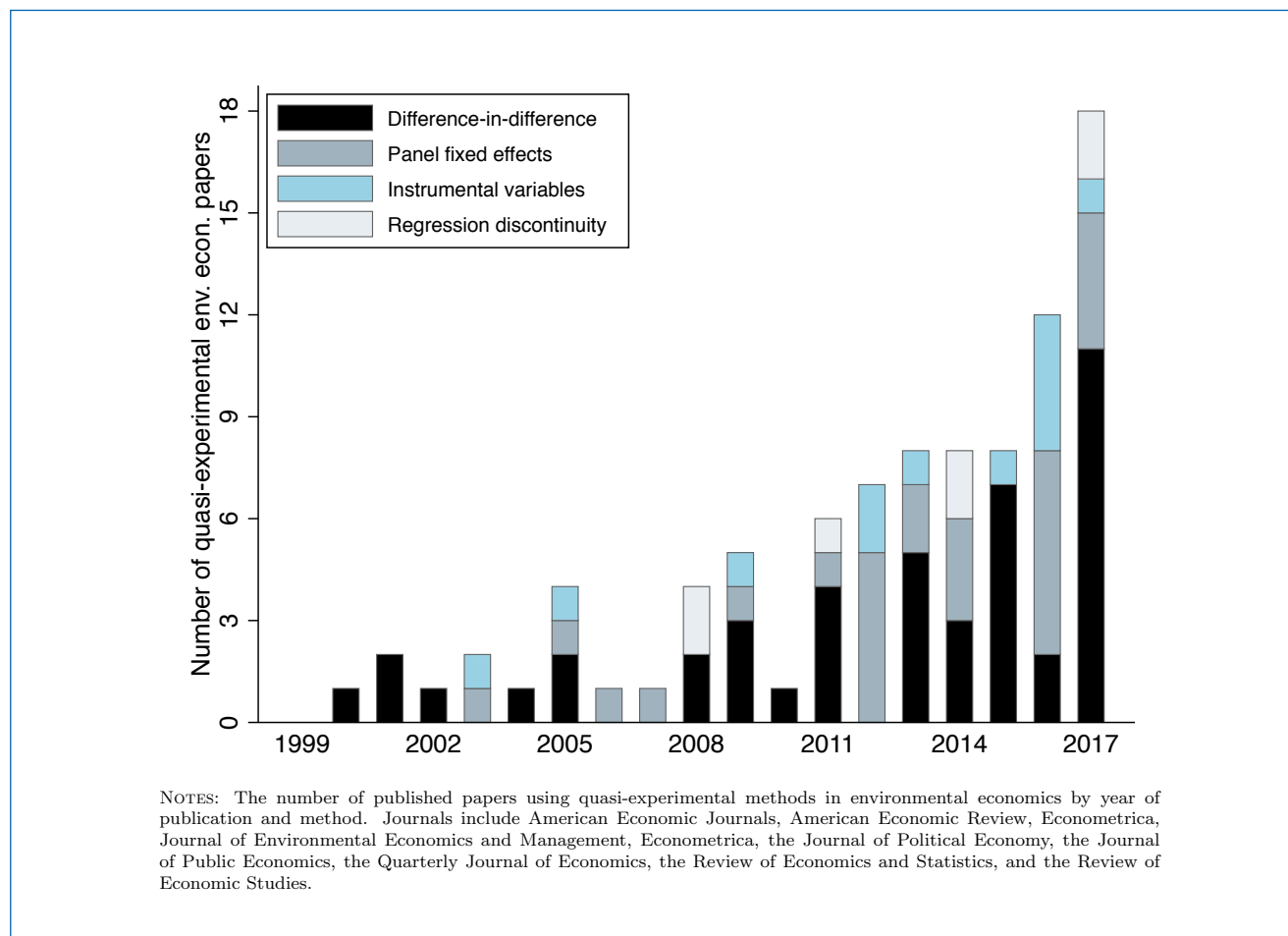


NOTES: Share of published environmental economics papers using quasi-experimental methods year of publication. Journals include American Economic Journals, American Economic Review, Econometrica, Journal of Environmental Economics and Management, Econometrica, the Journal of Political Economy, the Journal of Public Economics, the Quarterly Journal of Economics, the Review of Economics and Statistics, and the Review of Economic Studies.

Figur 3-1. Andel miljøøkonomiartikler som bruker kvasi-eksperimentelle metoder i ti økonomididsskrift i perioden 1999-2017. Gjengitt fra: Handbook of Environmental Economics vol. 4, Deschenes, O. og Meng, K. C., Chapter 7 Quasi-experimental methods in environmental economics: Opportunities and challenges, s. 285-332, 2018, med tillatelse fra Elsevier.

¹¹ Se for eksempel gjennomgangen av økonometriske problemstillinger i evaluering av kausale effekter av tiltak i Imbens og Wooldridge (2009).

Figur 3-2 viser videre hvilke typer kvasi-eksperimentelle metoder som er tatt i bruk i disse artiklene, og skiller mellom forskjeller-i-forskjeller, paneldatamodeller med faste effekter, instrumentvariable og regression discontinuity.



Figur 3-2. Antall miljøøkonomiartikler som bruker kvasi-eksperimentelle empiriske metoder fordelt på metoder, fra ti økonomitidsskrift i perioden 1999-2017. Gjengitt fra: Handbook of Environmental Economics vol. 4, Deschenes, O. og Meng, K. C., Chapter 7 Quasi-experimental methods in environmental economics: Opportunities and challenges, s.285-332, 2018, med tillatelse fra Elsevier.

Vi går nærmere inn i hver av disse analysemetodene i avsnitt 3.2.2, men ser først på analyser av data fra eksperimenter.

3.2.1 Analyser av data fra eksperimenter

Eksperimenter omfatter både labeksperimenter og felteksperimenter. I et eksperiment har forskeren kontroll på hvilke individer eller grupper som eksponeres for virkemiddelet. Ved randomisert inndeling i testgruppe og kontrollgruppe kan man være sikker på at eksponeringen ikke er korrelert med uobserverte faktorer som også påvirker utfallene man er interessert i. For eksempel

kan man fordele tilgang til en støtteordning tilfeldig, og dermed være sikker på at gruppen som har fått tilgang til ordningen i snitt er lik gruppen som ikke har fått tilgang til ordningen. Harrison og List (2004) skiller mellom labeksperimenter, *artefactual field experiments*, *framed field experiments* og naturlige felteksperimenter. I naturlige felteksperimenter skjer eksperimentet i aktørenes naturlige miljø uten at aktørene er klar over at de er med i et eksperiment. Fordelen med et naturlig felteksperiment er at situasjonen ikke er hypotetisk (hypotetisk skjevhet er en kritikk mot labeksperimenter), og at man observerer atferden i sin fulle kontekst, samtidig som man systematisk kan variere faktoren man er interessert i effekten av for å identifisere årsakssammenhenger.

Det er til nå gjennomført få eksperimenter i Norge som undersøker effekten av virkemidler på miljøområdet. Et eksempel på et naturlig felteksperiment er Kallbekken mfl. (2013), som undersøker effekten av informasjon om energikostnader over levetiden til elektriske apparater (tørketromler og kombiskap) på valg av elektrisk apparat, og dermed energibruk. To virkemidler undersøkes: informasjon om forventede energikostnader over apparatets levetid gjennom merking, og informasjon gjennom opplæring av ansatte i et utvalg butikker som selger apparatene. Eksponeringen for virkemidlene er ikke randomisert, men analysen er gjennomført ved hjelp av en forskjeller-i-forskjeller-metode (se nærmere beskrivelse under) med såkalt syntetisk kontrollgruppe for å kontrollere for forskjeller mellom butikkene hvor virkemidlene ble tatt i bruk og kontrollbutikkene. I dette tilfellet var årsaken til at virkemidlene ikke kunne innføres i tilfeldig utvalgte butikker at man hadde bedre kontroll over implementeringen i butikker eid av kjeden selv enn i franchisebutikker. Selv om man bruker en forskjeller-i-forskjeller-tilnærming for å kontrollere for forskjeller mellom de utvalgte butikkene og kontrollbutikkene, kan det fortsatt være systematiske forskjeller som påvirker resultatene. Forfatterne peker også på at variasjon i utfallene over tid skaper støy som gjør det vanskelig å få et presist estimat på effekten av virkemidlene. Problemene med å gjennomføre en randomisert eksponering i denne studien illustrerer vanskelighetene med å gjennomføre denne typen eksperimenter i praksis.

Telle (2013) utnytter et naturlig felteksperiment som ble gjennomført i samarbeid med Klima- og forurensningsdirektoratet for å undersøke effekten av endring i overvåking og håndheving av miljøreguleringer. Det er vanskelig å identifisere den kausale effekten av håndheving av miljøregelverk fordi myndighetenes håndheving gjerne avhenger av hvordan de oppfatter risikoen for at for eksempel en bedrift bryter regelverket. Dermed kan man ikke sammenligne utfall for bedrifter som er utsatt for streng kontroll med bedrifter som er utsatt for mindre streng kontroll, og tolke forskjellen i utfall som effekten av håndhevingen av reguleringen. I eksperimentet eksponeres et tilfeldig utvalg bedrifter for blant annet økt tilsynsfrekvens, og forfatteren ser på effekter av brudd på regelverket. Eksperimentet ble gjennomført i tre omganger, og var del av et program for å systematisk håndheve regulering av miljøgifter i produkter. Bedrifter i foretaksregisteret ble delt inn i grupper etter type firma, størrelse og potensiell skade fra miljøgifter. Det ble valgt ulik tilsynsfrekvens for de ulike gruppene. Innad i hver gruppe ble imidlertid et tilfeldig utvalg bedrifter valgt ut for å eksponeres for de ulike virkemidlene. Tre ulike virkemidler ble testet: et varsel om økt tilsynsfrekvens, to typer tilsyn (egenrapportering

og tilsyn ved oppmøte) og tilleggstilsyn for et tilfeldig utvalg av bedriftene som ble valgt ut for tilsyn. Fordi bedriftene ble tilfeldig valgt ut for å eksponeres for de ulike virkemidlene er det ingen seleksjonsskjevhet som kan påvirke resultatene (når man kontrollerer for bedriftsgruppe), og utfallet for bedriftene kan sammenlignes med utfallet i kontrollgruppen for å identifisere den kausale effekten av virkemiddelet.

I dette tilfellet har forskeren selv blitt bedt om å utarbeide eksperimentet i samarbeid med miljømyndighetene. Dette gir en unik mulighet for å undersøke effekten av et virkemiddel før virkemiddelet rulles ut i stor skala, og viser at det er mulig å utforme virkemidler på en måte som gir verdifull kunnskap om effekter, for eksempel i tilfeller hvor budsjettbegrensninger gjør at man uansett ikke kan eksponere alle for virkemiddelet. Naturlige felteksperimenter ses på som gullstandarden innen effektevaluering, men er ofte tids- og ressurskrevende og vanskelige å gjennomføre i praksis, for eksempel på grunn av etiske, juridiske eller politiske begrensninger. Potensialet for bruk av denne metoden som informasjonsgrunnlag i utredninger av effekter av virkemidler er videre diskutert i avsnitt 3.4.

3.2.2 Analyser av observasjonsdata (med kvasi-eksperimentelle metoder)

I de fleste tilfeller vil det ikke være mulig å gjennomføre et felteksperiment for å undersøke effekten av et virkemiddel, og det oftest benyttede datagrunnlaget er observasjonsdata. Med tverrsnittsdata som både viser variasjon i virkemiddelet (for eksempel hvorvidt en bedrift har mottatt støtte til energieffektiviseringstiltak) og utfall (bedriftenes energiforbruk), samt andre variabler som forventes å påvirke utfallet, kan man gjøre en multivariat regresjonsanalyse. Problemet med denne tilnærmingen er at sammenhengen mellom virkemiddelet og utfallet sjelden kan tolkes som en kausal sammenheng, selv om man kontrollerer for andre faktorer i regresjonen (Finseraas og Kotsadam, 2013). For det første kan det være at det også eksisterer en sammenheng i motsatt retning – at utfallet påvirker sannsynligheten for å bli eksponert for virkemiddelet. For eksempel kan bedrifter med høyere energiforbruk være mer tilbøyelige til å søke på en støtteordning for energieffektivisering. For det andre kan det være utelatte variabler som både påvirker utfallet og sannsynligheten for å bli eksponert for virkemiddelet. For eksempel kan det være uobserverbare karakteristikk ved bedriften som både påvirker energiforbruk og sannsynligheten

for å søke på støtteordningen. I disse tilfellene vil ikke den betingede sammenhengen mellom eksponering for virkemiddel og utfall være et godt mål på den kausale sammenhengen mellom virkemiddel og utfall. Ideelt sett ønsker man å observere energiforbruket til den samme bedriften med og uten støtte, på samme tidspunkt.

Det er gjort en del evalueringer av klimabegrunnede støtteordninger i Norge, i nyere tid både en generell områdegjennomgang (Menon Economics, 2018a) og evalueringer av konkrete støtteprogram under Enova og i regi av Miljødirektoratet.¹² I tilfellene hvor det er beregnet utslippseffekter av ordningene er dette i stor grad basert på tverrsnittsdata fra spørreundersøkelser eller selvrapporterte effekter. Det er også gjort en del norske empiriske studier av virkemidler rettet mot energieffektivisering og effekten av disse. Bye mfl. (2016) oppsummerer (hovedsakelig norske) studier av effekten av virkemidler for å fremme

energieffektivisering og viser at de fleste norske studiene er basert på analyser av tverrsnittsdata.

Kvasi-eksperimentelle metoder er metoder for å avdekke årsakssammenhenger i observasjonsdata hvor man utnytter en form for tilfeldig variasjon i eksponeringen for et virkemiddel, selv om det ikke er forskeren som kontrollerer eksponeringen (Deschenes og Meng, 2018). Variasjonen kan for eksempel skyldes tilfeldige grenser i regelverket som bestemmer hvem som eksponeres for et virkemiddel, tilfeldigheter som skyldes geografi, tidspunkt for politikimplementering eller naturlige tilfeldige variasjoner, for eksempel fødselsdato, nedbør eller annet.¹³ Forskjeller-i-forskjeller, instrumentvariabelmetoden, og *regression discontinuity* er metoder som gjerne omtales som kvasi-eksperimentelle. Metodene er nærmere beskrevet i Boks 3-1.

BOKS 3-1 Kvasi-eksperimentelle økonometriske metoder

Forskjeller-i-forskjeller er en metode som kan brukes i tilfeller hvor man har tilgang til data fra to tidsperioder og det er en endring i eksponering over tid for noen aktører, men ikke for andre. Endringen i utfall over tid mellom de to gruppene kan da sammenlignes for å undersøke effekten av eksponeringen. Den sentrale antakelsen for at metoden skal være gyldig, er at i fravær av politikendringen ville utviklingen over tid vært lik mellom de to gruppene (antakelsen om felles trender). Dersom man har tilgang til data fra flere tidspunkt kan man estimere en paneldatamodell med faste effekter. Det vil si at man kontrollerer for uobserverbare karakteristikk ved bedrifter eller husholdninger som ikke varierer over tid. Man kan også kontrollere for tidsfaste effekter, det vil si effekter av for eksempel sjokk som påvirker alle enhetene likt. Dette kan løse noen av problemene med utelatte variabler. Likevel er dette som regel ikke tilstrekkelig for å kontrollere for all systematisk variasjon som skaper problemer med å identifisere årsakssammenhenger (Finseraas og Kotsadam, 2013).

Instrumentvariabel-metoden går ut på å isolere en form for tilfeldig variasjon i eksponeringen ved å måle sammenhengen mellom eksponering for et virkemiddel og en eksogen variabel (instrumentet). Bruk av denne metoden til å estimere en sammenheng forutsetter at det er en sterk sammenheng mellom instrumentet og eksponering for virkemiddelet, og at instrumentet kun påvirker utfallet gjennom å påvirke eksponeringen.

Regression discontinuity utnytter terskelverdier i regler for eksponering for et virkemiddel. For eksempel kan det være en inntektsgrense som avgjør hvorvidt en husholdning kan søke om en støtteordning. Metoden går ut på å sammenligne utfall for husholdninger som er nær terskelen på hver side av terskelverdien for inntekt. De sentrale antakelsene for metoden er at det kun er sannsynligheten for eksponering som gjør et diskret «hopp» ved terskelverdien, og at alle andre variabler er kontinuerlige rundt terskelen.

¹² For eksempel er det gjennomført en følgeevaluering av støtteordningen Klimasats, men det er kun gjort forsøk på å beregne utslippsreduksjoner for enkelte prosjekter, og da kun direkte effekter basert på egenrapporterte utslippsreduksjoner (Menon Economics, 2018b)

¹³ Noen ganger brukes begrepene naturlige eksperimenter og kvasi-eksperimentelle metoder om hverandre, mens i andre tilfeller brukes naturlige eksperimenter kun om situasjoner hvor den tilfeldige variasjonen er naturgitt (for eksempel et jordskjelv) og ikke kan manipuleres. Merk at et naturlig eksperiment ikke er det samme som et naturlig felteksperiment. I felteksperimentet har forskeren kontroll over eksponeringen, mens et naturlig eksperiment oppstår som følge av variasjon i eksponering utenfor forskerens kontroll.

Enkelte norske analyser benytter paneldata fra ulike kilder for å analysere effekten av virkemidler på miljøområdet. I gjennomgangen til Bye m.fl. (2016) vises det til studier av effekten av etterspørselsrettede virkemidler som bruker paneldata på husholdningsnivå. Blant annet bruker Ericson (2009) en paneldatamodell med faste effekter for å undersøke effekten av automatisk utkobling av varmtvannstanker på husholdningers energiforbruk.

Et mer nylig eksempel fra transportøkonomi er Ciccone (2018), som undersøker effekten av endringen i engangsavgiften i 2007, hvor CO₂-utslipp ble en del av avgiftsgrunnlaget, på kjøp av nye personbiler. Hun ser på den kortsiktige effekten av reformen på gjennomsnittlig CO₂-intensitet, andelen biler med høye utslipp og andelen diesebiler. Analysen er en forskjeller-i-forskjeller-analyse basert på paneldata fra Opplysningsrådet for veitrafikken, som viser salg av nye biler på måneds- og kommunenivå fra 2004 til 2009. Ettersom avgiftsendringen ble innført for alle bilsalg på samme tid, sammenligner forfatteren endring i utfallsvariablene over to perioder før og etter 2007, med endring i utfallsvariablene over to perioder i 2004 og 2005. Forskjeller-i-forskjeller-tilnærmingen korrigerer dermed for felles tidstrender og sesongvariasjon, samt eventuelle utelatte variabler som er korrelert med utfallene, men som ikke varierer over tid. Et betydelig problem med tilnærmingen i denne studien, er at man må bruke observasjoner fra en annen tidsperiode som kontrollgruppe fordi reformen ble innført på samme tid for alle kjøretøy. En viktig underliggende antakelse for at resultatene skal holde er dermed at utviklingen i utfallsvariablene før reformen er den samme som man ellers ville forventet for den samme perioden rundt innføringen av reformen, og at forskjellen i forskjeller mellom de to periodene dermed kan tilskrives reformen. Studien finner at reformen førte til en reduksjon i gjennomsnittlig CO₂-utslipp fra nye biler på omtrent 7,5 g/km året reformen ble gjennomført, eller omtrent 4,3 prosent. Merk at den faktiske reduksjonen fra 2006 til 2007 var omtrent dobbelt så stor, blant annet på grunn av utviklingen av mer drivstoffeffektive motorer, men det var kun halvparten av reduksjonen kunne sies å være en kausal effekt av reformen. Dette illustrerer viktigheten av å ha en klar strategi for å identifisere årsakssammenhenger når man ser på effekter av virkemidler.

Bye og Klemetsen (2018) bruker paneldata fra 1993 til 2012 for norske bedrifter for å undersøke effekten av direkte miljøreguleringer (teknologistandarder, ikke-omsettbare kvoter) og indirekte miljøreguleringer (miljøavgifter) på utslippsintensiteter på kort og lengre sikt. Datasettet er satt sammen fra ulike kilder ved å koble observasjoner ved hjelp av organisasjonsnummer.¹⁴ Data fra Miljødirektoratet viser utslipp av 260 ulike typer forurensning, fra tungmetaller til klimagasser, på bedriftsnivå for alle bedrifter med utslippstillatelser fra 1993 til 2012. Videre er det koblet på informasjon om bedriftene, energipriser, bruk av strøm og fossilt drivstoff og utslippskvoter for CO₂ fra regnskapsregisteret, miljøregnskapet og nasjonalregnskapet. Det endelige datasettet består av et ubalansert panel¹⁵ av 421 bedrifter over tiårsperioden. I studien kontrolleres det for bedriftsfaste effekter – det vil si at all uobserverbar heterogenitet som ikke varierer over tid er kontrollert for. I tillegg kontrolleres det for tidsfaste effekter, det vil si sjokk eller endringer som påvirker både regulering og utfall for alle bedrifter på et gitt tidspunkt. Likevel kan det eksistere uobserverbare karakteristikk ved bedriftene som både påvirker hva slags regulering de er eksponert for og utslippsintensitet, som varierer over tid. Så lenge det ikke er noen eksogen variasjon i hva slags regulering bedriftene står overfor vil dette være et potensielt problem som forhindrer at resultatene kan tolkes som kausale effekter.

Forfatterne finner at direkte miljøreguleringer reduserer utslippsintensiteter både på kort og lang sikt, mens indirekte regulering (avgifter) kun har effekter på lang sikt dersom avgiften stiger over tid. Denne konklusjonen er basert på en undersøkelse om hvorvidt økt avgift har samme effekt som redusert avgift, og forfatterne finner at redusert avgift fører til økt utslippsintensitet, mens dette ikke gjelder for reduserte kostnader ved direkte regulering (målt ved risiko for sanksjoner). Dermed konkluderer forfatterne med at direkte regulering har varige effekter, mens dette ikke er tilfellet for indirekte regulering med mindre avgiften er stigende over tid. Vi går ikke inn i målemetodene her, men konkluderer med at det eksisterer et rikt datagrunnlag som kan brukes for å gjøre nærmere undersøkelser av denne typen problemstillinger ved hjelp av forskjeller-i-forskjeller metoden. Hovedproblemet er å identifisere troverdig eksogen variasjon i hva slags regulering bedriftene står

¹⁴ Klemetsen mfl. (2016) bruker et paneldatasett satt sammen på lignende måte for å se på effekten av direkte regulering på innovasjon i miljøteknologi i norske bedrifter, målt ved antall miljørelaterte patentsøknader. I studien brukes samme type paneldatamodell med bedrifts- og tidsfaste effekter, og analysen står dermed overfor samme utfordringer som Bye og Klemetsen (2018).

¹⁵ I et ubalansert panel har man ikke data for alle enheter over alle tidsperiodene i panelet.

overfor, og dette problemet ser ikke ut til å være løst i analysen til Bye og Klemetsen.

Et relevant eksempel på bruk av instrumentvariabel-metoden er Yan og Eskeland (2018) som blant annet bruker avgift som et instrument for priser for å estimere priselastisiteten for etterspørsel etter nye biler. De utnytter tilfeldig variasjon i engangsavgiften over tid og på tvers av kjøretøytyper som oppstår på grunn av endringer i utformingen og nivået på komponenter i engangsavgiften, samt grenseverdier som gir diskrete «hopp» i avgiftsnivået, i perioden 2006 til 2014. Endringene gir eksogen variasjon som gjør det mulig å bruke en redusert form-tilnærming til å undersøke kjøp av nye biler. I likhet med Ciccone (2018) baserer forfatterne seg på månedlige salgsdata for nyregistrerte biler på kommunenivå som gir detaljert informasjon om blant annet modell, segment, motor og drivstofforbruk, samt månedlige drivstoffpriser fra SSB og informasjon om engangsavgiften fra statsbudsjettet. I hovedanalysen bruker de en paneldatatilnærming med kontroll for en rekke faste effekter for å estimere effekten av avgiften på CO₂-intensitet. Den estimerte effekten gjør det ikke mulig å skille mellom overveltingen av avgiften på kjøpsprisen og effekten av prisendringen, og forfatterne bruker derfor avgiften som instrument for prisen for å estimere priselastisiteten. Siden avgiften er uavhengig av etterspørsel tilfører instrumentet eksogen variasjon i kjøpsprisen som brukes for å estimere etterspørsel elastisiteten. Resultatene viser at en 1000 kroners økning i engangsavgiften i snitt reduserer bilsalget med mellom 1,06 og 1,58 prosent. De finner at 88 prosent av avgiftsøkningen overveltes til kjøpsprisen og at elastisiteten til gjennomsnittlig CO₂ intensitet med hensyn på pris er -0,53 prosent når man tar hensyn til overveltingen. Det vil si at en prosents økning i prisen i snitt reduserer CO₂-intensiteten med 0,53 prosent.

Vi har ikke funnet eksempler på bruk av regression discontinuity-metoden for å estimere effekter av virkemidler i Norge, men det finnes flere eksempler fra internasjonal litteratur. For eksempel utnytter West mfl. (2017) en terskelverdi i en støtteordning rettet mot husholdninger i Texas for å undersøke rebound-effekten ved innføring av standarder for mer drivstoffeffektive kjøretøy i USA (CAFE standards). Fordi husholdninger velger type kjøretøy blant annet basert på forventet kjørelengde, kan man ikke uten videre sammenligne kjørelengde for husholdninger med kjøretøy med ulik drivstoffeffektivitet for å si noe om effekten av drivstoffeffektivitet på utslipp. Man trenger en form for eksogen variasjon i drivstoffeffektivitet for å identifisere den kausale effekten på kjørelengde, og

dermed kvantifisere rebound-effekten av standarder for drivstoffeffektivitet.

Støtteordningen var i dette tilfellet utformet slik at husholdninger med mindre effektive kjøretøy enn en viss grense (18 miles per gallon) kunne motta støtten, mens husholdninger med mer effektive kjøretøy ikke kvalifiserte til støtte. Forfatterne finner at husholdningene som var nær grensen for å kvalifisere til støtte er sammenlignbare på hver side av terskelverdien, og at de hadde lik sannsynlighet for å kjøpe ny bil. Støtteordningen påvirket dermed ikke selve kjøpsbeslutningen, men hvilken type bil som ble valgt. Husholdningene som mottok støtte kjøpte i snitt mer drivstoffeffektive biler, men også billigere og mindre biler med lavere ytelse. Forfatterne forklarer dette med at det (på tidspunktet studien ble gjennomført) var en sterk negativ korrelasjon mellom drivstoffeffektivitet og andre bilkarakteristikker blant tilgjengelige biler på markedet i USA. Dette kan bidra til å forklare at forfatterne heller ikke finner noen rebound-effekt i form av økt kjørelengde som følge av støtteordningen.

Man kan se for seg at det eksisterer støtteordninger eller andre virkemidler med denne typen terskelverdier i Norge som kan være egnet til å gjennomføre analyser med samme type metode. Metoden har vært brukt på norske data innen blant annet arbeidsmarkedsøkonomi (for eksempel Kostøl og Mogstad, 2014) og politisk økonomi (for eksempel Fiva og Halse, 2016).

3.3 Strukturelle økonometriske modeller

Med strukturelle økonometriske metoder mener en økonomiske modeller hvor det legges stokastisk struktur på noen komponenter slik at den økonomiske modellen lar seg estimere ut fra data. Det betyr at den økonomiske modellen ofte må være spesifikk om hvordan individuelle aktører aggregeres til markedsutfall, og eksplisitt om likevekt og forventingsdannelse. Mens redusert form handler om å finne variasjon i data som kan brukes til å identifisere og estimere direkte effekter av forskjellige virkemidler, handler strukturell økonometrisk modellering om å bruke den samme variasjonen i data til å kvantifisere økonomiske modeller som senere kan brukes til modell-interne «eksperimenter» som kan kvantifisere effekt av virkemidler som fremdeles er på planleggingsstadiet. Den økonomiske strukturen gjør at det ofte også er

mulig å se på fordelingseffekter og samspillseffekter som kan være vanskelig å tallfeste med redusert form-metoder (selv om de fleste strukturelle økonometriske anvendelser begrenser seg til et partiell- likevekt perspektiv).

Springel (2019) er et eksempel på strukturell økonometrisk modellering med norske data og virkemiddelanalyse med relevans for klimagassutslipp. Springel ser på hvordan to forskjellige virkemidler påvirket adopsjon av el-biler i Norge 2010–2015: Direkte pris-subsidier til konsumenter (gjennom fritak for mva, registreringsavgift m.m) på den ene siden og direkte subsidier til oppretting av ladestasjoner på den andre. Modellen for etterspørsel etter biler av forskjellige slag er en utvikling/variant av den kanoniske modellen til Berry, Levinsohn og Pakes (1995), og gjør det mulig å simultant bestemme markedsandeler til de forskjellige bilene og etablering av ladestasjoner - med tilbakekobling fra etablering av ladestasjoner til etterspørsel etter elbiler. Modellen blir estimert med data fra Statens vegvesen og Opplysningsrådet for Veitrafikken, som kobles til innsamlede data om ladestasjonsnettverk (Nobil) og insentiver fra myndighetene. Markedsandeler modelleres på fylkesnivå, og etterspørselen etter biler avhenger i tillegg til bilens karakteristika av demografiske variabler og inntektsnivå (på fylkesnivå). Den estimerte modellen gjør det mulig å simulere endringer i subsidiesammensetning både med og uten provenyneutralitet. Springel finner at subsidier til ladestasjoner fører til dobbelt så mange elbiler i markedet som direkte subsidier til elbilpris (per krone subsidier) i perioden mellom 2010 og 2015, at det er dynamiske nettverkseffekter av etablering av ladestasjoner, men etter hvert blir markedet såpass mettet med ladestasjoner at direkte subsidier er mest effektivt.

Springels arbeid er ikke representativt for hvordan en har brukt økonometriske modeller på norske data. Internasjonalt finnes det derimot en rekke eksempler på hvordan en kan bruke strukturelle økonometriske modeller til virkemiddelanalyser som vanskelig kan gjøres uten strukturelle modeller. Et eksempel er hvordan Fowlie mfl. (2016) vurderer markedsbasert regulering av CO₂ utslipp i forbindelse med sementproduksjon og forbruk i USA. Et lite antall produsenter har betydelig markedsrett og store CO₂ utslipp i produksjon av sement. Samtidig er det, for tilstrekkelig høye priser, også konkurranse fra utenlandske produsenter. Fowlie mfl. estimerer en modell av monopolistisk konkurranse og investering i kapasitet, og ser på forskjellige måter å allokere

overførbare kvoter. De finner at for sosiale kostnader ved karbon under \$40/tonn, virker reguleringen sammen med monopolistisk konkurranse på en måte som samlet sett reduserer nasjonal velferd, samtidig som en vil ha betydelige CO₂ utslipp i utlandet (gjennom økt import). Den estimerte økonometriske modellen viser at en bør ta hensyn til konkurranseforholdene i markedet; og dersom en er opptatt av globale utslipp bør en også tenke på utslippslekkasjen gjennom importerte varer.

Det finnes eksempler på hvordan strukturelle modeller har vært nyttig for studier av virkemidler i flere markeder og teknologiske domener. Fabra og Reguant (2014) ser på i hvilken grad karbon-prisene energiprodusenter står overfor veltes over på forbrukerne i det spanske elektrisitetsmarkedet. Selv om stor konsentrasjon på produksjonssida gjør at en kanskje vil tenke at disse karbon-prisene bare delvis veltes over på forbrukerne, viser Fabra og Reguant at strukturen i el-markedet, med høy-frekvens auksjoner med etterspørsel som er veldig lite elastisk på kort sikt, gjør at prisene veltes over på forbrukerne nesten 1:1, og at produsentene høster grunnrente på kvotene de er tildelt. For elektrisitetsmarkedet har Gillighan og Tsvetanov (2019) også evaluert solcelle-subsidier i Connecticut, og funnet at dette er en dyr måte å redusere utslipp på (\$360 / tonn CO₂), men vist at innenfor en investeringsmodell med foroverskuende dynamikk at det er noe learning-by-doing gevinster i installasjonmarkedet, men lokale endringer som ikke er store nok til å forsvare subsidiene i «California Solar Initiative» (Bollinger og Gillingham, 2019).

Strukturelle økonometriske modellering er i noen sirkler kontroversielle fordi de ser ut til å gjøre det nødvendig å gjøre sterkere antakelser enn redusert form strategier. Både *Journal of Econometrics* og *Journal of Economic Perspectives* hadde i 2010 metodologiske symposier som forsøkte å veie metodene mot hverandre, og konfliktnivået kunne synes høyt. I dag er det nok rimelig å si at det er noen områder de strukturelle metodene står sterkere enn andre; innenfor næringsøkonomi har strukturelle økonometriske modeller blitt den «normale» og viktigste empiriske strategien, mens det på andre områder (som arbeidsmarkedsøkonomi) er redusert form som er normalen. Uavhengig av faginterne konflikter over metodevalg og uenighet om hva som er sikker kunnskap, kan en når virkemiddelanalysen skal gjøre ex-ante, før det finnes eksperimentell eller kvasi-eksperimentell data, konstatere at virkemiddelanalysen må gjøres innenfor rammen av en implisitt eller eksplisitt modell som redusert form-modeller nødvendigvis ikke kan kvantifisere. For slike ex-ante virkemiddelanalyser

er spørsmålet heller om en skal forsøke å estimere strukturelle økonometriske modeller eller kalibrere modeller uten den statistisk/økonometriske disiplinen som følger når økonomisk og økonometriske modell sammenfaller.

Strukturell økonometrisk modellering gir ingen enkle oppskrifter på hvordan virke-middel-analyser skal gjennomføres, fremdeles blir slike modeller hovedsakelig utviklet innenfor forskningsmiljøer med et klart grunnforskningsfokus. For fagetater å kunne nyttiggjøre seg slike analyser virker det nødvendig å styrke samarbeid med forskningsmiljøer som til nå kanskje i mindre grad har vært involvert i utredningsarbeid.

3.4 Vurdering av egnethet

For å vurdere egnethet ved økonometriske metoder for å tallfeste effekter av klimarelevante virkemidler har utvalget tatt utgangspunkt i to hovedkriterier. For det første, metodens evne til å avdekke en årsakssammenheng mellom virkemiddelet og utfallet man ser på i analysen, og for det andre, i hvor stor grad metoden gir nyttig informasjon om effekten av virkemidler framover i tid og i andre situasjoner. I tillegg skal vurderingen ta hensyn til datatilgjengelighet, at metodene skal være anvendelige i analyser som skal danne beslutningsgrunnlag i politiske prosesser, samt en vurdering av forholdsmessighet. Datagrunnlag og bruk av økonometriske analyser i utredninger i forvaltningen er nærmere diskutert i avsnitt 3.4.1 og 3.4.2, mens vi her fokuserer på de første to kriteriene.

Hvilken økonometrisk metode som er best egnet til å analysere effekten av et virkemiddel avhenger blant annet av hvordan virkemiddelet er utformet og implementert, samt datatilgjengelighet. Ved innføring av nye virkemidler hvor et felteksperiment ikke er mulig, kan man gjøre evaluering og empiriske undersøkelser enklere ved å innføre ordningen gradvis, eller man kan legge til rette for datainnsamling i forkant av innføringen av virkemiddelet for å sikre bedre datatilgjengelighet. For virkemidler som dekker hele, eller store deler av økonomien og som innføres samtidig for alle aktører,

viser gjennomgangen over at en eksperimentell eller kvasi-eksperimentell tilnærming kan være mindre egnet fordi det er vanskelig å finne en troverdig kontrollgruppe.

En oversikt over i underkant av 50 økonometriske analyser av klimarelevante virkemidler fra perioden 2010 til 2019 i internasjonal forskningslitteratur indikerer at eksperimenter og kvasi-eksperimentelle metoder brukes i stor grad.¹⁶ I henholdsvis 17 og 18 av analysene brukes eksperimenter og ulike kvasi-eksperimentelle metoder. I åtte av analysene er det brukt en strukturell økonometrisk modell. Dersom man ser nærmere på hvilke virkemidler som analyseres ved hjelp av hvilke metoder, ser man at eksperimenter i størst grad er brukt i analyser av informasjonsvirkemidler og *dulting*¹⁷. Strukturelle økonometriske metoder er i størst grad brukt i analyser av direkte regulering og avgifter, mens kvasi-eksperimentelle metoder er brukt i analyser av et bredt spekter av virkemidler (for eksempel subsidier, kvoter og direkte regulering).

Støtteordninger ser ut til å være velegnet til analyser ved hjelp av kvasi-eksperimentelle eller eksperimentelle metoder, enten dersom man kan påvirke hvordan støtteordningen implementeres for å gjøre en evaluering (randomisert eksperiment), eller man kan utnytte utforming av støtteordningen som påvirker hvem som har tilgang, eller for eksempel gradvis utrulling. Det er begrenset potensial for å gjennomføre felteksperiment for rettighetsbaserte ordninger, men mulighetene kan være større for søknadsbaserte ordninger. Støtteordninger kan for eksempel tildeles ved hjelp av loddtrekning i tilfeller hvor etterspørselen er større enn tilbudet. En annen mulighet er aktiv promotering av en eksisterende støtteordning med lavt opptak, hvor promoteringen randomiseres, som i Fowlie mfl. (2018).

Eksperimenter ser også ut til å være godt egnet til å vurdere effekten av *informasjonsvirkemidler* og *dulting*. Dette er virkemidler som i mange tilfeller uten store kostnader kan implementeres og testes i mindre skala før de rulles ut. Dette er også virkemidler det er vanskelig å forutsi effekten av ved hjelp av standard økonomisk teori og modeller for ex ante vurderinger, og som man derfor kan argumentere for at i større grad krever et godt empirisk kunnskapsgrunnlag før innføring. Ved utforming av for eksempel informasjonskampanjer bør man derfor vurdere å gjennomføre et felteksperiment for

¹⁶ Oversikten er ikke basert på en fullstendig litteraturgjennomgang, men er et utdrag fra en oversikt over omtrent 300 empiriske miljø-økonomiske artikler sammenstilt i forbindelse med et kurs i empirisk miljøøkonomi ved universitetet i Toulouse. Oversikten er tilgjengelig her: <https://sites.google.com/site/sylvainchabeferret/teaching>

¹⁷ Dulting, eller nudging er definert som «any aspect of the choice architecture that alters people's behavior in a predictable way without forbidding any options or significantly changing their economic incentives» (Thaler og Sunstein, 2009).

å sikre god forståelse av effekten av virkemiddelet. Man må da sikre at eksperimentet gjennomføres blant et representativt utvalg for å sikre ekstern validitet, det vil si at resultatene er gyldige for eventuell utrulling til hele populasjonen.

Det kan være vanskelig å identifisere kausale effekter av avgifter ved hjelp av eksperimentelle eller kvasi-eksperimentelle metoder. For det første innføres gjerne avgiften samtidig for alle i hele økonomien, noe som gjør det vanskelig å finne en egnet kontrollgruppe. For det andre kan det være viktige generelle likevektseffekter som både gjør det vanskelig å bruke kvasi-eksperimentelle metoder og som gjør et eksperiment i liten skala mindre egnet fordi resultatene ikke vil være gyldige i en situasjon hvor avgiften er innført i hele økonomien. Likevel kan det i noen tilfeller være mulig å utnytte terskelverdier eller geografiske forskjeller for å finne egnede kontrollgrupper. For eksempel utnytter Martin mfl. (2014) tilfeldig variasjon i en regel for redusert CO₂-avgiftssats for å estimere effekten av en CO₂-avgift på britiske bedrifter. Det samme gjelder kvotesystemet, hvor det kan være vanskelig å finne kontrollgrupper for sammenligning. Det har likevel tidligere blitt brukt terskelverdier i hvem som faller inn under kvotesystemet og hvem som ikke gjør det. Calem og Dechezlepretre (2016) utnytter ulike terskelverdier, for eksempel på forbrenningskapasitet, som avgjør hvorvidt utslippene fra en bedrift inngår i EUs kvotesystem eller ikke, og sammenligner firma som er like på hver side av terskelverdien for å se på effekter av kvotesystemet på innovasjon.

Det finnes flere økonometriske analyser av effekter av direkte regulering som utnytter tilfeldig variasjon og terskelverdier i hvor strengt reguleringen håndheves, for eksempel Telle (2013). Tilsvarende utnytter Greenstone (2014) en diskret terskelverdi i håndheving av direkte regulering i USA for å estimere effekten av direkte regulering (Clean Air Act Amendments) på utslipp av svoveldioksid. Telle (2013) viser til at tidligere studier har brukt variasjon i reguleringer over geografiske områder og over tid, både i redusert form-modeller og i mer strukturelle modeller.

For strukturelle økonometriske modeller vil spørsmål om funksjonsform, endogenitet og utelatte variabler være viktige, mens eksperimenter og kvasi-eksperimentelle metoder er utformet for å løse nettopp disse problemene. I et randomisert eksperiment vil ikke endogenitet eller utelatte variabler være et problem fordi forskeren har kontroll over hvilke individer eller grupper som eksponeres for virkemiddelet. For de kvasi-

eksperimentelle metodene er det noen grunnleggende antakelser som må holde for å sikre intern validitet, som beskrevet i avsnitt 3.2.2. Hvorvidt disse antakelsene er gyldige må vurderes i hver enkelt analyse. I analyser som bruker forskjeller-i-forskjeller-metoden kan for eksempel antakelsen om felles trender i mange tilfeller være tvilsom. Det kan være vanskelig å argumentere for en felles trend mellom en gruppe som er selv-selektert inn i en ordning og en gruppe som har valgt å ikke delta. Også for andre virkemidler kan det være vanskelig å argumentere for at årsaken til variasjonen i eksponering ikke har noe å si for forventet utvikling over tid. Når det gjelder instrumentvariabelmetoden kan det være vanskelig å finne troverdige instrumenter som tilfredsstiller betingelsen om at instrumentet kun påvirker utfallet gjennom eksponeringsvariabelen, og gyldigheten til instrumentet må vurderes i hver enkelt analyse.

Eksperimenter og kvasi-eksperimenter kan ikke tallfeste effekter av virkemidler som ikke allerede har vært implementert, eller for deler av befolkningen eller økonomien som ikke tidligere har vært eksponert for virkemiddelet. Spørsmålet om hvor relevante resultatene er for andre situasjoner enn nettopp den som observeres er dermed sentralt. Dette kan dreie seg om hvorvidt man kan forvente at effekten av virkemiddelet er lik på tvers av bedrifter og husholdninger, og hvorvidt resultatene er gyldige for andre geografiske områder og tidspunkt.

I noen tilfeller vil effekten av virkemiddelet avhenge av hvorvidt virkemiddelet implementeres i stor eller liten skala. Et virkemiddel kan ha generelle likevektseffekter når det implementeres i stor skala, for eksempel i form av endret lokalisering, prisendringer eller endret sammensetning av et marked. Det vil si at effektestimater fra utprøving i liten skala ikke nødvendigvis vil være gode anslag for effekter dersom virkemiddelet innføres i større skala. Timmins og Schlenker (2009) konkluderer med at ved «omfattende» politikkvirkemidler hvor det forventes viktige tilbakevirkende effekter, er en strukturell tilnærming mer egnet enn en redusert form-tilnærming. På den andre siden er det nødvendig å gjøre antakelser om funksjonsform og uobserverbare faktorer, og estimatene fra modellen kan være svært følsomme for disse antakelsene. For å se på likevektsendringer kreves det mange antakelser, og det vises til at det kan være spesielt utfordrende å estimere langsiktige effekter. Ifølge forfatterne bør begge tilnærmingene dømmes etter egnethet til å predikere empiriske fenomen.

Greenstone og Gayer (2009) argumenterer for at fordelene med eksperimentelle og kvasi-eksperimentelle metoder er transparens når det kommer til hvilke prediksjoner som er basert på data og hvilke som krever ytterligere antakelser basert på økonomisk teori. En redusert form-tilnærming gir en tydelig løsning på problemer med utelatte variabler. Det er vanskelig å inkludere alle potensielt utelatte variabler i en strukturell modell for å løse dette problemet. Løken (2019) viser til at en strukturell tilnærming bygger på relativt kompliserte statistiske metoder, som gjør at forskningen og resultatene blir mindre tilgjengelige enn resultatene fra analyser basert på eksperimentelle eller kvasi-eksperimentelle metoder. En mulig tilnærming er å ta i bruk forenklete generelle, strukturelle modeller i kombinasjon med data fra eksperimenter for å gjøre metodene tilgjengelige for forvaltningen

Når virkemiddelanalysen skal gjøres ex-ante, før det finnes eksperimentell eller kvasi-eksperimentell data, må virkemiddelanalysen uansett gjøres innenfor rammen av en implisitt eller eksplisitt modell som en redusert form-tilnærming nødvendigvis ikke kan kvantifisere. For slike ex-ante virkemiddelanalyser er spørsmålet heller om en skal forsøke å estimere strukturelle økonomiske modeller eller om man skal kalibrere modeller uten den statistisk/økonomiske disiplinen som følger når økonomisk og økonomiske modellensammenfaller. Man kan også se for seg hybride modeller, hvor etterspørselssiden er modellert med eksplisitte modeller av individers atferd, mens tilbudssiden kvantifiseres på andre måter.

3.4.1 Datagrunnlag

Norske offentlig tilgjengelige registerdata er et verdifullt grunnlag for å analysere hvordan husholdninger og bedrifter tilpasser seg klimapolitiske virkemidler, og er relativt unike i internasjonal sammenheng. For eksempel finnes det en rekke registre på individnivå som kan kobles, noe som gjør det mulig å ha detaljert informasjon om blant annet inntekt, utdanning og bosted for alle individer i Norge, og som gjør det mulig å følge individene over tid. For virksomheter og foretak finnes det registerdata koblet til Brønnøysundregistrene, som gir tidsserier med detaljert informasjon om alle virksomheter og foretak i Norge. Andre tilgjengelige datakilder er offisiell statistikk, for eksempel fra SSB og kvotehandelsdata og utslippstillatelser fra

Miljødirektoratet. Ulike spørreundersøkelser kan også være viktige datakilder, for eksempel den nasjonale reisevaneundersøkelsen (RVU). Data fra eksperimenter av ulike typer er i en særstilling fordi forskeren har kontroll over hvordan dataene genereres, i motsetning til de ulike typene observasjonsdata beskrevet over.

Gjennomgangen av eksisterende studier som bruker norske data viser at det blant annet er brukt data fra ulike registre i Brønnøysundregistrene (regnskapsregisteret, foretaksregisteret) for data på bedriftsnivå og kjøretøyregisteret fra Statens Vegvesen for data for hvert enkelt kjøretøy. Data på bedriftsnivå er blant annet koblet til utslippsdata fra Miljødirektoratet for bedrifter med utslippstillatelser. På bedriftsnivå ser det altså ut til at man har relativt god informasjon om aktiviteter og utslipp som kan benyttes i økonomiske analyser.

Det finnes også en rekke registre på individnivå som kan kobles, blant annet med detaljert informasjon om inntekt, utdanning og bosted. Et problem så langt har vært at man i liten grad har informasjon om utslipp på individnivå. For eksempel er data om bilkjøp som ligger til grunn for blant annet BIG-modellen ikke koblet til individdata, og data fra den nasjonale reisevaneundersøkelsen kan ikke kobles til individdata fra registre. En annen svakhet ved reisevaneundersøkelsen er synkende svarprosent og store utvalgsskjevheter med hensyn til blant annet utdanningsnivå og førerkortinnehav.

Det foregår arbeid med å forbedre datagrunnlaget for blant annet virkemiddelanalyser innen transport. Blant annet har det blitt koblet data fra kjøretøyregisteret med data på individnivå og husholdningsnivå ved hjelp av personnummer i forbindelse med forskningsprosjektet *Driving towards the low-emission society*.¹⁸ Dette gir et datasett med informasjon om alle biler eid av privatpersoner, koblet med informasjon om individene i husholdningen bilen er tilknyttet, samt bosted, arbeidsplass og eventuelle fritidsboliger med avstand, bompengepasseringer og kollektivfelt. Data fra periodisk kjøretøykontroll gir informasjon om distanse kjørt for hver bil, men ettersom kjøretøykontrollen kun gjennomføres annethvert år fra bilen er fire år gir det ikke direkte informasjon om kjøreatferd. Foreløpig er datasettet brukt i en deskriptiv analyse av elbileiere (Fevang mfl. 2020), men i forbindelse med prosjektet arbeides det også med å analysere effekten av ulike virkemidler på bilhold og bilbruk.

¹⁸ Prosjektet gjennomføres av forskere ved Frischsenteret og Transportøkonomisk institutt.

Økt digitalisering gir også håp om forbedret datatilgang. For eksempel kan man se for seg økt bruk av datainnsamling ved hjelp av mobilapper som kan øke kvaliteten på data om reiseatferd. Man kan også se for seg at informasjon fra smarte strømmålere (AMS) kan gi detaljert informasjon om strømforbruk i husholdninger som kan kobles til andre registre, selv om dette ikke er en viktig utslippsskilde i Norge.

3.4.2 Bruk av økonometriske analyser i utredning av effekter av virkemidler i forvaltningen

Gjennomgangen i dette kapitlet viser at det kan være komplisert og tidkrevende å gjennomføre gode økonometriske analyser som på en troverdig måte identifiserer kausale sammenhenger. Denne typen analyser er imidlertid svært verdifulle, og det ser ut til å være potensial for å gjøre flere og bedre økonometriske analyser av miljøvirkemidler i Norge.

Det vil i de fleste tilfeller være lite aktuelt for forvaltningen å gjennomføre egne økonometriske analyser, men det bør i mange tilfeller vurderes om det er mulig å gjennomføre eksterne analyser av denne

typen. Det er også viktig å kunne gjenkjenne gode økonometriske studier, og å kjenne til farene ved å legge til grunn studier som feiltolker korrelasjon som årsakssammenhenger når man skal utrede effekter av virkemidler. I vurderingen av utslippseffekter av konkrete virkemidler, for eksempel over statsbudsjettet, vil det være verdifullt å bruke kunnskap fra eksisterende økonometriske analyser, både fra Norge og internasjonalt. I disse tilfellene må man selvfølgelig vurdere overføringsverdien til den sammenhengen man ser på. Forvaltningen bestiller også analyser og evalueringer fra forsknings- og utredningsmiljøer, og bør ha et bevisst forhold til hvordan man bestiller gode empiriske analyser, og hvordan man kan legge til rette for gode økonometriske analyser av virkemidler når virkemidlene utformes og implementeres.

I utredningsinstruksen nevnes tidligere effektevalueringer som et viktig grunnlag for å tallfeste effekter i utredninger. I veilederen til instruksen står det også at «[d]et bør i større grad brukes kunnskapsbasert design for utforming av nye tiltak der det er aktuelt, under dette å teste nye tiltak før full gjennomføring ved bruk av randomiserte kontrollerte forsøk» (DFØ, 2018a). Eksempelet fra studien til Telle (2013) illustrerer at det kan være et potensial for å samarbeide med forskere for å teste effekten av virkemidler før de rulles ut.

4. Bruk av enkle priselastisiteter i virkemiddelanalyser

Dette kapittelet omtaler og vurderer ulike økonometriske metoder for å estimere effekter av virkemidler på klimaområdet. Økonometriske analyser av virkemidler defineres i denne sammenheng som *ex post* analyser av virkemidler basert på empiriske data, enten fra et eksperiment eller observasjonsdata. I motsetning til modeller for *ex ante* analyser, for eksempel de partielle modellene som omtales i kapittel 5 og 6, kan økonometriske analyser direkte kun si noe om effekten av virkemidler som allerede er innført. Samtidig kan resultater fra økonometriske analyser brukes til prediksjon, avhengig av analysens eksterne validitet. Mange modeller er også basert på økonometriske analyser for å tallfeste grunnleggende sammenhenger i modellen, og metodene som beskrives her er dermed også relevante for vurderingen av det empiriske grunnlaget for sektormodellene.

4.1 Innledning

Priselastisiteter anslår størrelsen på endringer i etterspørsel (eller tilbud) som en følge av prisendringer, for eksempel endringer i energietterspørsel grunnet en avgiftsøkning på energivarer. Priselastisiteter er en enkel måte å representere atferdsrespons på og i neste instans, konsekvenser for utslipp, siden de fanger opp hvordan bedrifter og husholdninger reagerer på prisendringer. Det gjør priselastisiteter egnet for analyser av effekten av og tilpasningen til virkemidler som direkte påvirker prisen på en vare eller tjeneste. I de tilfellene hvor myndighetene kan påvirke prisen på varen eller tjenesten, kan priselastisiteter brukes direkte til å beregne virkningene av myndighetshandlingen på etterspørselen. Avgifter er et slikt virkemiddel. I tillegg vil direkte subsidier til produkter eller fravær av avgift (skatteutgift) påvirke prisene. Siden avgifter og subsidier bestemmes av myndighetene, kan de behandles som eksogene endringer i prisen.

I forvaltningen i Norge brukes direkte priselastisiteter først og fremst i partielle analyser av avgiftsendringer i Finansdepartementet, primært til å beregne ettårige provenyvirkninger av avgiftsregelverket, altså hvordan avgiftsendringer påvirker statens inntekter. Disse priselastisitetene er også i økende grad blitt brukt til å beregne ettårige utslippsvirkninger av avgiftsendringer, se utvalgets første rapport fra 2019 (Teknisk beregningsutvalg for klima, 2019). Elastisitetene for energivarer er ikke blitt oppdatert regelmessig, men er skjønnsmessig fastsatt av Finansdepartementet basert på empiriske undersøkelser gjennomført i Norge og andre land. Departementet har ikke

fastsatt langsiktige elastisiteter og oppgir normalt heller ikke langsiktige utslippsvirkninger av avgiftsendringer.

Dette kapittelet diskuterer på generelt grunnlag styrker og svakheter ved elastisiteter til bruk i virkemiddelanalyser og peker på at det kan være behov for å utarbeide oppdaterte anslag på både kortsiktige og langsiktige elastisiteter.

Utvalget har i sin vurdering av bruk av elastisiteter i virkemiddelanalyser avgrenset diskusjonen til bruk av etterspørselastisiteter for energivarer til å predikere utslippseffekter av avgiftsendringer. Dette henger sammen med den nære koblingen mellom bruk av energivarer og utslipp. Utvalget har ikke sett på metoder for å modellere og estimere elastisiteter for tilbudssiden av energimarkedet. Det finnes imidlertid også analyser som ser på hvordan utslipp kan reduseres gjennom begrensninger i tilbudet, se Asheim m.fl. (2019).

Utvalget har i tillegg konsentrert sine vurderinger til i hvilken grad bruk av elastisiteter, som enkle partielle modeller for virkemiddelanalyser, fanger opp eller egner seg til diskusjoner av atferdsrespons, teknologiutvikling og tidsforløp, heterogenitet (ikke representativ aktør), indirekte virkninger og samspillseffekter, samt usikkerhet. Utvalget har også overordnet sett på betydningen av valg av datagrunnlag og estimeringsmetode, men har ikke gått inn og vurdert om visse typer data eller metode er bedre egnet til å estimere priselastisiteter enn andre. Dette er viktige spørsmål, spesielt ved intern og ekstern validering, men krever at man går inn i dataene og metodene bak hvert enkelt estimat i en modell.

4.2 Beskrivelse og vurdering av bruk av elastisiteter i virkemiddelanalyser

Utgangspunktet for å beregne en priselastisitet kan være en enkel etterspørsels- eller tilbudsfunksjon. I denne enkle modellen vil prisen og prisendringen på godet være eksogen og tilbudet (eller etterspørselen) antas å tilpasse seg endringer i etterspørselen (tilbudet), dvs. at tilbudet (etterspørselen) er uendelig elastisk. Elastisiteten angir en partiell, direkte effekt og fanger ikke opp samspillseffekter med andre priser eller sektorer. Elastisiteten kan tolkes som sammenhengen mellom pris og etterspørsel (eller tilbud) etter at alle tilpasningene er uttømt og ny likevekt har oppstått, langs etterspørselskurven. Priselastisiteter, brukt alene, er dermed den enkleste formen for en partiell likevektsmodell.

For energivarer skilles det gjerne mellom kortsiktige og langsiktige priselastisiteter. Effektene av en prisendring vil som regel være større på lengre sikt. Størrelsen på endringen i etterspørsel som en følge av en prisendring vil i tillegg avhenge av en rekke forhold som tilgang på substitutter, hvor stor andel av inntekten etterspørselen utgjør, inntektsnivå og om varen er et nødvendighetsgode. Hvilke substitutter som er tilgjengelig til enhver tid vil blant annet være bestemt av den teknologiske utviklingen og tilgjengelig infrastruktur. Varemerkeloyalitet, smak og andre preferanser, samt konsumentenes forventninger og antall kjøpere påvirker også sammenhengen mellom pris og etterspørsel. Siden etterspørsel elastisiteten er avhengig av inntekt har det vist seg at størrelsen på energietterspørsel elastisiteten er fallende over tid etter hvert som folk og land blir rikere.

Som Barker m.fl. (1994) peker på er det etterspørselen etter energitjenester (lys og varme) eller transporttjenester, og ikke fossile brensler i seg selv, som er det sentrale for å dekke folks behov. Det innebærer at etterspørselseffektene av en prisendring vil være følsom for i hvilken grad det finnes substitutter til fossile brensler som energikilde. Muligheten for å utvikle og ta i bruk substitutter, som for eksempel ny teknologi, eller gjøre andre mer dyptgripende tilpasninger, som å endre bosted, gjør at elastisiteter typisk vil være større på lang sikt enn på kort sikt, og at elastisiteten kan endre seg over tid. Det har betydning for hvor egnet elastisiteter er for å si noe om langsiktige effekter av virkemidler. Spesielt dersom framtidig teknologiutvikling eller andre viktige tilpasninger skiller seg vesentlig fra det som er observert kan bruk av langsiktige elastisiteter estimert på historiske data til prediksjoner ikke være hensiktsmessig.

Priselastisiteter kan brukes til å anslå utslippseffekter av avgiftsendringer i de tilfellene der det er en klar sammenheng mellom etterspørselen etter en vare og utslipp. I klimasammenheng estimeres og brukes derfor enkle elastisiteter i analyser av priser som påvirker etterspørselen etter varer som direkte fører til utslipp, slik som fossile brensler (for eksempel bensin, diesel, mineralolje og gass), og der utslippseffekten er indirekte, men kjent slik som for elektrisitetsproduksjon basert på fossile brensler (for eksempel kull og gass). Der det ikke er en direkte eller klar sammenheng mellom etterspørsel og utslipp vil elastisiteter være mindre egnet. For avgifter som kun påvirker utslipp indirekte gjennom andre tilpasninger, vil det ikke være mulig å bruke enkle priselastisiteter for å fange opp eventuelle effekter denne avgiften har på utslipp.

Bruk av priselastisiteter til analyser av etterspørselsvirkninger av prisvirkemidler forutsetter at graden av overvelting er kjent. På bakgrunn av den såkalte «rocket and feather»-effekten, dvs. at (pumpe)prisen øker raskt (like a rocket) dersom råvareprisen eller en avgift øker, men at prisen faller langsomt (like a feather) dersom råvareprisen eller avgiften synker, er det mulig å legge til grunn at avgiftsøkninger gir umiddelbar og fullstendig overvelting, mens avgiftsreduksjoner gir langsom (men over tid likevel fullstendig) overvelting i prisen (Bacon, 1991). Full overvelting vil være i tråd med en antakelse om at tilbudet er uendelig elastisk.

En enkelt elastisitet vil si noe om ett tidspunkt og ett forhold og vil slik sett være statisk. Den vil kun si noe om tilpasningen langs etterspørselsfunksjonen (som kan tolkes som en likevekt siden tilbudet antas å endres med etterspørselen), men ikke noe om hva som skjedde på veien til denne likevekten. Dersom det med utgangspunkt i data er mulig å estimere både kortsiktige og langsiktige elastisiteter, kan det sies å være noe dynamikk i enkle elastisiteter som metode siden den gir uttrykk for ulik tilpasning over tid. For eksempel brukes tidsseriedata til å anslå størrelsen på både kortsiktige og langsiktige priselastisiteter, men den enkelte parameter (elastisitet) vil i sin natur være statisk.

4.2.1 Data og estimeringsmetoder har betydning for resultatene

Priselastisiteter kan ikke utledes av økonomisk teori alene, men estimeres som regel ved hjelp av økonomiske analyser, basert på historiske data.¹⁹ Både strukturelle modeller og modeller for redusert form brukes for å estimere elastisiteter. Datagrunnlaget kan være både tids- og tverrsnittsdata, samt paneldata. I tillegg kan spørreundersøkelser benyttes, for eksempel i kombinasjon med observerte data (Chang og Serletis, 2014; Puller, S.L., Greening, 1999).

Internasjonalt er priselastisiteter mye brukt til å anslå kortsiktige og langsiktige effekter av endringer i priser på etterspørsel etter energivarer. Mens det tidligere i hovedsak ble beregnet priselastisiteter for OECD-land, finnes det nå studier av en rekke energivarer i de fleste land. Estimeringsmetodene har over tid blitt mer raffinerte og tilgjengelige data har blitt bedre. Samtidig gjelder de samme utfordringene for estimering av elastisiteter som for alle økonomiske analyser, det vil si håndtering av intern og ekstern validitet.

Labandeira m. fl. (2017) gjennomgår 428 studier der rundt 1000 henholdsvis kortsiktige og langsiktige priselastisiteter for etterspørselen etter energivarer er estimert og finner at estimatene varierer veldig avhengig av type data som brukes og estimeringsmetode. De ser også på hvordan estimatene varierer på kort og lang sikt og mellom energivarer (aggregert og fordelt på elektrisitet, bensin, diesel, naturgass og fyringsolje), konsumenter, land og tidsperiode for dataene.

På bakgrunn av estimatene i alle studiene anslår de, ved bruk av en metaanalyse, den gjennomsnittlige kortsiktige priselastisiteten for etterspørselen etter energivarer til $-0,21$, mens den langsiktige anslås til $-0,61$ i gjennomsnitt. Når de ser på de ulike energivarene hver for seg finner de at etterspørselen etter bensin er mest følsom for prisendringer, mens etterspørselen etter fyringsolje er minst prisfølsom. Variasjonen i de estimerte elastisitetene er relativt liten på kort sikt. For de langsiktige elastisitetene er variasjonen betydelig større. Kommersielle aktører er mer prisfølsomme enn husholdninger og industrielle aktører. Energietterspørselen er mer prisfølsom i utviklingsland enn i industriland, noe som kan indikere at elastisiteten avtar med inntekt. Metaanalysen finner også

at de langsiktige elastisitetene har avtatt over tid og da særlig etter den første oljeprisøkningen i 1973. De tilskriver nedgangen til økte investeringer og endret atferd som følge av den kraftige prisøkningen.

Analysen viser videre at elastisiteter estimert på bakgrunn av tidsseriedata, som er grunnlaget i de langt fleste analysene, er lavere (både på kort og lang sikt) enn elastisiteter estimert med tverrsnitts- og paneldata. Bruk av tverrsnittsdata gir høyest anslag på prisfølsomheten. Labandeira m. fl. (2017), peker på at et slikt resultat ikke er helt intuitivt, siden bruk av mikroøkonomiske modeller gjør det mulig å inkludere flere sosioøkonomiske og demografiske variable, noe som kan tilsi lavere priseffekter. De mener derfor at det er behov for å se på andre forklaringer, som at fraværet av en representativ aktører (og dermed både uobservert heterogenitet og korrelert heterogenitet) kan påvirke resultatene på samme måte.

Fra gjennomgangen framkommer det også at de estimerte elastisitetene både på kort og lang sikt er relativt like med bruk av aggregerte data, uavhengig av om modellen som ligger til grunn er statisk eller dynamisk. De finner imidlertid at de andre modellene (etterspørselssystemmodeller, mikroøkonomiske og kontinuerlig-diskret-mikromodeller) gjennomgående gir høyere estimerte elastisiteter. Estimeringsmetode har ifølge studien ikke nevneverdig betydning for størrelsen på de kortsiktige estimerte elastisitetene. For de langsiktige estimatene finner de imidlertid at estimeringsmetode («least squares», «instrument variables» eller andre) kan ha betydning.

At estimeringsresultat varierer med metode og data bekreftes av Miller og Alberini (2016), som ser på betydningen av estimeringsperiode, aggregeringsnivå, bruk av paneldata og instrumentvariable. De finner at priselastisiteten for husholdningers forbruk av elektrisitet varierer noe, men er relativt stabilt over tid. Når de derimot deler paneldatasettet sitt inn i årlige tverrsnitt, observerer de en negativ sammenheng mellom priselastisitetene og den gjennomsnittlige prisen. Hvorvidt prisen stiger eller synker har liten effekt på deres estimater. Det å aggregere dataene har ingen entydig betydning og gir både høyere og lavere priselastisiteter avhengig av hvilke data de bruker. Til slutt finner de at forsøk på å takle endogenitet i pris og/eller målefeil i priser med bruk av instrumentvariable har en liten, men merkbar effekt på priselastisiteten. Oppsummert finner de at ved å endre estimeringsmetode, aggregeringen av data eller velge bestemte år fra paneldatasettet kan de

¹⁹ Selv om de fleste elastisiteter estimeres på bakgrunn av data finnes det også mange eksempler på elastisiteter som anslås på bakgrunn av antakelser om dagens og fremtidige teknologiske muligheter. Disse vil da være ekspertbaserte og ikke empiriske. I tillegg kan elastisiteter, både enkle og de som inngår i større partielle eller generelle likevektsmodeller, være kalibrerte. I kalibreringen antas først en funksjonsform for f.eks. en etterspørselsfunksjon, og deretter velges elastisiteter som gjør at verdiene i dataene repliseres, gitt funksjonsformen.

estimerte elastisitetene dobles eller halveres. De anbefaler derfor at det i politikkanalyser eksperimenteres med flere verdier på priselastisitetene.

4.2.2 utfordringer ved bruk av priselastisiteter i virkemiddelanalyser

Bruk av elastisiteter estimert på bakgrunn av historiske data krever at data og estimeringsmetoden som brukes til å anslå elastisiteten er egnet til å identifisere den kausale effekten av prisendringen på etterspørsel. Det er imidlertid ikke åpenbart at det alltid finnes gode instrumenter eller troverdig eksogen variasjon i pris til at dette er mulig.

Uansett er det en utfordring at valg av data, modell og estimeringsmetode har så stor betydning for anslaget på kortsiktige og langsiktige elastisiteter, slik at de estimerte elastisitetene (ex post) i seg selv kan være usikre. Det kan også være andre metodiske problemer, som for eksempel at priselastisiteter som regel kun estimeres med utgangspunkt i en etterspørselsfunksjon. Om modellen er statisk eller dynamisk og hvilke andre forklaringsvariable, i tillegg til pris og inntekt, som inngår varierer. At prisen behandles som eksogen i estimeringen kan imidlertid være et problem dersom det viser seg at prisen påvirkes av de samme faktorene som etterspørselen. Å ikke fange opp endogeniteten i priser kan føre til skjevhet i priselastisitetsestimatet. En mulig løsning er å bruke instrumentvariable, slik som for eksempel særavgifter eller laggede priser.

Felles for alle typer elastisiteter estimert med utgangspunkt i historiske data er at de bygger på observert sammenheng mellom pris og etterspørsel. Disse studiene forklarer nivået på etterspørselen etter energi (og av og til endring over tid) og sammenhengen med faktorer som økonomisk vekst eller aktivitet i visse næringer, energipriser, demografiske trender og teknologisk endring. Ex ante anslag basert på slike estimater forutsetter at aktørens etterspørsel etter energi ikke endrer seg. De fleste analyser peker på at framtidige energitrender kan skille seg fra tidligere energitrender, siden framtidige energipriser og teknologi kan endre seg. Det gjør at estimerte elastisiteter på historiske data kan undervurdere effektene av for eksempel en avgiftsendring på lang sikt.

Energibruk bestemmes av etterspørselen etter en rekke energitjenester som oppvarming, mobilitet og produksjon av produkter som for eksempel aluminium eller kjøretøy. Kjøp og bruk av energikrevende produkter, bygninger og

annen kapitalbeholdning blir dermed svært avgjørende for utviklingen i energietterspørselen. Å fange opp langsiktige effekter på etterspørselen etter energivarer av en prisendring, også de som følger av endringer i kapitalbeholdningen, vil kreve lange tidsserier. På lang sikt påvirkes også tilbudet av energitjenester. Som med alle modeller basert på historiske data vil usikkerheten være større i bruk av langsiktige elastisiteter enn kortsiktige. Labandeira m.fl. (2017), peker også på at spredningen i anslagene er mye større for de langsiktige enn for de kortsiktige elastisitetene.

Et annet usikkerhetsmoment i bruken av elastisiteter til ex ante prediksjon er utfordringen med strukturelle skift i pris og etterspørsel. Dersom de historiske dataene kun består av observasjoner av marginale pris- og kvantumsendringer vil de estimerte elastisitetene i hovedsak egne seg til analyser av mindre prisendringer og i mindre grad egne seg til å analysere effekter av prishopp. Dette kan for eksempel være en utfordring i analyser av de prisendringene på energivarer som er nødvendig framover for å holde temperaturøkningen i tråd med Parisavtalen. Samtidig har vi erfaringer med strukturelle skift i pris og etterspørsel, blant annet som følge av oljeprissjokkene på 70-tallet. Koronapandemien kan vise seg å bli et annet strukturelt skift som det kan komme interessant forskning ut av. Det er imidlertid usikkert om og i så fall hvordan slike endringer kan generaliseres til å si noe om effekten av for eksempel stabile langsiktige signaler om økt pris på utslipp.

Størrelsen på priselastisiteter varierer også mellom land, og kan for det enkelte land endres over tid. Hvorvidt det er kaldt eller varmt klima eller andre geografiske og strukturelle forhold som befolkningstetthet, framkommelighet, eksisterende infrastruktur og naturgitte forhold, som tilgang på fossilfri kraft, kan påvirke effekten prisendringer har på etterspørsel. Også stadiet av økonomisk utvikling i et land påvirker hvor følsom etterspørselen er for endringer i priser. På den ene siden tilsier stor variasjon i estimatene at en bør være forsiktig med å legge for stor vekt på ett enkelt estimat eller en enkelt studie ved valg av elastisiteter. På den andre siden kan den store variasjonen tilsi at det er behov for egne elastisiteter basert på norske data.

4.3

Konklusjon

Internasjonalt er priselastisiteter mye brukt til å anslå kortsiktige og langsiktige effekter av endringer i priser på etterspørsel etter energivarer. Priselastisiteter er en enkel måte å representere atferdsresponsen på, og i neste instans konsekvenser for utslipp, siden de fanger opp hvordan bedrifter og husholdninger reagerer på prisendringer. Det gjør priselastisiteter egnet for analyser av effekten av og tilpasningen til virkemidler som direkte påvirker prisen på en vare eller tjeneste slik som avgifter.

Før en elastisitet brukes til å predikere effekten av en avgiftsendring (ex ante) bør det imidlertid sannsynliggjøres at den estimerte elastisiteten er relevant for situasjonen som analyseres. Dette henger sammen med at bruken av elastisiteten til å anslå sammenhengen mellom pris og etterspørsel kan være en annen enn de historiske forholdene som den er estimert på bakgrunn av. Dette gjelder kanskje spesielt for bruk av elastisiteter for å anslå langsiktige effekter av avgiftsendringer og effekter av større avgiftsendringer. Den langsiktige tilpasningen til en prisendring avhenger blant annet av hvilke substitutter som er tilgjengelig, som igjen avhenger av teknologisk utvikling og andre dyptgripende endringer. Det samme gjelder dersom de historiske dataene kun består av observasjoner av marginale pris- og kvantumsendringer. Da vil de estimerte elastisitetene i hovedsak egne seg til analyser av mindre prisendringer og i mindre grad egne seg til å analysere effekter av prishopp. Dette kan for eksempel være en utfordring i analyser av de prisendringene på energivarer som er nødvendig framover for å holde temperaturøkningen i tråd med Parisavtalen.

Gitt at elastisiteten er gyldig i den situasjonen som analyseres, og graden av prisovervelting er kjent, vil en direkte priselastisitet være egnet til å anslå utslippseffekter, både på kort og lang sikt, av endringer i avgifter eller subsidier som påvirker prisen på varen. Metoden sier noe om aktørens tilpasning til endringer i et virkemiddel og fanger dermed opp atferdsresponsen. En elastisitet alene (enkel partiell modell) vil imidlertid kun si noe om effekten av endringer i en enkelt avgift på etterspørselen etter en energivare. Den vil ikke fange opp samspill med andre virkemidler, hvis disse også endres, eller tilpasninger gjennom ev. kryssprisseffekter. Beregnet ny etterspørsel etter prisendringen på bakgrunn av priselastisiteten representerer en ny likevekt, men sier ingen ting om tilpasningen (tidsforløpet) fram til denne. Metoden er slik sett statisk, men forskjellen mellom kortsiktige og langsiktige elastisiteter gir uttrykk for hvor mye tilpasningen endres over tid. Teknologitrender kan være

en del av estimeringsgrunnlaget og dermed implisitt være fanget opp i hvordan etterspørsel påvirkes av prisendringer. Men en elastisitet består av en enkelt parameter og denne typen virkemiddelanalyser vil ikke synliggjøre utvikling, opptak og tilpasninger til ny teknologi. I tillegg kan, som tidligere nevnt, store framtidige teknologendringer medføre problemer med å finne estimerte elastisiteter som er relevante for ex ante analyser av langsiktige prisendringer.

Alle disse begrensningene gjør at enkle elastisiteter er best egnet til å si noe om effekter på etterspørsel og utslipp av mindre endringer, i for eksempel avgifter, på en begrenset del av økonomien på kort sikt. Dersom avgiften dekker store deler av økonomien, slik som CO₂-avgiften i Norge, vil ikke enkle elastisiteter for ulike energivarer kunne fange opp alle tilpasninger. Analyser av langsiktige endringer i brede virkemidler som griper inn i større deler av økonomien bør derfor helst analyseres med større partielle eller aller helst generelle likevektsmodeller, for å kunne fange opp alle tilpasninger. Slike modellberegninger vil også kunne anslå de langsiktige effektene på utslipp (og andre forhold), som jo er de mest interessante i klimasammenheng. Det er da også viktig at slike modeller bygger på gode elastisiteter.

Analyser med bruk av elastisiteter kan enkelt få fram sensitiviteten i resultatene, og dermed usikkerhet, ved at anslaget på elastisiteten endres. Dette kan brukes til å illustrere mulige effekter på utslipp av en avgiftsendring. Variasjonen i valg av elastisiteter bør imidlertid underbygges. For at valg av ulike elastisiteter skal kunne si noe om usikkerhet må det ligge en analyse av hvilke faktorer det er som kan påvirke elastisiteten og i hvilket omfang. Elastisiteten kan ikke alene si noe om hvorvidt usikkerheten består i endringer i inntekt, teknologi, preferanser eller tilgang på substitutter. Til det er det behov for analyser utenfor modellen.

Til tross for at estimerte etterspørselastisiteter kan variere med valg av data og estimeringsmetode, virker resultatet om at etterspørselen etter energivarer går ned som følge av økte priser og at den prosentvise etterspørselsvirkningen er mindre enn prisendringen å være relativt robust.

Styrken til enkle elastisiteter er at de fanger opp atferdsresponsen på en enkel måte. Utvalget mener at et mer systematisk arbeid med slike elastisiteter kan være et første steg for å bedre representasjonen av atferdsrespons i klimapolitikken. Utvalget mener derfor at bruken av enkle partielle elastisiteter bør kunne utvides utover slik de brukes av Finansdepartementet i dag. Spesielt med tanke på å inngå i analyser av utslippseffekter av endringer i statsbudsjettet som direkte påvirker priser, slik som avgifter og subsidier, og som supplement til tiltaksanalyser.

Siden Finansdepartementets elastisiteter primært brukes til andre formål enn å anslå utslippseffekter, mener utvalget at det bør utarbeides nye anslag på både kortsiktige og langsiktige elastisiteter for å anslå effekt på utslipp. I et slikt videreutviklingsarbeid er det flere forhold som bør være sentrale. På den ene siden må det tas hensyn til at priselastisiteter varierer mellom energivarer, sted og aktører, med inntekt og tilgangen til substitutter og over tid, for eksempel som en følge av den teknologiske utviklingen. Stor variasjon i estimatene mellom land tilsier forsiktighet med å bruke estimerte elastisiteter fra andre land. Norske data bør derfor inngå i et videreutviklingsarbeid. Hvor detaljert oppsplitting som bør gjøres på ulike grupper og

hvor ofte analysene bør oppdateres vil imidlertid måtte vurderes opp mot hva den enkelte analysen skal brukes til og ressursbruken. I tillegg er det viktig at modell og metode er transparent og lett å oppdatere. På den andre siden er estimeringen av priselastisiteter følsom for blant annet valg av data, estimeringsperiode, aggregeringsnivå og modell. Dette kan indikere at en bør være forsiktig med å legge for stor vekt på ett enkelt estimat eller en enkelt studie ved valg av elastisitet. Det kan tilsi at enkeltstudier for ett land for eksempel bør sjekkes opp mot og muligens justeres på bakgrunn av tilsvarende studier fra naboland og/eller resultatene i metastudier.

5. Norske sektormodeller

Dette kapitlet beskriver og vurderer partielle sektormodeller som kan brukes i virkemiddelanalyser på klimaområdet i Norge. Vi fokuserer her på modeller for transport-, energi- og jordbrukssektoren, og vurderer behov for videreutvikling av modellene og anbefalinger for bruk i virkemiddelanalyser.

5.1 Innledning

For å kunne vurdere effekter av virkemidler på klimagassutslipp og andre utfall ex ante, det vil si før et virkemiddel er innført, brukes modeller for å predikere framtidig utvikling. Modeller kan også benyttes for å vurdere effekter av allerede eksisterende virkemidler ved å sammenlikne scenarier med og uten virkemidlene inkludert. I dette kapitlet konsentrerer vi oss om partielle modeller som beskriver økonomiske sammenhenger og klimagassutslipp for deler av økonomien, nemlig transport, energi og jordbruk. Som vist i avsnitt 2.2 er disse modeller som er brukt i virkemiddelanalyser i forvaltningsøyemed i Norge.

Kjernen i en partiell likevektsmodell er etterspørsel og tilbud i ett (eller flere relaterte) markeder. Etterspørsel etter for eksempel transport fra husholdninger og bedrifter møter private og offentlige bedrifter som tilbyr transportløsninger. Myndighetene kan rette virkemidler mot etterspørselen eller tilbudet av transport, eller de kan regulere transportmarkedet, slik at transportløsninger og dermed klimagassutslipp påvirkes. Størrelsen av effekten på transportvolum, -sammensetning og utslipp avhenger av hvordan etterspørere og tilbydere reagerer på virkemidlene. Analytisk kan ett marked (normalt) beskrives ved en etterspørselskurve som er fallende i pris per enhet av godet og en tilbudskurve som er økende i prisen. Virkemidler kan gi skift i etterspørsel og/eller tilbud og dermed skape en ny likevekt i markedet. I mange detaljerte modeller vil både etterspørselsatferd og tilbudsatferd påvirke resultatet, og modellene kan representere mange varer/ tjenester, flere koblede markeder, teknologiske sammenhenger, budsjettrestriksjoner mv. Modellene er imidlertid partielle og fanger derfor ikke opp effekter i andre sektorer eller vekselvirkninger med andre deler av økonomien. Modellene for transport, energi og jordbruk som omtales her er generelt svært detaljerte og kan brukes til å analysere utslippseffekter av et bredt spekter av virkemidler rettet mot sektorene som dekkes. De er imidlertid utviklet, og brukes i dag, primært til andre formål.

Modeller som skal anvendes til framskrivninger og effektanalyser for framtidige perioder må formuleres etter hvilke sammenhenger de skal ivareta (vanligvis basert på økonomisk teori), og det må gjøres tallfesting av sentrale parametere i modellene (som etterspørselastisiteter). Atferdsrespons og andre sammenhenger i økonomien er i modellene tallfestet ved hjelp av kalibrering eller ved bruk av estimater fra økonometriske analyser, eller en kombinasjon av disse. For å vurdere modellene er det viktig å vite hva som er de viktigste antakelsene om empiriske sammenhenger og hva slags data som er brukt til å kvantifisere disse.

I utvalgets første rapport ble sektormodellene diskutert overordnet. Formålet med dette kapitlet er å gjøre en vurdering av modellenes styrker og svakheter ut ifra hvor egnet modellene er til å vurdere effekter av ulike virkemidler, samt komme med anbefalinger til videreutvikling av modellene. Vurderingene av modellene gjøres i henhold til kriteriene i avsnitt 2.3. Vurderingen tar også hensyn til datatilgjengelighet, at metodene skal være anvendelige som analysegrunnlag for politiske beslutninger, samt en vurdering av forholdsmessighet.

I dette kapitlet presenteres og vurderes først en gruppe transportmodeller som inngår i transportvirksomhetenes modellsystem, nemlig persontransportmodellene NTM6 og RTM, Nasjonalt godsmodellsystem og kjøretøymodellen BIG. I avsnitt 5.3 presenteres og vurderes energimodeller, med fokus på modellene TIMES og LIBEMOD, før to modeller for jordbrukssektoren, Jordmod og CAPRI diskuteres. Avsnitt 5.5 beskriver hvilke utslippsskilder som i dag ikke er dekket av sektormodeller i Norge, mens 5.6 drøfter det empiriske grunnlaget for sektormodellene. I avsnitt 5.7 diskuteres etterprøving av modeller og 5.8 oppsummerer utvalgets vurdering og anbefalinger.

5.2 Transportvirksomhetenes modellsystem

Transportvirksomhetenes modeller består av en rekke ulike modeller og modellsystemer, herunder persontransportmodellene NTM6 og RTM, Nasjonalt godsmodellsystem og kjøretøymodellen BIG. Person- og godstransportmodellene er først og fremst utviklet for å beskrive de transportmessige konsekvensene av bl.a. investeringer i transportsystemet. Det primære formålet med disse modellene er å bidra til transportplanlegging. Eksempler på bruksområder er utredning av infrastrukturtiltak innen vei og jernbane, pakker av tiltak i større byer og endringer i kollektivtilbud. Modellene brukes også til framskrivninger av person- og godstransport, blant annet til Nasjonal transportplan (NTP), samt til en rekke andre offentlige plan- og utredningsoppgaver.

Analyse av utslippseffekter er ikke hovedformålet med disse modellsystemene, men slike effekter kan på ulike måter beregnes med bakgrunn i resultater fra modellkjøringene. I første rapport fra Teknisk beregningsutvalg for klima ble det imidlertid pekt på noen forhold som utslippsanslagene ikke tar høyde for:

- Alle mulige tilpasninger hos de ulike aktørene inngår ikke, for eksempel overgang til elbil eller endring i bosted som følge av økt drivstoffpris.
- Lokalisering av boliger, arbeidsplasser og andre mulige reisemål mv. inngår som eksogene faktorer i modellene og dette kan være en urealistisk antakelse dersom man ønsker å se på større endringer i virkemidler, spesielt på lang sikt.
- Utslippsvirkninger i andre sektorer ved endringer i transportsektoren inngår ikke.

Det ble derfor pekt på at ved tolkning av resultatene fra modellkjøringene, er det viktig å ha oppmerksomhet om begrensningene og å sammenholde dem med andre kilder til kunnskap om de sammenhengene som studeres.

Siden forrige rapport har utvalget vurdert nærmere hvor egnet transportmodellene er til å analysere klimaeffekter av ulike typer virkemidler. Formålet er å vurdere modellapparatet og det eksisterende datagrunnlaget, samt å peke på muligheter for å videreutvikle modellene og å forbedre datagrunnlaget. Utvalget har konsentrert seg om å vurdere de mest sentrale modellene, dvs. persontransportmodellene, nasjonalt godsmodellsystem og BIG-modellen.

Som grunnlag for utvalgets vurderinger bestilte Samferdselsdepartementet en rapport fra TØI og Menon om transportmodeller for klimaanalyse. Denne rapporten er vedlagt.

5.2.1 Beskrivelse av modellsystemet

For en detaljert beskrivelse av transportvirksomhetenes modellsystem viser vi til den vedlagte rapporten fra TØI og Menon om Transportmodeller for klimaanalyse. Her gir vi en kort beskrivelse av de tre viktigste modellene/modellsystemene som omtales i rapporten, dvs. persontransportmodellene, BIG-modellen og nasjonalt godsmodellsystem.

Persontransportmodellene består av én modell for innenlandske reiser over 7 mil (NTM6), og fem regionale persontransportmodeller for reiser under 7 mil (RTM). Modellene er tilnærmet heldekkende for den innenlandske persontransporten. Modellene kan beskrives som «bottom-up»-modeller. De bygger på disaggregerte reiseatferdsdata for individer og husholdninger og geografisk kodede nettverk som beskriver transportinfrastrukturen og rutetilbudet i stor detalj. Modellene kombinerer mikroøkonomisk baserte modeller for valg av reisehyppighet, reisemål, reisemiddel og reiserute med matematiske nettverksmodeller for transportsystemet, dvs. veier, jernbaner, havner og lufthavner. Klimagassutslippene beregnes som funksjon av etterspørselen rettet mot de ulike reisemidlene og av reisemidlenes respektive energieffektivitet og utslippsintensitet. Modellene gir resultater på et relativt detaljert geografisk nivå, men disse kan aggregeres opp til større enheter.

Både NTM6 og RTM er etterspørselsmodeller, dvs. at man kan studere effekter på etterspørselen av tiltak som medfører endringer i faktorer som påvirker folks reisevalg, som for eksempel reisetid, reisekostnader, kollektivruiter og veitilbud. Man kan også studere effekter som følge av endringer i for eksempel inntektsvekst, befolkningssammensetning og bosettingsmønstre i disse modellene.

Persontransportmodellene er partielle likevektsmodeller, dvs. at de analyserer effekten av et virkemiddel i en ny likevekt, men sier ingenting om forløpet fram dit. Siden modellene er partielle tar de ikke hensyn til vekselvirkningene mellom samferdselssektoren og resten av økonomien. Dette kan være en rimelig antakelse ved små endringer og ved endringer som i hovedsak virker i transportsektoren.

Aktørene i modellene er først og fremst individer og husholdninger som kan ta beslutninger om bilhold, førerkortinnhav og reiseatferd. Aktørene er heterogene i form av at de varierer i kjønn, alder, husholdsstørrelse og -type, utdanning, sysselsetting, mm., og fordi de opptrer i ulike sosiogeografiske kontekster.

Individenes atferdsvalg er som hovedregel endogent bestemt i **RTM** og **NTM6**. Det gjelder i første rekke valget av reiseatferd, dvs. reisehyppighet, reisemål, reisemiddel og reiserute. En del variabler eller parametre som spesifiseres eksogent i tradisjonelle makromodeller, beregnes endogent i persontransportmodellene. Dette gjelder f.eks. priselastisitetene. Førerkortinnhav og bilhold på sonenivå blir endogent bestemt i bilholds- og førerkortmodeller og vil variere ut fra demografi, geografi mv. Aller viktigst blant de eksogene variablene er de ulike transportnettverkens egenskaper. Befolkningssammensetning og utvikling i privat konsum angis eksogent, på bakgrunn av framskrivinger fra Statistisk sentralbyrå (SSB) og Finansdepartementet.

Teknologiendringer på personbilsiden er lite oppdatert. Modellene inkluderer ikke valg mellom ulike typer personbiler og all bilbruk antas å medføre samme kilometerkostnad. Det vil si at modellen ikke skiller mellom nullutslippsbiler, hybrider og biler med forbrenningsmotor. Dette er i ferd med å utbedres. TØI har blant annet utviklet egne modellversjoner som opererer med ulike kostnader for hhv. elbiler, hybrider og fossilbiler. I siste offisielle modellversjon etableres også en egen inputfil som angir andel av hver av de tre bilkategoriene i alle modellens soner. Dersom en har gode modeller for regional framskriving av bilparken kan dette legges inn i en beregning for et framtidig år. Siden modellen er basert på observert reiseatferd, vil modellen ikke uten videre kunne fange opp teknologiske nyvinninger som introduseres i perioden som analyseres.

Parameterne i modellene er estimert på grunnlag av de landsomfattende reisevaneundersøkelsene (RVU) om befolkningens faktiske reiseatferd. RVU gir en rekke opplysninger om de personene som reiser og om de reisene som foretas. For å forstå og forutsi reiseatferden må en ha informasjon også om de reisealternativene som aktørene står overfor, men som ikke blir valgt. I nettverksmodeller for transportsystemet fanges egenskaper ved de ulike reisealternativene opp, som pris, reisetid og avgangshyppighet.

BIG-modellen er først og fremst et regnskapssystem for kjøretøyparken. Den knytter forbindelsen mellom beholdningen av kjøretøy ved utløpet av hvert år med de ulike strømmene inn og ut av bestanden hvert år. Tilgangen på nye kjøretøy hvert år er eksogen input til modellen, og sammensetningen av nybilsalget bestemmer hvordan kjøretøyparken utvikler seg. Bestanden av kjøretøy er dermed endogen. I tillegg til regnskapssystemet har modellen en tilleggsmodul basert på en estimert logit-modell som ser på selve bilkjøpsbeslutningen. Denne bilkjøpsmodulen omfatter imidlertid kun personbilparken. Selve virkemiddelanalysen kan dermed sies hovedsakelig å være basert på logit-modellen, og ikke kun regnearkmodellen.²⁰

I logit-modellen er bilmodellenes og de ulike energiteknologienes markedsandeler endogen output, men samlet nybilsalg må likevel angis eksogent. Eksogene variabler i bilkjøpsmodulen er kjøpsavgifter, drivstoffavgifter og -priser, samt strømpriser. Noen teknologiegenskaper, som f.eks. elektrisk rekkevidde, kan også angis eksogent. Bilkjøpsmodulen er basert på en antakelse om at bilkjøperne velger den modellvarianten som gir størst nytte, men modellen har ingen aktører og inneholder ingen opplysninger om personene eller foretakene som kjøper bil.

Nasjonalt godsmodellssystem består av de tre modellene Nasjonal Godstransportmodell (NGM), GodsNytte og Pingo. Modellsystemet er heldekkende for varestrømmer innenriks, og dessuten for import, eksport og transitt, og har både en etterspørsels- og en tilbudsside. Etterspørselssiden er representert ved et sett varestrømsmatriser, en database over bedrifter i hver sone og modellen Pingo. Tilbudssiden er representert ved kostnadsfunksjoner og en nettverksmodell.

Varestrømsmatrisene – én for hver av 39 vare-grupper – representerer årlig vareflyt mellom norske kommuner og mellom norske kommuner og utlandet. Varestrømmene mellom soner brytes ned til strømmer mellom bedrifter i de respektive sonene. Nettverksmodellen beskriver de fysiske framføringsårene for vei-, sjø-, jernbane- og fly-transport, samt omlastingspunkter (terminaler og havner) mellom disse. Kostnadsmodellen og logistikkmodulen brukes til å optimalisere sendings-størrelse, sendingsfrekvens og transportmiddelvalg. GodsNytte er en ettermodell til NGM som brukes til å beregne den samfunns-økonomiske nytten. Likevektsmodellen *Pingo* representerer hele den norske økonomien og brukes blant annet til å regionalisere

²⁰ Som vist til i kapittel 3 kan logit-modellen sies å være et eksempel på en strukturell økonometrisk modell som brukes til prediksjon av bilkjøp ved endringer i kostnader (og andre karakteristikker?)

nasjonale framskrivingsbaner for verdiskaping. De regionaliserte vekstbanene knyttes så til varestrømmer mellom og internt i hver sone i NGM. Modellsystemet for gods-transport kan karakteriseres som en blanding av «top-down»- og «bottom-up»-modeller.

Modellsystemet skiller ikke spesifikt mellom ulike aktører, men fanger opp heterogenitet i bedriftsstørrelse via disaggregerte varestrømsmatriser. Det som bestemmes endogent i NGM er sendingsfrekvens, transportkjeder og kjøretøy/fartøy. Det er ikke i utgangspunktet lagt til rette for endring i kjøretøyteknologi (eks. fra diesel til el), men modellsystemet kan endres for å legge til rette for eksogene endringer i tids- og distanseavhengige kostnader som følge av teknologitvikling og andre typer kjøretøy.

Modellsystemet gir partielle likevektsløsninger og legger til rette for komparativ statikk, men sier ikke noe om veien fra en likevekt til en ny. Modellsystemet vil f.eks. ikke kunne predikere hvorvidt det oppstår ny produksjon på lokaliteter hvor det ikke er produksjon av denne varetypen i utgangspunktet, eller hvordan bedriftseiere velger å omstrukturere driften i færre eller flere produksjonsenheter.

5.2.2 Vurdering av modellsystemet

Samlet sett gir transportmodellene muligheter for å vurdere utslippseffekter av en rekke virkemidler. Modellsystemene er imidlertid i liten grad integrert, og dette gjør modellene mindre egnet til å vurdere effekt av virkemidler som påvirker hele transportsektoren, direkte eller indirekte. Man kan imidlertid kjøre alle modellene hver for seg for delvis å bøte på dette problemet. Modellene er også partielle og fanger derfor ikke opp effekter i andre sektorer eller vekselvirkninger med andre deler av økonomien. Modellene er videre relativt komplekse, og for enkelte formål kan de tenkes å være unødig komplekse.

Utvalget mener dagens transportmodellsystem er godt egnet til å vurdere utslippseffekter av klimavirkemidler som primært har virkninger i transportsektoren. Dette gjelder virkemidler som f.eks. samferdselsinvesteringer, endringer i kollektivtilbud og endringer i bompengetakster. Det bør arbeides med forbedringer gjennom å samordne modellene bedre og ved å videreutvikle persontransportmodellene med differensierte kostnadsfunksjoner for personbiler med ulike drivlinjer.

Når det gjelder analyser av virkemidler med sektorover-gripende effekter, som f.eks. endringer i CO₂-avgiften, så mener utvalget at det trolig vil være andre modeller som er bedre egnet til dette formålet, f.eks. elastisiteter (kortsiktige

virksomheter) og makromodeller (langsiktige virkninger), da transportmodellene kan synes unødig komplekse, samt at virkemidlene vil ha effekter også i andre sektorer. I tillegg bør det arbeides med et forenklet modellsystem som er bedre rettet mot utslippseffekten av klimapolitiske virkemidler og som er koblet opp mot energimodeller.

TØI og Menon nevner i rapporten at en mulig synergigevinst ved det samlede modellapparatet er knyttet til beregning av priselastisiteter for drivstoff. Drivstoffprisen, og dermed også avgifter på drivstoff, påvirker omfanget av veitrafikk på minst tre måter:

- (i) direkte via endret bruk av de bilene vi allerede har
- (ii) indirekte via endret sammensetning av nybilkjøpet og bilparken
- (iii) indirekte via endring i samlet bilhold

Den kortsiktige virkningen av (i) kan beregnes ved hjelp av persontransportmodellene, mens virkningen av (ii) på kort sikt kan beregnes ved hjelp av bilkjøpsmodulen i BIG, og den langsiktige virkningen ved å framskrive bilbestanden under ulike alternativer mht. nybilsalgets sammensetning ved hjelp av BIG. Virkningen i (iii) fanges imidlertid ikke opp av noen av de nåværende modellene. For å beregne virkningen i (iii) må man utvikle en modell for husholdningenes samlede biletterspørsel.

«Rebound-effekten» dreier seg om at aktørene tilpasser seg ved å kjøre mer når kjøretøyene blir mer energieffektive fordi prisen per kjørte km da blir lavere. Dette innebærer at en virkemiddelendring som gir økt energieffektivitet ikke nødvendigvis vil få full effekt på klimagassutslippene. Unntaket er energieffektivisering i form av overgang til (hel) elektrisk framdrift. Størrelsen på rebound-effekten vil typisk avhenge av virkemidlene som tas i bruk.

Persontransportmodellene tar hensyn til den kortsiktige rebound-effekten, men verken disse eller BIG tar hensyn til den langsiktige rebound-effekten via endring i samlet bilhold. Å utvikle modellapparatet til også å kunne beregne størrelsen på samlet rebound-effekt ved ulike virkemiddelendringer kan ifølge TØI og Menon være en verdifull videreutvikling. Utvalget er usikker på om det å benytte transportmodellene til å beregne priselastisiteter på drivstoff gir noen merverdi utover å benytte enklere metoder for å beregne elastisiteter, jf. kap. 4, men mener dette er noe man kan vurdere.

5.3 Energimodeller

5.3.1 Innledning

Det finnes ulike typer energimodeller. I utvalgets første rapport ble det gitt en beskrivelse av energimodellene TIMES og LIBEMOD som er i bruk i Norge. I denne rapporten bygger vi videre på vurderingene som ble gjort i den første rapporten og har gått grundigere inn i modellene TIMES og LIBEMOD, som spesielt har vært benyttet i forbindelse med analyser av klimavirkemidler. TIMES benyttes i mange land, og også av det Internasjonale energibyrået (IEA) til klimarelaterte analyser.

Energimodeller er i mange land viktige i analyser av klimapolitikk, siden de fleste land har energisystemer som i større grad enn i Norge baserer seg på fossil energi. Etter hvert som også transport elektrifiseres, blir transportsektorens forbruk av kraft stadig viktigere å modellere i energimodeller. Dette er til en viss grad innarbeidet i noen modeller i dag, men trenden er økende.

Det er flere miljøer i Norge som utvikler og anvender ulike typer energimodeller, for eksempel SINTEF, NMBU, Frischsenteret og IFE. NVE (Norges vassdrags- og energidirektorat) har som energimyndighet både modeller selv, og samarbeider med andre om modellutvikling. Også Statnett har egne modeller. Det er også modeller i bruk hos ulike konsulenter. Thema Consulting har for eksempel utviklet TheMA-modellen som er en modell for det europeiske kraftmarkedet. Modellen brukes til en rekke ulike formål, blant annet utarbeidelse av prisprognoser, scenarioanalyser og investeringsanalyser. Den har også vært benyttet av Thema til analyser av klimapolitikk.

Forskningsrådet har over tid støttet utvikling og videreutvikling av flere modeller. I 2017 arrangerte Forskningsrådet en workshop som samlet ulike miljøer for å se på forskning knyttet til langtidsmodellering av det norske, nordiske og europeiske energisystemet. I etterkant av workshopen ble det laget en oppsummerende rapport (Forskningsrådet 2017). I rapporten er det gjort en vurdering basert på innspill fra modelleiere og – brukere, av hvordan modellverktøyene bør videreutvikles for å kunne adressere framtidige behov. Økt involvering med brukerne av modellene (myndigheter på ulike nivåer) og økt kompetanse hos brukerne pekes på som et forbedringspunkt. Det vurderes også at det i tillegg

vil være viktig med økt samarbeid mellom miljøene om koblinger mellom modellene og datatilgang mv., og at det er et ønske om bedre integrasjon mellom sektorer og modelltradisjonene (økonomi og energi), mer oppdaterte data og samordning av data. For modellene pekes det på særlig fire områder med behov for videreutvikling; fleksibilitet og effekt, forbrukere (herunder atferd), usikkerhet og omfang (geografisk o.a.). Fleksibilitet i tilbud og etterspørsel etter energi og håndtering av effekttopper blir stadig viktigere i energimarkedene. Energimarkedene er i stor endring, og det innebærer behov for å oppdatere og videreutvikle mange modeller. Det pekes videre i rapporten på at teknologivalg, forbruk og atferd ikke er godt nok representert i dagens modeller. Samtidig pekes det på at datatilgangen også vil bli større med AMS-målere hos alle forbrukere i EU og EØS.

LIBEMOD er et eksempel på en partiell likevektsmodell der både tilbudssiden og etterspørselssiden er modellert endogent, mens TIMES er et eksempel på en teknologirik modell der etterspørselen etter energitjenester som oftest er eksogen.²¹

Det finnes også en rekke andre mer fysiske/tekniske energimodeller som utvikles og anvendes av energimyndigheter og forskningsmiljøer. Disse modellene er ikke vurdert her, siden de vurderes som lite aktuelle for virkemiddelanalyser på klimafeltet.

5.3.2 TIMES (The Integrated MARKAL-EFOM System)

Om modellen

TIMES (The Integrated MARKAL-EFOM System) er en teknologirik energisystemmodell som er utviklet i regi av det Internasjonale energibyrået (IEA) (Energy Technology Systems Analysis Programme, 2016). Modellen er utviklet gjennom IIEAs ETSAP-gruppe, og benyttes av IEA til ulike scenarioanalyser. TIMES er i bruk i 70 land og anvendes i analyser på globalt, regionalt, nasjonalt og lokalt nivå.

IFE (Institutt for energiteknikk) har i samarbeid med NVE utviklet en TIMES-modell for Norge, TIMES-Norway. Modellen kan benyttes alene eller i samspill med NVEs kraftmarkedsmodeller. Beskrivelsen av modellen er blant annet basert på dokumentasjonsnotat fra IFE (IFE 2013 og 2015), rapporten fra Forskningsrådet (2016) om ulike energimodeller og dialog med NVE.

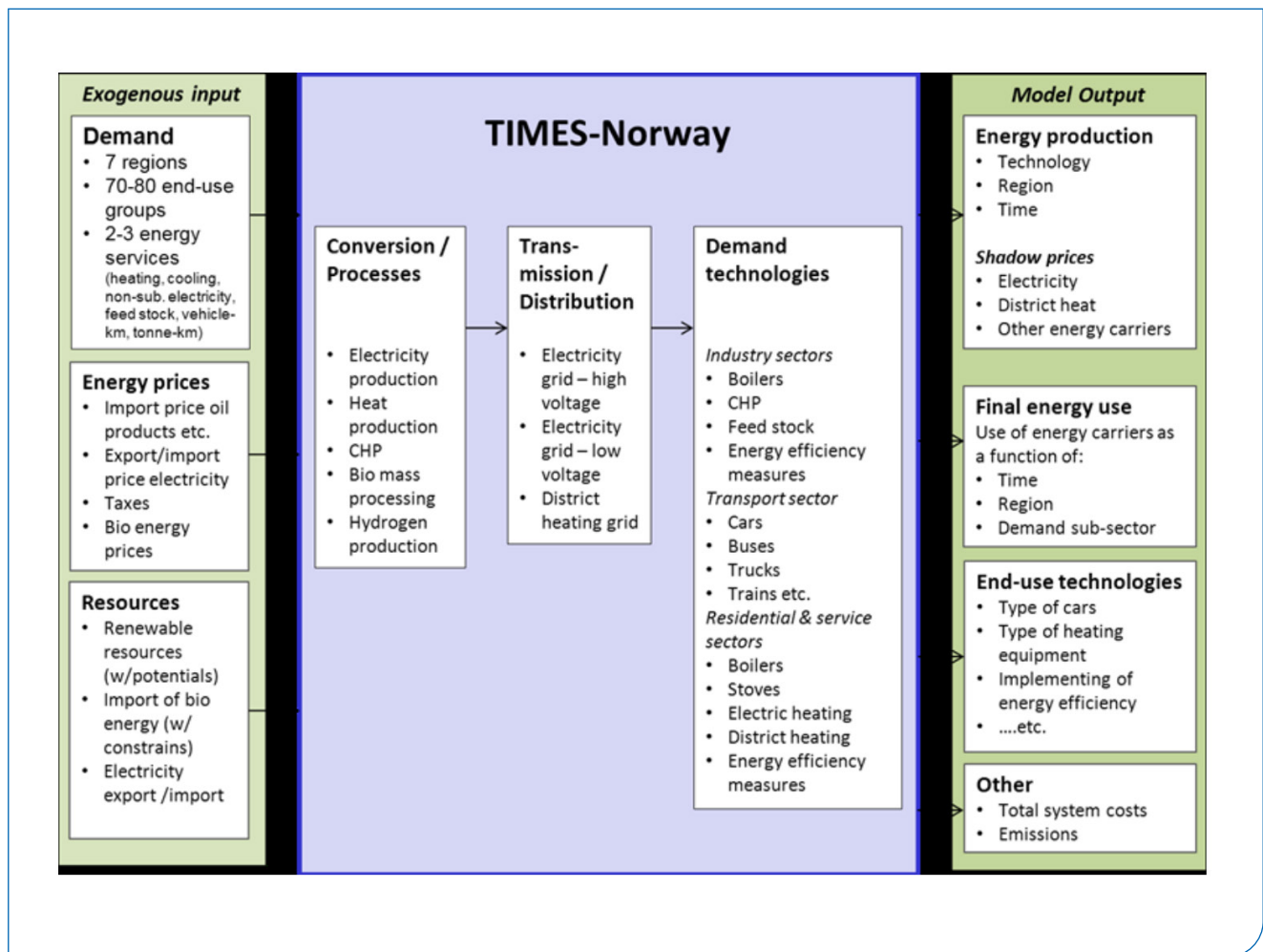
²¹ Det er mulig å legge inn elastisk etterspørsel i modellen (egenpriselastisiteter), men dette er ikke gjort i norske analyser så vidt utvalget er kjent med, men vurderes av NVE.

NVE har hovedsakelig benyttet modellen til analyser av energibruksutvikling, men også til helhetlige analyser av energisystemet og spillet mellom produksjon og forbruk, blant annet i forbindelse med Fornybardirektivet. IFE har blant annet brukt TIMES-modellen i arbeidet med IEAs Nordic Energy Technology Perspectives, som var en nordisk versjon av IEAs Global Energy Technology Perspectives 2016. Rapporten er en scenario-basert analyse av hvordan de nordiske landene kan oppnå et nær karbon-nøytralt energisystem (Nordic Energy Research og IEA, 2016).

TIMES-modellen er en teknisk-økonomisk modell av energisystemet, og brukes til å finne hvilke teknologier det investeres i og hvilke energivarer og teknologier brukerne vil velge ved ulike energipriser, skatter/subsidier, investeringskostnader, virkningsgrader osv. Energisystemet i TIMES-Norway modelleres med grunnlag i energibalansen og måles i fysiske størrelser. Modellen

optimerer energisystemet fra ressurser, via kraft- og varmeproduksjon til overføring av kraft/varme og til sluttbruk av energi og forutsetter perfekt konkurranse i markedene. Energisystemet er modellert i detalj, mens koblingen mellom energisystemet og resten av økonomien er utenfor modellen. Skissen under (figur 5-1) viser oppbygningen av Times-Norway og output fra modellen.

Energietterspørselen er i den norske TIMES-modellen delt inn i elspesifikt behov, varmebehov, energi til råstoff i industrien, og transportbehov. Produksjon av energi er delt inn i uregulert og regulert vannkraft, vindkraft, solkraft, termisk kraft (bio/gass) og fjernvarme. Alle deler av økonomien som bruker eller produserer energi er inkludert; bygg, industri, transport, og husholdninger med tilhørende utslipp. Også prosessutslipp fra industrien inngår i modellen. Av klimagassene er kun CO₂-utslipp inkludert. Oppdelingen i sektorer vil være avhengig av hva man ønsker å studere og tilgangen på data.



Figur 5-1. Illustrasjon av oppbygningen av Times Norway. Kilde: Bye, B. m.fl. (2016).

Tilbudssiden og etterspørselen etter den enkelte energibærer og teknologi er endogen gitt og svært detaljert beskrevet i modellen. Forbrukerne kan velge mellom en rekke teknologier og energibærere. Samlet etterspørsel etter definerte energitjenester (for eksempel oppvarming og transport) er derimot eksogen gitt og bestemmer til en viss grad samlet tilbud. Siden energieffektivisering er en av substitusjonsmulighetene i modellen, er sluttbruk av energi likevel ikke nødvendigvis gitt i modellen. Videre har ulike teknologier ulik virkningsgrad, noe som innebærer at mengden energi som kreves for samme tjeneste avhenger av valgt teknologi. Energi priser nasjonalt, herunder kraftpriser i de ulike regionene i Norge, bestemmes endogen, mens verdensmarkedspriser for energi er eksogene. Teknologikostnader, ressurskostnader og –tilgjengelighet er eksogen gitt, og oppdateres mer eller mindre kontinuerlig når det vurderes å være behov, blant annet med NVEs vurderinger av kostnader i energisektoren. Modellverktøyet til Times åpner for å legge inn egenpriselastisiteter, og dermed modellere etterspørselen etter energitjenester endogen. Dette er ikke gjort i Times-Norway i dag, men NVE vurderer å benytte denne muligheten.

TIMES-modellen bygger på rasjonelle aktører som minimerer egne kostnader knyttet til gitt etterspørsel etter energitjenester. Modellen beregner hvilken sammensetning av teknologier, og investeringer i dem, som til lavest kostnad dekker den gitte etterspørselen etter en energitjeneste. Dersom priser på innsatsfaktorene endres på kort sikt, for eksempel som følge av høye strømpriser en vinter, vil modellen respondere ved å substituere sluttbruket mot billigere alternativer. Dersom prisene endres over lengre tid vil modellen respondere med å investere i andre teknologier, inkludert energieffektivisering. Det er altså etterspørselen etter energitjenester, for eksempel oppvarming og transport, som er eksogen gitt, mens etterspørselen etter den enkelte energibærer og til dels energibruken er endogen bestemt. Dersom prisendringer gjør at den relative lønnsomheten til to alternative teknologier endres, vil aktørene i modellen velge å investere i den billigste teknologien. Det kan imidlertid legges inn en viss treghet i modellen, slik at ikke alle skifter umiddelbart. Også andre forhold som påvirker lønnsomheten, som investeringskostnader, virkningsgrader, og andre egenskaper ved teknologier, har betydning for valg av teknologier.

Generell diskonteringsrate i modellen er på 6 %. Denne gjelder i hovedsak for de større profesjonelle aktørene. Det brukes implisitte rater for husholdninger og yrkesbygg

og persontransport med utgangspunkt i EU sin PRIMES-modell²². I utgangspunktet har modellen «perfekt framsyn» og dermed full innsikt i kostnadsutvikling og teknologitilgang over hele analyseperioden. Aktørene vil dermed investere i teknologier som over analyseperioden er de mest lønnsomme. Men den kan også tilpasses på ulike måter for å i større grad simulere mer realistiske beslutningsprosesser hos aktørene. For eksempel kan den kjøres «nær-synt», som innebærer at investeringsbeslutninger gjøres med kortere investeringshorisont, man kan legge inn tregheter som gjør at utskifting av teknologier begrenses, eller man kan legge inn sektorspesifikke og teknologispesifikke implisitte diskonteringsrater som gjør at modellen reflekterer mer reell diskontering hos ulike sluttbrukere. Sammenholder man resultater fra analyser med ren kostnads optimalitet med simuleringer av utvikling mer i tråd med reell atferd, vil eventuelle differanser kunne gi en pekepinn på områder som kan være aktuelle for politikktiltak for å oppnå større grad av kostnadseffektivitet i energisystemet.

Siden hele energisektoren er inkludert får modellen også fram begrensninger i ressurstilgang. Dersom det for eksempel blir stor etterspørsel etter bioenergi produkter fra mange sektorer, vil denne begrensede ressursen bli dyrere i bruk, og en eventuelt øvre begrensning på tilgangen vil bli synlig. Samtidig er import tilgjengelig, for eksempel av bioenergi.

I TIMES - NO er året delt inn i 52 uker som igjen er delt inn i 5 tidsperioder. I modeller som skal vurdere energisystemer inkludert kraftsystem med nett er det generelt viktig å kunne modellere endringer i tilbud og etterspørsel etter energitjenester over året. Avhengig av type sektor har de en elspesifikk lastprofil og en varmelastprofil over året. Denne er spesifisert av NVE. Modellen er også delt inn i fem ulike geografiske regioner (NO-områder) for å kunne se på kapasitetsutfordringer (kraftoverføring) i ulike regioner. Eksisterende kapasitet (produksjon og overføring) er modellert i detalj innenfor de ulike regionene. Modelleringen av transportsektoren har også blitt forbedret, samtidig som transportsektorene har blitt stadig viktigere for kraftsystemet. I forbindelse med Klimakur 2030 har kostnader for transport fra Klimakur 2030 blitt innarbeidet i TIMES (NVE 2019).

Alle teknologiene er beskrevet ved investerings- og driftskostnader, virkningsgrader, levetider og ved den eksisterende kapasiteten i basisåret. Basisåret for TIMES-Norway er nå 2018. Tidshorisonten i modellen er fra i dag til 2050. Tallene for energibruk kommer

²² PRIMES er en energisystemmodell utviklet på Energy-EconomyEnvironment Modelling Laboratory (E3MLab) og ICCS ved Det nasjonale tekniske universitetet i Aten. Modellen er beskrevet i rapporten Primes Model 2013-2014 (E3MLab og ICCS, 2013-2014).

fra industristatistikken og energibalansen til SSB. Etterspørselen etter ulike energitjenester er basert på egne vurderinger, dokumentert i IFE-rapport 2012/001 (IFE 2012), men oppdateres årlig av NVE. Etterspørselen i bygg framskrives «bottom-up» i en egen Excelmodell, basert på historiske tall, vurderinger av framtidig utvikling og ulike kilder for framskrevet utvikling av befolkningsvekst (SSB), personer per husholdning (Perspektivmelding), krav til byggstandard (TEK), transportetterspørsel (Nasjonal transportplan) mv. Utslippstallene kommer fra Miljødirektoratet og utslippsstatistikken til SSB.

TIMES-NO kan brukes til å analysere et bredt sett av mulige klimavirkemidler, både økonomiske virkemidler og direkte regulering. For eksempel er det mulig å sette avgift på utslipp av CO₂. Øker CO₂-kostnadene vil teknologivalgene vris mot mindre utslippsintensive alternativer. Modellen kan også kjøres for eksempel med en utslippsbegrensning, eller med skranker for ulike teknologier (for eksempel krav til fornybarandel).

TIMES-Norway har også blitt benyttet sammen med andre modeller, som modeller som dekker større geografisk område (EMPIRE, EMPIRE og ETSAP-TIAM), og den generelle likevektsmodellen REMES. REMES er utviklet av SINTEF, og er en makroøkonomisk likevektsmodell for

Norge/Europa. TIMES har også en makromodul som kan kobles til, men dette er ikke gjort med den norske modellen.

IFE har også i samarbeid med NTNU utviklet TIMES-North Europe, som inkluderer energisystemene i Nord-Europa. IFE har også en egen TIMES-versjon for Oslo, og NVE har en versjon for Svalbard/Longyearbyen.

Vurdering av TIMES

Modellen kan brukes til å se på hvilke investeringer som må til for å oppnå et reduksjonsmål, og bidra til vurderinger av hvilke virkemidler som kan benyttes. Den kan også brukes til å vurdere hvilke tiltak på produksjonssiden eller på forbrukssiden som er mest kostnadseffektive for å bidra til forsyningssikkerhet.

Modellen er egnet for sensitivitetsanalyser for å teste ut virkningen av endringer i ulike virkemidler. For eksempel kan man studere størrelsen på avgifter eller subsidier som skal til for at en teknologi skal nå et visst volum, de forskjellige virkningene på systemet av skatt vs. subsidier, eller påvirkningen på valg av teknologier avhengig av kostnadsutviklingen på teknologiene. Modellen er også godt egnet til å undersøke ulike scenarier, for eksempel et 1,5 graders-scenarier og ulike måter å nå

BOKS 5-1 Bruk av TIMES-modellen i Klimakur 2030

I forbindelse med Klimakur 2030 er TIMES-Norway benyttet til å analysere det norske energisystemet. Teknologikostnader i transportsektoren fra Klimakur 2030 ble lagt inn i modellen.

Modellen finner, innenfor satte modellbegrensninger, den mest kostnadseffektive sammensetningen av teknologier og energibærere som dekker behovet for energi i sluttbruker-sektorene. NVE modellerte tre scenarier, et basisscenario og to tiltaksscenarioer. De to tiltaksscenarioene når utslippsmålene for 2030 med ulike forutsetninger på tilgang av biobrensler/biodrivstoff. Resultatene viser at oppnåelse av utslippsmålene krever økt bruk av biobrensler/biodrivstoff og elektrisitet. Begrensninger på import av biobrensler/biodrivstoff øker prisen på bioressurser, noe som resulterer i mer bruk av elektrisitet. Økt kraftbruk i tiltaksscenarioene sammenlignet med basisscenarioet blir i hovedsak forsynt ved at norsk eksport av kraft til utlandet reduseres, men også ved hjelp av investeringer i ny produksjon.

Overordnet ser det ut til at den økte strømbruken og forsyningen av strøm håndteres uten større utfordringer for energisystemet.

I tillegg til disse analysene ble det gjort en sensitivitetsanalyse for virkemidler som kan fremme bruken av elbiler og elvarebiler. Det ble justert på tre parametere. Den ene var CO₂-avgiften, den andre parameteren reflekterer elbilfordeler, og den tredje er subsidie av elbiler. Resultatet her er at det kan være nødvendig med virkemidler som elbilfordeler og subsidier for å nå en andel elbiler/ elvarebiler i kjøretøyparken i 2030, som tilsvarer det som er anslått i tiltaksscenarioet i Klimakur 2030. Økning i CO₂-avgift på fossilt drivstoff vil også virke inn, men det skal imidlertid svært høye avgifter til før det påvirker andelen elbiler og elvarebiler i særlig grad. Dette henger sammen med at CO₂-avgiften utgjør en liten andel av drivstoffkostnadene, og det trengs derfor en betydelig økning i avgiften før drivstoffkostnadene for bensin- og dieseldrivstoff blir store nok til at elkjøretøyene blir valgt.

en slik framtid på, slik som for eksempel IEA gjør i sine analyser. Man kan legge inn CO₂-skatt, kvotesystem eller teknologieffektiviseringskrav. Robusthetstesting vil kunne vise om et virkemiddel fungerer under ulike varierende forutsetninger. Eksempler på slike forutsetninger kan være endrede strømpriser i naboland, tilgang på forskjellige ressurser, teknologikostnader og effektiviteter etc. TIMES er også egnet til for eksempel å se på hvilken CO₂-prisbane som vil gi teknologier og et energisystem i tråd med nullutslippssamfunnet.

TIMES-NO vil kunne egne seg til å vurdere konsekvenser av ulike klimavirkemidler som påvirker lønnsomheten i produksjon og investeringer i ny energitjenestekapasitet for infrastruktur som kraftnett, ladeinfrastruktur, fjernvarme og for ulike energibærere. Gitt at fornybare alternativer til å dekke energitjenestebehov er modellert, vil den også kunne brukes til å modellere effekten av virkemidler som påvirker relative priser mellom fossile og fornybare alternativ, som for eksempel gjennom avgift og kvotesystem, men ikke ringvirkninger i økonomien. Dette kan for eksempel være muligheten for å substituere mellom fossil kjel og fornybar kjel (og energieffektivisering) i industrien, eller fossil bil kontra elbil. Modellen vil derimot ikke fange opp tilpasninger til priser utover valg mellom substitutter, som for eksempel redusert etterspørsel etter varme eller transport som følge av en prisøkning, noe som er en viktig begrensning (selv om energieffektivisering også er et substitutt). Modellverktøyet til TIMES åpner for å legge inn egenpriselastisiteter, og dermed modellere etterspørselen etter energitjenester endogent. Dette er ikke gjort i TIMES-NO i dag, men NVE vurderer å benytte denne muligheten. Modellen vil heller ikke kunne si noe om samspillet mellom energimarkedene og andre markeder i økonomien. Dersom energiprisene generelt endrer seg mye, og/eller endrer seg mye relativt til andre varer, vil ikke modellen kunne gi et riktig bilde av effektene av dette. Det vil være positivt å innarbeide også etterspørsel elastisiteter i modellen, og interessant å arbeide videre med muligheten for å koble TIMES-NO med generelle likevektsmodeller. Det er også mulig å modellere ulike scenarier for etterspørselen i andre modeller, som deretter legges inn i TIMES for scenariokjøring.

For å kunne benytte TIMES for å vurdere virkemidler og sammenligne med andre analyser, vil det være viktig at forutsetninger i modellene er i tråd med forutsetningene som ligger i utslippsframskrivingen, eller at man er tydelig på avvik fra disse forutsetningene. Ulike forutsetninger om økonomisk vekst, befolkningsvekst og industri/transport, vil kunne gjøre at resultatene er lite sammenlignbare med andre analyser, for eksempel fra SNOW eller tiltaksanalyser. Det ville også være en klar fordel om oppdatert informasjon

om forutsetninger og sammenhenger i modellen var tilgjengelig, da disse er avgjørende for resultatene i modellen.

Hvor følsomme resultatene vil være for sentrale antagelser avhenger av hvilken problemstilling man skal analysere. Det er derfor viktig å være klar over styrker og svakheter i modellen når resultatene vurderes. I og med at investeringer i modellen er basert på relative kostnader, vil kostnadsantagelsene for ulike teknologier sammen med avgifter og/eller støtteordninger være avgjørende for resultatene. Det er derfor særlig viktig at disse antagelsene er transparente.

5.3.3 LIBEMOD (LIBeralization MODel for the European Energy Markets)

Om modellen

LIBEMOD er en partiell likevektsmodell for de europeiske energimarkedene utviklet av Frisch-senteret og SSB. Modellen omfatter hele energiverdikjeden fra investeringer, via produksjon og utvinning, til transport og konsum. LIBEMOD omfatter Norge og 29 andre europeiske land, åtte energivarer, inklusive elektrisitet, olje, naturgass, kull, biomasse og bioetanol/biodiesel, samt fire sluttbrukersektorer (i hvert land) som etterspør energivarer (husholdninger, industri, servicenæringer samt transportforbruk i en egen sektor). LIBEMOD har en særlig rik modellering av elektrisitetsmarkedet der elektrisitet kan framstilles i eksisterende eller nybygde kraftverk med ulike teknologier, inklusive fossilbasert kraftproduksjon med eller uten karbonfangst, vannkraft, kjernekraft, biokraft, vindkraft og solkraft.

I LIBEMOD er atferd både på tilbuds- og etterspørselssiden endogen. Både priser, samlet energibruk og omsetning av ulike energibærere bestemmes endogent. For gitte målsettinger og virkemidler, bestemmer modellen kvanta og priser i de europeiske energimarkedene, samt CO₂-utslipp etter land og sektor, for et (framtidig) år. Eksogene variable er blant annet inntektselastisiteter, forventet BNP per land, kostnadsdata for energiteknologier (nå og framover). Basisår for modellen er p.t. 2009. Modellen kan kjøres for et valgt framtidig år (per i dag har 2050 vært lengste tidshorisont).

Modellen har rasjonelle aktører på tilbuds- og etterspørselssiden og omsetning av varer i kostnadseffektive markeder. Aktørene kan også antas å gjøre beslutninger under usikkerhet. Usikkerheten kan for eksempel være knyttet til teknologiutviklingsforventninger og markedsforventninger.

Direkte priselastisiteter benyttet i modellen er basert på Dahl (2006), som så på 109 studier fra perioden 1991-2006, med noen modelltilpasninger blant annet opp mot 2000-versjonen av LIBEMOD. For olje i transportsektoren er priselastisiteter fra Dahl (2012) benyttet. Krysspris-elastisiteter er antatt like på tvers av land og energibærere, men ikke sektorer. De er antatt høyere for industri enn for husholdninger og servicenæringer basert på at industribedrifter er mer fleksible i valg av energibærer. For husholdninger og servicenæringer er 0,0125 og 0,05 valgt som henholdsvis kortsiktig og langsiktig elastisitet, mens for industrien er det valgt 0,025 og 0,1. Inntektselastisitetene er kalibrert på basis av vekst i BNP og energikonsum for hver sektor og energibærere. Ellers er data for BNP hentet fra IMF fram til 2024, og fra 2025 til 2050 er data hentet fra OECD. Anslag for befolkningsvekst er hentet fra Verdensbanken. Skatt, avgifter og priser er hovedsakelig hentet fra IEAs Energy Prices and Taxes fra 2011.²³ Etterspørselstall for basisåret er også hentet fra IEA. Etterspørselen etter ulike energivarer kalibreres etter brukerandelene til de ulike energivarene i basisåret.

LIBEMOD kan benyttes for å studere effekter av økonomiske virkemidler og reguleringer i energi- og klimapolitikken, og har vært brukt i mange studier av samspill mellom virkemidler som påvirker energimarkedene. Den kan benyttes til å analysere virkninger av mål som utslippstak i kvotepliktig sektor i EU, nasjonale/felles utslippskrav utenfor kvotepliktig sektor, ulike måter å oppfylle krav om fornybarandel i energiforbruk, energieffektiviseringskrav, m.m. Disse effektene kan studeres under alternative antakelser om virkemiddelbruk for å nå klimamålene og alternative antakelser om energipolitiske mål som virker sammen med de klimapolitiske målene.

LIBEMOD kan også benyttes i samkjøring med andre modeller for å kunne sikre konsistente politikkforutsetninger. I Aune og Fæhn (2016) er LIBEMOD blant annet brukt sammen med MSG-TECH i en studie av hvordan norsk økonomi kan bli påvirket av europeiske virkemidler for 2030 og hvordan det vil avhenge av hvordan fleksibiliteten i virkemiddelbruken vil bli regulert og realisert mellom Norge og øvrige EU-land.

For studier av klimapolitikk må flere antakelser gjøres. For det første sammenfaller ikke skillet mellom utslippskilder innenfor og utenfor ETS i LIBEMOD med faktisk skille. Dette håndteres ved å splitte CO₂-utslippene for modellens kraftproduksjon og industri vha. nøkler fra det statistiske

datagrunnlaget (for 2009). I politikkanalyse i et framtidig år brukes forholdstallet for å justere kvotekravet for ETS-sektorene. For ikke-kvotepliktig sektor brukes tilsvarende metode. En underliggende antakelse ved denne måten å tilpasse modellen på er at de ulike sektorene over tid vokser i samme takt. Modellen inkluderer bare CO₂. For andre klimagasser enn CO₂, brukes en studie fra Höglund-Isaksson m.fl. (2010) til å anslå hvor mye slike utslipp reduseres ved klimatiltak, målt med en tiltakskostnad. For disse klimagassene skjer utslippsreduksjonene i hovedsak i ikke-kvotepliktig sektor. I LIBEMOD justeres kravet som settes til ikke-kvotepliktig sektors CO₂-utslipp tilsvarende. Når det gjelder teknologiskift på etterspørselssiden er World Energy Outlook fra IEA brukt til å anslå hvor store skift i energibruk som kan skje i transportsektoren ved omfattende tiltak. Informasjonen fra World Energy Outlook brukes til å eksogent justere utslippskravet for transportsektoren i LIBEMOD.

Vurdering av LIBEMOD

LIBEMOD egner seg til å analysere effektene av økonomiske virkemidler som skatter og avgifter, gitte utslippsgrenser med mer. Siden det er en europeisk modell, egner den seg godt til å studere effektene av EU-politikk på energimarkedene. Energisystemene er i stor endring, substitusjonsmulighetene er i stor endring, kostnadene ved ulike teknologier og reguleringen av markedene er også i stor endring. Det er derfor viktig å holde energimodeller som LIBEMOD oppdatert.

I modelleringen av klimapolitikk i Europa (inklusive Norge) har LIBEMOD flere begrensninger. Sektoroppdelingen sammenfaller ikke med skillet mellom kvotepliktige og ikke-kvotepliktige utslippskilder. Videre modelleres bare utslipp av CO₂, mens andre gasser og utslipp som påvirker klimaet ikke er med i modellen. Store teknologiskift på etterspørselssiden, som rask overgang til elektriske biler, fanger ikke modellen opp på en god måte, siden etterspørselssystemet i modellen kalibreres etter brukerandelene til de ulike energivarene i basisåret. Videre håndteres transport relativt eksogent i modellen. Disse begrensningene setter høye krav til brukerne av modellen slik at egnede tilpasninger og antakelser gjøres.

På samme vis som for TIMES vil det, dersom LIBEMOD skal kunne benyttes for å vurdere virkemidler og sammenligne med andre analyser, være viktig at forutsetninger i modellene er i tråd med forutsetningene som ligger i utslippsframskrivingen, eller at man er tydelig

²³ Informasjonen er hentet fra Frischsenteret sin hjemmeside (Frischsenteret, 2014).

på avvik fra disse forutsetningene. Ulike forutsetninger om økonomisk vekst, befolkningsvekst og industri/transport, vil kunne gjøre at resultatene er lite sammenlignbare med andre analyser, for eksempel fra SNOW eller tiltaksanalyser. Det er viktig, hvis man skal bruke disse modellene i klimasammenheng, at forutsetninger i modellene er i tråd med forutsetningene som ligger i utslippsframskrivingen, eller at man er tydelig på avvik fra disse forutsetningene.

Det vil være en klar fordel om oppdatert dokumentasjon om forutsetninger i modellen blir gjort lettere tilgjengelig.

5.3.4 Andre modeller

Her omtales kort flere andre energimodeller som kan være relevante for å vurdere virkemidler i klimapolitikken, men som hittil etter det utvalget er kjent med ikke har vært særlig mye brukt, med særlig vekt på partielle likevektsmodeller. Utvalget har ikke gått nærmere inn på disse modellene og vurdert dem, men nevner dem fordi de dekker andre aspekter enn TIMES og LIBEMOD, og fordi de potensielt kan dekke andre problemstillinger. Det er flere modeller som modellerer energisystemene i detalj med ulike geografiske områder. ETSAP-TIAM er en global TIMES-modell, og har vært benyttet av IFE. I Forskningsrådets rapport (2016) nevnes også SNOW (SSB) og REMES (SINTEF) som er generelle likevektsmodeller. Disse omtales ikke her.

FRISBEE (Framework of International Strategic Behaviour in Energy and Environment)

Modellen er utviklet av SSB, og ser på etterspørsel og tilbud av energi (fossilt, kraft og fornybar) i 15 regioner globalt. Frisbee er en dynamisk global, partiell likevektsmodell for fossile brenslere. Den er best på investerings- og produksjonssiden på olje og gass, der funn, reserver, feltutvikling og utvinning er modellert. Det er modellert ulike typer felt (onshore/offshore, dybde og ressursens størrelse) og 15 regioner, derunder flere for norsk sokkel. Kulltilbudet er enklere modellert. Fornybart er (foreløpig) eksogent. Oljeprisen er eksogen og det vil kunne legges inn for eksempel karbonpriser. Pris på gass og kull bestemmes endogent, så modellen passer til å studere kraftsektoren i EU, f.eks. hvordan klimapolitikk påvirker substitusjonen mellom gass og kull. CO₂-utslipp er knyttet til etterspørselen.

NFSM (Nordic Forest Sector Model)

Modellen er utviklet av NMBU, og ser på lokalisering og konkurranse mellom skogsbaserte energi- produksjonsteknologier. Modellen inkluderer ressurs-

tilgjengelighet og konkurranse mot eksisterende skogsbasert industri. Den dekker hele verdikjeden, og beregner produksjonsnivå, priser og investering. Bioressurser er viktige i klimasammenheng, modellen er derfor potensielt interessant. Det vurderes å integrere modellene med BALMOREL.

BALMOREL (A Model for Analyses of the Electricity and CHP)

BALMOREL er en partiell likevektsmodell opprinnelig utviklet for Østersjøområdet blant annet brukt av NMBU, og mye brukt i andre land. Modellen dekker i hovedsak for kraft- og varmeproduksjon, men modellen kan legge til moduler som for eksempel transport for spesifikke analyser. Markedene er modellert i detalj. Tidligere analyser er blant annet om integrering av fluktuerende fornybar energi i kraftsystemene, og analyser av effekten av økt etterspørselsfleksibilitet på energisystemene.

5.3.5 Konklusjon

Basert på vurderingskriteriene i avsnitt 2.3 vil det generelt være slik at de fleste energimodeller dekker tekniske aspekter bedre enn de dekker atferd, samtidig som det er stor variasjon mellom modellene. I denne rapporten har vi gått grundigere inn i modellene TIMES og LIBEMOD, som spesielt har vært benyttet i forbindelse med analyser av klimavirkemidler. I modeller som inkluderer investeringer i energiproduksjon og –distribusjon, slik som TIMES, skjer modelleringen ved at bedriftene maksimerer profitt, det vil si at de har en atferd som følger standard økonomisk teori. Etterspørselen etter energi er i de teknologirike modellene som TIMES ofte eksogen, selv om det for eksempel i TIMES er substitusjonsmuligheter mellom ulike substitutter for ulike definerte energitjenester. Dette innebærer at ikke all tilpasning til endringer i priser fanges opp. Modellverktøyet til TIMES åpner for å legge inn egenpriselasiteter, og dermed modellere etterspørselen etter energitjenester endogent. Dette er ikke gjort i TIMES-NO i dag, men NVE vurderer å benytte denne muligheten. I LIBEMOD er atferd både på tilbuds- og etterspørselssiden endogen, mens virkninger utenfor energimarkedene er eksogent. Teknologiutvikling og tidsforløp fanges i mange av de tekniske modellene generelt godt opp ved at teknologivalg (valg av energitjenester og investeringer) gjøres i hver periode, mens indirekte effekter og samspillseffekter ikke fanges opp. Generelt vil detaljeringsgraden være lavere for de partielle likevektsmodellene, mens flere effekter er endogene. Noen modeller har heterogene aktører. Hva som er en god avveining mellom mekanismer og detaljer som bør med og hvordan dette skal veies opp

mot parametermengde og gjennomsiktighet, er avhengig av problemstilling. Usikkerhet kan med modeller som TIMES vises gjennom å kjøre flere scenarioer med ulike teknologikostnader mv., for å illustrere effekten av usikkerhet. I LIBEMOD er det en opsjon å anta at aktørene gjør beslutninger under usikkerhet. Usikkerheten kan være knyttet til teknologiutviklingsforventninger og markedsforventninger.

Hvis man er interessert i å inkludere effekter av hvordan energietterspørselen endres av et virkemiddel, vil en partiell likevektsmodell som LIBEMOD oftest være bedre egnet enn TIMES. Hvis mange teknologiopsjoner kan forventes å påvirke effekten av virkemidlet, vil TIMES oftest være bedre egnet. Både LIBEMOD og TIMES er egnet til å studere økonomiske virkemidler som kvotesystem, avgift og subsidier, samt mål rettet mot spesifikke teknologier, for eksempel mål om en gitt andel fornybar energi og mål om energieffektivisering. TIMES har en rikere beskrivelse av teknologimulighetene på etterspørselssiden, som varmepumper, typer ovner osv. Hvorvidt effekter av direkte regulering kan modelleres avhenger av hva slags regulering det er snakk om. TIMES vil generelt sett være mer egnet jo mer teknologispesifikk reguleringen er. For avgiftsendringer på transportområdet vil sannsynligvis rene transportmodeller være mer egnet for å vurdere konsekvenser for etterspørsel etter transporttjenester og –teknologier, mens energimodellene vil kunne vurdere konsekvensene for kraftsystemet.

I Forskningsrådets oppsummeringsrapport (Forskningsrådet 2016) er det vurdert hvordan modellverktøyene bør videreutvikles for å kunne adressere framtidige behov, basert på innspill fra modelleiere og -brukere. Økt involvering med brukerne av modellene (myndigheter på ulike nivåer) og økt kompetanse hos brukerne pekes på som et forbedringspunkt. Det vurderes også at det i tillegg vil være viktig med økt samarbeid mellom miljøene om koblinger mellom modellene og datatilgang mv., og at det er et ønske om bedre integrasjon mellom sektorer og modelltradisjonene (økonomi og energi), mer oppdaterte data og samordning av data. For modellene pekes det på særlig fire områder med behov for videreutvikling; fleksibilitet og effekt, forbrukere (herunder atferd), usikkerhet og omfang (geografisk o.a.). Fleksibilitet i tilbud og etterspørsel etter energi og håndtering av effekttopper blir stadig viktigere i energimarkedene. Energimarkedene er i stor endring, og det innebærer behov for å oppdatere og videreutvikle mange modeller. Det pekes videre i rapporten på at teknologivalg, forbruk og atferd ikke er godt nok representert i dagens modeller. Samtidig pekes det på at datatilgangen også vil bli større med AMS-målere hos alle forbrukere i EU og EØS.

Oppsummeringsrapporten til Forskningsrådet anbefaler at atferd modelleres bedre (mer virkelighetsnært) i modellene, både rasjonell atferd og atferd i tråd med begrenset rasjonalitet, og også at energi- og økonomimodeller kan kobles for å bedre representere atferd:

«Atferd har stor påvirkning på energisystemet, men er ikke tatt hensyn til i de aller fleste teknologirike energimodeller. Økonomimodeller representerer atferd gjennom å inkludere økonomisk rasjonell atferd i respons til prissignaler, som er basert på antakelser om elastisiteter mellom valg av ulike tjenester. Samtidig er det ikke utelukkende prissignaler som styrer forbrukeratferd i virkeligheten. Modellene kan utvikles til å bedre fange opp den komplekse og viktige rollen til atferd.» ... «Energi- og økonomimodeller kan også kobles sammen for å bedre representere atferd.» Videre skriver rapporten om økonomisk irrasjonalitet: «De fleste modeller antar perfekt fremsyn og økonomisk rasjonell adferd hos alle aktører, til tross for at beslutninger hos forbrukeren ikke nødvendigvis er styrt av økonomisk rasjonalitet i samme grad som i næringslivet.»

Utvalget legger vekt på at modelleringen av atferden er realistisk og inkluderer de viktigste atferdsresponsene. Atferd har, som det påpekes i rapporten, stor påvirkning på energisystemet, men er ikke tatt hensyn til i de aller fleste teknologirike energimodeller.

Det blir stadig viktigere at transportsektoren er inkludert også i energimodeller ettersom større deler av kjøretøyparken og fartøysflåten elektrifiseres, og mange virkemidler tas i bruk for å øke elektrifiseringen. Det er også en utfordring at forutsetninger om teknologi og teknologikostnader må oppdateres tilstrekkelig ofte til at man får innarbeidet nye teknologiske løsninger godt nok, siden dette er et område der teknologiutviklingen går raskt.

Dersom energimodellene skal kunne benyttes for å vurdere virkemidler og sammenligne med andre analyser, bør forutsetninger i modellene være i tråd med forutsetningene som ligger i utslippsframskrivingen. Ulike forutsetninger om økonomisk vekst, befolkningsvekst og industri/transport vil kunne gjøre at resultatene er lite sammenliknbare med andre analyser. Det bør arbeides med samordning av slike antagelser som gjøres for analysene.

5.4 Modeller for jordbrukssektoren

De partielle likevektsmodellene Jordmod og CAPRI (Common Agricultural Policy Regional Impact Analysis) er utviklet for kunne analysere virkninger av politikkenringer på jordbruksområdet i hhv Norge og EU. Begge kan benyttes til å analysere utslippsvirkninger i jordbruket av ulike virkemidler. CAPRI omfatter også Norge ved siden av EU-28. Jordmod er langt mer detaljert enn CAPRI. Jordmod ble først utviklet ved økonomimiljøet rundt Handelshøyskolen i Bergen og er senere videreutviklet av både Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning (SNF) og Norsk institutt for landbruksforskning (NILF), nå Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO). Det norske forskningsmiljøet med kompetanse på Jordmod og Capri er i dag lite og sårbart.

5.4.1 Jordmod

Om modellen

Jordmod²⁴ er en partiell, statisk likevekts-modell for norsk jordbruk. Tilbudssiden består av import og innenlandsk produksjon, mens etterspørselssiden består av eksport og innenlandsk etterspørsel. Verdensmarkeds-prisene, dvs. prisene ved import og eksport, er eksogene. En sentral antakelse er at aktørene er rasjonelle og maksimerer nytte (herunder profit). Modellens kjerne er balansering av tilbud og etterspørsel.

Tilbudssiden: Produktfunksjonen for innenlandsk produksjon består av om lag 800 enkeltbruksmodeller som representerer ulike produksjoner, geografiske områder, teknologier og produksjonsskalaer, med stort sett²⁵ faste forhold mellom input- og outputvariablene. Knapphet på jordbruksareal er modellert ved skranke for hhv korn/ grønnsaker og annet areal per region. Avlingsnivået varierer geografisk, mens andre kostnader ikke er geografisk differensiert for ellers like driftsopplegg. Datagrunnlaget bygger blant annet på NIBIOs driftsgranskinger som består av detaljerte regnskap fra 900 faktiske gårdsbruk²⁶. Regional fordeling av areal og husdyr er basert på søknader om produksjonstilskuddsstatistikk. Nasjonal mengde av ulike produkter og innsatsfaktorer er hentet fra «Totalkalkylen» som er et sektorregnskap for jordbruket utarbeidet av Budsjettnemnda for jordbruket.

Et minimumskrav til avkastning på arbeid (arbeidsvederlag), kapital og areal bestemmes utenfor modellen. Arbeidskraft, kapital og areal trekkes ut av jordbruket om disse avkastningskravene ikke oppnås. Krav til arbeidsvederlag er differensiert etter type bruk (melkeproduksjon, korn, sau, ammekyr mv.) og etter bruksstørrelse. Kravene til arbeidsvederlag er basert på observert avkastning av gårdbrukernes arbeidsinnsats i driftsgranskingsbrukene og er til dels betydelig lavere enn avlønningen av arbeidskraft utenfor jordbruket.

Modellen omfatter deler av næringsmiddelindustrien i form av foredlingsprosesser for meieri- og kjøttprodukter. Transportkostnader fra produksjonssted til foredlingsindustri og videre til forbrukermarkeder er inkludert. Det samlede tilbudet av jordbruksprodukter består av innenlands produksjon og import. Importen begrenses av importvernet. Tollsatsene tas som gitt (med unntak av korn).

Etterspørselssiden: Innenlandsk etterspørsel er modellert som lineære etterspørselsfunksjoner karakterisert ved egenpris- og noen krysspriselastisiteter for en representativ makrokonsument.

Modellen maksimerer summen av produsent- og konsumentoverskudd innenfor eksogent gitte rammebetingelser, herunder politiske virkemidler (tilskudd, melkekvoter, tollsatser mv). De viktigste endogene variablene i modellen er innenlandske priser (på produkter og enkelte innsatsfaktorer som kraftfôr, jord og melkekvoter), innenlandsk produksjon, geografisk fordeling av produksjon, faktorinnsats (herunder areal og arbeidskraft), støttenivå (skjermingsstøtte og budsjettstøtte) og samfunnsøkonomisk overskudd. Klimagassutslipp beregnes for hver produksjonsprosess, i hovedsak i samsvar med metodene i det norske klimagassregnskapet. Dersom det er satt en øvre grense for klimagassutslipp, en pris på klimagassutslipp eller det er gitt tilskudd til utslippsreducerende teknologier, vil dette inngå i optimeringen og påvirke resultatene.

En typisk simulering i modellen foregår ved å endre politiske virkemidler eller andre eksogene forutsetninger, som for eksempel tilskudd eller verdensmarkedspriser. Avviket mellom den nye likevekten og likevekten før endring (basisløsningen) tolkes som den fulle effekten endringen har for jordbrukssektoren og konsumentene. Modellen forutsetter full mobilitet av arbeidskraft og kapital og

²⁴ Beskrivelsen av modellen er blant annet basert på Mittenzwei (2018)

²⁵ Det er stordriftsfordeler for fysisk arbeid og kapital, økende krav til vederlag til arbeid ved økt arbeidskraft, avling er en funksjon av nitrogen-gjødsel, melkeytelse en funksjon av innsatt kraftfôr og grovfôr.

²⁶ Jordmod har også med modellbruk som er større enn dagens observerte bruksstørrelser i Norge. Disse er basert på ekstrapolasjon (men med visuell sjekk av rimelighet).

inneholder ikke informasjon om prosessen fra en likevekt til en annen. Siden eksisterende struktur må forutsettes å avvike fra langsiktig likevekt, vil basisløsningen ikke være en fullgod representasjon av eksisterende struktur i primærjordbruket eller foredlingsindustrien, selv om rammevilkårene tilsvarer situasjonen i basisåret.

Ved anvendelse av modellen har det vært vanlig å legge inn en tidshorison for endringer, f.eks. 10-15 år fram i tid. I tillegg til basisløsningen har man beregnet en referansebane innenfor den fastsatte tidshorisonen som skal illustrere virkningen av «business as usual», men med forutsetning om utvikling i eksogene forutsetninger som befolkningsstørrelse, forbrukerpreferanser, verdensmarkedspriser, produktivitet og priser på arbeid og andre innsatsfaktorer. Slike dynamiske forutsetninger om tidshorison for simuleringene må betraktes som ad-hoc/utenfor modellkonseptet, og innebærer at de kvantitative resultatene må tolkes med forsiktighet.

Jordmod har blant annet vært brukt til å analysere endringer i norsk jordbrukspolitik i forbindelse med EU-forhandlingene fram til 1994, GATT/WTO-forhandlingene og forhandlingene om TTIP. Modellberegninger på Jordmod inngikk i arbeidet med Grønn Skattekomisjon for å analysere virkningene av hhv en klimaavgift (lik redusert tilskudd) på produksjon av rødt kjøtt og en klimaavgift på forbruk av rødt kjøtt (både importert og norsk produsert). Modellanalyser med Jordmod har imidlertid ikke vært benyttet i arbeidet med Klimakur 2030, i politikuttformingene i jordbruksoppgjørene eller i stortingsmeldingene om landbrukspolitikken, og dermed heller ikke i analyser av klimavirkningene av politikuttformingene i disse sammenhengene.

Vurdering av jordmod

Modellen er egnet til å analysere utslippseffekter av økonomiske virkemidler i jordbrukspolitikken som tollsatser, endrede tilskudd og avgifter, samt kvantitative reguleringer (f.eks. melkevoter, krav til spredeareal for husdyrgjødsel). Modellen kan dessuten beregne utslippseffekter, sysselsettingsvirkning og produksjonsvirkninger av klimabegrunnede virkemidler i jordbruket som f.eks. klimaavgift på norsk produsert rødt kjøtt, eller en forbrukeravgift på rødt kjøtt (dvs. både norskprodusert og importert), samt f.eks. subsidier/virkemidler for å stimulere til produksjon av biogass, bedre grovfôr kvalitet, bruk av klimavennlig kraftfôr mm.

Modellen kan også brukes til å analysere effektiv virkemiddelbruk, gitt tallfestede mål om f.eks. klimagassutslipp (eller produksjon, sysselsetting, arealbruk). Modellen vil da generere en skyggepris knyttet

til det tallfestede målet som tolkes som en implisitt avgift/tilskudd. Modellen kan også analysere eksogene sjokk i etterspørsel, f.eks. endringer i kosthold som ikke er begrunnet i prisendringer som ev. endrede preferanser for vegetabilsk føde vs. rødt kjøtt.

Styrker ved modellen: Landbrukspolitikken er preget av en rekke til dels motstridene mål og et stort antall virkemidler. Jordmod fanger opp sammenhengen mellom mål, virkemidler og resultater innenfor en konsistent analyseramme forankret i økonomisk teori. Alle resultater kan forklares utfra modellens teoretiske forutsetninger og det empiriske datagrunnlaget. Modellen gir dessuten grunnlag for å anslå de samfunnsøkonomiske kostnadene ved politikken og endringer i den.

Modellen er detaljert, fleksibel (kan teknisk sett enkelt utvides med ny teknologi), og kan gi et relativt differensiert bilde av virkninger av et bredt spekter av økonomiske virkemidler og direkte reguleringer (f.eks. konsesjonsgrenser og arealkrav for spredning av husdyrgjødsel). Modellen fanger opp samspillseffekter med mellom virkemidler i jordbrukssektoren.

Utslippseffektene for f.eks. for melkekyr og ammekyr, beregnes på samme måte som i utslippsregnskapet.

Svakheter ved modellen: Substitusjonsmuligheter i produksjonen er begrenset av at enkeltbruksmodellene i stor grad representerer eksisterende teknologi. «Hjørneløsninger» kan oppstå som følge av mangelfull representasjon av heterogenitet (teknologier, avlingsnivåer, avkastningskrav mm.). Tilpassinger til endret virkemiddelbruk skjer primært ved aktivitets- og volumendringer dvs. reduksjon i/overgang til bruk med annen størrelse, andre driftstyper (for eksempel nedgang i sauehold, overgang til korn), bruk i andre regioner. Dette vil kunne overdrive aktivitets- og klimaeffekten av endret virkemiddelbruk.

Kostnadsfunksjoner for enkelte definerte klimatiltak/rensetiltak, som bruk av husdyrgjødsel til produksjon av biogass, bedre grovfôr kvalitet, miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel, klimavennlig kraftfôr, er imidlertid spesifisert i modellen. Jordmod vil da kunne si noe om samspill og kostnadseffektivitet av ulike virkemidler for å utløse disse tiltakene. I tillegg vil disse rensetiltakene inngå i substitusjonsmulighetene når en beregner virkningen av mer generelle virkemidler (f.eks. matmoms, drivstoffavgifter) på utslipp i jordbrukssektoren.

Viktige deler av verdikjeden «fra jord til bord» er svært forenklet eller ikke representert i modellen.

Energikostnader er ikke lagt inn for den enkelte energibærer (diesel, mineralolje, strøm osv.), men er målt i aggregat/ en felles energienhet. Utslippsvirkning av endret energiforbruk og kostnadene med f.eks. biogass måles mot utslippseffekt/kostnaden ved dette aggregatet.

Jordmod er en statisk likevektsmodell og gir ikke informasjon om tilpasningen fra en likevekt til en annen og ser bort fra omstillingskostnader. Full mobilitet av kapital og arbeidskraft innebærer en mulighet for store endringer i produksjonssammensetningen selv ved små endringer i lønnsomhet, som for eksempel ved at kraftfôrbasert husdyrproduksjon (gris, kylling og egg) i distriktene legges til sentrale strøk i modellen. Fravær av omstillingskostnader vil kunne innebære at effekten av økonomiske klimapolitiske virkemidler overvurderes, især på kort sikt.

Substitusjonsmuligheten mellom innsatsfaktorer og intensitetsendringer er en vesentlig begrensning ved vurderinger av virkemidler som innebærer store endringer i forholdet mellom faktorpriser og mellom faktorpriser og produktpriser, særlig innen grovfôrbasert husdyrproduksjon (ku, sau og geit).

Videre er datagrunnlaget for modellering av grovfôravlinger mangelfullt. Det svekker grunnlaget for representasjon av den geografiske variasjonen i naturgitte forhold for jordbruksproduksjon.

Etterspørselssiden er basert på eldre empiriske studier av elastisiteter. Noen få krysspriselastisiteter er lagt inn (f.eks. at etterspørselen etter kylling øker når prisen på storfe går opp). Disse er ikke basert på empiriske analyser. For kjøttprodukter bruker Jordmod de samme egen- og krysspriselastisitetene som i Norturas prognosemodell. De er av nyere dato.

Muligheter for videreutvikling

Det er mulig å forbedre de ovennevnte begrensningene.

Data fra kraftfôrindustrien, TINE og Nortura slik som fôrrecepter og fôrplaner vil kunne brukes til å implementere substitusjonsmuligheter i modellen. Disse aktørene bør også kunne bidra til data for en bedre representasjon av variasjon i regionale avlingsnivåer. Et slikt arbeid vil kunne gjennomføres på kort sikt.

Videre vil det være enkelt å skille mellom de enkelte energikomponentene.

En videreutvikling av modellen for å unngå «hjørneløsninger» er et mer ambisiøst prosjekt som vil kunne gjennomføres

på lengre sikt. Dette vil innebære å innarbeide større grad av heterogenitet i naturgitte forhold, driftsmåter, avkastningskrav mv., og øke substitusjonsmulighetene mellom innsatsfaktorer.

Spesifikke klimatiltak/rensetiltak innenfor jordbruket er i begrenset grad representert. Dette skyldes til dels mangel på datatilgjengelighet. En forutsetning for å innlemme ytterligere rensetiltak er bedre tilgang på data/dokumentasjon og at gjennomføring av rensetiltaket kan innregnes i utslippsregnskapet.

Modellens etterspørselssystem bør videreutvikles ved å oppdatere elastisitetene og til bedre å ta hensyn til inntektsutvikling, krysspriseeffekter og endringer i demografiske forhold. En slik forbedring vil være mulig på lang sikt.

Usikkerhet kan belyses gjennom ulike scenario- og følsomhetsanalyser, hvor modellkjøringer med ulike forutsetninger gir ulike resultater. Følsomhetsanalyser kan trolig gjennomføres på mer en systematisert/standardisert måte. Presentasjon av slike analyser kan synliggjøre usikkerhet i anslagene.

Utvalgets anbefaling

Utvalget anbefaler at Jordmod brukes til å anslå de langsiktige utslippseffektene av større endringer i jordbrukspolitikken (i jordbruksoppgjørene/framlagte statsbudsjett og ifm. stortingsmeldinger og lignende). Modellen er egnet til å vurdere retning og styrke på effekter på utslipp og kostnader av ulike virkemidler innenfor jordbrukssektoren og dermed omlegginger av virkemiddelbruken. Modellen er lite egnet til å vurdere effekten av små endringer i eksisterende ordninger/budsjettposter fra år til år.

Målene i landbrukspolitikken er mange og motsetningsfylte, og virkemiddelapparatet er komplisert. Det øker nytteverdien av en detaljert sektormodell som kan analysere effekten av endringer i virkemidler innenfor en konsistent økonomisk analyseramme, også mht. utslipp av klimagasser. Utvalget mener at særlig representasjonen av substitusjonsmuligheter, som blant annet fanger opp utslippsreducerende teknologi og driftsmåter, kan videreutvikles i Jordmod. Dette kan bidra til å motvirke hjørneløsninger og til at modellen enda bedre vil fange opp tilpasninger til større endringer i virkemiddelbruken. Utvalget noterer at analysemiljøet rundt modellen er lite og sårbart.

5.4.3 CAPRI

Om modellen

CAPRI²⁷ er en matematisk optimeringsmodell for jordbrukssektoren som er utviklet for å analysere økonomiske og miljømessige konsekvenser av framtidige endringer i EUs felles landbrukspolitikk (CAP) og EUs handelspolitikk. På grunn av EUs betydning for verdenshandelen for matvarer inneholder CAPRI en verdenshandelsmodul for matvarer og beregner effekter av politikkenninger på globalt, nasjonalt, regionalt og lokalt nivå.

Modellen kan kort karakteriseres som følger:

- Statisk partiell likevektsmodell som finner løsning gjennom en iterativ prosess mellom tilbudsmodulen og markedsmodule.
- Tilbudsmodulen består av separate regionale programmeringsmodeller som åpner for en detaljert beskrivelse av de fleste virkemidlene i CAP og mange differensierte produksjonsaktiviteter. CAPRI skiller mellom 280 regioner i EU, Norge, Balkan-landene og Tyrkia. Norge er delt inn i 18 regioner som følger fylkesgrensene før 1.1.2020.
- Markedsmodulen er en global verdenshandelsmodell for matvarer som skiller mellom 47 handelbare matvarer og 77 land i 40 handelsblokker. Norge, Sveits og Storbritannia er egne regioner i Europa i markedsmodule ved siden av EU-27. Modellen tillater bilateral handel ved å anta at forbrukernes preferanser varierer med matvarens opprinnelse (Armington-forutsetning). Handelspolitiske virkemidler omfatter toll, importkvoter med nedsatt toll, subsidiert eksport og markedsregulering.
- Modellens oppsett tillater velferdsanalyse i tråd med økonomisk teori og modellens resultater inneholder en rekke indikatorer for analyse av økonomiske og miljømessige forhold.
- Resultater på regionnivå kan videre brytes ned til resultater for mindre regionale enheter som består av én eller flere celler av 1x1 km størrelse som er homogene med tanke på naturgitte forhold som jordtype og klima.

Tilbudsmodulen skiller mellom 50 plante- og husdyraktiviteter i hver av de om lag 280 regionene på NUTS2-nivå og inneholder omtrent 50 innsatsfaktorer og jordbruksvarer.

Mange husdyraktiviteter skiller mellom en «intensiv» og en «ekstensiv» variant for ytelse og slaktevekt. Dette gjør det mulig å studere intensitetseffekter. Modellen selv velger fordelingen av de to variantene på grunnlag av lønnsomhetsvurderinger.

Det norske tilskuddssystemet er forenklet representert i modellen sammenlignet med Jordmod. De viktigste tilskuddene er aggregert opp i sju virkemidler. Siden CAPRI ikke er basert på gårdsbruk av ulike produksjon og størrelse, kan tilskuddssatsene og utbetalingskriterier ikke direkte legges inn i modellen. Distrikts- og strukturprofilen i det norske tilskuddssystemet ivaretas ved at det utenfor modellen beregnes en tilskuddssats per jordbruksaktivitet og region som tar hensyn til observert bruksstruktur i modellens basisår. Regionale forskjeller i tilskuddssatsen vil da reflektere både distrikts- og strukturprofilen. Forskjellene beholdes i alle simuleringer med mindre det gjøres eksogene forutsetninger i forbindelse med utforming av scenarier.

En kvadratisk kostnadsfunksjon for hver produksjonsaktivitet motvirker «hjørneløsninger» på regionalt nivå.

Resultatene fra de regionale tilbudsmodellene er brukt til å parametrisere en implisitt tilbudsfunksjon og etterspørselsfunksjon for forråvarer i markedsmodule. Denne parametriseringen justerer i hver iterasjon mellom tilbudsmodul og markedsmodule.

Norge er implementert på lik linje med EU-27 i tilbudsmodulen. Dette sikrer at f.eks. utslipp av klimagasser beregnes etter samme metode som i EU-27, men med ulike verdier for utslippskoeffisientene om nødvendig.

Etterspørsel etter matvarer er implementert med egen, krysspris- og inntektselastisiteter. Elastisitetene som implementerer etterspørselen i det norske markedet er hentet fra eldre svenske estimater.

Resultater fra CAPRI omfatter velferd, inntekt, fysiske og monetære mengder og innsatsfaktorer, priser og en rekke miljøindikatorer slik som nærstoffstrøm for nitrogen og fosfor, utslipp av klimagasser, dyretetthet og verdifulle kulturlandskap (f.eks. High Nature value farmland index).

CAPRI benyttes regelmessig av EU-kommisjonen og i medlemslandene til både klimapolitisk, jordbrukspolitisk og handelspolitisk virkemiddelanalyse. CAPRI inngår i EU-kommisjonens faste modellapparat ved analyser av ex-ante-effekter av planlagte reformer i CAP, bilaterale handelsavtaler og klimapolitikk (f.eks. Innsats-

²⁷ Beskrivelsen av modellen er basert på Mittenzwei K. (2018)

fordelingsforordningen for utslippskutt i ikke-kvotepiktig sektor, en forordning også Norge vil være bundet av i perioden 2021- 2030 iht. den inngåtte avtalen mellom EU og Norge om å utvide klimasamarbeidet). CAPRI har så langt ikke blitt brukt til likeartede analyser av norsk jordbruk og jordbrukspolitikk. I forbindelse med oppdatering av CAPRI med norske data, ble det gjort illustrative beregninger av effektene av en karbonskatt for norsk jordbruk.

Vurdering av CAPRI

Modellen kan benyttes til å analysere økonomiske virkemidler som tollsatser, tilskudd og avgifter, samt kvantitative reguleringer (f.eks. melkekvoter). Modellen kan også analysere eksogene sjokk i etterspørsel, f.eks. endringer i kosthold som ikke er begrunnet i prisendringer.

Styrker ved modellen: Modellen er detaljert, relativt fleksibel (kan teknisk sett enkelt utvides med ny teknologi), og kan gi et relativt differensiert bilde av virkninger av ulike økonomiske virkemidler. Modellen unngår «hjørneløsninger». Modellens detaljeringsgrad er den samme i EU-27, Storbritannia og Norge. Det gjør det mulig å analysere virkninger av økonomiske tiltak i klimapolitikken ikke bare for Norge, men også for EU-27 og Storbritannia.

Svakheter ved modellen: Modellen er svært omfattende og kompleks. Dermed er den mer sårbar enn f.eks. Jordmod. Substitusjonsmuligheter i produksjonen er i stor grad begrenset til eksisterende teknologi. Videreutvikling må gjøres «generisk» som betyr at den skal fungere for alle regioner i modellen. Det er både mer krevende og reduserer mulighetene for nasjonale/regionale tilpasninger. Eksempelvis beregnes klimagassutslipp i alle regioner etter samme mønster (dvs. «tier-inndeling»). Matindustrien er kun representert gjennom faste marginer/prispåslag. Modellen gir ikke informasjon om tilpasningen fra en likevekt til en annen.

Som for Jordmod er substitusjonsmuligheter mellom innsatsfaktorer og intensitetsendringer en vesentlig begrensning ved modellen. Datagrunnlaget for geografisk differensiering av grovfôrværlinger er mangelfullt.

Muligheter for videreutvikling

Det er begrensede muligheter for å styre videreutvikling av CAPRI på kort sikt. Det pågår et kontinuerlig arbeid som utføres av de ulike forskningsinstitusjonene i Europa som jobber med modellen. Deltakelse i dette felles utviklingsarbeid krever først en betydelig investering i å tilegne seg kunnskap om modellen og dernest løpende innsats for å holde seg oppdatert. I Mittenzwei, K. (2018)

«Økonomisk modellering av klimatiltak i jordbruket», vurderes det at fortsatt kobling til CAPRI kan gjøre det mulig å høste lavt hengende frukter i form av nåværende og framtidig modellutvikling (f. eks. med fokus på LULUCF og karbonkretsløp) som kan brukes til videreutvikling av Jordmod.

5.5 Hvilke utslippskilder er i dag ikke dekket av partielle modeller i Norge?

I avsnittene over har utvalget vurdert modeller som dekker transport, energisystem og jordbruk. Disse modellene dekker til sammen det meste av de norske utslippene. I dette avsnittet vurderer vi hvilke utslipp som ikke er dekket av disse modellene, og om det eventuelt er grunn til å anbefale modeller som dekker dem.

De partielle modellene beskrevet over dekker ikke alle prosessutslipp fra industrien, F-gasser, metanutslipp fra avfallsdeponier og andre mindre kilder. Heller ikke modeller som inkluderer atferd for alle utslipp fra skog- og landarealer er med i omtalen, men NFSM (Nordic Forest Sector Model) dekker utslipp fra skog og simuleringverktøyet SiTree brukes blant annet til å framskrive effekter av tiltak. Disse modellene og metodene er primært utviklet for utslippsregnskapet, men brukes også i utslippsframskrivinger. De er tekniske av natur og er ikke utviklet for å analysere virkemidler. For arealbrukssektoren finnes andre verktøy som kan brukes til analyser av utslippseffekter av eksplisitte forutsatte atferdsendringer, men de vil ikke kunne analysere effekter av virkemidler. SNOW vil også dekke alle kildene utenom LULUCF.

Det er ikke gitt at det er behov for modeller som inneholder atferd for å anslå utslippseffekten av et virkemiddel overfor prosessutslipp i industrien eller etterspørselen etter F-gasser. Når det gjelder prosessutslipp vil disse for en stor del være bestemt av produksjonsnivået for den enkelte industrivare, som er dekket i andre modeller. Om prosessutslipp for gitt produksjon skal reduseres må det i stor grad skje ved teknologispang, som ikke er egnet for modellering i den typen modeller vi har beskrevet her. For noen kilder er det relativt oversiktlig hvordan utslippene vil utvikle seg, og modellering av atferd vil gi begrenset informasjon, for eksempel bestemmes utslippene av metan fra avfallsdeponi i stor grad av det allerede innførte forbudet mot deponering av våtorganisk avfall. Virkemidler kan benyttes for å redusere disse utslippene (øke uttak av metan), men det er neppe behov for en modell for å

vurdere hvordan disse påvirker utslippene siden det er et begrenset antall deponier og et klart definert aktørbilde. I utslippsregnskapet består kategorien «andre kilder» av en rekke mindre utslipp. Dette er for eksempel utslipp fra skogbranner, kremasjoner, metan fra avløp osv. Det er liten grunn til å tro at det vil være formålstjenlig å utvikle modeller for disse utslippene. Det er for eksempel vanskelig å se for seg hvordan man skulle modellere virkemidler som påvirker atferd for å redusere skogbranner. De vesentligste kildene til utslipp av F-gasser er ilagt avgift eller kvoteplikt, i tillegg til reguleringer med hensyn på bruk og utslipp. Det er neppe behov for å utvikle egne modeller med atferd for å dekke disse utslippene.

Utslipp og opptak fra LULUCF-sektoren vil få økende oppmerksomhet med avtalen med EU ettersom EUs klimaregelverk for skog- og arealsektoren inneholder en forpliktelse om netto null i utslipp fra sektoren. Det kan derfor vurderes om det er hensiktsmessig, mulig og nyttig med en partiell modell som modellerer atferdsendringer som følge av virkemiddelbruk som dekker utslipp og opptak fra skog- og landarealer. Mulige anvendelsesområder kan være å framskrive utslipp og å kjøre ulike politikkscenarier. Deler av disse utslippene er dekket i andre modeller; bioenergi er dekket i mange energimodeller, og skog og hogst er dekket i NFSM. Det kan være krevende å utvikle en slik modell, nytteverdien bør derfor vurderes.

EU har utviklet et modellapparat for å lage utslippsscenarioer under ulike forutsetninger om politikk.²⁸ Modellene dekker alle utslipp og opptak innenfor EU. Norge er også inkludert i dette systemet (EØS-landene). Modellene er PRIMES, GAINS, GLOBIOM-G4M-CAPRI. GLOBIOM er en global rekursiv dynamisk partiell likevektsmodell som integrerer jordbruk, bioenergi og skog. For skogsektoren er utslipp, opptak og biomasseproduksjon modellert i G4M (Global Forestry Model).

5.6 Empirisk grunnlag

Utvalget legger vekt på at modelleringen av atferden i modellene som brukes i virkemiddelanalyser er realistisk og inkluderer de viktigste atferdsresponsene. Modeller som skal anvendes til prediksjon må formuleres etter hvilke sammenhenger de skal ivareta (vanligvis basert på økonomisk teori), og det må gjøres tallfesting av sentrale parametere i modellene (som etterspørselstetisiteter). Atferdsrespons og andre sammenhenger i økonomien er i modellene tallfestet ved hjelp av kalibrering eller ved

bruk av estimater fra økonometriske analyser, eller en kombinasjon av disse. For å vurdere modellene som brukes i ex ante-analyser av effekter av virkemidler er det dermed viktig å vite hva som er de viktigste antakelsene om empiriske sammenhenger og hva slags data som er brukt til å kvantifisere disse. Det er dermed også viktig at informasjon om disse antagelsene er tilgjengelige for brukere av resultatene. I dette avsnittet vurderer vi betydningen av bedre empirisk grunnlag og større transparens om det empiriske grunnlaget i sektormodellene.

Ulike elastisiteter er sentrale parametere i de fleste partielle modellene som brukes i forvaltningsrelevante analyser. I jordbruksmodellene Jordmod og CAPRI er for eksempel etterspørselen etter ulike matvarer endogen modellert med flere etterspørselstetisiteter. I Jordmod er etterspørselen etter matvarer implementert med egenpriselastisiteter og enkelte krysspriselastisiteter. Egenpriselastisitetene er basert på eldre empiriske studier av elastisiteter. Noen få krysspriselastisiteter er lagt inn (f.eks. at etterspørselen etter kylling øker når prisen på storfe går opp). Disse er ikke basert på empiriske analyser. For kjøttprodukter bruker Jordmod de samme egen- og krysspriselastisitetene som i Norturas prognosemodell (Gustavsen 2006). I CAPRI er etterspørsel etter matvarer implementert med egen-, krysspris- og inntektstetisiteter. Elastisitetene er basert på eldre svenske data, men vi har ikke funnet detaljert informasjon om kilden til anslagene. Innenlandsk produksjon er i Jordmod representert med nesten 800 detaljerte enkeltbruksmodeller. Datagrunnlaget bygger i hovedsak på NIBIOs driftsgranskninger som består av detaljerte regnskap fra 900 faktiske gårdsbruk. Regional fordeling av areal og husdyr er basert på statistikk over søknader om produksjonstilskudd. Nasjonalmengde av ulike produkter er hentet fra «Totalkalkylen» som er et sektorregnskap for jordbruket utarbeidet av Budsjettnemda for jordbruket. Utslipp av klimagasser beregnes for hver produksjonsprosess, i hovedsak i samsvar med metodene i norsk utslippsregnskap.

I mange energimodeller vil også ulike elastisiteter på etterspørselssiden være sentrale, og da spesielt energietterspørselstetisiteter. I TIMES-NO er imidlertid etterspørselen etter energitjenester, som for eksempel oppvarming og transport, eksogent gitt, men etterspørselen etter den enkelte energibærer er endogen bestemt. Modellverktøyet til TIMES åpner for å legge inn egenpriselastisiteter, og dermed modellere etterspørselen etter energitjenester endogen. Dette er ikke gjort i TIMES-NO i dag, men NVE vurderer å benytte denne muligheten. Tallene for energibruk kommer

²⁸ En beskrivelse av modellene finnes på siden «Modelling tools for EU analysis» på Europakommisjonens hjemmeside (Europakommisjonen).

fra industristatistikken og energibalansen til SSB. Etterspørselen etter ulike energitjenester er basert på egne vurderinger, dokumentert i IFE-rapport IFE (2012), men oppdateres årlig av NVE. Etterspørselen i bygg framskrives «bottom-up» i en egen Excelmodell, basert på historiske tall, vurderinger av framtidig utvikling, og ulike kilder for framskrevet utvikling for eksempel for befolkningsvekst (SSB), personer per husholdning (Perspektivmelding), krav til byggstandard (TEK) og transportetterspørsel (Nasjonal transportplan). Utslippstallene kommer fra Miljødirektoratet og Utslippsstatistikken til SSB.

I LIBEMOD er direkte priselastisiteter basert på Dahl (2006), som så på 109 studier fra perioden 1991-2006, med noen modelltilpasninger blant annet opp mot 2000-versjonen av LIBEMOD. For olje i transportsektoren er Dahl (2012) benyttet. Krysspriselastisiteter er antatt like på tvers av land og energibærere, og antatt høyere for industri enn for husholdninger og servicenæringer basert på at industribedrifter er mer fleksible i valg av energibærere. For husholdninger og servicenæringer er 0,0125 og 0,05 valgt som hhv kortsiktig og langsiktig elastisitet, mens for industrien er det valgt 0,025 og 0,1. Inntektselastisitetene er kalibrert på basis av vekst i BNP og energikonsum for hver sektor og energibærere.

I flere av transportmodellene beregnes elastisiteter basert på modeller av individuelle diskrete valg, det vil si at elastisitetene er endogent bestemt. I bilkjøpsmodulen til BIG-modellen kan direkte- og krysspriselastisiteter beregnes. Også fra RTM og NRM6 kan direkte- og krysspris-elastisiteter mellom transportformene og tilsvarende elastisiteter for reisetid, inntekt og andre faktorer beregnes på aggregert nasjonalt nivå ved en rekke modellkjøringer hvor bare én variabel endres av gangen. Elastisitetene i disse modellene følger av relasjonene i modellen, spesielt kostnadsfunksjonene, og kan beregnes ved hjelp av modellkjøringer. Pris- og tidselastisitetene for ulike geografiske områder eller befolkningssegment vil variere med lokale forhold. De generaliserte kostnadsfunksjonene som inngår i de disaggregerte nettverksmodellene fanger opp en god del ulikheter i sosioøkonomiske kjennetegn og geografisk kontekst. Nye reisevanedata må innhentes jevnlig, og reiseatferdsmodellene bør helst reestimeres med ikke altfor lange mellomrom. Dagens versjon av modellene er i hovedsak basert på reisevanedata fra 2013-14. Som tidligere nevnt er en svakhet ved reisevaneundersøkelsen synkende svarprosent og store utvalgsskjevheter mht. utdanningsnivå, førerkortinnhav, mv, noe som utgjør en utfordring for estimering av modellene som er basert på disse dataene.

For enkelte modeller ser det ut til å være et behov for videreutvikling for å forbedre det empiriske grunnlaget.

For eksempel bør Jordmodts etterspørselssystem videreutvikles ved å oppdatere elastisitetene og til bedre å ta hensyn til inntektsutvikling, krysspriseffekter og endringer i demografiske forhold. Videre er blant annet datagrunnlaget for modellering av grovfôravlanger mangelfullt. Det svekker grunnlaget for representasjon av den geografiske variasjonen i naturgitte forhold for jordbruksproduksjon. For andre modeller kan det være viktig å fange opp mekanismer som per i dag ikke dekkes, som for eksempel etterspørselssiden i den norske versjonen av TIMES-modellen. Modellverktøyet til TIMES åpner for å legge inn egenpriselastisiteter, og dermed modellere etterspørselen etter energitjenester endogent. Dette er ikke gjort i TIMES-NO i dag, men NVE vurderer å benytte denne muligheten.

For å kunne si noe om betydningen av å forbedre det empiriske grunnlaget for modeller til bruk i virkemiddelanalyser er det behov for mer informasjon av hvilke parametere som er mest sentrale i modellene, det vil si hva som er de viktigste antakelsene om empiriske sammenhenger og hva slags data som er brukt til å kvantifisere disse. Generelt vil en mer detaljert modell gjøre at det blir behov for å anslå flere elastisiteter. Ofte vil elastisitetene i en svært detaljert modell kun være klart definert i lys av rollen de spiller i den konkrete modellen; dette gjør det vanskeligere å finne gode anslag i litteraturen, og det blir nødvendig med strengere krav til hva som er relevante data om en skal estimere elastisitetene selv.

5.7 Etterprøving av modeller for *ex ante* analyser

Modellene som brukes i *ex ante* virkemiddelanalyser må dømmes etter hvor godt de klarer å predikere atferdsendringer som respons på politikkendringer. Økonometriske analyser kan ha en rolle i etterprøving og validering av modeller for *ex ante* analyser. Man kan se for seg at resultater fra økonometriske analyser av en gitt sammenheng brukes som sammenligningsgrunnlag for prediksjon av samme sammenheng fra en gitt modell. Forskjeller mellom den faktiske og den predikerte utviklingen kan være et nyttig grunnlag for å undersøke hvilke aspekter ved modellen som driver resultatene. Det kan også være nyttig for å synliggjøre om modellen fanger opp de relevante mekanismene som driver utviklingen man har observert. Dette kan gi viktig kunnskap om hvordan økonomien og virkemidlene fungerer.

Vi har ikke funnet eksempler på denne typen etterprøving eller validering fra Norge, men det finnes eksempler

fra internasjonal litteratur. Carbone m.fl. (2020) sammenligner en forskjeller-i-forskjeller-analyse av effekten av CO₂-avgiften i Canada på sysselsetting i ulike sektorer med en kontrafaktisk analyse gjennomført i en generell likevektsmodell. Dette er imidlertid først og fremst en test på om generelle likevektseffekter gjør at identifikasjonsstrategien i den økonometriske analysen ikke holder mål (det vil si, om kontrollgruppen er «forurenset» av generelle likevektseffekter som følger av avgiften). Forfatterne genererer data fra CGE-modellen i ulike eksperimenter, som igjen brukes for å estimere den økonometriske modellen, og konkluderer med at man ikke ser tegn til at generelle likevektseffekter forårsaker problemer med identifikasjonsstrategien. Forfatterne bruker videre resultatene fra den økonometriske analysen til å forbedre elementer i CGE-modellen, blant annet ved å basere sentrale parametere i CGE-modellen på resultater fra den økonometriske analysen.

Et annet eksempel på etterprøving er Zivin og Novan (2016), som sammenligner predikert energisparing fra prosjektanalyser av energisparingsprogrammer med faktisk energisparing estimert ved hjelp av en økonometrisk analyse. De finner heterogene energisparingseffekter som ikke tas hensyn til i prosjektanalysen, og som gjør at den predikerte energisparingen totalt sett er overestimert, og betydelig overestimert for enkelte husholdninger. Fowlie, Greenstone og Wolfram (2018) er et annet eksempel på en økonometrisk analyse, ved hjelp av et eksperiment, som viser at energisparing som predikeres ved hjelp av prosjektanalyse er overestimert – forfatterne finner at predikert energisparing er omtrent 2,5 ganger høyere enn faktisk energisparing.

Man kan også se for seg enklere former for etterprøving, ved evaluering av faktisk utvikling i forhold til den predikerte utviklingen for utslipp, kostnader, aktiviteter og andre økonomiske variabler basert på eksisterende virkemiddelanalyser. Utvalgets vurdering er at det er behov for å etablere prosesser som gir mer systematisk etterprøving av tidligere analyser og hvordan man kan forbedre disse.

5.8 Oppsummering

I dette kapittelet er partielle sektormodeller som kan brukes til å analysere effekter av virkemidler på klimagassutslipp vurdert. Sektorene som er dekket er transport, energi og jordbruk. Felles for flere av modellene er at de behandler mange ulike aktører, varer/ tjenester og/eller teknologier i sektoren de analyserer. Modellene er generelt svært detaljerte og kan brukes til å analysere utslippseffekter av et bredt spekter av virkemidler rettet mot sektorene som dekkes.

Sektormodellene er til dels utviklet, og brukes i dag, primært til andre formål enn å analysere klimaeffekter av virkemidler. Det primære formålet med transportmodellene er å bidra til transportplanlegging. Energimodellene brukes blant annet til å utarbeide prisprognoser, scenarioanalyser og investeringsanalyser. Energimodeller som TIMES har tradisjonelt vært viktige i mange land som i større grad enn Norge har kraftforsyning basert på fossile energibærere. TIMES er modellen som benyttes av IEA.

Utvalget mener dagens transportmodellssystem er godt egnet til å vurdere utslippseffekter av klimavirkemidler som primært har virkninger i transportsektoren. Dette kan for eksempel være samferdselsinvesteringer, endringer i kollektivtilbud og endringer i bompengetakster. Modellsystemene er imidlertid i liten grad integrert, og dette gjør modellene mindre egnet til å vurdere effekter av virkemidler som påvirker hele transportsektoren, direkte eller indirekte. Man kan imidlertid kjøre alle modellene hver for seg for delvis å bøte på dette problemet. Utvalget mener det bør arbeides med forbedringer gjennom å samordne modellene bedre og ved å videreutvikle persontransportmodellene med differensierte kostnadsfunksjoner for personbiler med ulike drivlinjer.

Når det gjelder analyser av virkemidler med sektorovergrepene effekter, som f.eks. endringer i CO₂-avgiften, så mener utvalget at det trolig vil være andre modeller som er bedre egnet til dette formålet, f.eks. elastisiteter (kortsiktige virkninger) og makromodeller (langsiktige virkninger), da transportmodellene kan synes unødig komplekse, samt at virkemidlene vil ha effekter også i andre sektorer. I tillegg bør det arbeides med et forenklet modellsystem som er bedre rettet mot utslippseffekten av klimapolitiske virkemidler og som er koblet opp mot energimodeller.

TØI og Menon nevner i sin rapport at en mulig synergigevinst ved det samlede modellapparatet er knyttet til beregning av priselastisiteter for drivstoff. Utvalget

er usikker på om det å benytte transportmodellene til å beregne priselastisiteter på drivstoff gir noen merverdi utover å benytte enklere metoder for å beregne elastisiteter, jf. kap. 4, men mener dette er noe man kan vurdere.

Energimodellene TIMES-Norway (TIMES-NO) og LIBEMOD er partielle modeller som kan brukes til å analysere virkemidler i klimapolitikken. TIMES-NO kan i prinsippet brukes til å analysere effekten av virkemidler all energiproduksjon og -bruk, inkludert i transportsektoren. Modelleringen av transportsektoren er mindre detaljert enn i de dedikerte transportmodellene. I LIBEMOD er transport relativt enkelt og eksogent modellert. En begrensning med TIMES-NO er at etterspørselen etter energitjenester er eksogen. Modellen vil derfor ikke kunne fange opp endringer i nivå på total etterspørsel etter energitjenester, som for eksempel varme eller transport, som følge av for eksempel en avgiftsendring. Modellverktøyet til TIMES åpner for å legge inn egenpriselastisiteter, og dermed modellere etterspørselen etter energitjenester endogent. Dette er ikke gjort i TIMES-NO i dag, men NVE vurderer å benytte denne muligheten.

I LIBEMOD er atferd både på tilbuds- og etterspørselssiden endogen. Hvis man er interessert i å se på hvordan energietterspørselen endres om energiprisene generelt endres vil derfor en partiell likevektsmodell som LIBEMOD være bedre egnet enn TIMES-NO uten egenpriselastisiteter. Hvis man derimot er mer interessert i å studere hvilke teknologivalg aktørene tar, og hvilke teknologier det investeres i, gitt ulike beskrankninger og ulike relative priser, vil TIMES-NO være bedre egnet.

Jordbruksmodellene Jordmod og CAPRI er begge statiske partielle likevektsmodeller. Modellene er utviklet for å analysere virkninger av politikkendringer på jordbruksområdet hhv. i Norge og EU. Både innenlands tilbud og etterspørsel etter jordbruksprodukter er endogent modellert, selv om tilbudssiden er langt mer detaljert. Utslipp av klimagasser inngår i dag som en integrert del av beregningene i begge modeller.

Jordmod er egnet til å vurdere retning og styrke på effekter på utslipp og kostnader av ulike virkemidler innenfor jordbrukssektoren i Norge og dermed omlegginger av virkemiddelbruken. Modellen er lite egnet til å vurdere effekten av små endringer i eksisterende ordninger/ budsjettposter fra år til år. Utvalget anbefaler at Jordmod brukes til å anslå de langsiktige utslippseffektene av større endringer i jordbrukspolitikken (i jordbruksoppgjørene/ framlagte statsbudsjett og i forbindelse med stortingsmeldinger og lignende). Utvalget mener at særlig representasjonen av substitusjonsmuligheter, som blant annet fanger opp utslippsreducerende teknologi og

driftsmåter, bør videreutvikles i Jordmod. Det kan samtidig bidra til å redusere hjørneløsninger.

I CAPRI er Norge implementert på lik linje med EU-landene. Sammenliknet med Jordmod er bruksstrukturen i norsk jordbruk og norsk tilskuddssystem forenklet representert i CAPRI. Modellen er detaljert og fleksibel og kvadratiske kostnadsfunksjoner for hver aktivitet som sikrer at små endringer i lønnsomhet ikke fører til store endringer i aktivitetsnivå. Samtidig er modellen omfattende og kompleks, noe som gjør den mer sårbar enn f.eks. Jordmod. Siden videreutvikling må fungere for alle regioner, er det krevende å videreutvikle modellen med hensyn til nasjonale tilpasninger. CAPRI vil være egnet for analyser av hvordan samme politikkendring (f.eks. karbonavgift) slår ut i jordbruket i EU og i Norge. For analyser av norsk jordbrukspolitikk alene, vil Jordmod være bedre egnet. Det kan også være nyttig å følge med på utviklingen av CAPRI for å høste lærdommer for videreutvikling av blant annet Jordmod.

Utvalget mener at videreutvikling og spissing av sektormodellene mot klimaanalyser vil gi bedre verktøy for å evaluere virkemidler. Særlig transportmodellene og energimodellene er relativt komplekse, og for enkelte klimaformål kan de tenkes å være unødig komplekse. Transportmodellene har en detaljert beskrivelse av transportmulighetene innenfor en rekke mindre geografiske soner, som er viktig i transportplanlegging, men er av mindre betydning hvis man er interessert i å se på utslippseffekter nasjonalt.

Dersom sektormodellene skal kunne benyttes for å vurdere virkemidler og sammenligne med andre analyser, bør forutsetninger i modellene om for eksempel økonomisk vekst, befolkningsvekst og annen utvikling være i tråd med forutsetningene som ligger i utslippsframskrivingen. Det bør arbeides med samordning av slike antagelser som gjøres for analysene.

Det er særlig på to områder sektormodellene kan forbedres med utnyttelse av data. For det første er det behov for bedre og mer transparente empiriske analyser av de viktigste økonomiske sammenhengene som er bygd inn i analysemodeller som predikerer virkningene av klimapolitikk. Mer systematisk evaluering av analyser og analysemodeller vil gi materiale for å prioritere videre arbeid med å styrke modellenes empiriske grunnlag. Det bør også vurderes å benytte strukturelle økonometriske modeller som alternativ til simuleringsmodeller som er basert på kalibrering og partielle økonometriske analyser. For det andre bør analyser som predikerer virkningen av virkemidler etterprøves. Det foreligger nå betydelig materiale om tidligere virkemiddelanalyser som kan

konfronteres mot historisk erfaring. Det kan enklest gjøres ved evaluering av faktisk utvikling i forhold til den predikerte utviklingen for utslipp, kostnader, aktiviteter og andre økonomiske variabler. Mer avansert kan man med økonometriske analyser søke å identifisere virkningen av tiltak og politikk i forhold til kontrafaktisk utvikling.

Utvalget mener det bør gjøres en samlet vurdering av de partielle modellene som foreligger i forhold til behovene som følger av klimapolitikkens utvikling. Prioritering av ressurser til ny modellutvikling må avveies mot større vekt på økonometrisk baserte mikroøkonomiske analyser og makroøkonomisk modellarbeid.

Del 2:

Klimaeffekten av statsbudsjettet

Innledning

Ifølge klimalovens § 6 skal regjeringen i budsjettproposisjonen for neste års statsbudsjett redegjøre for klimaeffekten av framlagt budsjett. En del av mandatet til Teknisk beregningsutvalg for klima er å «foreslå metoder for beregninger av klimaeffekt av statsbudsjettet, herunder metoder for å anslå virkninger på klimagassutslipp av endringer på statsbudsjettets inntekt- og utgiftsside». Utvalget tolker klimaeffekt til å bety effekt på utslipp og opptak av klimagasser.

I utvalgets første rapport var det en relativt kortfattet beskrivelse av bakgrunnen for dette arbeidet (klimaloven) og en gjennomgang av hvordan klimaeffekter har blitt anslått og presentert i statsbudsjettet siden klimaloven trådte i kraft. Så langt har tilnærmingen hovedsakelig vært å gi kvalitative vurderinger av klimaeffekter av utvalgte bevilgninger på statsbudsjettet (gjelder både inntekter og utgifter). De kvantitative anslagene har vært begrenset til budsjettposter med formål om å redusere utslipp eller øke opptak av klimagasser. Klimaeffekten av bevilgninger på budsjettposter som ikke har klimabegrunnelse eller en velkjent kobling til utslipp er i liten grad vurdert. Et unntak er budsjettposter for samferdselsprosjekter. Det har heller ikke blitt gjort forsøk på å anslå klimaeffekten av budsjettet i sin helhet. Metodene som brukes i dag er bygget opp nedenfra («bottom up») og tilnærmingene varierer slik at det er vanskelig å sikre konsistente anslag på tvers av sektorer.

Utvalget pekte i første rapport på at det heller ikke internasjonalt finnes godt utprøvde metoder for å anslå klimaeffekter av et statsbudsjett. Utvalget påpekte samtidig at det pågår metodeutvikling og erfaringsutveksling i regi av OECD og FN som i varierende grad er relevant for metodeutvikling i Norge. I kapittel 6 i denne rapporten har utvalget kartlagt pågående arbeid i Frankrike, Irland og Skottland.

Det er flere grunner til at det er krevende å utvikle en enhetlig og enkel metode for å anslå klimaeffekter av statsbudsjettet. Mangfoldet av formål med bevilgningene og budsjettets omfang er en viktig forklaring. Inntektene og utgiftene i Statsbudsjettet 2020 er fordelt på omtrent 1 600 aktive budsjettposter. I tillegg virker de ulike postene på budsjettet sammen, både på aktivitet og utslipp, noe som gjør det vanskelig å isolere effekten av en enkelt budsjettpost.

I oppsummeringen av Teknisk beregningsutvalgs første rapport, reiste utvalget en rekke spørsmål det må tas stilling til for å komme videre i arbeidet med å utvikle en metode:

1. Hva skal være referansescenariot? Skal analysen fange opp klimaeffekten sammenlignet med en situasjon uten budsjett(poster)? Hvilken alternativ bruk av budsjettet skal offentlige investeringer og offentlig konsum vurderes mot – er for eksempel utslippseffekten av overføringer en relevant referanse, og i så fall hva slags? Skal analysen konsentrere seg om å gi anslag på klimaeffekter av endringer i statsbudsjettet? Hvis det siste, skal referansen være utslipp ved et historisk tidspunkt eller en utslippsframskriving og skal effekten i andre land tas med?
2. Skal klimaeffekten av budsjettet vurderes på både kort og lang sikt?
3. Hva er ambisjonsnivået, skal alle budsjettposter vurderes eller skal man prioritere de med størst direkte effekt på utslipp?
4. Skal alt kvantifiseres eller kan også effekter omtales kvalitativt?
5. Hvordan ta hensyn til at budsjettposter samspiller med hverandre og enten kan forsterke eller svekke effekten på utslipp?
6. Hvilken metode eller metoder kan/skal brukes?

Utvalget foreslo at det videre arbeidet bør starte med å koble budsjettposter til utslipp for å vurdere metodevalg nærmere. Deretter vil vurdering av grad av klimaeffekt gjøres for enkelte bolker av budsjettet. Det overordnede målet på sikt vil være å forsøke å få en systematisk oversikt over hvilke deler av budsjettet som har en effekt på utslipp, anslå styrken på disse bidragene og den samlede effekten. Metoden må inkludere både poster som gir utslippsreduksjoner og poster som gir utslippsøkninger.

I årets rapport har utvalget jobbet videre med de mest sentrale problemstillingene. I kapittel 6 beskrives pågående arbeid med å utvikle metoder for å anslå klimaeffekter i Frankrike, Irland og Skottland. I kapittel 7 har utvalget vurdert ulike tilnærminger til hvordan bevilgninger på statsbudsjettets inntekts- og utgiftsside kan kategoriseres, som et første skritt i arbeidet med å foreslå metoder for å anslå virkninger på klimagassutslipp av endringer i statsbudsjettet. For enkelte problemstillinger vil utvalget ha grunnlag til å gi anbefalinger. For andre problemstillinger peker utvalget på hvilket arbeid som kreves videre.

6. Internasjonalt arbeid

Det er tiltagende interesse internasjonalt for å vurdere klimaeffekten av årlige statsbudsjett. Flere land i Europa har økt innsatsen på området, for eksempel i form av å jobbe med systemer for kategorisering av budsjettets bestanddeler etter klimarelevans. Utvalget skrev i sin forrige rapport om noen internasjonale arbeider innenfor temaet, slik som Organisasjonen for økonomisk samarbeid og utvikling (OECD) sin DAC Rio Markers for Climate og FNs utviklingsprogram CPEIR-tilnærming. Utvalget vurderte at det finnes noe overføringsverdi i disse tilnærmingene, men at det er en rekke mangler som gjør dem lite egnet for å gi tilfredsstillende informasjon om klimaeffekten av statsbudsjettet. I forrige rapport beskrev utvalget også arbeidet med Green Budgeting som foregår i OECD under initiativet Paris Collaborative on Green Budgeting. Siden utvalgets forrige rapport har flere av landene som er med i OECD-samarbeidet jobbet videre med systemer for å kunne si mer om klima- og miljøeffekten av statsbudsjettet. Blant annet har Frankrike gitt ut en metodologisk rapport for kategorisering av statsbudsjettet. En omtale av noen av de mest sentrale arbeidene internasjonalt følger under.

6.1 OECD og arbeidet med Green Budgeting

OECD omtaler Green Budgeting som å bruke budsjettprosessen og vedtak i statsbudsjettet til å bidra til å oppnå klima- og miljømål. Dette inkluderer å vurdere klima- og miljøeffekten av statsbudsjettet, og å vurdere effektene sammenheng med oppnåelsen av nasjonale og internasjonale forpliktelser. Det betyr ikke bare en større forståelse av virkningene av spesifikke klima- og miljørelevante tiltak, men også en forståelse av virkningene annen politikk kan ha på klima og miljø, enten dette er utgifter, skatter eller reguleringer (OECD, 2020a).

Green Budgeting anerkjenner at budsjettering ikke er en nøytral administrativ prosess, men at utgifts- og inntektsbeslutninger, enten de er tilsiktet eller utilsiktet, har klima- og miljøkonsekvenser, og at disse bør tas i betraktning når politiske beslutninger tas. Green Budgeting anerkjenner også at finanspolitikken kan støtte overgangen til et lavutslippssamfunn.

Paris Collaborative on Green Budgeting er et initiativ som ble lansert av OECDs generalsekretær på One Planet Summit i desember 2017. Det er et samarbeid mellom en rekke land om å bedre synligheten av klima- og miljøeffekten av politiske vedtak og statsbudsjetter. Målet med Paris Collaborative on Green Budgeting er blant annet å skape en plattform for å dele erfaringer og

god praksis, identifisere forskningsprioriteringer og -hull, utvikle innovative verktøy for å støtte budsjettarbeidet, og å utnytte potensialet i å samarbeide og lære av hverandre for å få til en utvikling. Et av innsatsområdene er å jobbe for å etablere omforente definisjoner og metoder som kan underbygge nasjonale tilnærminger. Norge er et av landene som deltar, og arbeidet koordineres av OECD.

Som en del av arbeidet under Paris Collaborative on Green Budgeting, har OECD kartlagt hva som gjøres av relevant arbeid i medlemslandene.²⁹ Overordnet finner OECD at de fleste landene har budsjettposter rettet mot klima- og miljøtiltak, og at disse i flere tilfeller presenteres samlet. Som oftest er det imidlertid ikke mulig å se disse fordelt på departement, og i enda mindre grad mulig å få oversikt over poster med utilsiktede eller negative effekter på klima og miljø. Videre finner OECD at det er relativt vanlig med analyser av klimaeffekt på prosjektnivå, men at det i svært liten grad gjennomføres slike analyser for statsbudsjettet som helhet. OECD legger derfor vekt på at det er viktig å utvikle metoder til dette formålet.

6.2 Frankrike

Som en av initiativtakerne bak Paris Collaborative on Green Budgeting har Frankrike siden 2017 intensivert innsatsen for å utvikle en metode eller et system for Green Budgeting. Høsten 2019 publiserte en ekspertgruppe fra Inspection Generale des Finances (som tilsvarer riksrevisjonen

²⁹ Resultatene ble lagt frem i et notat til møtet, Joint Green Budgeting Workshop, i OECD (OECD, 2020b).

i Norge) og Conseil général de l'Environnement et du Développement durable et forslag til metode for klassifisering av statlige utgifter og inntekter etter hvorvidt postene forventes å ha betydelig positive eller negative miljøeffekter, som et første steg mot å beregne mer nøyaktige effekter (den franske regjeringen, 2019). Metoden klassifiserer etter seks ulike dimensjoner av miljøeffekt og ikke kun klimaeffekt.

Som en del av arbeidet ble det foretatt en første testing av metoden på 2019-budsjettet. Metoden som er utviklet vil sendes på offentlig høring før den for første gang tas ordentlig i bruk for 2021-budsjettet. Frankrikes første rapportering av miljøeffekt av budsjettet, ved bruk av den nye metoden, vil dermed presenteres høsten 2020 når budsjettforslaget legges fram.

For å klassifisere inntekter etter miljøeffekt er metoden basert på definisjonen av miljøskatter fra Eurostat, det vil si at miljøskatter er skatter der skattegrunnlaget er en fysisk enhet som har en påvist negativ miljøeffekt. Dette gjelder blant annet skatter og avgifter på energi, transport og forurensing. Det vil si at man for eksempel ser bort fra definisjoner som baserer seg på intensjonen ved skatten eller avgiften, men heller fokuserer på hvorvidt man forventer en effekt på atferd. Ekspertgruppen foreslår også at man over tid kan spesifisere forventede priselastisiteter for de ulike skattene og avgiftene, basert på forskning eller estimater fra forvaltningen. I tillegg foreslås det å utvide definisjonen noe, for å ta hensyn til inntekter som ikke kommer fra skatter eller avgifter, men som forventes å ha samme type atferdseffekter. Som eksempel nevnes inntekter fra kvotehandel og inntekter fra fartskontroller, som bidrar til å redusere utslipp fra veitrafikk.

På utgiftssiden viser ekspertgruppen til at det eksisterer mange metoder for klassifisering, men liten enighet om hvilken metode som bør brukes. For eksempel er ulike metoder i bruk i Irland, EU-kommisjonen og Italia. Ekspertgruppen konkluderer med at ingen av disse metodene gjør det mulig å systematisk håndtere alle typer utgifter som kan ha betydelig positiv eller negativ effekt. Spesielt dekker eksisterende metoder som regel ikke driftsutgifter, eller fokuset er kun på poster med positiv miljøeffekt.

Ekspertgruppen foreslår å vurdere statlige utgifter og inntekter mot seks bredt definerte miljømål: klimaeffekt, klimatilpasning, bærekraftig forvaltning av naturressurser, overgang til en sirkulær økonomi, reduksjon og kontroll av forurensning, bevaring av biodiversitet og bærekraftig arealbruk. Alle utgifter skal klassifiseres etter hvorvidt de bidrar betydelig positivt eller negativt til hvert av disse miljømålene.

Når det gjelder utgifter peker ekspertgruppen spesielt på følgende utfordringer:

- Budsjettposter kan ha motstridende effekter på de ulike miljømålene. For eksempel kan en budsjettpost bidra til å redusere utslipp, men samtidig være i konflikt med bevaring av naturområder.
- Det er ulike grader av positiv effekt: Det kan skilles mellom poster med direkte og indirekte positive miljøeffekter. Det kan også være at poster har positiv effekt på kort sikt, men usikker eller kanskje negativ effekt på lengre sikt. For eksempel kan en post bidra til å redusere utslipp på kort sikt, men samtidig bidra til å opprettholde teknologier som ikke er forenlige med miljømål på lengre sikt.

Den foreslåtte metoden for klassifisering av utgifter går ut på å kategorisere utgifter på en skala fra -1 til 3:

- 3: Svært gunstig eller direkte effekt, på kort og lang sikt
- 2: Gunstig indirekte effekt
- 1: Gunstig, men usikker effekt. F.eks. antatt gunstig effekt på kort sikt, men usikker på lang sikt (eksempelvis støtte til biodrivstoff)
- 0: Utgifter med nøytral effekt eller utgifter man ikke har tilstrekkelig informasjon om effekten av
- 1: Ugunstig effekt (direkte eller indirekte)

Ekspertgruppen foreslår videre et beslutningstre som inneholder overordnede kriterier for å klassifisere budsjettpostene. Av beslutningstreet framkommer det blant annet at det kun er utgifter med miljøformål som kan plasseres i kategori 3. Videre foreslår de at hver utgiftspost tilordnes til en sektor i økonomien (jordbruk, skogbruk og fiske; transport; bygg og offentlig infrastruktur; energiproduksjon og industri; miljøvern; forskning og kompetanse).

Referansescenarioet som effektene skal vurderes mot er nærmere beskrevet i vurderingen av hver enkelt utgiftspost, men som generell regel er referansescenarioet fravær av utgift. Videre er det beskrevet hvilket informasjonsgrunnlag som er brukt for klassifiseringen av ulike typer utgifter. For eksempel nevnes det at man legger til grunn livssyklusanalyser for transportinfrastrukturinvesteringer der dette er tilgjengelig. For utgifter som stimulerer energiproduksjon er dagens energimiks lagt til grunn. Dermed vil tiltak som reduserer energipriser vurderes som ugunstige, fordi det fører til økt energiforbruk. Støtte

til landbruket som ikke er rettet mot miljøtiltak er vurdert som nøytral, fordi det franske markedet er vurdert som relativt integrert i det europeiske markedet og støtte til fransk landbruk dermed ikke vil påvirke priser og videre husholdningenes etterspørsel.

Ekspertgruppen har ikke hatt som formål å se på gjennomsnittseffekten av økt offentlig forbruk på utslipp, og vurderer dermed utgifter som kun har inntektseffekt som nøytrale. Det vil si at overføringer som lønn og sosiale stønader vurderes som nøytrale, med unntak av lønn til tjenester og administrative enheter som hovedsakelig har miljøformål, eller overføringer til sektorer eller bedrifter med betydelig miljøeffekt (positiv eller negativ). Støtte til aktiviteter i husholdninger som har som hovedformål å endre atferd som påvirker miljømålene er også unntatt fra denne regelen. Utgifter til forskning, utvikling etc. klassifiseres etter formålet med overføringen istedenfor påvist eller antatt effekt.

Oppsummert har den franske tilnærmingen et bredere formål enn utvalgets mandat, ettersom den franske metoden klassifiserer budsjettet etter effekter på flere miljøområder, og ikke kun klimaeffekt. Den franske ekspertgruppen viser til noen av de samme problemstillingene som utvalget viser til, for eksempel knyttet til klassifisering etter tidshorisont, hvorvidt effektene kan defineres som direkte eller indirekte, og utfordringer knyttet til valg av referansescenario. Samtidig er ikke problemet med aggregering av partielle effekter, for eksempel på grunn av synergieffekter og samspill mellom virkemidler behandlet.

6.3 Irland

Høsten 2018 annonserte Irland at de slutter seg til Paris Collaborative on Green Budgeting. Den irske regjeringen annonserte også en intensjon om å identifisere klimarelaterte utgifter over statsbudsjettet, og å begynne med dette i forbindelse med 2019-budsjettet. I desember 2018 publiserte den irske regjeringen en rapport med tittel «An Introduction to the Implementation of Green Budgeting in Ireland» (Cremins og Kevany, 2018), som både gir en innføring i konseptet Green Budgeting, forklarer hvorfor den irske regjeringen vil følge konseptet, hvilken nytte som kan forventes av arbeidet og hvordan regjeringen vil lede Irlands arbeid med Paris Collaborative on Green Budgeting.

Regjeringen tydeliggjør i rapporten hva arbeidet med Green Budgeting i Irland vil innebære. I praksis vil Green Budgeting inkludere vurderinger av regjeringens grad

av innsats for oppnåelse av klimamål og effektiviteten av denne innsatsen. I tillegg vil Irland se på utilsiktede effekter av andre deler av budsjettet, som kan være relevant for klima og miljø, inkludert effekten av skatte- og avgiftssystemet.

I rapporten vises det til at arbeidet med Green Budgeting vil være en iterativ prosess over flere budsjettår. Irland vil både i det nasjonale arbeidet, og ved vurdering av arbeidet i OECD, legge vekt på de grepene som bidrar til transparens (opplyse offentligheten og beslutningstakere) og de grepene som bidrar til effektivitet (hjelp politikere til å velge de tiltak/virkemidler som er kostnadseffektive og bidrar til en kunnskapsbasert klimadebatt).

Et første steg for Irland har vært å identifisere utgiftene i 2019-budsjettet som kan relateres til klima. Klimarelaterte utgifter er definert som enhver utgift som bidrar, enten helt eller delvis og enten direkte eller indirekte, til Irlands overgang til et lavutslippssamfunn og til en klimarobust og miljømessig bærekraftig økonomi. Definisjonen innebærer med andre ord at det kun er utgifter som bidrar positivt til klimaet som tas med. I Irland er det en egen «Climate Change Unit» (som ligger under Department of Public Expenditure and Reform) som har foretatt en gjennomgang av budsjettposter og har valgt ut de postene som tilfredsstiller definisjonen over. Deretter har de gått gjennom resultatene med hvert enkelt departement. Utgifter som etter denne prosessen har blitt kategorisert som klimarelaterte, er for eksempel støtte til energieffektivisering, ordninger som promoterer klima og miljø i jordbruket, kollektivtransport og tiltak for flomdemping.

De identifiserte klimarelaterte utgiftene ble presentert i en tabell i «The Revised Estimates Volume» for 2019-budsjettet. Dette dokumentet legger fram en justert versjon av statsbudsjettet for påfølgende år, og inneholder fra 2019 av en tabell med klimarelaterte utgifter fordelt på departement. For 2020-budsjettet ble tabellen utvidet med informasjon om endring i bevilgning sammenlignet med året før. I tabellen blir størrelsen på bevilgningene oppgitt, men klimaeffekten er ikke vurdert (Department of Public Expenditure and Reform, 2019). Den irske regjeringen understreker at arbeidet som til nå er gjort bare er et første steg mot å gi informasjon om klimaeffekt som kan være nyttig for beslutningstakere. Irland anerkjenner dermed behovet for en metode for å analysere de klimarelaterte utgiftene, og viser til at dette vil bli gjort som en del av arbeidet i Paris Collaborative on Green Budgeting. Irlands arbeid er dermed i startgropen, og et initiativ Norge kan følge med på. Basert på arbeidet som til nå er gjort er det begrenset med verdi for utvalgets arbeid med å foreslå

metoder for å beregne klimaeffekten av statsbudsjettet, men Irlands ambisjoner tilsier at deres utvikling av metode over tid kan være interessant for Norge.

6.4 Skottland

På samme måte som Norge, har Skottland vedtatt en klimalov med lovfestede mål for reduksjon av klimagassutslipp. Den skotske klimaloven (Climate Change Act) er fra 2009 og krever blant annet at myndighetene publiserer en vurdering av påvirkningen statsbudsjettet har på Skottlands utslipp av klimagasser. Til forskjell fra den norske klimaloven er ikke kravet at effekten av hele statsbudsjettet skal legges fram. Vurderingen skal fange opp utslipp assosiert med myndighetenes forbruk av varer og tjenester, både direkte og indirekte, men også eventuelle importerte utslipp generert fra å produsere varer og tjenester. For å svare på dette har Skottland publisert 10 vurderinger, «High-level Carbon Assessments», ved bruk av en «Environmentally-extended input-output» modell. Modellen bruker gjennomsnittlige utslippseffekter for 98 industrisektorer for å konvertere finansiell input til forventede output for klimagasser. Verktøyet kan brukes for å identifisere budsjettposter som sannsynligvis vil medføre økte utslipp på kort sikt. Men det identifiserer ikke konsekvensene på lengre sikt. Eksempelvis vil utslippene fra å bygge en ny jernbanelinje bli fanget opp, men effekter på personers reisevalg fanges ikke opp (Chief Economist Directorate, 2018).

Siden 2012 har skotske myndigheter også publisert seks budsjettsammendrag (Energy and Climate Change Directorate, 2018) som identifiserer deler av budsjettet som finansierer utslippsreduksjoner. For periodene 2018-2019 og 2019-2020 har myndighetene også gjennom enkle metoder klassifisert planlagt forbruk på infrastruktur som enten høy-, nøytral- eller lavkarbonprosjekter. Skottland bruker med andre ord flere verktøy for å vurdere hvorvidt offentlig forbruk vil innfri Skottlands klimamål for 2030 og senere. Det enkelte verktøy gir ikke alle svarene, men til sammen vil de kunne gi et bilde (Det skotske parlamentet, 2019).

6.5 Lærdom for arbeidet i Norge

Som gjennomgangen til OECD viser er det få land som ser på klimaeffekt i stedet for hensikten med posten, og som tar med budsjettposter som øker utslipp. For å svare på mandatet til TBU klima, og være i tråd med

klimaloven, må begge disse elementene med i metoden som utvalget foreslår. Myndighetene i Irland og Skottland har ambisjoner om å gi god informasjon om hvordan deres statsbudsjetter påvirker utslipp av klimagasser, men har foreløpig ikke utviklet en metode som også er egnet for Norge. I likhet med de fleste av de andre landene som er tilsluttet Paris Collaborative on Green Budgeting, prioriterer de å identifisere budsjettposter som kan føre til utslippsreduksjoner. Foreløpig preges det meste av rapporteringen tilknyttet klimaeffekt av budsjett, av at det er størrelsen på utgiftsposten som rapporteres og ikke effekten på klimagassutslipp. Dette er på mange måter i tråd med det som er gjort i Norge over flere år, med unntak av at det i Norge har vært gjort en gjennomgang av samferdselsprosjekter som også har negative klimaeffekter. Etter utvalgets vurdering er det Frankrike som har kommet lengst i å utvikle en metode for å se på klimaeffekt av hele statsbudsjettet, som også kan være relevant for Norge. Metoden har ennå ikke blitt anvendt på et helt statsbudsjett. Det er derfor høstet begrenset med erfaringer.

6.5.1 Vurdering av metoden som er utviklet i Frankrike

Metoden som myndighetene i Frankrike har lagt fram skiller seg fra tilnærmingen i Norge på noen punkter. Først og fremst har Frankrike definert seks ulike miljømål, hvorav ett er reduksjon av klimagassutslipp. Fra mandatet til TBU klima følger det at utvalget kun skal foreslå metoder for beregning av klimaeffekt av statsbudsjettet (som tidligere nevnt, tolket som endringer i utslipp og opptak av klimagasser).

Videre er det i den franske metoden åpnet for ulike sammenligningsgrunnlag for budsjettpostene for ulike deler av budsjettet (i de fleste tilfellene er dette fravær av utgift), mens utvalget jobber ut fra at sammenligningsgrunnlaget for klimaeffekten av statsbudsjettet skal være den samme for hele budsjettet. I avsnitt 7.2.1 vurderer utvalget ulike alternativer for dette.

Den franske metoden skiller seg også fra tilnærmingen til utvalget ved at den presenterer ulike framgangsmåter for kategorisering av inntekter og utgifter, der kategoriseringen av inntekter er enklere enn for utgifter. Utvalget har tatt utgangspunkt i at både utgifter og inntekter behandles med samme metodiske rammeverk, og mener at dette er hensiktsmessig fordi de samme problemstillingene er relevante for identifisering av klimaeffekt på tvers av budsjettpostenes art.

For inntekter innebærer kategoriseringen i Frankrike at avgiften må være lagt på en vare som har påvist negativ miljøeffekt for at den skal bli med i vurderingen av klimaeffekt. Dette fører til at vurderinger av andre skatter og avgifter blir utelukket. For kvantifisering av klimaeffekten av inntekter pekes det i den franske rapporten på at det på sikt kan brukes elastisiteter til å beregne denne. Det betyr at tidshorizonten (klimaeffekt på kort/lang sikt) og hvilke effekter (direkte/indirekte) som tas med er avhengig av elastisitetene som brukes. Det er ikke gått inn i valg og avgrensninger for klimaeffekten av inntekter, og heller ikke en avveining mellom bruk av ulike metoder.

For utgiftssiden er det i den franske modellen utviklet et system for å kategorisere alle postene på statsbudsjettet.

Det er det laget et beslutningstre som kan brukes for å plassere en post i én av fem kategorier, langs seks ulike dimensjoner. For å gjennomføre en slik kategorisering er det ikke nødvendig å ta stilling til tidsaspektet ved klimaeffekten eller gjøre vurderinger av direkte og indirekte effekter. Frankrikes metode er på den måten svært grovmasket og vil trolig kunne være enkel å følge, men det er usikkert hvor lett det er å gå videre fra disse kategoriene til beregning av klimaeffekt av deler av budsjettet. Den franske metoden krever relativt lite ressurser, og de som foretar kategoriseringen trenger ikke å ha kunnskap om hvordan de ulike budsjettpostene påvirker økonomien. Avveininger mellom forholdsmessighet og fullstendighet i metoden for kategorisering er en viktig diskusjon som utvalget kommer inn på i avsnitt 7.5.1.

7. Metode for kategorisering av statsbudsjettet

En kategorisering av statsbudsjettet etter klimaeffekt kan gjennomføres på mange måter og med ulik detaljeringsgrad. I utvalgets første rapport ble det pekt på flere spørsmål det må tas stilling til for å kunne utforme en metode for en slik kategorisering. For å komme videre i arbeidet foreslår utvalget i årets rapport å gjøre noen avgrensinger, dvs. foreslå konkrete løsninger for enkelte av disse spørsmålene. Disse omtales som avgrensninger og blir gjort rede for i avsnitt 7.2. Det gjenstår imidlertid en rekke problemstillinger som er mer åpne og som må vurderes nærmere. Disse problemstillingene drøftes i avsnitt 7.3. I avsnitt 7.4 presenteres et forslag til metode for å kategorisere statsbudsjettet etter klimaeffekt utarbeidet av Menon Economics og CICERO Senter for klimaforskning på oppdrag fra utvalget. I avsnitt 7.5 drøfter utvalget styrker og svakheter ved dette forslaget, sortert etter de problemstillingene som er presentert i 7.3. I 7.6 kommer utvalget med anbefalinger for videre arbeid. Kapitlet innledes med en forklaring av inndelingen i statsbudsjettet i avsnitt 7.1.

7.1 Beskrivelse av statsbudsjettet

I Statsbudsjettet for 2020 er statens samlede inntekter og utgifter beregnet til over 1 400 mrd. kroner hver. De største inntektene kommer fra skatter og avgifter fra Fastlands-Norge, og inkluderer skatt på inntekt og formue, trygdeavgift og arbeidsgiveravgift til folketrygden, merverdiavgift, og øvrige særavgifter. Disse utgjør 1 173,5 mrd. kroner i 2020. I tillegg kommer inntektene fra petroleumsvirksomhet. De største utgiftene gjelder ytelser fra folketrygden, som pensjon, dagpenger, sykepenger og foreldrepenger, anslagsvis 500 mrd. kroner. Andre større utgifter er rammetilskuddet til kommuner og fylkeskommuner, overføringer til regionale helseforetak og utgifter til samferdsel, forsvar og utdanning. Se figur 7-1 og 7-2 for en oversikt.

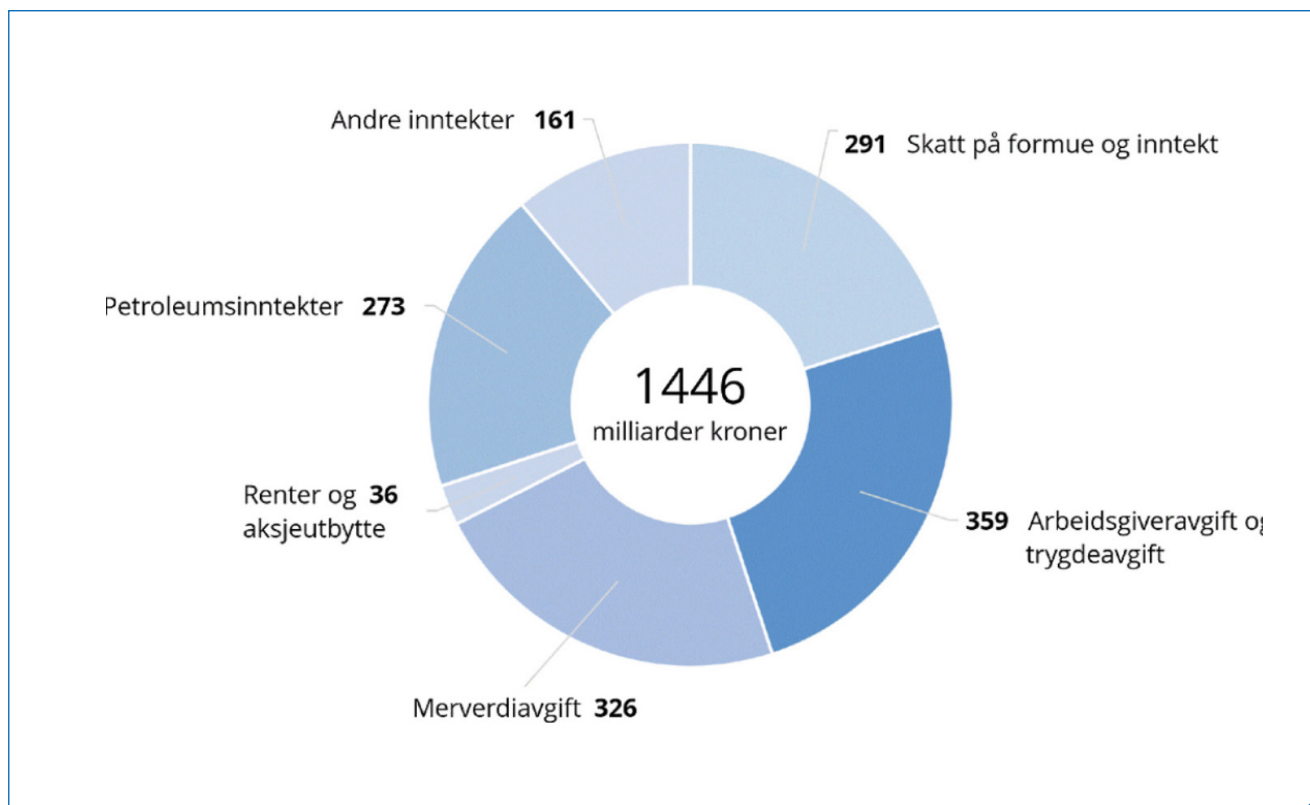
Statsbudsjettet består av alle utgifts- og inntektsbevilgninger under hvert fagdepartement, Svalbardbudsjettet, skattevedtak, avgiftsvedtak og andre vedtak. Hvert budsjett er inndelt i kapitler og budsjettposter. Hvert kapittel omfatter utgifter eller inntekter som gjelder samme formål. Kapitlene varierer derfor på tvers av departementene. Et formål i denne sammenheng må ikke tolkes snevert. Det framgår av bevilgningsreglementet at formål på kapittelnivå kan deles inn i flere underliggende formål.

Hvert kapittel er igjen inndelt i budsjettposter. Inntektene og utgiftene i Statsbudsjettet for 2020 er fordelt på omtrent 1 600 aktive budsjettposter. Hver post utgjør en inntekts- og utgiftsart, og er inndelt i nummer 1–99, avhengig av type utgift og inntekt. Hovedgruppene for utgifts- og inntektsarter er: drift (post 01–29), investering (post 30–49) og overføring til andre (post 50–89). For sistnevnte benyttes hhv. postene 50–59 for overføringer til universitets- og høyskolesektoren, postene 60–69 for overføring til kommuner og fylkeskommuner, postene 70–89 for overføring til private, mens for lånetransaksjoner benyttes postene 90–99. Denne postinndelingen er lik på tvers av departementer.

Stortingets bevilgningsvedtak er knyttet til beløpet under den enkelte post på hvert kapittel. Bevilgningsforslag skal angi de resultater man ønsker å oppnå med posten. Posten angir derfor ikke nødvendigvis hvilke konkrete tiltak eller aktiviteter som skal gi resultatene. Innenfor de generelle føringene i postomtalen er nærmere prioriteringer regjeringens ansvar og behandles ikke av Stortinget. Dette er i tråd med gode styringsprinsipper. Det kan imidlertid gjøre det utfordrende å knytte konkrete utslippsskilder til budsjettposter.

Selv om bevilgningene på de fleste budsjettpostene i stor grad videreføres og prisjusteres, innebærer endringer i politiske prioriteringer at bevilgninger økes eller reduseres, og nye legges til. Det gjelder både utgifter og inntekter. Endringer i klimagassavgifter³⁰ og fjerning av arveavgiften i 2014 er eksempler på større avgiftsendringer de siste årene.

³⁰ Den generelle satsen for klimagasser ble blant annet økt med fem prosent utover prisjustering i statsbudsjettet for 2020 (Prop. 1 LS. (2019-2020)).



Figur 7-1. Inntektene på statsbudsjettet, utenom lånetransaksjoner. Milliarder kroner. Kilde: Finansdepartementet.

Statsbudsjettet påvirker også utslipp av klimagasser ved å påvirke det samlede aktivitetsnivået i økonomien. Budsjettimpulsen viser endringen i det strukturelle, oljekorrigerede underskuddet som andel av trend-BNP for Fastlands-Norge, og brukes som et mål på budsjettets virkning på økonomien. En positiv budsjettimpuls indikerer at budsjettet virker ekspansivt, dvs. at oljepengebruken bidrar til økt aktivitet i økonomien. En negativ impuls indikerer at budsjettet virker kontraktivt, og vil ha motsatt effekt på økonomien. Er budsjettimpulsen lik null regnes finanspolitikken som nøytral.³¹

7.2 Avgrensninger

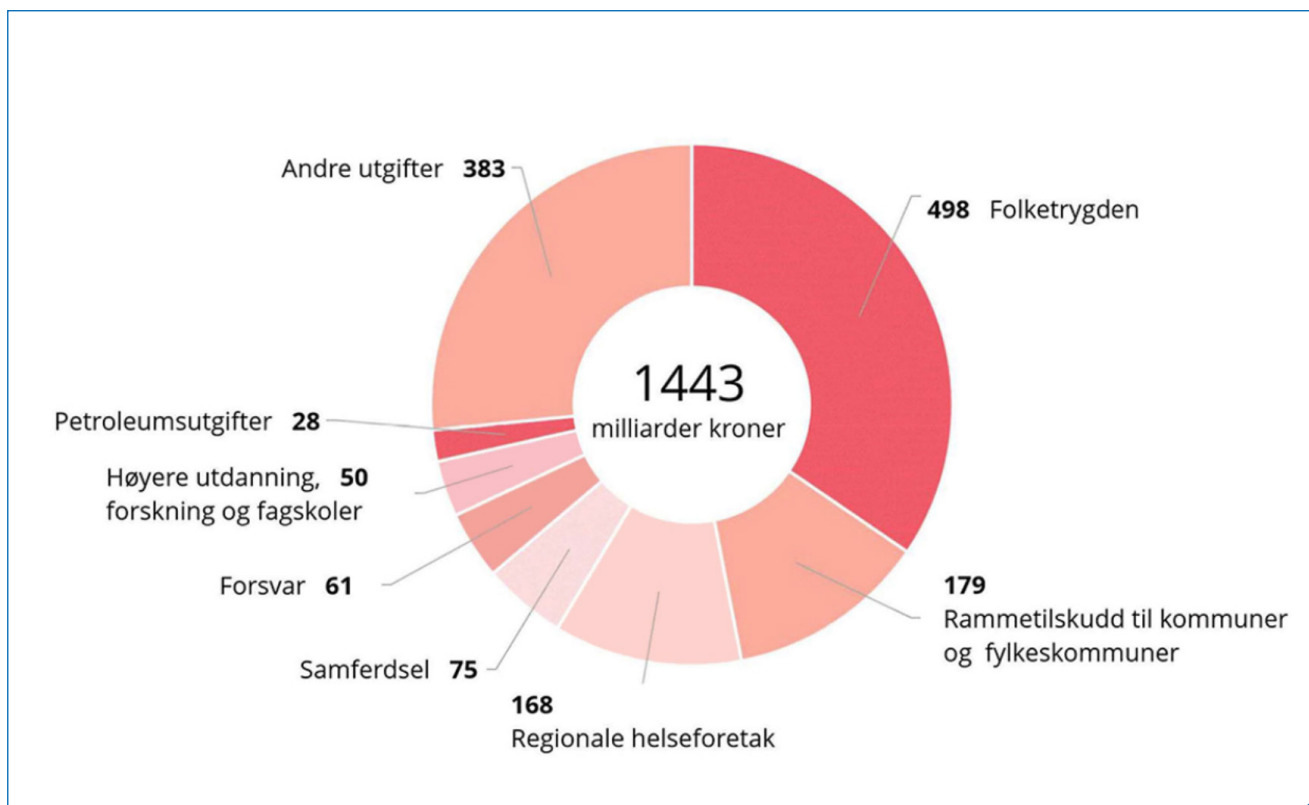
7.2.1 Fjorårets statsbudsjett som sammenligningsgrunnlag

Stortinget gjør budsjettvedtak som angir bevilgningsnivåer på postene for ett år av gangen. I praksis er det likevel

endringen fra foregående budsjettår som vurderes. Dette kan gjelde endringer i nivået på bevilgningen til et eksisterende formål, eller det kan gjelde avvikling og opprettelse av nye budsjettposter på statsbudsjettet. I en slik situasjon er informasjon om virkningene av *endringene* i statsbudsjettet mest relevant for beslutningstakerne. Derfor er det naturlig å også se på klimaeffekten av statsbudsjettet som effekten endringen i bevilgning eller skatte- og avgiftssatser har på klimagassutslipp. En slik avgrensning er i tråd med mandatet til Teknisk beregningsutvalg for klima der det står at utvalget skal foreslå metoder for å anslå virkninger på klimagassutslipp av *endringer* på statsbudsjettets utgifts- og inntektsside.

I mange tilfeller vil det være enklere å identifisere klimaeffekter av endringer i bevilgninger enn for hele bevilgningen (sammenlignet med en situasjon uten bevilgningen). Utvalget pekte i sin første rapport på at sammenligningsgrunnlaget kunne være en situasjon uten bevilgning. For enkelte budsjettposter vil det være mulig å gjøre en slik vurdering. Det vil blant annet gjelde midlertidige støtteordninger og bevilgninger som gjelder for en tidsavgrenset periode. Da vil situasjonen uten

³¹ Budsjettimpulsen ble i statsbudsjettet for 2020 anslått til -0,2, og i revidert nasjonalbudsjett for 2020 til 5,1. Årsaken er statlige tiltak for å dempe de økonomiske konsekvensene av Koronavirusutbruddet.



Figur 7-2. Utgiftene på statsbudsjettet, utenom lånetransaksjoner. Milliarder kroner. Kilde: Finansdepartementet.

bevilgningen kunne danne grunnlaget for å vurdere hvordan bevilgningen påvirker utslipp.

For mange budsjettposter på statsbudsjettet er det imidlertid vanskelig å se for seg en situasjon uten bevilgning. Eksempelvis vil det for utgifter til folketrygden, skole, sykehus eller forsvar ikke foreligge datagrunnlag for en situasjon uten bevilgning. Samme problemstilling vil gjelde for de fleste skatter og avgifter. Det skyldes blant annet at skatter og avgifter normalt fører til en rekke tilpasninger over tid som må hensyntas dersom avgiften har eksistert en stund. Det gjør det metodisk krevende å skulle anslå klimaeffekten uten slike skatter og avgifter.

Med hensyn til relevans for beslutningssituasjonen og muligheten for å identifisere klimaeffekt av poster eller kategorier av poster, er det gode grunner til at en metode for å kategorisere statsbudsjettet etter klimaeffekt bør ta utgangspunkt i endringer i bevilgninger fra foregående budsjett. Utvalget har derfor lagt denne tilnærmingen til grunn i sitt videre arbeid.

7.2.2 Geografisk avgrensning av klimaeffekter

En annen viktig avgrensning er om effekter på klimagassutslipp utenfor Norges grenser skal tas med eller ikke. Internasjonalt er det etablert retningslinjer for beregning og rapportering av utslipp og opptak, og Norge rapporterer årlig sitt utslippsregnskap til FN. Retningslinjene bestemmer at det er utslippene innenfor hvert lands grenser som skal medregnes. Dermed omfatter Norges utslippsregnskap til FN kun utslipp og opptak av klimagasser i Norge.³² Utvalget vurderer at det er fornuftig å legge denne avgrensningen til grunn også for beregning av klimaeffekten av statsbudsjettet. Det er flere grunner til en slik avgrensning:

1. Hvert land har ifølge FNs retningslinjer ansvar for egne utslipp, og klimaforpliktelser under Parisavtalen gjelder disse utslippene. Der er derfor utviklet gode metoder for å beregne nasjonale utslipp.
2. Det vil være ressurskrevende å skulle anslå effekter også utenfor Norge.

³² Utslipp mellom en norsk og utenlandsk destinasjon beregnes og rapporteres, men er ikke inkludert i Norges nasjonale utslipp.

En slik avgrensning følger også av mandatet til Teknisk beregningsutvalg for klima som angir at metoder for å beregne klimaeffekten av statsbudsjettet skal være i tråd med klimaloven. Klimaloven gjelder for de utslipp og opptak av klimagasser som omfattes av Norges første nasjonalt fastsatte bidrag under Parisavtalen, og dette er utslippsregnskapet som rapporteres til FN.

Det er imidlertid flere budsjettposter på statsbudsjettet som er direkte rettet mot å påvirke utslipp eller opptak av klimagasser i andre land (som eneste eller ett av flere formål med bevilgningen). Eksempler inkluderer Klima- og skogsatsingen, statens kjøp av klimavoter og satsing på fornybar energi i utviklingsland. I slike tilfeller bør det avvikes fra føringen, og forsøksvis anslås effekter på utslipp også utenfor Norge. Dersom en har kunnskap om mer indirekte effekter på utslipp utenfor Norge som følge av endringer i inntekter eller utgifter på statsbudsjettet, kan det være aktuelt å kvalitativt omtale disse. Et eksempel er endringer som gir økt import av biodrivstoff eller annet biobasert materiale.

Basert på vurderingene over har utvalget valgt å avgrense arbeidet til å gjelde utslipp og opptak av klimagasser i Norge, med unntak av budsjettposter som har som intensjon å påvirke utslipp i andre land.

7.3 Problemstillinger

7.3.1 Forholdsmessighet og fullstendighet

Det følger av klimaloven at regjeringen skal redegjøre for klimaeffekten av framlagt budsjett. Regjeringen bør derfor tilstrebe å gi Stortinget informasjon om effekten av hele budsjettet. Samtidig vil den informasjonen som legges fram for Stortinget måtte begrenses til hva det er faglig grunnlag for å kunne anslå, samt hvilken type informasjon som kan framskaffes med en administrativ byrde som står i forhold til resultatet. Regjeringens forslag til statsbudsjett fastsettes hvert år på regjeringens augustkonferanse. Beregninger av klimaeffekter må derfor gjennomføres svært raskt for å kunne omtales på en tilfredsstillende måte i budsjettforslaget som legges fram for Stortinget i oktober. Det er viktig å ta hensyn til dette ved valg av metode.

For det første må metoden for kategorisering være slik at den administrative ressursinnsatsen ved å utvikle og benytte metoden står i forhold til bidraget til å redegjøre for klimaeffekten av statsbudsjettet.

Dette er i tråd med utredningsinstruksens prinsipp om forholdsmessighet. Slike vurderinger må gjøres både for kategoriseringsmetoden og for metodene som brukes til å beregne klimaeffekter.

For det andre innebærer dette også at man ved valg av metode bør gjøre transparente vurderinger av muligheter for fullstendighet. For å svare på klimalovens bestemmelse om rapportering av klimaeffekt av statsbudsjettet, bør metoden for kategorisering kunne anvendes på hele statsbudsjettet. Samtidig er det ikke nødvendigvis slik at man for alle kategorier skal gå videre med detaljerte (kvantitative eller kvalitative) vurderinger av klimaeffekten. Kategoriseringen må gjøre det mulig å skille mellom de delene av statsbudsjettet som har en vesentlig effekt på utslipp (både positiv og negativ), og de delene som ikke har det.

7.3.2 Sammenhengen mellom bevilgning og aktivitet

Det følger av Stortingets bevilgningsreglement at bevilgningsforslag skal angi de resultater man ønsker oppnådd. Forslaget angir ikke nødvendigvis hvilke konkrete tiltak eller aktiviteter som skal gi resultatene. Prioriteringene innenfor den enkelte budsjettpost er derfor generelt regjeringens ansvar og behandles ikke av Stortinget, så lenge det er innenfor de generelle føringene i postomtalen. Dette er i tråd med gode styringsprinsipper. Det kan imidlertid gjøre det krevende å anslå klimaeffekten av en bevilgning når det ikke er nøyaktig angitt hvilke aktiviteter og tiltak pengene skal finansiere.

I tillegg er ønsket resultat av en bevilgning gjerne formulert på et overordnet nivå. Det innebærer for eksempel at én budsjettpost kan omfatte flere ulike tiltak, og at ett tiltak på samme budsjettpost vil kunne variere over tid. For eksempel omfatter bevilgningen til friluftslivsformål på Klima- og miljødepartementets budsjett flere tilskuddsordninger, herunder tilskudd til friluftslivsaktivitet, tilskudd til friluftslivsaktivitet for personer med innvandrerbakgrunn, driftsstøtte til friluftslivsorganisasjoner, tiltak i statlig sikrede friluftslivsområder, skjærgårdstjenesten og andre friluftslivstilskudd. Et annet eksempel er budsjettposter som gjelder overføringer til organisasjoner, deleierskap i bedrifter, eller overføringer via folketrygden hvor staten har ulik grad av kontroll over hvilke aktiviteter midlene finansierer.

Videre kan bevilgninger på ulike budsjettposter være rettet mot samme resultatområde. Eksempelvis skal

bevilgninger til hhv. returordning for kasserte fritidsbåter, opprydningstiltak og tilskudd til tiltak mot marin forurensning bidra til å nå nasjonale mål på forurensingsområdet. Over tid vil det også, som en følge av oppgaveoverføringer mv., være endringer i hvilke budsjettposter konkrete formål budsjetteres på. Ved en kategorisering av statsbudsjettet må man ta stilling til hvordan man håndterer at koblingen mellom bevilgning på statsbudsjettet og type aktivitet i økonomien ikke er gitt og at det skjer endringer i hvilke konkrete aktiviteter en bevilgning på en post går til over tid.

7.3.3 Tidshorisonten

Klimaeffekten av bevilgninger på enkelte budsjettposter vil kunne være veldig forskjellig på kort og lang sikt, for eksempel for investeringer. Et annet eksempel er avgifter der aktørenes mulighet for tilpasning er større på lang sikt enn på kort sikt. En kategorisering av statsbudsjettet etter klimaeffekt må hensynta denne tidsdimensjonen på en konsistent måte for hele budsjettet.

7.3.4 Referanse for klimaeffekt

I avsnitt 7.2.1 klargjør utvalget at sammenligningsgrunnlaget for bevilgningene på statsbudsjettet bør være budsjettendringer fra foregående år. I tillegg til denne avgrensningen er det behov for å definere hva klimaeffekten skal vurderes opp mot på kort og lang sikt. Utvalget pekte i sin første rapport på at framskrivingsbanen for utslipp kunne være en mulig referanse når budsjettendringene har klimaeffekter på mellomlang eller lang sikt. Regjeringen utarbeider om lag annethvert år en framskrivingsbane for utslipp som ligger til grunn for bl.a. rapportering til FN og EU av oppfyllelse av Norges klimaforpliktelse. Framskrivningen av utslipp bygger på at dagens politikk og virkemidler ligger fast. Det innebærer at framskrivningene tilnærmet kan ses på som en videreføring av det siste vedtatte statsbudsjettet før framskrivningen ble lagt fram. For klimaeffekter av endringer i budsjettet på mellomlang og lang sikt, og for en overordnet vurdering av statsbudsjettets samlede klimaeffekt, mener utvalget at det er mest relevant å sammenligne med framskrivingsbanen for utslipp. Framskrivingsbanen er imidlertid utarbeidet for hele økonomien samlet, og er på et langt mer aggregert nivå

enn statsbudsjettets inndeling på kapitler og poster. I tillegg utarbeides det ikke nye framskrivninger årlig, men normalt hvert andre år. Det innebærer at det må vurderes nærmere hvordan man kan gå fram for å bruke framskrivningen som referanse.

For bevilgninger på statsbudsjettet som kun har kortsiktige effekter (eksempelvis bare for budsjettåret) kan vurderingene i stor grad gjøres uavhengig av andre mer omfattende endringer i økonomien. I tillegg får ikke eksisterende trender som følge av annen virkemiddelbruk tid til å utspille seg. Utvalget anbefaler derfor at kortsiktige effekter kan anslås som endring i utslipp og opptak fra foregående års statsbudsjett.

7.3.5 Direkte og indirekte effekter

Mange av budsjettpostene påvirker i liten grad klimagassutslippene direkte. Derfor er vurderinger av indirekte effekter også viktig. Som en del av metodearbeidet må det også vurderes hvor langt i virkningskjedene man skal gå. Det kan også defineres ulike grader av indirekte utslipp.³³ Spørsmålet må sees i sammenheng med det neste punktet om dobbelttelling og synergier.

7.3.6 Dobbelttelling og synergier

Flere poster på statsbudsjettet kan påvirke samme utslippskilde. Det kan derfor være krevende å isolere klimaeffekten av én enkelt budsjettpost eller av en konkret skatt eller avgift, fordi det vil være flere virkemidler som virker sammen. Det kan føre til at samme klimaeffekt medregnes to ganger (dobbelttelling). Dersom bevilgninger på flere budsjettposter som påvirker de samme utslippene endres samtidig, blir dette enda mer utfordrende. Videre kan det være vanskelig å få med eventuelle synergier dersom bare én og én budsjettkategori vurderes isolert. På grunn av samspill mellom virkemidler og indirekte effekter i økonomien vil ikke summen av partielle vurderinger nødvendigvis være lik den samlede klimaeffekten av statsbudsjettet. Et sentralt spørsmål vil derfor være om de partielle effektene kan summeres eller om metoden må suppleres med en «top down»-tilnærming med bruk av makromodeller/generelle likevektsmodeller til dette formålet.

³² Greenhouse Gas Protocol, som lager retningslinjer for utslippsregnskap for bedrifter, kan ha noen nyttige metodiske avgrensninger som kan benyttes <https://compareyourfootprint.com/difference-scope-1-2-3-emissions/>

7.3.7 Endogene og eksogene faktorer

Bevilgninger over statsbudsjettet påvirker i praksis aktiviteter i hele økonomien. Utslipp fra kilder som påvirkes av statsbudsjettet vil også påvirkes av andre forhold. Eksempler inkluderer den generelle økonomiske utviklingen, endringer i politikk og reguleringer som fastsettes utenfor statsbudsjettet, endringer i EUs politikk eller internasjonale avtaler, innvandring, internasjonale priser, teknologisk utvikling mv. Ved vurdering av klimaeffekten av endringer i statsbudsjettet, må man også avklare forholdet til endringer som skyldes slike andre forhold. Metoden for kategorisering må derfor vurderes ut fra om den gjør det mulig å skille disse effektene fra hverandre.

7.3.8 Uavhengighet

Hvilken myndighet eller instans som velger metode for beregning av klimaeffekten av statsbudsjettet kan ha innvirkning på resultatet. Regjeringen har forpliktet seg til å kutte utslipp av klimagasser, og noen av disse er lovfestet. Det kan tilsi at regjeringen har insentiver til å synliggjøre sine utslippskutt, men i mindre grad synliggjøre de bevilgningene på budsjettet som fører til økte utslipp. Sektormyndigheter kan ha tilsvarende insentiver dersom de skal beregne klimaeffekten av bevilgninger til egen sektor. Det er imidlertid regjeringen selv som sitter på detaljkunnskap om budsjettets poster. Dersom rapportering av klimaeffekt skal legges fram samtidig som statsbudsjettet er det dessuten kun regjeringen som har mulighet til å gjøre vurderingene, ettersom informasjonen som trengs ikke kan deles med andre før etter budsjettfremleggelse. Dette gjør det vanskelig å sette bort selve redegjørelsen om klimaeffekten av budsjettet. Samtidig kan det være en fordel om for eksempel valg av

beregningsmåte gjøres av uavhengige, institusjoner eller eksperter.

7.4 Forslag til kategorisering i rapport fra Menon og CICERO

7.4.1 Bakgrunn

Utvalget satte i februar 2020 ut et oppdrag til Menon Economics i samarbeid med CICERO Senter for klimaforskning (heretter Menon og CICERO) om å utvikle en metode for å kategorisere poster i statsbudsjettet etter klimaeffekt. Blant føringene som ble gitt for arbeidet var at metoden skulle kunne skille budsjettposter med vesentlig klimaeffekt fra budsjettposter med liten eller neglisjerbar effekt. Videre skulle det tas utgangspunkt i budsjettendringer fra foregående år. Metoden skulle heller ikke være for ressurskrevende å anvende i det årlige arbeidet med statsbudsjettet. Det ble også bedt om at metoden skulle anvendes på budsjettet til Finansdepartementet, Klima- og miljødepartementet og Samferdselsdepartementet for budsjettåret 2020.

Rapporten fra Menon og CICERO ble levert i mai 2020. Dokumentet er vedlagt denne rapporten som elektronisk vedlegg. Nedenfor oppsummerer vi hovedtrekkene ved metoden.

7.4.2 Metode

Menon og CICERO foreslår en metode for kategorisering som skjer i flere trinn, skissert i figuren nedenfor.

Informasjon fra statsbudsjettet				Kvalitative vurderinger						Gruppering av poster
Departement	Kap og post	Formål og andre beskrivelser	Endring i posten fra forrige budsjettår krone	Trinn I Økonomiske mekanismer Addisjonelle ----- Nøytrale	Trinn II Kilde Sektor	Trinn III Kortsiktig ----- Langsiktig	Trinn IV Virkemidler	Trinn V Direkte ----- Indirekte	Trinn VI Utslipp per krone	Basert på Trinn I Trinn II

Figur 7-3. Kilde: Menon Economics og CICERO Senter for klimaforskning (2020)

Informasjon om budsjettpostene (mørkeblå felt) er tilgjengelig på nett i Excel-format. Departementenes utgifts- og inntektsbevilgninger, herunder nummer og navn på budsjettkapitler og budsjettposter samt tilhørende postomtaler hentes fra departementenes budsjettproposisjoner.

Metoden innebærer at det gjennomføres kvalitative vurderinger trinnene I-VI. Enkelte trinn innebærer en ren sortering, slik som kobling av budsjettposter til kilder og næringer i utslipps- og nasjonalregnskapene (trinn II) og type virkemiddel (trinn IV). De øvrige trinnene innebærer vurderinger av økonomiske og utslippsrelaterede egenskaper ved budsjettpostene (trinn I, III og V).

Trinn I skiller seg fra de øvrige trinnene ved at mange budsjettposter sorteres ut og dermed ikke tas med videre. Dette skal bidra til å effektivisere arbeidet med kategoriseringen. Budsjettpostene kategoriseres som enten *nøytrale* eller *addisjonelle*. Det er kun de addisjonelle budsjettpostene som tas med videre til trinn II. Disse må tilfredsstille minst én av følgende kriterier:

- påvirker pris på utslipp
- påvirker pris på utslippsintensive varer eller tjenester
- påvirker pris på substitutter
- påvirker tilbud eller etterspørsel etter utslippsintensive varer eller tjenester
- har som formål å øke FoU på klimaområdet
- har som formål å øke informasjon om klimaløsninger

Budsjettposter som ikke tilfredsstiller ovennevnte kriterier antas å ha nøytral klimaeffekt, og tas ikke med videre i kategoriseringen. Eksempler på nøytrale poster er bevilgninger til drift av sykehjem eller overføringer gjennom folketrygden. Argumentet til Menon og CICERO er at selv om alle poster på statsbudsjettet påvirker utslipp i større eller mindre grad, så kan det antas at de nøytrale postene påvirker aktiviteter der utslippsintensiteten er om lag lik gjennomsnittet for økonomisk aktivitet. De nøytrale postene på inntektssiden vil også ha «motposter» på utgiftssiden som har klimaeffekter og vise versa. Bevilgninger over disse postene kan dermed sees på som en omfordeling av utslipp, innenfor og/eller mellom privat og offentlig sektor. Unntaket er dersom summen av bevilgninger på statsbudsjettet, inkludert bevilgninger til nøytrale poster, påvirker budsjettet i kontraktiv eller ekspansiv retning. Dette trinnet kan være nyttig for å redusere tid- og ressursbruk i de årlige budsjettprosessene.

Samtidig innebærer det at størstedelen av budsjettet både i absolutt størrelse og i endring fra fjorårets budsjett sorteres ut. Nøytrale budsjettposter vil imidlertid kunne bidra til utslippsendringer i den grad de bidrar til et ekspansivt eller kontraktivt budsjett. Tilnærmingen forutsetter dermed at klimaeffekten av budsjettposter som er kategorisert som nøytrale, men samlet sett påvirker aktivitetsnivået i økonomien, fanges opp i en "top down"-analyse.

I trinn II kategoriseres de addisjonelle postene etter utslippskilde og næring, etter inndelingene i henholdsvis utslippsregnskapet og nasjonalregnskapet.

Klimaeffekten av poster på statsbudsjettet vil kunne være svært ulik på kort og lang sikt, for eksempel for investeringsutgifter og avgifter. I trinn III foreslås en håndtering av tidshorisont for klimaeffektene. Menon og CICERO foreslår å sortere budsjettpostene i tre grupper:

- **Poster med hovedsakelig kortsiktige utslippseffekter:**
Endring i posten vil ha effekter i budsjettåret eller året etter.
- **Poster med hovedsakelig langsiktige utslippseffekter:**
Endringer i posten vil ikke gi utslippseffekt i budsjettåret, men vil gi utslippseffekt i påfølgende år og potensielt fram til 2030.
- **Poster med både kort- og langsiktige effekter:**
Her inngår poster som det er vanskelig å avgjøre om har kort- eller langsiktige effekter.

Etter Menon og CICEROs vurdering vil mange budsjettposter i praksis ha effekt både på kort og lang sikt, for eksempel poster som påvirker pris på utslipp. Som en forenkling foreslås det å se bort fra betydningen av forventninger når poster sorteres etter kort- eller langsiktig effekt. Det innebærer at endringer i for eksempel CO₂-avgiften og veibruksavgiften kun antas å ha kortsiktige effekter, siden de ikke påvirker investeringskostnader og endringen kan reverseres det påfølgende året. Endringer budsjettposter som påvirker investeringer i infrastruktur og FoU antas å ha hovedsakelig langsiktige effekter. Endringer i kjøpsavgift på kjøretøy (for eksempel engangsavgift) antas å ha både kort- og langsiktig klimaeffekt ettersom endringen kan påvirke kostnadene ved å investere i kjøretøy med ulike utslippsegenskaper samtidig som investeringsbeslutningen vil kunne få betydning for utslippene de påfølgende årene kjøretøyet er i bruk.

I trinn IV kategoriseres postene etter type virkemiddel (økonomisk instrument, direkte styring eller informasjon) og i trinn V vurderes postene etter styrke på henholdsvis

direkte og indirekte virkning. Definisjonen av direkte og indirekte effekter er som følger:

Direkte effekter: En endring i en budsjettpost vil i første omgang påvirke de aktivitetene og de aktørene den er rettet mot. Vi definerer utslippsendringene som følger av disse atferdsendringene som direkte utslippseffekter.

Indirekte effekter: En endring i en budsjettpost kan så i andre omgang påvirke andre aktiviteter gjennom endringer i tilbuds- og etterspørselsforhold i markedet og andre rammevilkår. Endringer i klimagassutslipp som følger av dette definerer vi som indirekte utslippseffekter. Disse kommer i tillegg til de direkte utslippseffektene.

Budsjettpostene plasseres etter styrke på følgende skala:

	Direkte utslippseffekter	Indirekte utslippseffekter
Vesentlig utslippsreducerende effekter	++	++
Moderat utslippsreducerende effekter	+	+
Svake effekter	0	0
Moderate utslippsøkende effekter	-	-
Vesentlig utslippsøkende effekter	--	--

Tabell 7-4. Kilde: Menon Economics og CICERO Senter for klimaforskning (2020)

På bakgrunn av sorteringen i disse trinnene, gjennomføres det i trinn VI en kvalitativ vurdering av forventede endringer i utslipp per krone. Den kvalitative vurderingen går ut på å sammenstille informasjon fra trinn III-V og plassere budsjettposten i en kategori for klimaeffekt. Menon og CICERO bruker samme skala i trinn VI som de gjør for direkte og indirekte klimaeffekter (fra ++ til --). Formålet er å danne et grunnlag for å velge ut budsjettposter eller grupper av poster som det bør foretas utslippsberegninger eller kvalitative vurderinger av klimaeffekt for. Etter trinn VI sorteres de postene der både endringen i posten og/eller utslippsendring antas å være lik eller nær null ut.

Metoden kan dermed brukes til å kategorisere alle budsjettpostene med antatt addisjonell effekt etter klimaeffekt på skalaen i tabellen over. I tillegg legger metoden til rette for at brukeren kan velge grupperings-

kriterium og lage grupper av budsjettposter som deler ulike karakteristika. Menon og CICERO anser at økonomiske mekanismer og utslippskilde/næring er de mest relevante dimensjonene å kategorisere poster etter med tanke på utslippsberegninger.

Menon og CICERO påpeker at siden variasjonen i budsjettpostene er stor, er det ikke mulig å formulere fullstendig mekaniske regler for hvordan poster bør kategoriseres. Det vil derfor være behov for skjønnsmessige vurderinger.

7.4.3 Anvendelse på KLD, FIN og SDs budsjett for 2020

Som en del av oppdraget ble Menon og CICERO bedt om å teste ut metoden for kategorisering på budsjettene til Klima- og miljødepartementet (KLD), Samferdselsdepartementet (SD) og Finansdepartementet (FIN). Menon og CICERO har gjennomført alle trinn i kategoriseringen, trinn I-VI, for budsjettpostene på disse tre budsjettene. Hovedresultatene er vist i vedlegg 2 i rapporten fra Menon og CICERO.

7.5 Vurdering av forslaget

Utvalget gir her sin vurdering av kategoriseringsforslaget i rapporten utarbeidet av Menon og CICERO, sortert etter de problemstillingene som er presentert i 7.3 som er relevante for kategorisering.

7.5.1 Forholdsmessighet og fullstendighet

Det er lagt stor vekt på at metoden skal være anvendelig, med klare kriterier for de valgene som tas i de ulike trinnene, slik at arbeidet med å kategorisere i stor grad kan følge faste regler. Som følge av at mange poster sorteres ut tidlig, bidrar metoden til å redusere arbeidet. Likevel gjør kompleksiteten i spørsmålene som må besvares under kategoriseringen det vanskelig å lage et system som krever lite ressurser, og det er å forvente at en slik kategoriseringsøvelse vil være avhengig av skjønnsmessige vurderinger. Dette følger av at komplekse problemstillinger må reduseres til kategorisering etter sjablongmessige inndelinger. Metoden vil imidlertid kunne være relativt enkel å gjenbruke når den først er etablert ettersom svært mange av postene på statsbudsjettet er de

samme fra år til år. Selv om vurderingene i hovedsak kun må gjøres en gang, bør kategoriseringen likevel fange opp endringer i hvilke poster konkrete formål budsjetteres på.

Rapporten gir flere eksempler på poster på statsbudsjettet som er vanskelige å plassere i kategorier, for eksempel bevilgninger til reiseplanlegger og elektronisk billettering for kollektivtransport, og overføringer til internasjonale klima- og miljøorganisasjoner. Metoden forutsetter at de som gjennomfører kategoriseringen har nødvendig kunnskap og kompetanse. Det vil også kunne være ressurskrevende å sammenstille og kvalitetssikre rapporteringen på tvers av departementer for å sikre konsistens. Menon foreslår derfor å opprette en felles departementsgruppe for å sikre konsistens på tvers av departementene.

En fordel med metoden til Menon og CICERO er at den kan anvendes på hele budsjettet og at det gis et konkret forslag til hvordan det kan skilles mellom budsjettposter som har vesentlig (positiv eller negativ) effekt og budsjettposter som har liten eller neglisjerbar effekt. På dette området kan metoden anses å være fullstendig. Store deler av budsjettets poster sorteres imidlertid ut i trinn I av kategoriseringen. Dette er poster som antas å påvirke pris, tilbud eller etterspørsel etter varer eller tjenester med lav utslippsintensitet, og som i metoden regnes som nøytrale. Poster som kan påvirke aktivitetsnivået i økonomien og dermed indirekte påvirke klimagassutslipp (eksempelvis mva., inntektsskatt mv.) blir definert som nøytrale og blir dermed ikke synliggjort med dette kategoriseringsforslaget. Poster som har klima som formål (for eksempel støtte til FoU og informasjon på klimaområdet) får relativt stor betydning. Grensen for når budsjettposten påvirker tilbud eller etterspørsel etter utslippsintensive varer og tjenester blir avgjørende for om posten blir med videre.

7.5.2 Sammenhengen mellom bevilgning og aktivitet

Det er vanskelig å identifisere hvilke aktiviteter som følger av bevilgninger til en post på statsbudsjettet. Statsbudsjettet inneholder en omtale av bevilgningsforslaget, herunder formålet med bevilgningen. Postomtalen inneholder ikke nødvendigvis nøyaktig informasjon om hvilke aktiviteter midlene skal finansiere. Det betyr at dersom aktiviteter som utløses av bevilgninger på en post endrer seg over tid, vil ikke dette fanges opp i en kategorisering. Forslaget til Menon og CICERO behandler denne problemstillingen på en pragmatisk måte, ved at man bruker informasjonen som er oppgitt for hver post og utfører kategoriseringen i trinn I-VI basert på den.

Rapporten viser at det er krevende å koble poster i statsbudsjettet til næringer i nasjonalregnskapet og utslippskilder i utslippsregnskapet basert på postomtalen i statsbudsjettet. Med utgangspunkt i statistikk fra statsregnskapet, nasjonalregnskapet og utslippsregnskapet bør det imidlertid være mulig å gjøre en form for kobling, men da sannsynligvis bare for de direkte effektene. Menon og CICERO har ikke foreslått hvordan en slik kobling kan gjøres på en systematisk måte. En utfordring i en slik kobling er blant annet at flere poster påvirker flere utslippskilder og flere næringer, for eksempel CO₂-avgiften.

Det er derfor behov for å jobbe videre med å sortere budsjettpostene etter næring i nasjonalregnskapet og utslippskilde i utslippsregnskapet. Informasjon om hvordan budsjettendringer påvirker utslippsregnskapet kan blant annet brukes til å synliggjøre hvordan budsjettvedtak påvirker oppnåelse av klimamålene. Informasjon om hvordan klimaeffektene fordeler seg på næringer i nasjonalregnskapet kan utnyttes i generelle modeller for beregning av samlet klimaeffekt («top down»-metode).

7.5.3 Tidshorisont

Metoden definerer kort sikt som effekter i budsjettåret eller året etter, og lang sikt som effekter fram til 2030. Som en forenkling ses det bort fra betydningen av forventninger slik at (endringer i) bevilgninger på poster som endrer relative priser på utslipp (eller energi) ikke antas å utløse investeringer. Slike poster har dermed kun kortsiktig klimaeffekt. Dette er en forenkling som er begrunnet i anvendelighet av metoden. Det kan imidlertid gi et skjevt grunnlag for utvelgelse av poster som tas med videre til beregning av klimaeffekt. Samtidig mener utvalget at det vil være nødvendig med forenklinger for at metoden for kategorisering skal være anvendbar. Definisjonen som Menon og CICERO har kommet fram til gir relativt klare avgrensinger mellom kort og lang sikt.

7.5.4 Direkte og indirekte effekter

Å identifisere direkte og indirekte klimaeffekter er krevende. For det første er det usikkerhet rundt hvilke konkrete aktiviteter bevilgninger går til, og for det andre er det usikkerhet rundt hvilke konkrete effekter som vil utspille seg. Utvalget vurderer at definisjonen av direkte og indirekte effekter i forslaget vil være relativt enkel å følge. For å vurdere styrken på de direkte og indirekte effektene fra -- til ++ kreves det imidlertid betydelig skjønnsutøvelse,

kunnskap og kompetanse. Det kan dermed være vanskelig å sikre konsistent kategorisering for ulike sektorer, men dette kan løses ved å etablere en departementsgruppe som sikrer konsistens slik Menon og CICERO foreslår. Bruker av metoden vil også måtte vurdere hvor langt i virkningskjedene man skal gå ved vurdering av indirekte effekter. Dersom man går videre med å vurdere direkte og indirekte effekter etter dette forslaget vil det derfor trolig være behov for ytterligere arbeid med å definere retningslinjer for styrke på klimaeffekter og hvor langt i virkningskjeden man skal gå ved vurdering av indirekte effekter.

7.5.5 Dobbelttelling og synergier

Metoden fanger ikke opp at ulike poster kan påvirke samme utslipp og åpner dermed for dobbelttelling eller at samspillseffekter ikke fanges opp. For å løse dette problemet og for å ta hensyn til budsjettets effekt på total økonomisk aktivitet foreslås det beregninger ved hjelp av generelle likevektsmodeller. Det vises til at postene med nøytrale klimaeffekter vil bidra til økte eller reduserte utslipp i den grad de bidrar til en endring i det totale budsjettet i ekspansiv eller kontraktiv retning. I tillegg vises det til at modellering i en makroøkonomisk likevektsmodell gjør det mulig å ta hensyn til samspill mellom virkemidler både på og utenfor statsbudsjettet. På den andre siden vises det til at denne typen modeller ofte er for aggregerte for å fange opp alle partielle virkninger. Dermed foreslås det å kombinere «bottom up» partielle vurderinger med «top down» makroøkonomisk analyse. Utvalget støtter denne vurderingen. Kategorisering av poster gjør det mulig å identifisere poster som krever grundigere vurderinger, og gjør potensielt arbeidet med den årlige rapporteringen mindre ressurskrevende enn ved vurdering av alle enkeltposter. Samtidig vil ikke en slik tilnærming alene gi svar på hva som er den samlede effekten av endringen i budsjettet på utslipp, og det er viktig å presisere at resultatet fra kategoriseringen ikke kan brukes for å summere effekter.

7.6 Oppsummering og anbefalinger for videre arbeid

I oppsummeringen av første rapport fra Teknisk beregningsutvalg for klima, reiste utvalget en rekke spørsmål det må tas stilling til for å komme videre i arbeidet med å utvikle en metode. Disse spørsmålene er gjengitt i innledningen til del 2. I årets rapport har utvalget

jobbet videre med de mest sentrale problemstillingene og gitt noen anbefalinger i avsnitt 7.3 og 7.5. Blant annet anser utvalget det som viktig å beregne utslipp på både kort og lang sikt. For førstnevnte vurderinger vil det være relevant å sammenlikne med utslippene i foregående år, mens for sistnevnte vil framskrivingsbanen være det mest relevante sammenlikningsgrunnlaget. Det anbefales at det tas utgangspunkt i bevilgningsendringer fra foregående budsjett. Når det gjelder hvorvidt effekter skal omtales kvalitativt eller kvantitativt er utvalgets utgangspunkt at kvantitative anslag bør utvikles så langt som mulig, men det må tas hensyn til prinsippet om forholdsmessighet.

Utvalget har påbegynt et arbeid med å koble budsjettposter til klimagassutslipp gjennom kategoriseringsoppdraget som er gjennomført av Menon og CICERO og vurderingene av dette. Uten en kategorisering kan arbeidet med utslippsberegninger bli lite målrettet, krevende og ressursintensivt. Utvalget har lagt særlig vekt på at kategoriseringen må være relevant for beslutningstakerne ved at den skiller budsjettposter med vesentlig klimaeffekt fra budsjettposter med liten eller neglisjerbar effekt. Det er særlig viktig å identifisere de budsjettpostene som ikke har en klimabegrunnelse eller en velkjent kobling til utslipp av klimagasser, men som likevel kan ha betydelige klimaeffekter. I tillegg må metoden ha et kompleksitetsnivå som gjør at den kan anvendes i det årlige arbeidet med statsbudsjettet.

Forslaget om å sortere ut såkalt nøytrale poster tidlig i kategoriseringen kan være nyttig for å redusere tid- og ressursbruk i de årlige budsjettprosessene. Samtidig innebærer det at størstedelen av budsjettet både i absolutt størrelse og i endring fra fjorårets budsjett sorteres ut. Nøytrale budsjettposter vil imidlertid kunne bidra til utslippsendringer i den grad de bidrar til et ekspansivt eller kontraktivt budsjett. Tilnærmingen forutsetter dermed at klimaeffekten av budsjettposter som er kategorisert som nøytrale, men samlet sett påvirker aktivitetsnivået i økonomien, fanges opp i en «top down»-analyse.

De påfølgende trinnene i metoden innebærer å sortere budsjettpostene etter næring i nasjonalregnskapet, utslippskilde i utslippsregnskapet, direkte/indirekte effekt, effekt på kort/lang sikt og etter type virkemiddel. Gjennomgangen viser at det er vanskelig å finne objektive egenskaper ved budsjettposter som gjør det mulig å utvikle enkle, transparente regler for å kategorisere postene etter klimaeffekt. En kategorisering som i stor grad er basert på skjønn er ressurskrevende og stiller høye krav til kunnskap og kompetanse hos de som benytter den. Når den først er etablert vil den imidlertid kunne være relativt enkel å gjenbruke ettersom svært mange av postene på statsbudsjettet er de samme fra år til år. Metoden er også

fleksibel ved at brukerne selv kan velge å sortere kategorier av poster etter ulike karakteristika. Enkeltdimensjoner i kategoriseringen kan enkelt velges bort.

Metoden for kategorisering innebærer risiko for å undervurdere viktige enkeltposter som påvirker aktivitetsnivået i økonomien og overvurdere poster som har klima som formål, dersom kategoriseringen benyttes direkte til å indikere klimaeffekter av poster på statsbudsjettet. Utvalget presiserer at en kategorisering i seg selv ikke gir informasjon om klimaeffekten av budsjettet. Metoden bør kun brukes til å sortere ut poster, som et grunnlag for å identifisere enkeltposter eller grupper av poster det skal gjøres nærmere utslippsberegning av. I tillegg må det vurderes om informasjon fra kategoriseringsarbeidet gir relevante inngangsdata til makromodeller/generelle likevektsmodeller i «top down»-anslag for samlet klimaeffekt av budsjettet.

Etter utvalgets vurdering vil det være nødvendig å kategorisere statsbudsjettet for å kunne foreslå metoder for beregninger av klimaeffekt av statsbudsjettet. Metodeforslaget som har blitt utarbeidet av Menon og CICERO åpner for at brukeren selv kan velge kategoriseringsomfang ved at enkeltkategorier/-dimensjoner kan utelates. Utvalget anbefaler at en begrenset kategorisering etter nøytralitet/addisjonalitet og fordeling av poster etter sektorer og næringer i utslippsregnskap og nasjonalregnskap (i tillegg til opplysningene som følger av statsbudsjettet) prøves ut på Klima- og miljødepartementet, Samferdselsdepartementet og Finansdepartementet sine budsjetter for å bygge erfaring. Formålet bør være å avdekke forbedringsmuligheter samtidig som ressursbruk bør kartlegges og veies mot kvaliteten på informasjonsgrunnlaget man sitter igjen med.

Utvalget anbefaler at det arbeides videre med metodeutvikling for «bottom up»-utslippsberegninger for ulike kategorier av budsjettposter. For eksempel kan man se for seg at priselastisiteter for å beregne klimaeffekt av budsjettposter med prisvirkninger i større grad bør benyttes, men at det til dette formålet kan være behov for å utarbeide nye anslag på både kortsiktige og langsiktige elastisiteter slik som omtalt i kapittel 4. I tillegg kan det være verdt å forsøke/arbeide videre med å utvikle koeffisienter/utslippsintensiteter for å anslå klimaeffekt av for eksempel investeringsposter. Dette må vurderes nærmere. I tillegg må det vurderes om det skal utvikles en metode for «top down»-evaluering. Et mulig utgangspunkt kan være å videreutvikle de makromodellene som anvendes i nasjonalbudsjettarbeidet i dag slik at de kan benyttes til å anslå samlet klimaeffekt av budsjettet, men hvordan dette eventuelt kan gjøres må i så fall utredes nærmere.

Et avgjørende hensyn for både «bottom up»- og «top down»-metodene som utvikles vil være at modellene må kunne anvendes med de tids- og ressursbeskrankninger som gjelder i budsjettprosessen. Det tilsier at det for «bottom up»-beregninger trolig må utvikles enklere metoder for å kunne anslå klimaeffekter enn de sektormodellene som er beskrevet og vurdert i kapittel 5.

Det overordnede målet på sikt vil være å forsøke å få en systematisk oversikt over hvilke deler av budsjettet som har en effekt på utslipp, anslå styrken på disse bidragene og den samlede effekten.

Vedlegg 1: Metoder for virkemiddelanalyser i andre land

I dette vedlegget beskrives metoderammeverk for utredning av virkemidler med klimaeffekt i utvalgte land. Det fokuseres på om det gis føringer om hvilke metoder som egner seg for å tallfeste utslippseffekter og kostnader av virkemidler. Formålet er å undersøke om det er elementer i andre lands metodeopplegg som bør vurderes i norsk sammenheng. Av kapasitetshensyn har utvalget begrenset omtalen til Storbritannia, Sverige og USA. Det har kun blitt sett på metodedokumenter og ikke metoder som har blitt benyttet i konkrete analyser av klimapolitikk.

Storbritannia

Generelle føringer for hvordan utredning og evaluering av offentlig politikk skal gjennomføres i Storbritannia foreligger i The Green Book (HM Treasury, 2018). The Green Book inneholder både generell metodeveiledning om offentlig utredning og føringer for hvordan samfunnsøkonomisk analyse skal gjennomføres (hvv. kost-nytteanalyse og kostnadseffektivitetsanalyse). Metodeanbefalingene omfatter valg av diskonteringsrente, levetid for tiltak, verdsetting av nytte og kostnader mv. og dekker dermed mange av de samme elementene som beskrives i rundskriv R-109/14 fra Finansdepartementet (Finansdepartementet, 2014) og tilhørende veileder fra Direktoratet for økonomistyring (DFØ, 2018b).

Når det gjelder beregning av utslippseffekt av et mulig virkemiddel, er den supplerende veilederen «*Valuation of energy use and greenhouse gas (GHG) emissions*» (Department for Business, Energy and Industrial Strategy, 2019a) og tilhørende bakgrunnsdokument (Department for Business, Energy and Industrial Strategy, 2019b) også relevante. Veilederen inneholder metodeanbefalinger for å beregne kostnadseffektivitet av klimatiltak. I første rapport fra TBU Klima ble det gitt en gjennomgang av denne metoden. Det ble konkludert med at metoden har mange likhetstrekk med metoden som benyttes av Miljødirektoratet for å beregne tiltakskostnader i Norge (Miljødirektoratet, 2019).

Dokumentene som det er vist til over har omfattende veiledning om hvordan effekter av virkemidler kan beregnes gjennom en prosjektanalysetilnærming, herunder hvordan usikkerhet ved anslagene bør framstilles og hvordan utslippseffekter kan verdsettes når de først er kvantifisert. Det er også omfattende veiledning om hvordan klimaeffekter av endret elektrisitetsforbruk eller -produksjon skal kvantifiseres gjennom utslippsfaktorer, hvordan tilbakevirkning (rebound) kan beregnes mv. Det pekes på at metodene for kost-nytteanalyser og

kostnadseffektivitetsanalyser kun er anvendbare for prosjekter som ikke antas å påvirke prisene på varer og tjenester i økonomien, for eksempel energipriser. Det gis ikke ytterligere veiledning om hvordan prosjekter eller politikkenninger som påvirker større deler av økonomien skal gjennomføres, men vises til at dette må tilpasses etter skreddersøm og at modellkjøringer bør vurderes, mye tilsvarende som i Direktoratet for økonomistyring sin veileder.

Sverige

I første rapport fra TBU Klima ble det gitt en gjennomgang av tiltaksanalyser på klimaområdet i andre land. I denne gjennomgangen ble det forklart hvordan tilnærmingen til tiltaksanalyser i Sverige er annerledes enn i Norge ved at den inkluderer ett trinn mer – nemlig beskrivelse av virkemidlene som utløser klimatiltakene. Metoden er beskrevet i Trafikverket (2018). Det er verdt å merke seg at denne veilederen kun gjelder for tiltak i transportsektoren og at det ikke finnes sektorovergrepene veiledning om hvordan samfunnsøkonomiske analyser skal gjennomføres i Sverige. Første rapport fra TBU Klima gikk ikke i dybden på hvordan virkemiddelvurderingen gjennomføres, men gjenga følgende fra Trafikverket (2018):

«*Effektkedjan består i att man använder ett styrmedel av något slag, ekonomiskt styrmedel eller administrativ reglering eller information/utbildning, som med viss sannolikhet påverkar individer och/eller organisationer så att de vedtar åtgärder som i sin tur leder till önskvärd effekt. I det här fallet så består önskvärd effekt i att utsläppen av koldioxid (och koldioxidekvivalenter av andra klimatgaser) minskar.*»

Videre fremgår det at for beregning av samfunnsøkonomiske kostnader, kan man bruke den forventede kostnaden ved å innføre et virkemiddel. Denne kan beregnes ut fra sannsynligheten for at virkemiddelet utløser ett eller flere tiltak. De samfunnsøkonomiske kostnadene

beregnes ved å ta utgangspunkt i ulike virkemidler, og deretter beregne utslippsreduksjonene og kostnadene ved tiltakene som med sannsynlighet utløses av disse.

I første rapport var fokuset på tiltaksanalyser og det ble ikke undersøkt hvilken metode som benyttes i Sverige for å snevre ned alternative virkemidler som kan utløse et gitt tiltak, eller hvilke metoder som benyttes for å anslå utslippseffekt og andre virkninger av virkemidler. Utvalget har undersøkt innholdet i Trafikverket (2018) nærmere for å finne ut om den sier noe mer om dette, men ikke funnet slik informasjon.

USA

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) har utarbeidet en omfattende veileder om hvordan miljøpolitiske virkemidler skal utredes med tanke på samfunnsøkonomiske virkninger (U.S. Environmental Protection Agency, 2010). Siste oppdatering av denne veilederen skjedde i 2016. Veilederen gjelder ikke for utredning av miljøeffekter av politikk som har andre formål. Veilederen anbefaler å dele opp analysene i tre «bolker»:

- nytte-kostnadsanalyse
- analyse av økonomiske virkninger for næringsliv, myndigheter og organisasjoner
- analyse av fordelingsvirkninger for privatpersoner

Begrunnelsen som gis for inndelingen i tre separate deler er at datatilfang ofte vil være ulikt for de ulike analysene og at det sjelden finnes modeller som er tilstrekkelig omfattende til å kunne svare ut behovene i alle analysekategoriene. Veilederen viser i tillegg til at kostnadseffektivitetsanalyser kan være nyttige for å utrede enkelte miljøproblemer, men har ikke anbefalinger om hvordan de bør gjennomføres.

Metoder for å verdsette nytteeffekter av utslippsreduksjoner eller andre miljøforbedringer er et stort tema i veilederen, men det gis lite føringer om metoder for å kvantifisere selve utslippseffektene av virkemidlene. Veilederen slår fast at for å analysere komplekse miljøutfordringer som klimaproblemet, kreves det et komplekst modellapparat. En betraktning som gis i veilederen er at generelle likevektsmodeller vil få økende betydning for slik utredning framover i tid.

Kapittel 8 i veilederen handler om metoder for å utrede kostnader av virkemidler. Der pekes det på at partielle likevektsmodeller kan være hensiktsmessig å anvende når virkningene antas å begrenses til én eller noen få sektorer i økonomien, mens generelle likevektsmodeller bør anvendes når virkemidlene antas å få virkninger for større

deler av økonomien. Det åpnes også for å anvende flere modeller i samme utredning.

Oppsummering

Gjennomgangene ovenfor viser at det er lite veiledning i metodedokumenter for samfunnsøkonomisk analyse i de landene vi har sett på om metoder som bør anvendes for å kvantifisere utslippseffekter og kostnader av klimapolitiske virkemidler. Det kan allikevel godt tenkes at det finnes eksempler på «best practice» for metoder til slike vurderinger. For å avdekke dette vil det være nødvendig å kartlegge et bredere utvalg av land og konkrete analyser som har blitt gjennomført.

8. Referanser

- Asheim, G.B., Fæhn, T., Nyborg, K., Greaker, M., Hagem, C., Harstad, B., Hoel, M.O., Lund, D. & Rosendahl, K.E. (2019). The case for a supply-side climate treaty. *Science* 26, 365, 325-327.
- Aune, F.R. og Fæhn, T. (2016). Makroøkonomisk analyse for Norge av klimapolitikken i EU og Norge mot 2030. (Statistisk Sentralbyrå rapport 25/16). Hentet fra www.ssb.no.
- Bacon, R.W. (1991). Rockets and feathers: the asymmetric speed of adjustment of UK retail gasoline prices to cost changes. *Energy Economics*, 13(3), 211-218.
- Bardach E & Patshnik E.M. (2015). *A practical guide for policy analysis: the eightfold path to more effective problem solving*. Los Angeles: Sage Publications.
- Barker, T., Ekins, P., Johnstone, N. (Red.)(1994). *Global Warming and Energy Demand* (1.utg.). London: Routledge.
- Berry, S., Levinsohn, J., & Pakes, A. (1995). Automobile prices in market equilibrium. *Econometrica: Journal of the Econometric Society*, 63(4), 841-890.
- Bollinger, B., & Gillingham, K. (2019). Learning-by-doing in solar photovoltaic installations. Tilgjengelig på SSRN 2342406. Hentet fra: <https://papers.ssrn.com/>
- Bye, B., Hagem, C., Halvorsen, B., & Larsen, B. M. (2016). *Evaluering av virkemidler for å fremme energieffektivisering. En oversikt over økonomisk litteratur* (SSB-rapport 16/16). Oslo: Statistisk sentralbyrå.
- Bye, B., & Klemetsen, M. E. (2018). The impacts of alternative policy instruments on environmental performance: A firm level study of temporary and persistent effects. *Environmental and resource economics*, 69(2), 317-341.
- Calel, R., & Dechezlepretre, A. (2016). Environmental policy and directed technological change: evidence from the European carbon market. *Review of economics and statistics*, 98(1), 173-191.
- Carbone, J. C., Rivers, N., Yamazaki, A., & Yonezawa, H. (2020). Comparing applied general equilibrium and econometric estimates of the effect of an environmental policy shock. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 7(4), 687-719.
- Carlsson, F., & Johansson-Stenman, O. (2012). Behavioral economics and environmental policy. *Annual Review of Resource Economics*, 4(1), 75-99.
- Chang, D., Serletis, A., (2014). The demand for gasoline: Evidence from household survey data. *Journal of Applied Econometrics*, 29, 291–313.
- Chief Economist Directorate (2018). *Scottish Budget 2019-2020: carbon assessment*. Hentet fra: <https://www.gov.scot/publications/carbon-assessment-2019-20-budget/pages/3/> (Hentet: 15.06.2020).
- Ciccone, A. (2018). Environmental effects of a vehicle tax reform: empirical evidence from Norway. *Transport Policy*, 69, 141-157.
- Cremins, A. & Kevany, L. (2018). *An Introduction to the Implementation of Green Budgeting in Ireland*. Department of Public Expenditure and Reform Staff Paper. Hentet fra: <https://igees.gov.ie/wp-content/uploads/2019/01/The-Implementation-of-Green-Budgeting-in-Ireland.pdf> (Hentet: 15.06.2020).
- Dahl, C.A. (2006). Survey of Econometric Energy Demand Elasticities: Progress Report.
- Dahl C.A. (2012). Measuring global gasoline and diesel price and income elasticities. *Energy Policy*, 41, 2-13.
- Den franske regjeringen. (2019). *Green Budgeting: Proposition de méthode pour une budgétisation verte*. Hentet fra: http://www.igf.finances.gouv.fr/files/live/sites/igf/files/contributed/IGF%20internet/2.RapportsPublics/2019/2019-M-015-03_Green%20Budgeting.pdf (Hentet 15.06.2020)
- Department of Public Expenditure and Reform (2019). *Revised Estimates for Public Services 2020*. Hentet fra: <https://www.gov.ie/en/collection/e20037-revised-estimates/#2020> (Hentet: 15.06.2020).
- Department for Business, Energy and Industrial Strategy. (2019a). *Valuation of Energy Use and Greenhouse Gas (GHG) Emissions - Supplementary guidance to the HM Treasury Green Book on Appraisal and Evaluation in Central Government*. Hentet fra: <https://www.gov.uk/government/publications/valuation-of-energy-use-and-greenhouse-gas-emissions-for-appraisal>.

- Department for Business, Energy and Industrial Strategy (2019b). *Valuation of Energy Use and Greenhouse Gas (GHG) Emissions – Background Documentation*. Hentet fra: <https://www.gov.uk/government/publications/valuation-of-energy-use-and-greenhouse-gas-emissions-for-appraisal>.
- Deschenes, O., & Meng, K. C. (2018). Quasi-experimental methods in environmental economics: Opportunities and challenges. In *Handbook of Environmental Economics* (Vol. 4, pp. 285-332). Elsevier.
- Det skotske parlamentet. (2019). *How to count net-zero: Part 2*. Hentet fra: <https://spice-spotlight.scot/2019/09/25/how-to-count-to-net-zero-part-2/> (Hentet: 15.06.2020).
- DFØ. (2020). *Tilfredsstillende statlige utredninger utredningsinstruksens krav? Statusmåling 2019* (DFØ-rapport 2020:1). Oslo: Direktoratet for økonomistyring.
- DFØ. (2018a). *Veileder til utredningsinstruksen – Instruks om utredning av statlige tiltak*. Oslo: Direktoratet for økonomistyring.
- DFØ. (2018b). *Veileder i samfunnsøkonomiske analyser*. Oslo: Direktoratet for økonomistyring.
- E3MLab & ICCS ved Det nasjonale Universitetet i Aten. (2013-2014). *Primes Model 2013-2014: Detailed model description*. Hentet fra <https://ec.europa.eu/>.
- Energy Technology Systems Analysis Programme. (2016). *Documentation for the TIMES Model: Part I*. Hentet fra iea-etsap.org
- Energy and Climate Change Directorate. (2018). *Climate change mitigation funding in draft budgets: 2013 to present*. Hentet fra: <https://www.gov.scot/publications/climate-change-mitigation-funding-in-draft-budgets-2013-to-present/> (Hentet: 15.06.2020).
- Ericson, T. (2009). Direct load control of residential water heaters. *Energy Policy*, 37(9), 3502-3512.
- Europakommisjonen. *Modelling tools for EU analysis*. Hentet fra https://ec.europa.eu/clima/policies/strategies/analysis/models_en
- Fabra, N., & Reguant, M. (2014). Pass-through of emissions costs in electricity markets. *American Economic Review*, 104(9), 2872-99.
- Fevang, E, Figenbaum, E., Fridstrøm, L., Halse, A. H., Hauge, K. E., Johansen, B. G. og Raalum, O. (2020). *Hvem velger elbil? Kjennetegn ved norske elbileiere 2011-2017*. TØI-rapport, under ferdigstilling.
- Finansdepartementet. (2019). *For budsjettåret 2020 – Skatter, avgifter og toll* (Prop. 1 LS. (2019-2020)). Oslo: Finansdepartementet.
- Finansdepartementet. (2014). *Rundskriv R-109. Prinsipper og krav ved utarbeidelse av samfunnsøkonomiske analyser mv*. Oslo: Det Kongelige Finansdepartementet.
- Finseraas, H., & Kotsadam, A. (2013). Hvordan identifisere årsakssammenhenger i ikke-eksperimentelle data? En ikke-teknisk introduksjon. *Tidsskrift for samfunnsforskning*, 54(03), 371-387.
- Fiva, J. H., & Halse, A. H. (2016). Local favoritism in at-large proportional representation systems. *Journal of Public Economics*, 143, 15-26.
- Forskningsrådet. (2017). *Modellering av energisystemet: En oppsummering av resultater fra Forskningsrådets workshop om utviklingsbehov for energisystemmodeller*, holdt i Oslo den 25. april 2017. Hentet fra www.forskningsradet.no
- Fowlie, M., Reguant, M., & Ryan, S. P. (2016). Market-based emissions regulation and industry dynamics. *Journal of Political Economy*, 124(1), 249-302.
- Fowlie, M., Greenstone, M., & Wolfram, C. (2018). Do energy efficiency investments deliver? Evidence from the weatherization assistance program. *The Quarterly Journal of Economics*, 133(3), 1597-1644.
- Frischsenteret. (2014). *Prices and Taxes*. Hentet fra: <https://www.frisch.uio.no/ressurser/LIBEMOD/data/demand/prices---taxes/>
- Frischsenteret. *Driving towards the low-emission society*. Hentet fra: <https://www.frisch.uio.no/prosjekter/?view=project&pid=3642>
- Gillingham, K., & Tsvetanov, T. (2019). Hurdles and steps: Estimating demand for solar photovoltaics. *Quantitative Economics*, 10(1), 275-310.
- Greenstone, M. (2004). Did the Clean Air Act cause the remarkable decline in sulfur dioxide concentrations?. *Journal of environmental economics and management*, 47(3), 585-611.
- Greenstone, M., & Gayer, T. (2009). Quasi-experimental and experimental approaches to environmental economics. *Journal of Environmental Economics and Management*, 57(1), 21-44.

- Gustavsen, G.W. (2006). *En prognosemodell for engrossalg av kjøtt, fjørfe og egg* (NILF-rapport 4/06). Oslo: Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF).
- Harrison, G. W., & List, J. A. (2004). Field experiments. *Journal of Economic literature*, 42(4), 1009-1055.
- Höglund-Isaksson, L. Winiwarter, W. Purohit, P. Raza, P. Scho, W. Klimont, Z. (2012). EU low carbon roadmap 2050: Potentials and costs for mitigation of non-CO₂ greenhouse gas emissions. *Energy Strategy Reviews*, 1(2), 97-108.
- HM Treasury. (2018). *The Green Book – Central Government Guidance on Appraisal and Evaluation*. Tilgjengelig fra: <https://www.gov.uk/government/publications/the-green-book-appraisal-and-evaluation-in-central-government>
- IEA. (2016). *Global Energy Technology Perspectives 2016*. Hentet fra <https://www.iea.org/reports/energy-technology-perspectives-2016>.
- IFE. (2012). *Forecast of useful energy for the TIMES-Norway model* (IFE/KR/E-2012/001). Kjeller: Institutt for energiteknikk (IFE).
- IFE. (2013). *TIMES-Norway Model Documentation* (IFE/KR/E-2013/001). Kjeller: Institutt for energiteknikk (IFE).
- IFE. (2015). Dokumentasjonsnotat (IFE/KR/F-2015/189). Kjeller: Institutt for energiteknikk (IFE).
- Imbens, G. W., & Wooldridge, J. M. (2009). Recent developments in the econometrics of program evaluation. *Journal of economic literature*, 47(1), 5-86.
- Kallbekken, S., Sælen, H., & Hermansen, E. A. (2013). Bridging the energy efficiency gap: A field experiment on lifetime energy costs and household appliances. *Journal of Consumer Policy*, 36(1), 1-16.
- Klemetsen, M. E., Bye, B., & Raknerud, A. (2018). Can Direct Regulations Spur Innovations in Environmental Technologies? A Study on Firm-Level Patenting. *The Scandinavian Journal of Economics*, 120(2), 338-371.
- Klier, T., & Linn, J. (2015). Using taxes to reduce carbon dioxide emissions rates of new passenger vehicles: evidence from France, Germany, and Sweden. *American Economic Journal: Economic Policy*, 7(1), 212-42.
- Klimakur 2030 (2020). *Klimakur 2030 - Tiltak og virkemidler mot 2030* (Rapport M-1625/20). Oslo: Miljødirektoratet, Statens vegvesen, Kystverket, Landbruksdirektoratet, Norges vassdrags- og energidirektorat og Enova.
- Klimaloven. (2017). Lov om klimamål (LOV-2017-06-16-60). Hentet fra <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2017-06-16-60>.
- Kostol, A. R., & Mogstad, M. (2014). How financial incentives induce disability insurance recipients to return to work. *American Economic Review*, 104(2), 624-55.
- Labandeira, X., Labeaga, J.M. & López-Otero, X. (2017). A meta-analysis on the price elasticity of energy demand. *Energy Policy*, 102, 549-568
- Løken, K. V. (2019). Veien videre for samfunnsøkonomi. *Tidsskrift for samfunnsforskning*, 61(01), 93-95.
- Martin, R., Muûls, M., De Preux, L. B., & Wagner, U. J. (2014). Industry compensation under relocation risk: A firm-level analysis of the EU emissions trading scheme. *American Economic Review*, 104(8), 2482-2508.
- Menon Economics og CICERO Senter for klimaforskning. (2020). *Metode for å kategorisere statsbudsjettets poster etter klimagassutslipp* (Menon-publikasjon nr. 56/2020). Vedlagt denne rapporten.
- Miljødirektoratet (2019). *Veileder M-1084 - Metodikk for tiltaksanalyser – oppdatert versjon april 2019*. Hentet fra <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1084/m1084.pdf>.
- Miller, M. & Alberini, A. (2016). Sensitivity of price elasticity of demand to aggregation, unobserved heterogeneity, price trends, and price endogeneity: Evidence from U.S. Data. *Energy Policy*, 97, 235-249.
- Mittenzwei K. (2018). Økonomisk modellering av klimatiltak i jordbruket: Dokumentasjon og anvendelse av CAPRI og Jordmod (NBIO-rapport 4 (60)).
- Nordic Energy Research og IEA. (2016). *Nordic Energy Technology Perspectives: Cities, flexibility and pathways to carbon-neutrality*. Hentet fra www.nordicenergy.org
- NVE (2019). *Kostnader i energisektoren*. Hentet fra <https://www.nve.no/energiforsyning/energiforsyningsdata/kostnader-i-energiesektoren>.
- OECD (2020a). *Paris Collaborative on Green Budgeting*. Tilgjengelig fra <http://www.oecd.org/environment/green-budgeting/> (hentet 15.06.2020).
- OECD (2020b). *Joint Green Budgeting Workshop, møte I OECD mars 2020*.

Puller, S.L., & Greening, L.A. (1999). Household adjustment to gasoline price change: An analysis using 9 years of US survey data. *Energy Economics*, 21, 37–52.

Springel, K. (2019). Network Externality and Subsidy Structure in Two-Sided Markets: Evidence from Electric Vehicle Incentives. Mimeo, Georgetown University (Revise and resubmit American Economic Journal: Economic Policy).

Teknisk beregningsutvalg for klima (2019). *Rapport fra Teknisk beregningsutvalg for klima 2019*. Hentet fra <https://www.regjeringen.no/>.

Telle, K. (2013). Monitoring and enforcement of environmental regulations: Lessons from a natural field experiment in Norway. *Journal of Public Economics*, 99:24-34.

Thaler, R. H., & Sunstein, C. R. (2009). *Nudge: Improving decisions about health, wealth, and happiness*. USA: Penguin.

Timmins, C., & Schlenker, W. (2009). Reduced-form versus structural modeling in environmental and resource economics. *Annu. Rev. Resour. Econ.*, 1(1), 351-380.

Trafikverket. (2018). ASEK - Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn. Sverige: Trafikverket.

Transportøkonomisk institutt og Menon Economics (2020). *Transportmodeller for klimaanalyse*. Vedlagt denne rapporten.

U.S Environmental Protection Agency (2010). *Guidelines for Preparing Economic Analyses*. Hentet fra: www.epa.gov/

West, J., Hoekstra, M., Meer, J., & Puller, S. L. (2017). Vehicle miles (not) traveled: Fuel economy requirements, vehicle characteristics, and household driving. *Journal of public Economics*, 145, 65-81.

Zivin, J. G., & Novan, K. (2016). Upgrading efficiency and behavior: electricity savings from residential weatherization programs. *The Energy Journal*, 37(4).

Østli, V., Fridstrøm, L., Johansen, K. W., & Tseng, Y. Y. (2017). A generic discrete choice model of automobile purchase. *European Transport Research Review*, 9(2), 16.