
Kan indsigter fra adfærdsøkonomi tilvejebringe en mere effektiv miljøpolitik?



Kandidatspeciale udarbejdet på
10. semester, Cand.oecon, AAU
4. juni 2021



**AALBORG
UNIVERSITET**

STUDENTERRAPPORT

Titel:

Kan indsigter fra adfærdsøkonomi
tilvejebringe en mere effektiv miljøpolitik?

Projektperiode:

Forårssemester, 2021

Projektgruppe:

Gruppe 6

Forfattere:

Brianga Muthulingam
(20166432)

Chintheja Vimalachandran
(20156857)

Vejleder:

Jørgen Stamhus

Anslag:

191.080 anslag, svarende til 79,6 normalsider

Afleveringsdato:

Fredag d. 4. juni, 2021

Business School

Aalborg Universitet

Fibigerstræde 2

9220 Aalborg Øst

<https://www.business.aau.dk/>

Vi vil gerne rette en stor tak til vores vejleder, Jørgen Stamhus, der har bidraget med god og konstruktiv vejledning gennem specialeskrivningsprocessen.

Abstract

Climate change is a global issue that the world and its inhabitants are facing. While the promotion of sustainability has been achieved by different fields, an area of discussion has arisen as to how sustainability can be promoted in the field of economics. Mainstream economists seek to promote sustainability through environmental economics to form environmental policies. In reality, there are other aspects to include when forming environmental policies as a means to increase sustainability. One method of promoting sustainability is through behavioral economics.

This master's thesis aims to investigate how insights from behavioral economics can contribute towards obtaining a more effective process of designing environmental policy and whether the effects would be quantifiable. This thesis is structured in a manner that aims to optimally answer the aforementioned research question.

Initially, the approach to sustainability explained by environmental economics is discussed, exploring the usage of Pigouvian taxes and cap-and-trade as well as a critique of these traditional tools. By exploring behavioral anomalies possessed by every individual, present inadequacies in environmental economics are addressed. Environmental economics aim to adjust market failure, which neglects behavioral failure, such as behavioral anomalies. This is due to individuals having bounded rationality, their preferences being context-dependent and affected by aspects such as loss aversion and altruism. With sufficient literature within behavioral economics, the thesis is able to conduct a systematic literature review based on cases with viable effect sizes when nudges have been implemented within a pro environmental context. A comprehensive meta-analysis within this field is presented and evaluated to complement the results of the conducted systematic literature review. Based on both the results of the systematic literature review and the meta-analysis, it is evident that behavioral insights have sizeable effects in increasing sustainability through consumers. All the examined types of behavioral interventions showed overall noticeable quantitative effects toward creating behavioral changes in a pro environmental context. When looking into field studies and experiments, certain green nudges show promising scaling effects, although the question remains as to whether behavior related environmental incentives can be effectively implemented in future environmental regulations. This is due to incentives being context dependent and having to be customized within different areas, as well as considering the unethical aspects of implementation.

The findings of this master's thesis indicates that an increased implementation of behavioral insights can contribute towards establishing an environmental policy, made more effective especially when implicated as a component of a projects-based environmental policy.

Indholdsfortegnelse

1. PROBLEMFELT	1
1.1 MILJØ- OG KLIMAUDFORDRINGER; ÅRSAGER OG KONSEKVENSER	1
1.2 ØKONOMISKE REDSKABER TIL HÅNTERING AF MILJØ- OG KLIMAUDFORDRINGER	2
2. PROBLEMFORMULERING	4
2.1 AFGRÆNSNING	4
3. METODE	5
4. REGULERING AF MILJØPROBLEMER	6
4.1 INTRODUKTION TIL MARKEDET OG MARKEDSFEJL	6
4.2 REGULERING AF MARKEDSFEJL - GRØNNE AFGIFTER OG KVOTEHANDELSSYSTEMET	7
Figur 1. Sammenhæng mellem reduktion af udledninger og de forbundne marginale reduktionsomkostninger for en virksomhed	9
Figur 2. Effekter ved indførsel af en grøn afgift og en udledningskvote	11
4.3 KRITIK AF TRADITIONELLE MILJØØKONOMISKE INSTRUMENTER	11
4.4 SAMMENFATNING	13
5. ADFÆRDSØKONOMI OG MILJØ - HVORFOR ER TRADITIONELLE INSTRUMENTER UTILSTRÆKKELIGE?	14
5.1 ADFÆRDSANOMALIER OG UDFORDRINGER MED RATIONALITETSANTAGELSEN	15
5.2 RISIKO, KONFLIKT OG SAMARBEJDE	20
5.3 MEKANISME DESIGN OG AFGIFTER I ET ADFÆRDSØKONOMISK PERSPEKTIV	24
5.4 SAMMENFATNING	29
6. EKSEMPLER PÅ ANVENDELSEN AF ADFÆRDSØKONOMISKE INDSIGTER	30
6.1 ANVENDELSEN AF DEFAULTS TIL ADFÆRDSÆNDRINGER HOS FORBRUGERE	30
6.2 HVAD GØR ANDRE? – SAMMENLIGNING, FLOKADFÆRD OG SOCIAL STATUS	33
6.3 SELVOPFATTELSE OG ADFÆRDSEFFEKTER Gennem INFORMATION OG SOCIAL IDENTITET	36
6.4 SAMMENFATNING	38
7. SYSTEMATISK LITTERATURSTUDIE	40
Tabel 2. Udsnit af oversigt over studier – kategoriseret efter indgreb	41
Tabel 3. Indgreb-område matrice for antallet af eksperimenter	42
Figur 3. Fordeling af eksperimenter pr. år i forhold til indgreb og område	43
Tabel 4. Middelværdi og median af effektstørrelser pr. indgreb	44
Figur 4. Boxplots over effektstørrelser pr. indgreb	44

7.1 SAMMENFATNING	45
8. KAN EFFEKTERNE KVANTIFICERES?	46
8.1 META-ANALYSE – OSBALDISTON OG SCHOTT (2012).....	47
8.1.1 Anvendt metode.....	47
8.1.2 Effektstørrelser	49
Tabel 5. Fortolkning af effektstørrelse.....	52
8.1.3 Forskellige former for adfærdsindgreb.....	53
8.1.4 Resultater fra meta-analysen.....	54
Tabel 6. Krydstabulering af indgreb, vægtet gennemsnitlige effektstørrelser samt sammenligning af indgrebskombinationer	54
Tabel 7. Adfærdsøkonomisk indgreb i kombination med type af adfærd	55
8.1.5 Begrænsninger og mangler i meta-analysen	58
8.2 SAMMENFATNING	59
9. FREMTIDIGE MULIGHEDER FOR MILJØREGULERING	61
9.1 SKALEREDE ADFÆRDSØKONOMISKE EFFEKTER.....	61
9.2 ADFÆRDSØKONOMI OG FREMTIDIG MILJØREGULERING; IMPLIKATIONER OG UDFORDRINGER	63
10. KONKLUSION	67
11. LITTERATURLISTE	69
12. BILAG	73
12.1. BILAG A: OVERSIGT OVER STUDIER – KATEGORISERET EFTER INDGREB	73
12.2. BILAG B: LITTERATURLISTE OVER STUDIER ANVENDT I DET SYSTEMATISKE LITTERATURSTUDIE	77

1. Problemfelt

1.1 Miljø- og Klimaudfordringer; årsager og konsekvenser

Bekæmpelse af den igangværende klimakrise har i den seneste tid været på dagsorden i hele verden. De menneskeskabte klimaforandringer, herunder global opvarmning, anses af mange for at være en af de største globale udfordringer, vi står over for. Klimaforandringerne fremskyndes af mennesket, der påvirker klimaet og miljøet i en negativ retning, hvilket ifølge klimaforskere har alvorlige konsekvenser for den globale velfærd. Klimaforandringer, herunder stigende temperaturer, højere havstand og ekstreme vejrforhold, overforbrug af ressourcer, samt luft-, vand-, og jordforurening er eksempler på nogle af de væsentligste miljøudfordringer, menneskeheden dagligt konfronteres med i hele verden. Derudover har dele af kloden svært ved at tilpasse sig klimaforandringerne, hvilket kan føre til klimaflygtninge og internationale konflikter (Det Miljøøkonomiske Råd, 2018).

Klima- og miljøproblemerne forårsages af forskellige årsager, og hovedsageligt er det mennesket, der i større og større grad påvirker klimaet gennem bestemte handlinger. Klodens temperatur stiger når eksempelvis fossile brændstoffer brændes, regnskovene fældes og husdyr avles. Disse handlinger bidrager til, at store mængder drivhusgasser frigives i atmosfæren. Da der i atmosfæren i forvejen naturligt findes drivhusgasser, fører ovennævnte handlinger til, at drivhuseffekten øges, og at der dermed skabes global opvarmning. CO_2 er den drivhusgas, der typisk skabes af menneskelig aktivitet, og er ansvarlig for omkring 63 pct. af den globale opvarmning, som er menneskeskabt (Europa-Kommissionen, 2021a).

Udover de ovennævnte konsekvenser forårsager klimaforandringer naturkatastrofer, hvilket berører flere millioner mennesker verden over, og medfører dem direkte økonomisk tab. Menneskers sundhed påvirkes også af klimaforandringerne og fører til øgede omkostninger for samfundet og økonomien (Europa-Kommissionen, 2021b).

De ultimative konsekvenser af disse problemer er drastiske ændringer i mængden samt kvaliteten af alt liv, herunder menneskeliv. Der findes mange mulige tilgange til, hvordan miljøproblemerne kan håndteres. Dette kan eksempelvis ske gennem miljøpolitiske tiltag, initiativer fra private virksomheder, informerende uddannelsesprogrammer, innovationer indenfor teknologi samt internationale aftaler (Osbaldeston & Schott, 2012). Nogle af de substantielle internationale aftaler er Paris-aftalen og de '17 Verdensmål' fra 2015, som Danmark, og en stor del af verdens lande, er en del af. Formålet med aftalerne er at begrænse den globale opvarmning, reducere mængden af drivhusgasudledninger, samt udvikle verden i en mere bæredygtig retning (Det Miljøøkonomiske Råd, 2018) & (Danmarks Statistik, 2021).

En tilgang, som ikke har fået særlig meget opmærksomhed i forhold til at håndtere miljøudfordringerne er, mindre samt ikke omkostningstunge forsøg på at påvirke adfærden hos individer. Størstedelen af individerne er ikke i en magtposition, hvor de direkte kan påvirke de offentlige myndigheders miljøpolitiske tiltag

samt private virksomheders ageren, men alle individer forbruger dagligt materielle goder og energi. Dermed har alle mulighed for at vælge at ændre adfærden i en retning, som er bedre for miljøet. Denne form for adfærd kaldes for miljøvenlig adfærd, og kan tilskyndes til gennem adfærdsøkonomiske instrumenter, såsom 'defaults', 'forbedret information' og 'social sammenligning'.

Miljøudfordringer er overordnet set drevet af to faktorer; en stigende befolkning i et globalt perspektiv, samt et stigende behov for materielle goder. Fortsætter befolkningen med at stige, samtidig med, at mennesker fokuserer på at tilstræbe forøget materiel velstand, vil det medføre alvorlige miljøproblemer.

Selvom disse miljøproblemer forekommer enorme, kan hvert enkelt individ gøre noget for at hjælpe og forbedre miljøet. De akkumulerede effekter af disse mindre handlinger, kan have en stor indvirkning på miljøet. Dog fokuserer samfundet typisk ikke på at tilskynde forbrugere og aktører til at agere mere miljøvenligt, men derimod anvendes andre miljøøkonomiske redskaber for at bekæmpe miljøudfordringerne (Osbaldiston & Schott, 2012).

1.2 Økonomiske redskaber til håndtering af miljø- og klimaudfordringer

Et centralt spørgsmål i forhold til håndteringen af miljø- og klimaudfordringerne er, hvordan miljø og økonomi hænger sammen. Økonomien består af virksomheder, husholdninger, forvaltninger, markeder, teknologier, produkter samt human kapital. Økonomien opererer indenfor miljøet, som består af alle naturlige ressourcer, som kan findes i biosfæren. Miljøet forsyner økonomien med råmaterialer samt vedvarende og ikke-vedvarende energiressourcer, der af økonomien omdannes til output, som forbrugere efterspørger. I forbindelse med omdannelsen skabes affald i forskellige former, der beskadiger miljøet. Eksempelvis skaber virksomheder affald gennem produktionsaktiviteter, og der udledes CO_2 gennem elektricitetsgenerering og forbrugsaktiviteter, hvilket fører til forurening. Økonomiske værktøjer kan bruges til at hjælpe med at beskytte miljøet. Miljøpolitik kan imidlertid virke suboptimal, hvis ikke der tages højde for forbrugeres og virksomheders økonomiske adfærd (Hanley, Shogren, & White, 2019, s. 2-3).

Miljøøkonomi er en gren indenfor neoklassisk økonomi, der belyser sammenspillet mellem miljø og økonomi. Smith (2011) definerer miljøøkonomi som et område indenfor økonomi, der undersøger, hvordan økonomisk aktivitet og politik påvirker miljøet. Miljøøkonomi sætter rammerne for, hvordan udfordringerne i forbindelse med miljøforurening og -beskyttelse kan håndteres, samt undersøger nytteaspektet, der er forbundet med, at individer træffer forskellige miljørelaterede forbrugsvalg (Smith, 2011). Morrissey (2020) fremhæver, at miljøøkonomi beskæftiger sig med to væsentlige aspekter, der er forbundet indbyrdes; problemstillingen vedrørende miljøbetingede eksternaliteter, samt fastlæggelse af den optimale pris af ressourcer, med henblik på at formilde de eksternaliteter, som følger med benyttelsen af miljøet og naturressourcer (Morrissey, 2020).

Miljøøkonomiske redskaber såsom grønne afgifter, kvoter og statstilskud vurderes til at være særdeles effektive til miljøregulering, og metoderne er hyppigt på den miljøpolitiske dagsorden. Formålet med kvotesystemet og grønne afgifter er, at merprisen for at udlede drivhusgasser skal give incitament til at reducere udledningerne, eksempelvis gennem omlægning af produktionen. Derudover vil pålægning af afgifter på drivhusgasser udledt gennem biltransport, fossile brændsler og privatbolig opvarmning, mindske energiforbruget og dermed udledningen af drivhusgasser. Statstilskud er et andet økonomisk redskab, som kan anvendes til den grønne omstilling. Ved at staten støtter vedvarende energiudbygninger, øges andelen af vedvarende energi, vis teknologi vil modnes og efterhånden udvides uden statslig støtte (Det Miljøøkonomiske Råd, 2018).

Oftest fokuseres der hovedsageligt på gængse miljøøkonomiske tiltag, som beskrevet i det ovenstående, når miljøreguleringer og klimaforbedringer skal foretages. Dog er det essentielt at tage højde for individernes samt kollektivernes adfærd, og hvordan det påvirker deres forbrugsmønstre i miljø- og klimasammenhænge. Forbrugere er blevet mere opmærksomme på, hvordan økonomisk aktivitet har konsekvenser for miljøet samt værdien i at beskytte det. Dette skyldes den øgede bevidsthed om miljøproblemerne såsom klimaforandringer, havplast og tab af landskaber, som bidrager til adfærdsændring hos de enkelte individer (Hanley, Shogren, & White, 2019, s. 1). Adfærdsøkonomi, der i nyere tid er blevet en udbredt gren indenfor økonomi, undersøger netop disse aspekter. Kernen i adfærdsøkonomi er, at forbrugernes psykologiske tilbøjeligheder udnyttes af blandt andet virksomheder og offentlige foranstaltninger med henblik på at få forbrugerne til at handle på en særlig hensigtsmæssig måde. Imens traditionel mainstream økonomi antager, at økonomiske aktører altid udviser rationel adfærd, forklarer adfærdsøkonomi, hvorfor dette ikke altid er tilfældet. Hvorvidt indsigter fra adfærdsøkonomi kan anvendes i forbindelse med miljøreguleringer og til at fremme bæredygtighed, er der foretaget en del studier om. Særligt 'green nudges', har vundet stort opmærksomhed, og argumenteres for at være effektiv til at tilskynde forbrugere til at handle på en mere miljøvenlig måde (Schubert, 2017). Nudging beskriver det fænomen, hvor der gives et 'puf' til forbrugeren eller en gruppe af mennesker med henblik på at påvirke personen eller gruppen til at agere på en bestemt måde. Formålet med at bruge 'nudging' er at skabe tilskyndelse til forbrugeren, uden at tage det frie valg fra dem, og derigennem få forbrugeren til at udvise en bestemt adfærd, som både er til gavn for dem selv, men også for den samlede velfærd i en økonomi (Wilkinson & Klaes, 2018). Eksempelvis kan nudging anvendes til at tilskynde forbrugeren til at vælge vedvarende energikilder eller forbruge mindre energi (Schubert, 2017). Det er dog et væsentligt spørgsmål, om disse nudges og andre adfærdsøkonomisk inspirerede reguleringer kan skabe tilstrækkeligt gennemslag i forhold til at løse de beskrevne miljømæssige udfordringer.

2. Problemformulering

Af ovenstående afsnit fremgår det, at miljø- og klimaudfordringerne er et væsentligt og presserende globalt problem. Både miljøøkonomi og adfærdsøkonomi har nogle effektive værktøjer, der kan anvendes til at håndtere disse udfordringer. Fokusset har dog primært været på de traditionelle miljøøkonomiske tiltag, og det er derfor væsentligt at undersøge, hvorvidt der kan hentes inspiration fra det adfærdsøkonomiske til at adressere samme problemstilling. Derudover er det ikke entydigt, hvorvidt redskaber fra adfærdsøkonomien er effektive i forhold til udformning af miljøpolitik. Hvorvidt adfærdsøkonomi kan supplere miljøpolitikken med henblik på at håndtere miljø- og klimaudfordringerne, er dermed et substantielt spørgsmål. Problemstillingens manglende konsensus, gør det relevant at undersøge den nærmere, deraf følgende problemformulering:

Hvordan kan indsigter fra adfærdsøkonomi medvirke til at tilvejebringe en mere effektiv udformning af miljøpolitik og kan effekterne kvantificeres?

2.1 Afgrænsning

For at opnå en fokuseret specialeafhandling, er der gjort nogle overvejelser i forhold til afgrænsning. Der afgrænses til at tage udgangspunkt i forbrugeradfærd i forhold til det adfærdsøkonomiske perspektiv i en miljømæssig kontekst. Dermed afgrænses der fra virksomhedsadfærd, som også kan adresseres fra et adfærdsteoretisk perspektiv. Endvidere afgrænses der fra diskussioner relateret til de nødvendige internationale aftaler om miljø, hvilket også kan behandles adfærdsteoretisk.

Som en del af specialeafhandlingens analyse foretages et systematisk litteraturstudie, som er et fortrin til en meta-analyse. I forbindelse med dette afgrænses der fra at udarbejde en meta-analyse, men i stedet præsenteres og analyseres en eksisterende meta-analyse. Dette skyldes, at en meta-analyse er omfattende samt tidskrævende at udarbejde indenfor de givne tidsrammer for en specialeafhandling. Dog vil den anvendte metode i meta-analysen belyses nærmere.

3. Metode

Formålet med specialeafhandlingen er at undersøge, hvorvidt indsigter fra det adfærdsøkonomiske kan tilvejebringe en mere effektiv miljøpolitik.

Specialeafhandlingen baseres primært på eksisterende empiri i form af eksempelvis videnskabelige artikler og rapporter, der hovedsageligt anvender kvantitative metoder til at analysere effektiviteten af adfærdsøkonomiske indgreb i en miljømæssig sammenhæng.

Fremgangsmåden for de enkelte afsnit i specialeafhandlingen uddybes i det nedenstående.

I *afsnit 4* belyses indledningsvis de teoretiske aspekter af, hvordan miljøøkonomiske instrumenter kan anvendes til reguleringer på miljø- og klimaområdet. Herunder belyses også kritik af traditionelle miljøøkonomiske instrumenter. I *afsnit 5* præsenteres og diskuteres, hvordan adfærdsøkonomi ud fra et teoretisk perspektiv kan bidrage til at effektivisere miljøpolitikken samt hvilke adfærdsanomalier, der opstår. Analysen i specialeafhandlingen vil først bestå af *afsnit 6*, som er en kvalitativ gennemgang af studier og felteksperimenter, der eksemplificerer, hvordan adfærdsøkonomiske indsigter kan anvendes i en miljømæssig kontekst samt deres effekter. Ovennævnte vil være fundamentet til *afsnit 7*, hvor der, ud fra en kvantitativ tilgang, udføres et systematisk litteraturstudie på baggrund af udvalgte studier fra *afsnit 6* samt andre studier. Udgangspunktet for litteraturstudiet er eksisterende forskningsstudier udført på området, hvor hensigten er at sammenholde formål, anvendte metoder samt opnåede resultater. På baggrund af inklusions- samt eksklusionskriterier, udvælges relevante studier i databaser ved hjælp af specifikke nøgleord. Studierne kvantificeres ud fra oplyste samt beregnede effektstørrelser, hvorefter eksperimenternes udførelsesår, effektstørrelserne af typer af indgreb og miljøområder, illustreres gennem statistiske diagrammer. Effektstørrelserne for forskellige typer af adfærdsøkonomisk indgreb sammenholdes imod hinanden i et boxplot med henblik på at vurdere hvilke indgreb, der er mest effektive.

Det systematiske litteraturstudie suppleres med en præsentation af en eksisterende meta-analyse vedrørende adfærdsøkonomiske indgreb i en miljømæssig sammenhæng, hvilket belyses i *afsnit 8*. Meta-analyser indebærer typisk komplekse analysemetoder, samt statistiske opstillinger, der gør resultaterne mere sammenlignelige og mindre bias. Dog er de meget omfattende at udarbejde indenfor de givne tidsrammer for en specialeafhandling, hvorfor en eksisterende meta-analyse analyseres i stedet. Den udvalgte meta-analyse, Osbaldiston og Schott (2012), er en af de omfattende indenfor det adfærdsøkonomiske aspekt i en miljømæssig kontekst. Osbaldiston og Schott beskæftiger sig med et bredt felt af studier omhandlende forskellige typer af miljørelateret adfærdsøkonomiske indgreb indenfor forskellige miljøområder. Effektstørrelser af forskellige typer adfærdsindgreb eksamineres, samtidig med meta-analysens anvendelighed i fremtidige projekter, samt begrænsninger i forbindelse med udarbejdelsen af meta-analysen, belyses.

Specialeafhandlingen afrundes med et diskussionsafsnit i *afsnit 9*, hvor der først diskuteres, hvorvidt adfærdsøkonomiske indgreb kan skaleres op fra det eksperimentelle niveau, hvorefter implikationer og udfordringer ved at inddrage adfærdsøkonomiske indsigter i miljøpolitiske anbefalinger, diskuteres. De etiske aspekter ved at benytte indsigter fra adfærdsøkonomi til udformning af miljøpolitik, diskuteres kort herunder.

I *afsnit 10* konkluderes der på baggrund af de øvrige afsnit med henblik på at besvare problemformuleringen i specialeafhandlingen.

4. Regulering af miljøproblemer

I dette afsnit introduceres markedet samt markedsfejl kort med henblik på at få indsigt i, hvordan markedet er struktureret, samt hvorfor der opstår markedsfejl i en miljømæssig kontekst. Efterfølgende præsenteres gængse miljøøkonomiske værktøjer, der anvendes i forbindelse med miljøreguleringer. Disse værktøjer har længe dannet grundlag for udformningen af miljøpolitikken, og det er derfor væsentligt at belyse mekanismerne bag disse, for at senere kunne holde antagelserne bag mekanismerne op imod adfærdsøkonomiske indsigter. Afslutningsvis inddrages en kort kritik af tilgangen til de miljøøkonomiske værktøjer. Afsnit 4.1 og 4.2 er primært baseret på kapitel 2 i lærebogen *'Introduction to Environmental Economics'* af Hanley et al. (2019).

4.1 Introduktion til markedet og markedsfejl

Generelt opfattes markedet som værende et fysisk sted, hvor der kan købes og sælges goder og tjenesteydelser, som gavner samfundet ved at skabe værdi gennem handel. Fra et økonomisk perspektiv er formålet med markedet mere essentielt. Markedet bliver set som et værktøj, som aktører anvender for at skabe værdi gennem handel eller frivillig udveksling af goder og tjenesteydelser, reguleret af konkurrence. Værdien skabes, idet både købere og sælgere får nytte af handlen. Markedet er også essentielt, da markedspriser giver udtryk for, hvilke værdier, goder og tjenesteydelser har, og dermed er priser en form for kommunikationskanal. Priser sender information omkring, hvad aktører køber og sælger, samt hvor meget af godet og tjenesteydelsen, der eksisterer i dag og i fremtiden. Dermed anvender markedet priser som en indikation af knapheden.

Styrken ved et markedssystem er, at beslutningstagning samt udveksling af goder er decentraliseret. Det vil sige, at der ikke er en central myndighed til at planlægge allokeringer af ressourcer. Når markedet formår at skabe værdi gennem handel, kaldes dette markedseffektivitet. Effektivitetsgevinster finder sted i en økonomi, når ressourcer allokeres på den mest økonomisk effektive måde, uden at nogen bliver værre stillet for at gøre andre bedre stillet. Ovenstående betegnes som Pareto-optimalitet.

Når markedet ikke er efficient, kan der opstå markedsfejl. Markedsfejl skyldes overordnet ineffektiv fordeling af goder og tjenesteydelser, eller når et marked ikke eksisterer, fordi det er for omkostningstungt at konstruere. Markedsfejl opstår eksempelvis, når handel ikke opnår den højeste sociale værdi, da der enten er for meget eller for lidt handel af produktet. Derudover opstår de også, når befolkningen og virksomhederne forurener luft eller vand, hvilket resulterer i, at individer udsættes for risiko i forbindelse med helbred, og at miljøkvaliteten mindskes både i dag og i fremtiden. Markedsfejl forårsages også af, at individer eller virksomheder ikke producerer de offentlige goder som samfundet ønsker, heraf beskyttelse af biodiversitet og klima. Markedsfejl indtræffer også, når ejendomsrettigheder er uklare eller ikkeeksisterende, således private handlinger ikke indrettes efter kollektivets mål som eksempelvis forbedring af klimaet og miljøet. Uklare ejendomsrettigheder kan føre til *tragedy of the commons*-problematikker. Det vil sige, at fællesejede ejendomme, som alle har adgang til, kan give aktører incitament til at overforbruge ressourcer, hvilket gør alle værre stillet. Et eksempel på dette er overfiskeri, idet det er vanskeligt at definere ejendomsrettigheder for havområder og lignende. I nogle lande, herunder Danmark, er der indført fiskekvoter for at adressere denne problematik. Endelig opstår markedsfejl som følge af eksternaliteter. En eksternalitet eksisterer, når individer eller virksomheder ikke bærer alle omkostninger eller gevinster forbundet med deres handlinger. Heraf findes positive og negative eksternaliteter, alt efter om eksternaliteterne hæver eller sænker velfærden af de påvirkede.

I en miljømæssig kontekst opstår markedsfejl, når samfundet ikke kan fastlægge og afgrænse ejendomsrettigheder. Markedet fejler, når 1) der ikke frit kan overføres rettigheder, 2) andre ikke kan ekskluderes fra fordelene og omkostningerne forbundet med markederne eller 3) når uberettiget indtrængen på ejendomme, ikke kan begrænses. Udfordringen ligger i at få afklaret, hvem der ejer rettighederne til miljøet. Alle ejer 'retten' til et godt klima og miljø, ren luft og biodiversitet, hvilket medfører, at ingen reelt set ejer den egentlige ret. Spørgsmålet er dog, hvem der i den private sektor vil tage ansvar og bidrage til ren luft eller vand, når dette ikke er fordelagtigt for dem. Der eksisterer ikke markeder for ovenstående, og derfor fejler frihandel i at effektivt allokere ressourcer.

4.2 Regulering af markedsfejl - grønne afgifter og kvotehandelssystemet

Pigou fremmede ideen om, at markedsfejl, herunder eksternaliteter, kan korrigeres gennem afgiftspålæggelse. 'Pigouvianske afgifter' eller 'grønne afgifter', sætter et beløb på skader forårsaget af forurening uden for markedet. Afgifterne pålægges priserne på goder og tjenesteydelser, som er forurenende for miljøet. For hver enhed af et gode eller tjenesteydelse der købes, pålægges en afgift, for at afspejle skaderne forureningen forårsager. Denne afgift skal give virksomheder og forbrugere incitament til at reducere deres forbrug af de forurenende goder. Grønne afgifter påvirker et individs forbrugsmønster, da forurening får en

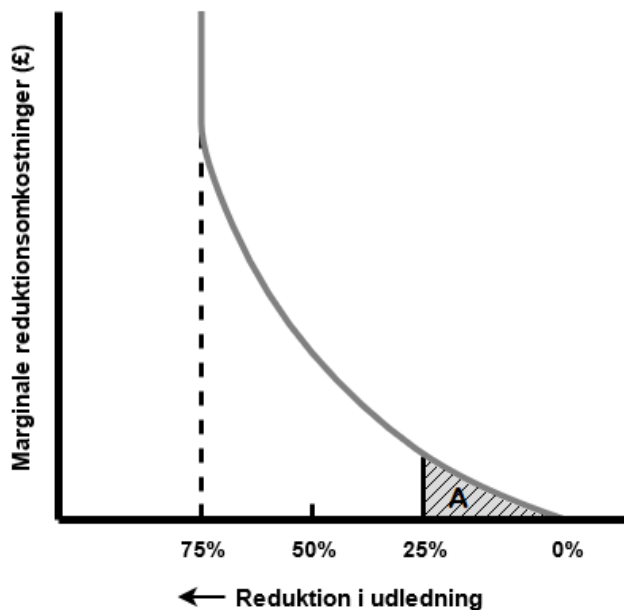
pris. Denne afgift bliver anset som en ikke-forvridende afgift, idet den øger indtægterne, hvilket kan benyttes til at reducere forvridende afgifter, såsom indkomstskat. Indkomstskat forvrænger individets incitament til at arbejde, og dermed skaber det ineffektivitet. Når den forvridende indkomstskat skiftes ud med den ikke-forvridende grønne afgift, kaldes denne udskiftning dobbelt dividende. En dobbelt dividende eksisterer, når en grøn afgift reducerer mængden af forurening, samt når indtægterne fra de grønne afgifter bruges til at udligne uønskede afgifter såsom indkomst- eller kapitalvindingsskat, hvorigennem samfundet vil opnå to fordele med en enkel handling. Dog er forudsætningen for ovennævnte dobbelt dividende, at skattestrukturen på forhånd er optimal, hvilket sjældent er tilfældet i praksis (De Økonomiske Råd, 2001, s. 198). Selvom grønne afgifter bidrager til at beskytte miljøet, kommer dette med en omkostning, nemlig at grønne afgifter øger markedspriser, hvilket øger leveomkostningerne. Dette medfører beskæringer i real-lønninger, som resulterer i, at den samlede disponible indkomst reduceres. Grønne afgifter fungerer som en sekundær 'arbejdsskat' sammenlagt den eksisterende indkomstskat, og kan dermed have en forvridende effekt, hvor reallønnen mindskes og fritid gøres billigere. Dette giver arbejdere incitament til at mindske arbejdsudbuddet, hvilket er endnu en omkostning for samfundet, idet der skabes mindre velstand.

Historisk set har formålet med grønne afgifter været at øge indtægter, og ikke for at påvirke miljørelateret adfærd. Grønne afgifter har været for lave til at have en effekt i forhold til at mindske forurening eller beskytte miljøet (Hanley, Shogren, & White, 2019, s. 27).

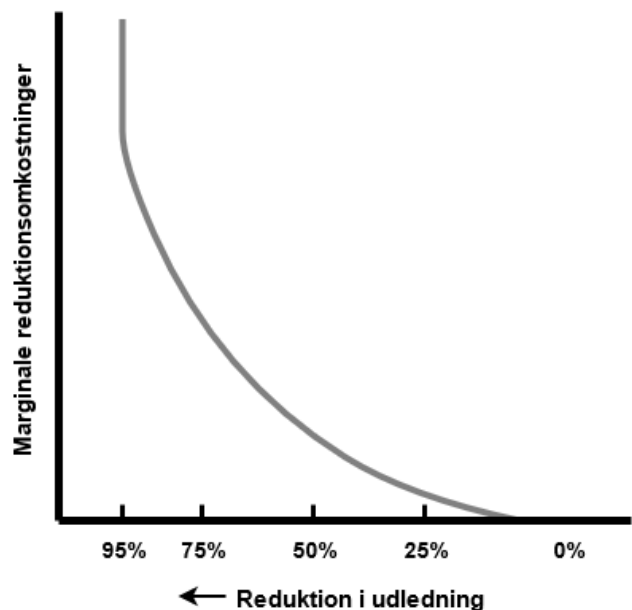
Baumol og Oates (1988) foreslog, hvordan grønne afgifter kan forbedres. De viste, at hvis samfundet skal reducere forurening, er CO_2 -afgift den mindst omkostningsfulde metode sammenlignet med, hvis staten skulle determinere, hvordan forurening skal kontrolleres i virksomheder, samt hvor meget forurening der må udledes. For at forstå Baumol og Oates tilgang, skal 'Marginal abatement cost' først defineres. Marginal abatement costs (MAC) eller på dansk 'marginale reduktionsomkostninger' beskriver de marginale omkostninger forbundet med at reducere miljøbelastninger, såsom forurening. Forurenende virksomheder kan reducere udledninger på adskillige alternative måder, såsom montering af rensnings- og udledningsteknologi på renseanlæg, ændring af produktionsprocesser ved eksempelvis brug af renere inputs eller genbrug af affald og reduktion af output. Antages det, at disse virksomheder kender deres muligheder, foretrækkes typisk det omkostningsminimerende værktøj. I nedenstående figur 1.a illustreres den marginale reduktionsomkostningskurve, som viser de marginale omkostninger ved yderligere reduktioner af forurening.

Figur 1. Sammenhæng mellem reduktion af udledninger og de forbundne marginale reduktionsomkostninger for en virksomhed

Figur 1.a



Figur 1.b



Kilde: Egen fremstilling på baggrund af (Hanley, Shogren, & White, 2019, s. 28)

Figur 1.a viser reduktioner af udledninger, hvor der tages udgangspunkt i MAC for en virksomhed, der skal reducere udledninger ved at montere rensnings- og udledningsteknologi. MAC stiger i takt med, at virksomheden reducerer udledningen. Det vil sige, at når udledningen falder, så stiger omkostningerne i forbindelse med reduktionen. Marginale reduktionsomkostninger stiger lodret efter 75 pct. reduktion af udledning, da rensnings- og udledningsteknologi ikke kan reducere udledningen yderligere efter dette punkt. Arealet under MAC-kurven viser den totale reduktionsomkostning, eksempelvis viser arealet 'A' den totale reduktionsomkostning fra 100 pct. til 75 pct. udledning.

I figur 1.b viser MAC-kurven, ligesom i figur 1.a, de marginale omkostninger ved yderligere reduktioner i forurening. Her vælger virksomheden at benytte sig af alle reduktionsmuligheder, såsom at ændre inputs, og derfor stiger kurven ikke lodret ved 75 pct. reduktionsniveau, men derimod ved 95 pct. reduktionsniveau. Herefter bliver det omkostningstungt at reducere udledninger yderligere.

MAC-kurver kan variere på tværs af virksomheder med samme former for forurening. Dette kan skyldes, at virksomheder, der udleder samme forurening enten har forskelle i produktionsprocesser, forskelle i ledelsesmæssige evner eller er lokaliseret i forskellige områder, som kan medføre forskelle i transportomkostninger i forbindelse med levering af renere input.

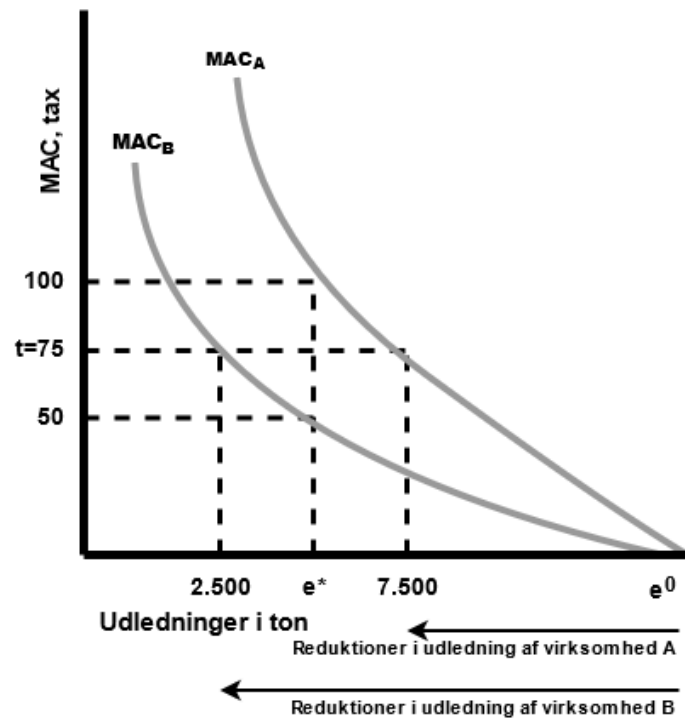
Kvotehandelssystemet er, ligesom grønne afgifter, et ligestillet alternativ til at regulere markedsekskernaliteter forbundet med miljøet. Dette er en udbredt tilgang, som en stor del af industrisektoren er omfattet af. Ideen bag kvotehandelssystemet er, at der skabes et marked for forurening, hvor kontrolmyndighederne sætter et loft på, hvor meget, der må forurenes. Forureningstilladelser, også kaldet kvoter, distribueres til virksomheder, der har mulighed for at købe og sælge disse, hvormed der vil opstå en markedspris for forurening. Distribueringen af kvoter kan forløbe på to måder, hvor enten kontrolmyndighederne opretter et marked og sætter kvoter på auktion, eller hvor de tildeler kvoterne til udvalgte virksomheder, eksempelvis baseret på tidligere udledningsniveauer. Denne markedspris er teoretisk set identisk med den grønne afgift. Kvotehandelssystemet tildeler ejendomsretten til at forurene til virksomheder, myndigheder og private aktører. Tildelingen af rettighederne medfører, at der tilføres værdi til goder, som ellers vil være frie goder såsom ren luft og rent vand. Selvom der har været en diskussion om, hvorvidt det er moralsk at sætte en pris på naturen, da ideen om kvotehandelssystemet blev introduceret i 1960'erne, er der i dag til en vis grad enighed om, at kvotehandelssystemet er den mest omkostningseffektive måde at beskytte miljøet på. Argumentationen for dette bunder i, at der er et fast loft for niveauet af forurening, og at der distribueres en begrænset mængde forureningstilladelser. Omkostningerne reduceres ved at lade de økonomiske aktører handle med hinanden, således virksomheder med lave reduktionsomkostninger har mulighed for at sælge deres forureningstilladelser til virksomheder, der har høje reduktionsomkostninger, hvilket er til fordel for begge parter.

Grønne afgifter er derimod ikke en lige så effektiv måde at beskytte miljøet på. Dette skyldes, at der ikke er et fast loft for, hvor meget, der må forurenes, hvilket i princippet giver virksomheder mulighed for at 'købe' sig til den mængde forurening, som de har behov for. Virksomhedernes incitament til at reducere forureningen i forbindelse med produktionen, finder derfor ikke sted, i samme grad, især hvis den grønne afgift ikke er tilstrækkelig høj.

Kvotehandelssystemet kan også være forbundet med ineffektivitet, eksempelvis i form af transaktionsomkostninger, der er associeret med at finde købere og sælgere samt forhandlingerne af forureningstilladelserne. Derudover determinerer antallet af virksomheder, hvor konkurrencedygtigt et marked er. Jo færre virksomheder, desto mindre konkurrencedygtig er et marked, idet nogle store og magtfulde virksomheder kan tilbageholde deres kvoter fra markedet med henblik på at presse prisen op, hvilket vil forringe markedseffektiviteten. Endelig kan eksisterende virksomheder vælge at anvende deres kvoter som adgangsbarrierer til at forhindre indtræden af nye virksomheder på et marked.

I figur 2 ses MAC-kurverne for virksomhed A og B i en graf, hvor effekterne af indførsel af en grøn afgift sammenlignes med indførsel af en udledningskvote, hvor udslippet måles i ton.

Figur 2. Effekter ved indførelse af en grøn afgift og en udledningskvote



Kilde: Egen fremstilling på baggrund af (Hanley, Shogren, & White, 2019, s. 31)

I figur 2 antages det, at en kontrolmyndighed indfører et udledningskrav lig e^* for hver virksomhed. Dette betyder, at virksomhed A ved dette punkt har marginale omkostninger svarende til £100 pr. ton, imens virksomhed B har marginale omkostninger på £50 pr. ton. Hvis virksomhed A tillades at øge udslippet med ét ton, og overbeviser virksomhed B til at reducere udslippet med et ton yderligere, vil det totale udslip være uændret, men der vil være opnået en besparelse £50 (£100-£50). Denne gevinst kan opnås, når de marginale reduktionsomkostninger ikke er ens. Spørgsmålet er dog, hvordan virksomhed B kan overbevises til at reducere udslippet mere end virksomhed A. Dette kan eksempelvis gøres ved at pålægge afgiften $t=75$, hvormed virksomhed A udslipper 7.500 ton og virksomhed B udslipper 2.500 ton, hvilket betyder, at det nye totale udslip bliver 10.000 ton. Dette giver den ønskede reduktion af udslip, hvor omkostningerne er forholdsvis lave, da afgiften resulterer i, at de marginale reduktionsomkostninger bliver udlignet.

4.3 Kritik af traditionelle miljøøkonomiske instrumenter

I ovenstående blev de gængse metoder, indenfor standardteorien til miljøregulering, præsenteret. Heraf fremstilles grønne afgifter, samt kvotehandelssystemet, som værende de mest effektive forureningsregulatorer indenfor miljøøkonomi. Standardteorien foreskriver, at omkostninger og fordele, forbundet med miljøreguleringer, kan måles og opgøres i kroner og ører. Dog retter Cropper og Oates (1992) en kritik imod denne tilgang i et studie. En del af omkostningerne og fordelene relateret til de gængse miljøreguleringer

involverer elementer, hvor der ikke er tydelige markedsforanstaltninger. Eksempelvis er helbredsmæssige fordele og æstetiske forbedringer, som følge af miljøøkonomiske tiltag, svære at opgøre. Cropper og Oates konkluderer, at tildeling af en pengeværdi til de miljømæssige forbedringer, der opstår af forskellige miljøreguleringer, er en indskrænket og upræcis tilgang. Det understreges endvidere, at MAC-kurver har en eksponentiel form, hvilket medfører, at beslutninger om reduktion af yderligere forurening bliver mere omkostningsfuldt. Derfor er det væsentligt at have en klar fornemmelse af, hvordan de relative fordele og omkostninger tilnærmelsesvis og realistisk måles og opvejes imod hinanden (Cropper & Oates, 1992).

Cropper og Oates retter en særlig kritik imod udformningen af de pigouvianske afgifter. Selvom der i standardteorien er etableret særlige basale egenskaber af pigouvianske løsninger til problemer såsom eksternaliteter, er det vigtigt at adressere de besværlige forhold forbundet med disse afgifter. Det drejer sig eksempelvis om det informationskrav, som kræves for at implementere pigouvianske afgifter. For at determinere en passende afgift er der ikke kun behov for mål af eksisterende skader og kontrol af omkostninger, men der skal også udvikles mål for de trinvis stigende omkostninger og fordele. En pigouviansk afgift afspejler nemlig ikke de marginale sociale skader, der finder sted ved det eksisterende forureningsniveau. Afgiften afspejler derimod de marginale skader, der er beregnet til at være det optimale udfald. Det vil sige, at det optimale niveau af forurening skal udregnes på en mere effektiv måde, for at kunne determinere niveauet af afgiften. Som et alternativ kan afgiften sættes lig niveauet af eksisterende skader, og derefter justeres i takt med ændringer i forurening. Forventningen er, at denne gentagende procedure leder til et socialt optimalt udfald (Cropper & Oates, 1992).

Generelt påpeger Cropper og Oates, at miljøøkonomiske reguleringer kan være brugbare, hvis politiske beslutningstagere er villige til at bevæge sig væk fra den abstrakte tilgang, hvor de 'rene' teoretiske former for miljøreguleringer, såsom pigouvianske afgifter og forureningstilladelser, bliver udskiftet med realistiske udformninger og implementeringer af disse. Dette indebærer eksempelvis inddragelse af aspekter som rumlighed og variation i afgifter, regler der kontrollerer overdragelser af ejendomsrettigheder samt procedurer, som kan overvåge og håndhæve forureningslofter (Cropper & Oates, 1992).

Kesicki og Ekins (2012) kritiserer MAC-kurven for at have en række mangler. En af disse implikationer er, at kurven ikke tager højde for de fordele, som er forbundet med udledningsreduktionerne af drivhusgasser. Hvis eksempelvis diesel- og benzinbiler bliver udskiftet med elektriske biler, vil både mængden af drivhusgasudledning reduceres, samtidig med at den lokale luftforurening reduceres. Reduktionen af luftforureningen og de dertilhørende positive helbredseffekter er fordele, der opnås ved at reducere drivhusgasudledningen. Selvom disse fordele formindsker nettoomkostningerne af udledningsreduktionen, medtages de ikke i beregningen af MAC-kurverne.

Derudover håndterer MAC-kurven usikkerhed med visse begrænsninger og ekskluderer intertemporale beslutninger. Det vil sige, at beslutninger om reduktion af udledningerne, der foretages i dag, påvirker de valg og muligheder, der er tilgængelige i fremtiden, hvilket MAC-kurver ikke tager højde for. Kesicki og Ekins pointerer også, at der mangler gennemsigthed i forhold til antagelserne vedrørende MAC-kurven. MAC-kurver baseres på individuel vurdering af reduktionsmål, hvilket resulterer i flere mangler, såsom manglede hensyntagen af ikke-finansielle omkostninger samt interaktioner. Da energisystemer samt udledningsreduktioner er dynamiske processer, bliver interaktionerne mellem disse, ikke taget højde for, når enkelte reduktionsmål vurderes separat.

De fleste MAC-kurver tager derudover ikke højde for adfærdseffekter, eksempelvis hvordan økonomiske aktører responderer på en CO_2 -afgift. Implementering af en CO_2 -afgift har nemlig to velkendte adfærdseffekter; prisinduceret efterspørgselsændringer af energi samt en *rebound effekt*. Prisinduceret efterspørgselsændringer finder sted, idet efterspørgselskurven for energi er priselastisk. Alt andet lige, vil en CO_2 -afgift eksempelvis betyde, at der køres mindre bil på grund af stigende benzin- og dieselpriiser, samt at anvendelse af elektriske apparater reduceres, som følge af stigende elpriser. Generelt vil de stigende priser på energi føre til en efterspørgselsreduktion, som spiller en væsentlig rolle i forhold til reduktion af drivhusgasser. *Rebound effekten* beskriver, hvordan forbedringer i energiefficiente teknologier, kan give incitament til større forbrug af energi. Ovennævnte adfærdseffekter medtages ikke i beregningerne af MAC-kurver, hvilket Kesicki og Ekins ser som en udfordring.

Sluttelig understreges, at de ovenstående mangler især, finder sted i scenarier, hvor reduktion af udledninger er vanskelige, såsom skovfældning. Disse udledningsreduktioner er, ifølge Kesicki og Ekins, umulige at opfange gennem MAC-kurven. Politiske beslutningstagere bør, på baggrund af ovennævnte, være opmærksomme på, hvordan MAC-kurverne samt de underliggende antagelser, fortolkes. Kesicki og Ekins understreger derfor, at MAC-kurven blot skal benyttes som et vejledende værktøj til at udforme miljøpolitiske tiltag (Kesicki & Ekins, 2012).

4.4 Sammenfatning

I dette afsnit blev de gængse miljøøkonomiske værktøjer præsenteret, herunder mekanismerne bag, samt hvornår og hvordan disse kan implementeres. Grønne afgifter og kvotehandelssystemet er de mere velkendte instrumenter, der har til formål at korrigere markedseksternaliteterne, og danner grundlaget for udformningen af miljøpolitikken. Grønne afgifter sætter en pris på forureningen, hvilket skal give virkninger og forbrugere incitament til at reducere forbruget af forurenende goder og tjenesteydelser. Hertil anvendes oftest MAC-kurver, der angiver omkostningerne forbundet med yderligere udledningsreduktioner. Kvotehandelssystemet skaber derimod et marked for forurening, hvor der sættes et loft på, hvor meget, der må forurenes. Tildeling af forureningsrettigheder tilfører værdi til ellers frie goder såsom luft og

vand. Ovennævnte instrumenter, særligt grønne afgifter og MAC-kurverne, har dog modtaget kritik for at være utilstrækkelige, da de indeholder fejl og mangler, hvilket også blev belyst i dette afsnit. På baggrund af denne kritik kan det blandt andet konkluderes, at MAC-tilgangen er en god teoretisk vejledning, men kan være problematisk at implementere i praksis. Dog er det væsentligt at understrege, at der på trods af disse forbehold er tiltro samt dokumentation for disse instrumenters effektivitet. Her er det relevant at påpege, at MAC-kurver anvendes i modelberegninger i forbindelse med planlægningen af dansk miljøpolitik (Det Miljøøkonomiske Råd, 2021, s. 47-50).

Ud fra ovenstående afsnit 4 kan det konkluderes, at den traditionelle miljøøkonomi dokumenterer nogle væsentlige effektive redskaber til at regulere miljøet, men samtidig kan det konstateres, at tilgangen til disse værktøjer har fejl og mangler. Disse fejl og mangler bliver adresseret i afsnit 5, hvor der undersøges, hvorfor traditionelle instrumenter alene er utilstrækkelige i en adfærdsøkonomisk kontekst.

5. Adfærdsøkonomi og miljø - hvorfor er traditionelle instrumenter utilstrækkelige?

Adfærdsøkonomi er en relativ ny disciplin indenfor økonomi, der fik sin anerkendelse omkring 1980. Psykologiske indsigter blev, før denne periode, negligeret af økonomer. Adfærdsøkonomi supplerer standard økonomiske teoriers antagelser og forudsætninger ved at inddrage psykologiske aspekter. Særligt tages der udgangspunkt i antagelserne i den neoklassiske model for at kunne forklare de forskellige adfærdsanomalier, som finder sted i modellen. Eksempelvis kan rationalitet defineres på flere måder. I økonomi anvendes oftest en standardmodel for økonomisk rationalitet, men i realiteten er rationalitet underlagt betydelig variation, afhængig af konteksten. Indenfor adfærdsøkonomi gøres der brug af forskellige metoder baseret på både traditionel økonomi, psykologi samt naturvidenskab, hvortil der oftest anvendes observerende og eksperimenterende studier (Wilkinson & Klaes, 2018).

I følgende afsnit præsenteres en række adfærdsøkonomiske studier for at skabe en diskussion af, hvorfor traditionelle miljøøkonomiske instrumenter er utilstrækkelige. Afsnittet tager udgangspunkt i Shogren (2012), som undersøger de adfærdsanomalier, der er forbundet med implementeringen af miljøøkonomiske tiltag, samt hvordan indsigter fra adfærdsøkonomi er relevante i forhold til udformningen af miljøpolitikken. Hertil suppleres med andre relevante studier, der afkræfter eller bekræfter Shogrens observationer.

5.1 Adfærdsanomalier og udfordringer med rationalitetsantagelsen

Shogren (2012) undersøger, hvordan indsigter fra adfærdsøkonomi kan implementeres i forbindelse med miljøreguleringer, samt fremhæver hvorfor traditionelle miljøøkonomiske instrumenter kan være utilstrækkelige. Hovedproblemet med den traditionelle miljøøkonomiske tankegang er, ifølge Shogren, antagelserne omkring rationel adfærd og konsistente valg, når miljøpolitiske beslutninger foretages. Økonomiske anbefalinger hviler typisk på modeller, som på forhånd antager rationel adfærd. Det vil sige, at aktører, som står overfor nye politiske tiltag, forventes at handle hensigtsmæssigt samt træffe konsistente valg, der tager højde for de konsekvenser, som er forbundet med valgene. At bero sig udelukkende på teorien om rationelle valg til miljøpolitiske reguleringer, vil kun give mening, hvis aktører reel set træffer konsistente og systematiske valg. Er dette ikke tilfældet, kan dette medføre implikationer såsom manglende effektivitet af de miljøpolitiske reguleringer. Dette ser Shogren som den væsentligste problemstilling – udviser aktører rationel adfærd, når der skal træffes valg vedrørende klima- og miljøbeskyttelse? (Shogren, 2012).

Shogren anvender i sit studie begrebet *people* om individer, men uddyber ikke nærmere, hvad begrebet dækker over. Derfor kan der opstå en undren om, hvorvidt begrebet dækker bredt over alle aktører i økonomien eller om det kun indebærer borgere og private forbrugere, samt hvorvidt politiske beslutningstagere og virksomhedsledere, hører under denne definition. Aktørbegrebet indenfor adfærdsøkonomi refererer primært til forbrugernes adfærdsmønstre og i mindre grad til virksomheder og produktionen, der lader sig regulere gennem de traditionelle miljøøkonomiske instrumenter. Dog er det væsentligt at pointere, at adfærdsøkonomi også kan omfatte virksomhedsadfærd. Eksempelvis kan virksomheder stræbe efter at opnå tilfredsstillende fremfor maksimerende profit. Derudover kan virksomheder benytte sig af simple heuristikker, som eksempelvis at fortsætte med strategier, som tidligere har opnået fornuftige resultater, i stedet for at eksplicit beregne komplekse, optimale strategier (Armstrong & Huck, 2010).

Da *people*, i Shogrens studie, bliver anvendt i sammenhæng med både private forbrugere, virksomhedsledere samt politiske beslutningstagere, fortolkes begrebet *people*, i dette afsnit, som værende disse ovennævnte aktører. Dog vil aktører i de fleste tilfælde i dette afsnit, samt fremadrettet i specialeafhandlingen, referere til forbrugeradfærd.

Rationel adfærd kan under visse omstændigheder være en utilstrækkelig forudsætning for økonomisk tænkning generelt, men især også for miljøøkonomi. At antage rationel adfærd, når miljøpolitiske reguleringer skal foretages, kan være problematisk. Dette skyldes, at måden der handles med markedets øvrige goder og tjenesteydelser, hvor der tilskyndes til at træffe konsistente valg, ikke kan sammenlignes ligeligt med goder og tjenesteydelser fra miljøet og naturen. Dette medfører, at anomalier i adfærden opstår ved private og offentlige beslutningstagninger, hvilket er i uoverensstemmelse med den traditionelle miljøpolitik,

der har rationale som antagelse. At præferencer ikke betragtes som værende kontekstafhængige eller indeholder et socialt element, er aspekter, der medfører et gab mellem den traditionelle teoretiske ramme og den faktiske adfærd, når det kommer til miljøpolitik.

Ifølge Shogren, kan indsigter fra adfærdsøkonomi udfylde dette gab. Adfærdsøkonomi anvender psykologiske indsigter til at omforme økonomiske principper ved at tillægge mere humanitet til teorien om rationel adfærd. Miljøøkonomi gør brug af økonomiske principper til at skærpe miljøpolitikken, og dermed gøre den mere efficient. Et centralt spørgsmål er, hvorvidt indsigter fra det adfærdsøkonomiske kan bidrage til at effektivisere økonomiske tiltag, der har til formål at beskytte miljøet. Shogren pointerer, at miljøpolitik kan tilrettelægges mere omkostningseffektivt, hvis antagelsen omkring rationel adfærd ændres til begrænset rationalitet, begrænset egennytte samt begrænset viljestyrke (Shogren, 2012).

Indenfor adfærdsøkonomi kan en række anomalier kategoriseres som værende afvigelser fra teorien om rationel adfærd. Disse omfatter eksempelvis *status quo bias*, *endowment effekter*, *tabsaversion*, *framing effekter*, *anchoring effekter*, *gab mellem willingness to accept (WTA) og willingness to pay (WTP)*, *selvkontrol* og *inkonsistens i tid*. *Status quo bias* refererer til, at aktører har en tendens til at forblive i den nuværende situation. *Endowment effekter* beskriver, at aktører bliver for meget tilknyttet til bestemte goder. *Tabsaversion* finder sted, når potentielle tab tillægges større negativ værdi end hvad tilsvarende potentielle gevinster tillægges af positiv værdi. *Framing effekter* beskriver det fænomen, at hvordan et spørgsmål eller alternativ præsenteres, påvirker aktørernes valg. *Anchoring effekter* indebærer, at aktører påvirkes af information fra eksterne parter. *Inkonsistens i tid* indebærer, at aktører træffer valg vedrørende fremtiden, men når fremtiden kommer, ombestemmer de sig (McFadden, 1999).

Ovenstående refererer Shogren til at være adfærdsfejl, hvor betegnelsen afspejler den gængse ide om markedsfejl. I korte træk betyder adfærdsfejl, at en aktør mislykkes med at udvise rationel adfærd, som mainstream økonomisk teori foreskriver det.

Adfærdsfejl beskæftiger sig med ideen om, at den forventede efficiente ressourceallokering ikke finder sted, fordi aktører udviser en anden adfærd, som ikke nødvendigvis er rationel. Derudover opstår adfærdsfejl, når politik tilrettelægges således, at der udelukkende kun antages rationelle valg, i stedet for også at inddrage aspekter som aktørers sociale præferencer. Udfordringen med miljøøkonomi er, at disse adfærdsfejl bør evalueres systematisk, for at kunne determinere, hvorvidt indsigter fra adfærdsøkonomi kan forbedre miljøpolitikken (Shogren, 2012).

I Shogren et al. (2010) opstilles en tabel, der opfanger interaktionerne mellem adfærd- og miljøøkonomi. I tabellens første kolonne kategoriseres miljøøkonomi i syv kategorier; definition af fejl, reduktion af risiko og timing, konflikt, forbedring af koordination og samarbejde, tilrettelæggelse af kontrol, måling af værdier samt styrkelse af velstanden. Adfærdsøkonomiske indsigter kan være særdeles nyttige for miljøøkonomi,

hvis de bidrager til at; 1) afværge markeds- og adfærdsfejl, 2) reducere miljørelateret risiko, 3) mindske miljørelaterede konflikter, 4) fremme miljømæssig koordination og samarbejde, 5) fremskynde miljørelaterede initiativer, 6) bedre måle miljørelaterede værdier samt 7) skabe mere velstand i en verden med knappe miljøressourcer (Shogren, Parkhurst , & Banerjee , 2010).

Tabel 1. Adfærdsøkonomi og miljøøkonomi

Environmental Economics Questions	Rational choice theory	Bounded Rationality	Bounded Self-interest	Bounded Willpower
<i>What has failed?</i>	Market failure - Externalities - Non-rival - Non-excludable - Asymmetric information Coordination failure Institutional failure	Information processing Cognitive limitations Preference reversals Reference dependence Anchoring Representativeness Cognitive dissonance	Emotions Visceral factors Self-esteem Social status Pride Defer to groupthink	Self-control Herding behaviour Commitment problem
<i>What is at risk and when?</i>	Expected utility theory Exponential discounting	Non-expected utility Loss aversion Overweighting low probability events Belief heuristics Hyperbolic discounting Regret Disappointment aversion	Self-sacrificing Optimism	Present bias
<i>What is the conflict?</i>	Non-cooperative games Nash equilibrium	Weak backward induction Weak iterated reasoning Credulity	Social preferences Fairness Loyalty	Present bias Commitment problem
<i>Can we coordinate or cooperate?</i>	Coordination games Focal points Coasean bargaining	Self-serving bias Anchoring Availability Status quo	Unconditional love Human decency Honesty Trust Altruism	Framing Commitment problem
<i>Can we control through better incentives?</i>	Mechanism design Pigouvian taxation Tradable permits Liability rules	Tax aversion Information programs	Willing punishers Crowding out Reputation	Dynamic inconsistency Present-bias preferences
<i>Can we measure values?</i>	Demand theory Welfare theory Surplus measures Use and non-use values Context-independent preferences	Context-dependent preferences Endowment effect Preference formation Information bias	Social preferences	Commitment problem
<i>Can we increase overall prosperity?</i>	Trade Growth Productivity Innovation Capital market	Limited attention Manipulation Conservatism bias Procrastination		

Kilde: Egen fremstilling på baggrund af (Shogren, Parkhurst , & Banerjee , 2010)

Den anden kolonne i tabellen repræsenterer den nuværende tilgang til miljøøkonomi, hvor rationel adfærd spiller en afgørende rolle. De efterfølgende tre kolonner afspejler de væsentligste fokuser indenfor adfærdsøkonomi; begrænset rationalitet, begrænset egennytte samt begrænset viljestyrke. Begrænset rationalitet betyder, at aktører, som følge af begrænsninger, såsom tid, penge og kognitive evner, anvender heuristikker, når der træffes valg. Ifølge aktørerne virker disse heuristikker tilsyneladende fornuftige, men i realiteten medvirker disse til systematisk bias i forhold til dømmekraft og beslutningstagning. Begrænset egennytte beskriver det fænomen, at aktører har sociale præferencer, det vil sige, at de inddrager aspekter som altruisme (uegennytte) og retfærdighed i deres præferencer. Endelig betegner begrænset viljestyrke, at aktører mangler selvkontrol og giver afkald på langsigtede permanente fordele til gavn for kortsigtede midlertidige gevinster (Shogren, Parkhurst, & Banerjee, 2010).

van den Bergh et al. (2000) pointerer også, at det er problematisk, at miljøøkonomi er funderet på den standard neoklassiske økonomiske model for rationel adfærd, som bygger på nyttemaksimering. I studiet præsenteres en række alternative adfærdsmodeller, som kan implementeres i udformningen af miljøpolitikken. De alternative adfærdsmodeller omfatter blandt andet begrænset rationalitet, habituel adfærd og adfærd under usikkerhed og risiko. I studiet undersøges nogle af de større implikationer ved alternative adfærdsantagelser vedrørende miljøøkonomisk teori. Hvis neoklassiske maksimeringshypoteser opgives, og der i stedet adopteres alternative antagelser, vil det have en signifikant effekt for miljøøkonomisk teori. van den Bergh et al. understreger, at adoptering af alternative modeller kan være følgende; prisbaserede tiltag bliver mindre attraktive; tiltag fokuserer på producenterne fremfor forbrugerne; moralsk overtalelse målrettes langsigtet bæredygtighed; og til sidst, lægges der mere vægt på selvreguleringer, social kontekst samt præferenceændringer. Ifølge van den Bergh et al., bør der teoretisk tages højde for alle implikationer forbundet med de alternative adfærdsmodeller med og uden implementering af særlige miljøpolitiske instrumenter (van den Bergh, Ferrer-i-Carbonell, & Munda, 2000).

McFadden (1999) udviser på samme måde skepsis over for rationalitetsantagelsen, og undersøger forskellige adfærdseksperimenter vedrørende rationalitet. Studiet konkluderer, at de fleste kognitive adfærdsanomalier opererer gennem fejl i opfattelsen, der opstår ud fra den måde information lagres, genvindes og bearbejdes på. Herudover diskuteres det, hvordan kognitive adfærdsanomalier påvirker økonomisk adfærd og deres implikationer for økonomiske analyser. Det anbefales, at standard økonomiske analyser bør modificeres, således der gøres brug af hybrid lignende analysemodeller, hvor adfærdsøkonomiske indsigter som eksempelvis heuristikker supplerer rationalitetsantagelsen. Både teoretiske og empiriske studier vedrørende økonomisk adfærd vil forbedres, hvis der fokuseres på, hvordan opfattelser af information formes, samt hvordan disse påvirker beslutningstagningen. Ifølge McFadden, opstår adfærdsanomalier nemlig, som følge af, fejl i opfattelsen af information. Eksempelvis er en af disse anomalier den kognitive illusion, der

opstår, når forbrugere bearbejder prisinformationer, hvilket determinerer deres forbrugsmønstre. Forbrugere forbinder oftest en høj pris med høj kvalitet, hvilket ikke altid er tilfældet (McFadden, 1999).

Sugden (2005) understreger, at der er en systematisk afvigelse mellem faktisk adfærd vedrørende beslutningstagning og standardantagelserne om præferencer, hvilket giver anledning til præference anomalier. Disse anomalier udgør betydelige udfordringer for normativ økonomi og de dertilhørende cost-benefit analysemodeller. Særligt opstår der udfordringer, som følge af uoverensstemmelse mellem en aktørs vurderinger af *willingness-to-pay* (WTP) og *willingness-to-accept* (WTA), hvilket henholdsvis indebærer den maksimale pris en forbruger er villig til at betale, samt den mindste pris en sælger er villig til at acceptere for et gode. Et for stort gab mellem disse kan være udfordrende i forhold til tilrettelæggelsen af miljøpolitikken. Eksempelvis kan myndigheder have en højere WTA for miljømæssige skader, såsom forurening, imens virksomheder kan have en lavere WTP for det samme. Hvis gabet er for stort, kan det forekomme svært at inkorporere den korrekte pris for de miljømæssige skader i en cost-benefit analyse. Standardmodellen antager imidlertid, at der ikke er et gab mellem WTA og WTP.

Sugden fremhæver, at det indenfor økonomi, er nødvendigt med en cost-benefit analysemodel, som er robust over for en række afvigelser fra standardteorien om beslutningstagningsprocessen. Derfor præsenterer Sugden en cost-benefit analysemodel, som ikke kræver antagelserne om, at aktørers præferencer er sammenhængende og baseret på rationale. Derved forsøges det at gøre cost-benefit analysemodellen upåvirket af udfordringer, som opstår gennem standardteoriens præference anomalier, såsom kontekstafhængige præferencer, hyperbolsk diskontering, begrænset selvkontrol samt *endowment* effekter. Sugden præsenterer en matematisk definition af økonomisk overskud, der ikke på forhånd antager, at aktørers præferencer er sammenhængende, i modsætning til, hvad gængse cost-benefit analysemodeller gør. Sugdens definition af økonomisk overskud baseres på minimale antagelser vedrørende forbrugers prissensitivitet samt forudsigeligheden af forbrugernes aggregerede adfærd. De fleste anomalier, som skaber udfordringer for cost-benefit analysemodeller, forårsages, ifølge Sugden, af aktørernes kontekstafhængige præferencer. Dette indebærer, at økonomisk overskud, som genereres i de gængse cost-benefit modeller, også er kontekstafhængig. Derfor er 'løsningen' til disse problematikker at finde et generelt kriterium til udvælgelse af disse kontekster. Sugden opstiller i sit studie et '*closest market analogue*'-kriterium, som kan inkorporeres i cost-benefit analysemodeller for at løse problemerne associeret med adfærdsanomalier. Sugden påpeger, at de fundamentale principper bag hans tilgang til cost-benefit analysemodeller skal fortolkes som værende et forsøg på at simulere idealet bag konkurrencedygtige markeder, men som i realiteten indebærer markedsfejl (Sugden, 2005).

5.2 Risiko, konflikt og samarbejde

Shogren (2012) fokuserer i sin artikel på de adfærdsanomalier, som potentielt er relevant for udformningen af miljøpolitikken. Disse anomalier præsenteres som en række erfaringer, der har til formål at præsentere aspekter, som kan inspirere den fremtidige miljøpolitik.

Aktører fejlbedømmer systematisk den forventede påvirkning af alvorlige hændelser med lav sandsynlighed, som eksempelvis katastrofale klimaændringer og tab af biodiversitet. Fejlbedømmelserne kan medføre niveauer af forsikring og risikoforebyggelse, der er ineffektive, samt forkerte økonomiske vurderinger af risiko forbundet med miljøet. Formålet med miljøpolitik er at reducere de risici, der er forbundet med miljøet samt menneskers sundhed, og derfor bør de politiske beslutningstagere, ifølge Shogren, være bedre til at forstå, hvordan aktører reagerer på risiko. Nyttemodellen, for forventet nytte, er typisk grundlaget for, hvordan risiko, forbundet med sundhed og miljø, kontrolleres indenfor traditionel miljøøkonomi. Dog har adfærdsøkonomer i den seneste tid fundet belæg for, at den forventede nytteteori kan være en biased tilgang i forhold til at håndtere risiko i forbindelse med miljøpolitikken (Shogren, 2012).

Adfærdsøkonomiske studier viser, at aktører i mange situationer er tabsaverse, det vil sige, at de håndterer potentielle tab anderledes sammenlignet med tilsvarende mængde gevinst. Ranjan og Shogren (2006) analyserer i et studie, hvordan vægtning af sandsynlighed påvirker deltagelse i vand-markeder¹. I studiet konstrueres en adfærdsøkonomisk model, der klarlægger den langsomme udvikling af vand-markeder, som følge af manglen på vand. Studiet finder, at landmænd er modvillige til at deltage i vand-markeder, idet de frygter, at deltagelse i dag vil føre til tab af rettigheder til vand i byområder i fremtiden. En landmand tildele henholdsvis større og mindre vægt, til lavere og højere sandsynligheder af vand rettigheder. Dermed illustrerer Ranjan og Shogren i deres studie, den adfærdsøkonomiske tendens til at overestimere sandsynligheder af tab i fremtiden, hvilket påvirker landmændenes deltagelse i vand-markeder i dag (Ranjan & Shogren, 2006).

I et andet studie opstiller Mason et al. (2005) et eksperiment for at teste anvendeligheden af den forventede nyttemodel i forskellige miljømæssige scenarier med lav sandsynlighed og stort tab. Eksperimenterne adspørger deltagerne om at træffe et valg mellem et par risikofyldte lotterier ud fra angivne potentielle tab. Resultaterne fra studiet understøtter adfærdsøkonomisk litteratur, som foreskriver, at når sandsynligheder af både de bedste og værste udfald er relative lave, vil den neoklassiske forventede nyttemodel være

¹ Til trods for en voksende adskillelse mellem nytteværdien af vand i forbindelse med landbrug og nytteværdien af vand i byområder i USA, handles der stadig i nogle regioner med vand gennem markeder for at opfange de potentielle fordele, som samhandel medfører (Ranjan & Shogren, 2006).

mangelfuld. Mason et al. konkluderer, at udformning af politik på baggrund af forventede fordele og omkostninger, kan undervurdere de sande værdier, aktører tildeler reduktion af miljømæssige risici (Mason, Shogren, Settle, & List, 2005).

Prospect theory (Kahneman & Tversky, 1979) vil i stedet være en bedre guide end teorien om forventet nytte. Dette skyldes, at modellen for forventet nytte har sine begrænsninger, når adfærden i forbindelse med miljømæssige risici - lav sandsynlighed og stor alvor - skal forudsiges. Aktører er nemlig tilbøjelige til at adskille en hændelses sandsynlighed for at forekomme, samt udfaldet af en hændelse, og behandler disse aspekter separat, hvor den gængse nytteteori imidlertid antager, at aktører behandler disse aspekter samtidigt.

Prospect theory (PT) er en analysemodel, der anvendes til at undersøge, hvordan aktører træffer valg, når aspekter som risiko og usikkerhed indgår i beslutningstagningsprocessen. PT blev oprindeligt udviklet af Kahneman og Tversky i 1979, og blev sidenhen udvidet i 1992. Modellen opstiller valg som en proces, bestående af to faser, hvor første fase betegnes som redigeringsfasen, imens anden fase kaldes for evalueringsfasen. Benyttelsen af redigeringsfasen medfører, at PT adskiller sig fra den traditionelle neoklassiske nytteteori. Herudover opgøres udfald af hændelser i PT som gevinster eller tab i forhold til et givet referencepunkt. I redigeringsfasen anvendes forskellige heuristikker, såsom *kodning, kombination, segregation, annullering, simplificiation og detektering af dominans*, til at organisere og indsnævre valgmulighederne. Når redigeringsfasen er fuldført, evalueres hvert redigeret udfald ud fra principper som *referencepunkter, tabsaversion, aftagende marginal sensitivitet og vægtning af beslutninger* (Wilkinson & Klaes, 2018).

Shogren (2012) pointerer derudover, at aktører systematisk undgår at træffe beslutninger i situationer, hvor sandsynligheden af konsekvenserne af deres handlinger ikke er velkendte. Dette betyder, at aktører kan være for forsigtige i forbindelse med forebyggelse eller forsikring imod risiko, hvor sandsynligheden for risikoen er ukendt. De fleste beslutninger aktører træffer, med hensyn til miljøbeskyttelse, er med en uvis sandsynlighed for udfaldet af en given hændelse. Den forventede nyttemodel antager, at denne uvis sandsynlighed ikke påvirker beslutninger vedrørende risiko, idet valg er uafhængige af kilden til uvisheden (Shogren, 2012). Ellsberg (1961) finder i et studie, at uvished om sandsynligheden for udfaldet af en hændelse, spiller en rolle. I et eksperiment med krukker med kendte og ukendte fordelinger, fandt Ellsberg, at deltagerne foretrak at trække fra en krukke, hvor fordelingen var kendt (Ellsberg, 1961).

Når individer skal reducere den forventede konsekvens af en risiko, foretrækkes private reduktioner fremfor kollektive reduktioner. Dette står i kontrast til standard økonomiske modeller, der antager, at præferen-

cer er neutrale i forhold til måden reduktionen af risiko foregår på. Shogren (2012) anbefaler, at inkorporering af, hvordan private risikoreduktionsmekanismer påvirker adfærd, bør spille en større rolle, når miljøpolitikken tilrettelægges, end hvad der umiddelbart antydes i standard økonomisk teori.

Shogren (1990) finder, at reduktion af risiko ved ændringer af sandsynligheden eller udfaldet af en uønsket hændelse gennem private eller kollektive mekanismer, viser sig at generere signifikant forskellige værdier (Shogren, 1990).

Aktører er interesseret i ikke-observerbare gevinster, som eksempelvis omdømme, retfærdighed og andres velvære. Derudover gør aktører typisk ikke en tilstrækkelig kognitiv indsats for at beregne en optimal strategi. I stedet anvendes heuristikker eller tommelfingerregler, som kan påvirkes af konteksten. Dette står i kontrast til traditionelle økonomiske modeller, som antager, at aktører kun er interesseret i at forbedre deres egen materielle situation, og er i stand til at beregne den optimale strategi for at realisere dette.

Økonomer anvender oftest spilteori til at undersøge, hvilke udfaldsmuligheder der findes, samt de ligevægtsudfald, der opstår, når to eller flere grupper indgår i et strategisk spil. Adfærdsøkonomisk litteratur peger dog på, at aktører hyppigt ikke overholder antagelserne i spilteori, idet spillet ikke altid opfattes klart og ensartet. Her antydes det, at aktørers adfærd ændrer sig, når beskrivelsen af spillet ændres, selvom udfaldene i spillet er upåvirkede. Spilteori i et adfærdsøkonomisk synspunkt understreger vigtigheden af kontekstafhængige præferencer (Shogren, 2012).

Indenfor traditionel miljøøkonomi antages det, at en aktørs præferencer for risikable hændelser er faste, hvorimod adfærdsøkonomi opfatter præferencer som værende fungible. Eksempelvis finder Cherry og Shogren (2008) i et diktator-spil, at individer signifikant udviser mere økonomisk generøshed overfor et andet individ, hvis vedkommende ikke har muligheden for at arbejde fremfor, hvis vedkommende aktivt fravælger at arbejde. Teoretisk bør konteksten i dette spil vedrørende frivillig donation, ikke spille en rolle, men det viser sig at være tilfældet. Ikke-økonomiske aspekter i en kontekst, såsom omdømme og retfærdighed, påvirker præferencer i en vis grad, og derfor er den neoklassiske antagelse om kontekstuaafhængighed utilstrækkelig (Cherry & Shogren, 2008).

Tversky og Simonson (1993) undersøger i et studie også kontekstafhængige præferencer. I studiet rettes en kritik imod nyttemaksimeringsmodellen i standardteorien. I stedet præsenteres en kontekstafhængig model, der udtrykker hver valgmulighed som en additiv kombination af to komponenter; 1) en tilfældig vægtet proces, som opfanger effekten af baggrundskonteksten og 2) en binær sammenligningsproces, der beskriver effekten af den lokale kontekst. Modellen tager således højde for observerede afvigelser fra standardteorien, og giver en analyseramme til at håndtere kontekstafhængige præferencer (Tversky & Simonson, 1993).

Økonomiske tiltag, hvor samarbejde bliver belønnet, kan være et effektivt værktøj til at håndtere komplekse miljørelaterede problemer, såsom beskyttelse af biodiversitet. Mange sociale dilemmaer i miljøpolitik kan opstilles som koordinationsspil, hvor beslutningstagerne ved hjælp af incitamenter forsøger at tilskynde samarbejde mellem private aktører. Miljøpolitiske initiativer, der eksempelvis har til formål at beskytte biodiversitet og naturen, kan opstilles som spil, hvor beslutningstagernes opgave er at koordinere aktørerne, således at den kollektive velstand maksimeres. Dog er samarbejdet mellem private aktører mere sandsynligt, hvis de bliver kompenseret for det økonomisk tab, som de eventuelt må have.

Samarbejdsprocesser, der er konstrueret til at håndtere miljøproblemer, kan effektiviseres ved at anvende indsigter fra det adfærdsøkonomiske vedrørende, hvordan aktører forhandler. Aktørers egen erfaring med strukturer af ejendomsrettigheder eller manglen deraf, samt præferencer i forhold til retfærdighed påvirker udfaldet af forhandlinger. Politiske beslutningstagere bør derfor undersøge, hvordan forskellige regler og love for forhandling påvirker adfærden hos aktører. Ved at introducere klare regler for kommunikation i forbindelse med forhandlinger, kan der genereres effektive gevinster, der kan modvirke den ugunstige effekt som transaktionsomkostninger medfører (Shogren, 2012).

Når nationale miljøreguleringer implementeres, kan effektiviteten af disse forbedres ved at tildele mere bemyndigelse til samarbejdsvillige, lokale grupper med særlig interesse. Effektiviteten falder signifikant, når den endelige beslutningstagningsbemyndigelse fratages en samarbejdsvillig gruppe. Derfor bør politiske beslutningstagere give den endelige beslutningstagningsbemyndigelse til lokale samarbejdsvillige grupper (Shogren, 2012).

Aktører har typisk en højere diskonteringsrate for den næste nærliggende periode sammenlignet med raten for den fjerne fremtid, hvilket kan føre til forskellige former for foranderlige dynamiske valg, såsom udsættelse og mangel på selvkontrol. Tidsinkonsistente valg kan medføre for lidt investering i opsparing af naturlige ressourcer, samt for lidt bekymring omkring nuværende beholdning af naturlige ressourcer og ydelser fra økosystemet. Hver dag træffer aktører økonomiske beslutninger om, hvilke goder der skal købes, hvornår disse skal købes, og hvor mange penge, der henholdsvis skal allokeres til nutidigt forbrug og fremtidigt forbrug i form af opsparing. Når disse intertemporale valg træffes, diskonteres mulige fremtidige hændelser implicit, for at kunne sammenligne dem med nutidige gevinster. Standard økonomimodeller antyder, at aktører har en konstant marginal diskonteringsrate, når de skal bestemme nutidsværdien for fremtidige gevinster. Empiriske resultater viser dog imidlertid, at aktører ikke anvender en konstant diskonteringsrate, når de træffer valg eller udfører handlinger, som påvirker fremtiden. Aktører er mindre tålmodige i den nærliggende periode, hvilket betyder højere diskonteringsrate, sammenlignet med den diskonteringsrate, som anvendes i forbindelse med valg og handlinger for den fjerne fremtid. Denne adfærd kaldes for hyperbolsk diskontering, hvilket refererer til, at individer træffer inkonsistente valg og planlægger over

tid. Inkonsistensen består i, at beslutningstagere foretrækker mindre gevinster tidligere fremfor større gevinster senere (Shogren, 2012).

Settle og Shogren (2004) undersøger, hvordan hyperbolsk diskontering påvirker adfærden indenfor en bio-økonomisk model for et fiskeri i Yellowstone Lake, Wyoming. De finder, at hyperbolsk diskontering øger størrelsen af de samlede effektivitetsgevinster, som følge af denne bio-økonomiske model, sammenlignet med den konstante diskontering. I begge tilfælde blev den samme initial diskonteringsrate anvendt (Settle & Shogren, 2004).

5.3 Mekanisme design og afgifter i et adfærdsøkonomisk perspektiv

Adfærdsfejl kan også påvirke udformning af mekanismer, der har til formål at kontrollere markedsfejl. Opbygning af forskellige mekanismer pålægger begrænsninger hos aktørers rationalitet, og antager rationel adfærd overfor incitamentsbaserede politiske indgreb. Dog opfører aktører sig ikke som antaget, hvis rationaliteten og viljestyrken er begrænset (Shogren, 2012).

Hvis aktører opfører sig, som 'afhængige' af et gode, der genererer negativ miljøpåvirkning, så bør en optimal miljøafgift være større end den standard pigouvianske afgift. Johansson (1997) analyserer, hvordan begrænset egennytte, også kaldt altruisme, påvirker den måde pigouvianske afgifter er tilrettelagt på. Generelt påvises det, at eksistensen af altruisme alene gør, at det er utilstrækkeligt at retfærdiggøre brugen af en lav pigouviansk afgift. Studiet undersøger, hvordan den optimale pigouvianske afgift bør tilrettelægges under altruisme, og finder, at eksistensen af altruisme påvirker størrelsen af den optimale eksternalitets-korrigerende afgift. Idet altruistisk adfærd spiller en signifikant rolle, er det væsentligt at overveje forskellige mulige typer af altruisme og måder at modellere disse i tilrettelæggelsen af de pigouvianske afgifter. Eksempelvis pointeres det, at hvis *paternalistic altruism* finder sted, så bør den optimale afgift sættes til at være større end det standard pigouvianske afgiftsniveau. Paternalistic altruism betyder, at specifikke elementer fra andres nytte medtages i de individuelle nyttefunktioner, uden at tage højde for andres præferencer. På samme måde, bør den optimale afgift sættes til at være lavere end det standard pigouvianske afgiftsniveau ved *genuine altruism*. Genuine altruisme beskriver, at individer, gennem deres adfærd, udviser bekymring for andre individers velfærd, uden selv at opnå nytte fra dette (Johansson, 1997).

Scalera (1995) præsenterer en model med heterogene forbrugsgoder, hvor forbrugere antages at skulle vælge imellem, 'urene' og 'rene' goder, som henholdsvis er forurenende og ikke-forurenende for miljøet. For at staten i en decentraliseret økonomi kan opretholde et socialt optimum, sættes der to pigouvianske afgifter i modellen. Den ene afgift pålægges hele produktionen, imens den anden afgift pålægges forbruget af 'urene' goder, for at skabe et incitament til at forbruge flere 'rene' goder. Idet forurening påvirker den

sociale velfærd, vil en afgift på produktionen både reducere forurening samt forbruget. Studiet understreger, at det vil være optimalt, hvis der pålægges en ekstra afgift på goder, der er meget forurenende at forbruge (Scalera, 1995).

Daube og Ulph (2016) undersøger, hvordan individers moralske værdier påvirker deres forbrugsmønstre. Findes der forurening på et globalt niveau, vil der være aktører, som ser deres udledning som værende ubetydelig i forhold til det globale udledningsniveau. Derfor vil den skade forbrugere gør på miljøet ikke ændre deres adfærd. I denne kontekst er forbrugeradfærd samt den optimale miljøafgift uafhængig af graden af altruisme. Daube og Ulph opstiller en alternativ model for moralsk adfærd og altruisme i en miljømæssig kontekst, og evaluerer hvilke implikationer adfærd har for miljøpolitik. De finder, at hvis aktører er tilbøjelige til at agere moralsk, så vil forbruget af miljøskadelige goder formindskes. Her vil altruistisk hensyn til andres nytte, bidrage til størrelsen af reduktionen af de miljøskadelige goder. Den optimale afgift på 'urene' goder sættes i deres model til at være det samme niveau, som under standardteori. En væsentlig grund til dette er, at selvom nogle aktører, af moralske grunde, reducerer forbruget med henblik på at opnå et socialt optimalt niveau, forekommer der stadig markedsfejl, hvilket pigouvianske afgifter kan korrigere for hos alle aktører i en økonomi. Dermed argumenteres der for, at det optimale niveau af en miljøafgift, er uafhængigt af graden af altruisme. I den alternative model for moralsk adfærd, stilles aktørerne overfor tankegangen om, at de vil være værre stillet, hvis de ikke agerer ud fra deres egen nytte, hvor omkostningerne hertil balanceres imod konsekvenserne af deres handlinger. Her stilles aktørerne overfor spørgsmålet; hvad vil der ske, hvis alle handlede på samme måde, som dem selv? Studiet konkluderer, at hvis aktører agerer ud fra denne tankegang, så vil altruisme spille en rolle i forhold til størrelsen af reduktion af miljøskadelige goder – jo større grad af altruisme, desto flere aktører vil formindske deres forbrug af miljøskadelige goder. Daube og Ulph påpeger dermed, at graden af altruisme ikke bør påvirke afgiftstørrelsen, hvilket Johansson (1997) argumenterede for, men at graden af altruisme påvirker mængden af miljøskadelige goder (Daube & Ulph, 2016).

Daube (2019) udvider ovenstående model i et nyere studie, hvori graden af altruisme og niveauet af en pigouviansk afgift undersøges i et multinationalt setup. Daube understreger, at den globale udledning af drivhusgasser forårsages af *free-riders* på et individuelt samt nationalt niveau. De globale skader kan kun internaliseres gennem et globalt samarbejde. Studiet viser, at i et multinationalt setup, påvirker altruisme det globale ligevægtsniveau af forbrug. Daube finder, at tilstedeværelse af altruisme medfører, at der ikke kan opnås et globalt optimum med en enkelt identisk afgift, som svarer til de globale marginale skader. Derimod bør den pigouvianske afgift justeres, således den afhænger af graden af altruisme i de forskellige lande (Daube, 2019).

Congdon et al. (2009) undersøger angående afgiftspolitik, hvordan adfærdsøkonomi kan påvirke velfærden fra afgiftspålæggelsen, samt hvordan adfærdsøkonomi kan anvende afgiftssystemet som et instrument i miljøpolitikken. I forhold til afgiftspolitik, påpeger Congdon et al., at kompleksiteten af udformningen af sådanne politikker, kan udløse forskellige adfærdsreaktioner sammenlignet med simple afgifter, der har samme effekt i relative priser. Lave og relative efficiente afgiftsrater, som omfatter de fleste økonomiske aktører, er eksempelvis simple at forstå for et individ, sammenlignet med højere afgiftsrater, hvor der findes en del undtagelser, baseret på eksempelvis størrelsen af indkomsten. For individerne medfører undtagelserne, at måden afgifter er struktureret på, bliver kompleks at forholde sig til. Derudover gør afgifter, som er baseret på kompleksitet, det sværere for borgere at indregistrere den korrekte afgift, samtidig med, at det bliver dyrere at administrere for myndigheder.

Formålet med afgifter er typisk at generere indtægter på en efficient og fair måde. Dette gøres ud fra et teoretisk perspektiv, hvor den optimale afgift beregnes, hvorefter dette overføres til praktiske regler i forhold til, hvordan afgiftspolitikker typisk udformes. Hvordan afgifterne udformes samt de underliggende regler, der for politiske beslutningstagere og eksperter er evidente, kan for almindelige borgere fremstå som værende mindre tydelige. Fra et adfærdsøkonomisk perspektiv bør graden af kompleksiteten, ifølge Congdon et al., medtages, når den optimale afgift beregnes. Congdon et al. konkluderer, at indsigter fra adfærdsøkonomi udtrykker, hvordan aktører reagerer på afgifter, samt hvordan de interagerer med afgiftssystemet. Der argumenteres for, at adfærden hos aktører med mangelfuldt rationale, er mindre ligetil, end hvad der formodes i standardmodeller. Manglende perfekt rationale hos individer medfører, at afgifterne ikke opfattes korrekt, når afgiftsstrukturer er komplekse. Individer vil derfor ikke reagere på afgiftsraten efter den tilsigtede hensigt, men derimod efter, hvad de opfatter som værende hensigten, hvilket kan have konsekvenser for velfærdseffekterne fra afgiften (Congdon, Kling, & Mullainathan, 2009).

Idet mange miljøafgifter i dag er tilrettelagt med en vis kompleksitet, er det relevant at undersøge muligheden for at gøre dem enklere, da dette vil påvirke adfærden hos de enkelte aktører (Shogren, 2012).

Individens præferencer for afgiftssystemet, som værende et instrument i miljøpolitikken, afhænger af deres opfattelse af, hvor indtægten fra afgifterne bør bruges. Skal de anvendes på at opnå miljørelaterede mål eller sociale formål? Kallbekken et al. (2011) undersøger indsigter fra adfærdsøkonomi og pigouvianske afgifter i et eksperiment, hvor der fokuseres på, hvordan aversion imod afgiftsbetaling hos individer påvirkes af, hvordan det klassiske pigouvianske afgiftssystem præsenteres for dem. Eksperimentet viste, at individerne som deltog, ikke udviste forvirring om måden det pigouvianske afgiftssystem fungerede på, samt havde forståelse for, hvad afgifter var, og hvorfor samfundet havde brug for dem, selvom de ikke brød sig om selve ordet 'afgift'. Da afgifter i stedet blev præsenteret for dem som et slags gebyr, steg støtten blandt individerne, især når indtægterne blev øremærket til at håndtere miljøudfordringer (Kallbekken, Kroll, & Cherry, 2011).

En anden måde at give tilskyndelse til mindre miljøbelastende adfærd er gennem politiske tiltag, som omfatter mekanismer, der giver incitament til at forpligte sig på forhånd. Aktører, som eksempelvis er 'afhængige' af biler, der genererer negativ miljøpåvirkning, kan gennem politiske tiltag opfordres til at pendle med offentlig transport eller cykle. Tiltagene kan inkludere en række fordele, såsom subsidier, til fordel for dem som regelmæssigt anvender ovenstående miljøvenlige transportmuligheder. Formålet med sådanne initiativer er at gøre aktører mindre 'afhængige' af miljøbelastende goder (Shogren, 2012).

Økonomiske incitamenter kan dog fortrænge nogle aktørers villighed til at beskytte miljøet frivilligt. Nogle individer har sociale præferencer for at beskytte miljøet uden betaling. At belønne dem økonomisk for at beskytte miljøet og naturen, kan derfor være kontraproduktiv. Penge kan dermed fortrænge disse aktørers villighed til at gøre den gode gerning frivilligt. Adfærdsøkonomer argumenterer for, at økonomiske belønninger kan fortrænge den indre motivation. Hvis denne fortrængningseffekt holder stik, kan økonomiske belønninger formindske nogle aktørers indsats i forhold til at beskytte miljøet, hvilket står i kontrast til, hvad traditionel økonomisk teori vil forvente. Årsagen til sociale præferencer skyldes ikke kun indre motivation hos den individuelle, men kan også skyldes social motivation, idet nogle aktører bekymrer sig om et godt omdømme. Disse aktører er villige til at beskytte miljøet, for at 'købe' et godt omdømme, som eksempelvis kan være brugbart til at tiltrække nye kunder eller for at få bedre adgang til kapital- og kreditmarkedet. Udfordringen ligger dermed i at tilrettelægge et effektivt miljøpolitisk instrument for økonomisk belønning, der tager højde for begge aspekter (Shogren, 2012).

Carlsson og Johansson-Stenman (2012) argumenter for, at selvom de indre motivationer i nogle situationer fortrænges af økonomiske incitamenter, kan det også have en modsat effekt. Økonomiske incitamenter kan i nogle tilfælde forstærke den indre motivation. Det pointeres, at selvom nogle aktører er villige til at samarbejde frivilligt, ville sådan et samarbejde sjældent være vedvarende på lang sigt uden, at der indføres en form for sanktion imod *free-riding* adfærd.

Derudover vil udefrakommende motivationer, såsom en afgift, forstærke ens indre motivation, hvis afgiften opfattes som værende anerkendende fremfor kontrollerende. Idet en miljøafgift gør det relativt 'billigere' at agere på en miljøvenlig måde, bliver det i større grad økonomisk attraktivt at få en selvopfattelse af at være en miljøvenlig person. Ovenstående refererer Carlsson og Johansson-Stenman til at være *crowding-in* effekter – det modsatte af fortrængningseffekterne. Ifølge Carlsson og Johansson-Stenman, vil tilstedeværelse af disse effekter medføre, at forskellige økonomisk politiske instrumenter ikke i særlig stor grad vil fortrænge den indre motivation hos aktørerne (Carlsson & Johansson-Stenman, 2012).

Af ovenstående fremgår det, at der både er argumenter for og imod økonomisk incitament, som politisk instrument, samt hvorvidt den indre motivation, for at agere miljøvenligt, fortrænges eller forstærkes af

økonomiske incitamenter. Da det ikke er alle aktører, der har stærke sociale præferencer for miljøet, samtidig med, at det er svært at differentiere mellem, hvilke af aktørernes adfærd, der er mest tilbøjelig til at blive fortrængt eller forstærket med økonomisk incitament, som politisk instrument, og for hvilke årsager, skaber det et område i det adfærdsøkonomiske, der kræver nærmere undersøgelse.

Gsottbauer og van den Bergh (2013) analyserer, hvordan aktørers præferencer, heterogenitet samt interesser kan påvirke klimaforhandlingsprocessen. I studiet undersøges, hvordan begrænset rationalitet og sociale præferencer kan have en fordelagtig virkning på samarbejde i klimaforhandlinger. Eksempelvis er forhandlinger ofte karakteriseret ved, at de deltagende parter opnår gensidige fordele. Denne egenskab afspejles delvist gennem aktørernes sociale præferencer, idet parterne ikke blot motiveres af deres egne interesser, men også betragter, hvad der kan være fordelagtigt for andre. Gsottbauer og van den Bergh understreger, at der i en del undersøgelser om internationale forhandlinger antages, at aktører er rationelle fremfor, at de besidder begrænset rationalitet. Studiet påpeger, at beslutningstagere systematisk afviger fra rationelle valg, når det kommer til klimaforhandlinger. Afvigelserne består af sociale præferencer, såsom 'retfærdighed', 'altruisme', 'misundelse' samt 'lokalpatriotisme'. Altruisme medfører, at aktører og grupper afholder sig fra *free-riding*, og i stedet samarbejder for samfundets velfærd. De adskillige asymmetrier, som finder sted mellem landene bevirker, at retfærdighed samt misundelse påvirker forhandlinger. Dette betyder, at ulige fordelinger af udslipsreduktioner kan beskadige et potentielt samarbejde. Lokalpatriotisme er en præference for samarbejde med lignende lande, som kan føre til negative effekter i forhold til klimaforhandlinger samt traktater, der er begrænset til en andel af lignende lande. Dette kan dog bruges konstruktivt, når der skal formes et startpunkt for mere ambitiøse aftaler udvidet med andre lande (Gsottbauer & van den Bergh, 2013).

Hvorfor traditionelle instrumenter er utilstrækkelige til at håndtere miljøudfordringer, kan også anskues fra teorien om *the second best*, der fremhæver, at hvis to imperfektioner eksisterer, vil en korrigering af kun den ene imperfektion ikke garantere, at den samlede samfundsvelfærd øges. Hvis der samtidig, både eksisterer markeds- og adfærdsfejl for et miljørelateret gode, kan en korrigering af kun den ene fejl, medføre en reduktion i den overordnede velfærd.

At udforme effektive miljøpolitiske instrumenter, der både inddrager adfærds- og markedsfejl er vanskeligt, og kan være omkostningsfuldt. Det der i stedet er behov for, er fleksible institutionelle miljøpolitiske instrumenter og adaptive reguleringer, som giver politiske beslutningstagere mulighed for at justere markedsfejlreguleringerne for de adfærdsfejl, som kan blive aktuelle i fremtiden (Shogren, 2012).

Hvis en politisk beslutningstager introducerer en pigouviansk afgift for at håndtere eksternaliteterne forbundet med klimaforandringer, kan dette fremstå som en adfærds-mæssig ineffektiv afgift, der reducerer

den samlede velfærd, hvis der ikke tages højde for aspekter som, at aktører overvurderer hændelser med lav sandsynlighed og stor alvorlighed. Teoretisk kan dette problem løses ved at justere afgiften, så der tages højde for vægtningen af sandsynligheden, hvilket vil generere en optimal effekt, set fra et adfærdsøkonomisk perspektiv. Dog kræver dette en del mere information om det repræsentative individ, hvilket kan give udfordringer (Shogren, 2012). Fra et miljøpolitisk perspektiv er det ikke nødvendigvis tilstrækkeligt at vide, hvordan aktører fejlvurderer risiko. Hvad der bør gøres med denne information, skal også overvejes. Hertil vil der også opstå en problemstilling om, hvorvidt miljøpolitik bør baseres på, hvordan befolkningen i realiteten vurderer risiko eller på eksperters vurdering af risiko. Typisk baserer cost-benefit-analyser i miljø-mæssige sammenhænge sig på eksperters risikovurderinger, fremfor befolkningens. Hvis cost-benefit-analyser i stedet beror sig på befolkningens risikovurderinger, vil disse vurderinger ikke afspejle de økonomiske værdier af de pågældende velfærdseffekter, som skabes af et givet miljøpolitisk tiltag. Frygt, som ofte er forbundet med subjektive risikovurderinger, formindsker eksempelvis reale velfærdseffekter af miljøpolitiske tiltag. Frygt vil medføre, at aktører ændrer deres private adfærd på en måde, der vil påvirke velfærdseffekterne, hvilket kan være svært at inkorporere i en cost-benefit-analyse (Carlsson & Johansson-Stenman, 2012).

Et andet væsentligt anvendt instrument til miljøregulering er kvotehandelssystemet. Shogren (2012) finder dog ikke i sit studie implikationer af adfærdsfejl indenfor dette system. Dette kan skyldes, at kvotehandelssystemet, der er udformet til at korrigere markedsfejl, også fungerer i forhold til at korrigere adfærdsfejl (Shogren, 2012).

5.4 Sammenfatning

I dette afsnit blev en række adfærdsøkonomiske studier præsenteret for at belyse, hvorfor traditionelle miljøøkonomiske instrumenter alene kan være utilstrækkelige. I afsnittet blev de adfærdsanomalier, der er forbundet med implementeringen af miljøøkonomiske tiltag, samt den underliggende rationalitetsantagelse fra standardmodellen, fremhævet. Grundstrukturen i afsnittet tog udgangspunkt i Shogren (2012), hvortil andre relevante studier blev inddraget for at supplere hans fund. Ud fra det ovenstående afsnit 5 fremgår det, at traditionelle instrumenter kan virke utilstrækkelige, fordi der i de gængse miljøøkonomiske tiltag primært fokuseres på at korrigere for markedsfejl, samtidig med at adfærdsfejlene bliver forsømt. Mange af de miljøøkonomiske instrumenter antager, at aktører udviser rationel adfærd i forbindelse med beslutningstagninger, hvilket typisk ikke er tilfældet. Aktører udviser derimod begrænset rationalitet, og deres præferencer er eksempelvis kontekstafhængige, og påvirkes af aspekter som tabsaversion og altruisme. Ovenstående fører til adfærdsfejl, som bør justeres for, for at opnå effektive resultater gennem de miljøøkonomiske tiltag. Adfærdsøkonomi giver nogle indsigter til, hvordan en mere effektiv miljøpolitik kan

udformes, hvilket blev præsenteret i dette afsnit ud fra et teoretisk perspektiv. Spørgsmålet er dog, hvorvidt den teoretiske kritik, der ofte baseres på eksperimentelle studier, kan dokumentere, om de adfærdsøkonomiske indsigter kan have signifikante effekter, i det omfang de politiske initiativer inkorporerer dem. Derfor er det relevant at anskueliggøre effekterne gennem en præsentation af konkrete feltstudier, hvilket vil blive belyst i næste afsnit.

6. Eksempler på anvendelsen af adfærdsøkonomiske indsigter

Hvordan adfærdsøkonomiske indsigter kan anvendes i en miljømæssig kontekst, findes der en del eksempler på fra studier og felteksperimenter. Indenfor adfærdsøkonomi er nudging et velkendt instrument. Formålet med nudging er at give et 'puf' til forbrugeren eller en gruppe af mennesker, og derigennem skabe tilskyndelse til at agere på en tilsigtet måde, uden at tage det frie valg fra dem. I et miljømæssigt perspektiv er det relevant at beskæftige sig med 'green nudges', som beskriver, hvordan adfærden hos aktører, kan ændres i en miljøvenlig retning. I følgende afsnit præsenteres udvalgte cases, hvor blandt andet 'green nudges', såsom *defaults*, *information* og *anchoring*, anvendes for at skabe adfærdsændring hos aktører. De udvalgte cases tager udgangspunkt i forbrugeradfærd, hvor der fokuseres på, hvordan adfærdsøkonomiske indsigter kan påvirke adfærden hos forbrugerne i en miljømæssig kontekst.

6.1 Anvendelsen af defaults til adfærdsændringer hos forbrugere

Defaults - på dansk 'standard' - er et instrument indenfor det adfærdsøkonomiske, hvor standarden sættes til det, der udtrykker forbrugerens eller samfundets bedste valg. Ønskes standarden ikke, kan denne aktivt fravælges. Et eksempel på dette i en miljømæssig kontekst er, at energi fra vedvarende energikilder, det vil sige 'grøn energi', sættes til at være standarden, hvilket skal give forbrugeren tilskyndelse til at vælge et miljøvenligt alternativ. Hvis forbrugeren ikke ønsker 'grøn energi' kan dette aktivt vælges fra (Schubert, 2017).

Der findes inkonsistens i mange aktørers valg vedrørende elektricitet. Når de adspørges, foretrækkes der typisk grøn miljøvenlig energi. Selvom grøn energi er tilgængelig mange steder, er det dog ikke dette, som primært købes. Pichert og Katsikopoulos (2008) argumenterer for, at dette skyldes, at måden og formatet information præsenteres på, har en afgørende effekt på valget af elektricitet. De fremsætter en hypotese om, at aktører anvender den form for energi, der tilbydes dem som standard. Pichert og Katsikopoulos undersøger dette aspekt i to naturlige eksperimenter. Det ene naturlige eksperiment finder sted i en den lille

tyske by, Schönau, i det sydlige Tyskland. Byen består af en forholdsvis politisk konservativ befolkning på omkring 2.500 indbyggere, med indkomstniveauer over gennemsnittet. Schönaus lokale energiforsynings-selskab, EWS, ændrede i 1998 standarden til at være grøn energi, således forbrugeren aktivt skulle fravælge grøn energi, hvis der ikke blev ønsket energi fra vedvarende energikilder. I 2006, otte år efter ændringen, var 1669 ud af 1683 energimålerne (99,1 pct.) i Schönau forsynet med energi fra EWS. Omtrent alle forbrugere bibeholdt grøn energi, som var sat til at være standarden. I dette naturlige eksperiment, krævede en ændring fra standarden, informationssøgning om andre mulige alternativer fra forbrugernes side. Dette var ikke tilfældet i det andet naturlige eksperiment, som omhandlede 'Energiedienst GmbH', et energiforsyningsselskab, der udbød et forsyningsnet i Sydtyskland. I 1999, introducerede de en standard med grøn energi sammen med to andre alternativer, bestående af en billig ikke-grøn energi mulighed samt en dyr endnu grønnere energi mulighed. 'Energiedienst GmbH' henvendte sig til 150.000 private- og erhvervskunder, hvor de, som ikke ønskede standarden, kunne vælge et af de to andre alternativer. To måneder senere valgte 4,3 pct. af forbrugerne at skifte til det billigere alternativ, imens 1 pct. skiftede til det dyre alternativ, og 0,7 pct. valgte at skifte til en anden energiudbyder. Det vil sige, at 94 pct. af forbrugerne valgte det alternativ, som var sat til at være standarden. Pichert og Katsikopoulos konkluderer på baggrund af eksperimenterne, at ændringer af standarder kan anvendes til at forfremme miljøvenlig adfærd (Pichert & Katsikopoulos, 2008).

Ligeledes undersøger Ebeling og Lotz (2015), i et randomiseret kontrolleret felteksperiment i Tyskland, effekten af *default* i forbindelse med grøn energi. Studiet involverede 41.952 husholdninger, som deltog i fire en halv uge og blev tilfældigt tildelt en af to 'behandlinger'. I første 'behandling' blev deltagerne adspurgt om, hvorvidt de ønskede at vælge grøn energi fra vedvarende kilder, imens de automatisk blev tilmeldt grøn energi i den anden 'behandling', og blev spurgt om, hvorvidt de ønskede at fravælge dette. I begge 'behandlinger' var grøn energi lidt dyrere. Eksperimentet viste, at fastlæggelse af en standard havde signifikante effekter. Af de husholdninger, der fik første 'behandling', valgte kun 7,2 pct. grøn energi, hvorimod 69,1 pct. af de husholdninger, som fik anden 'behandling', valgte at bibeholde det grønne alternativ (Ebeling & Lotz, 2015).

I et andet studie undersøges gabet mellem forbrugers præferencer og produkterne, der udbydes som den gennemsnitlige kombination af energi i Tyskland. Kaenzig et al. (2013) er baseret på data fra tyske husholdninger fra 2009, bestående af 4968 eksperimentelle valg foretaget af 414 tyske forbrugere, indsamlet i en *stated preference survey*². Fem alternative energiproduktionskombinationer, som udbydes i Tyskland, blev

² Spørgeskema, hvor deltagerne skal angive deres præferencer til hypotetiske situationer og scenarier.

præsenteret for forbrugerne, men alligevel blev den kombination, der var standarden, rangeret som den næstsidste i forhold til at afspejle forbrugernes præferencer. Forbrugernes præferencer viste sig at være til fordel for vedvarende energiprodukter, og forbrugere var villige til at betale en signifikant prispræmie for at opgradere fra standardalternativet til mere miljøvenlige energiprodukter. Studiet konkluderer dermed, at de eksisterende standarder i forhold til valg af energi ikke afspejler forbrugernes reelle præferencer (Kaenzig, Heinzle, & Wustenhagen, 2013).

Defaults kan også være brugbare i andre sammenhænge end energi. Egebark og Ekström (2016) undersøger, i et naturligt felteksperiment på et offentligt universitet i Sverige, hvordan studerende og ansattes adfærd ændrer sig i forhold til print af papir, når standarden også ændrer sig. I eksperimentet blev standardindstillingen på universitets printere, på forskellige tidspunkter ændret, således der blev printet på begge sider af et stykke papir, fremfor kun den ene side. Resultater fra eksperimentet viste, at forbruget af printepapir blev reduceret med 15 pct. Denne effekt var vedvarende på længere sigt, idet reduktionen ikke blev mindre, 28 uger efter ændringen indtraf (Egebark & Ekström, 2016).

Araña og León (2013) opstillede et felteksperiment vedrørende CO_2 -kompensationsprogrammer, hvori to forskellige standard muligheder blev givet. Eksperimentet fandt sted mellem 2009 og 2011, hvor deltagerne i eksperimentet, via fly, rejste til Gran Canaria for at deltage i konferencer. Når deltagerne registrerede sig hos conferencebureauet, havde de mulighed for at betale ekstra for at kompensere for CO_2 -udledningen forbundet med flyrejsen og opholdet i Gran Canaria. Første standardmulighed adspurgte deltagerne om, hvorvidt de ønskede at betale for denne kompensation, hvilket betød, at dette aktivt skulle tilvælges. Anden standardmulighed spurgte derimod deltagerne om, hvorvidt de ønskede at blive ekskluderet fra denne kompensation, og deltagerne skulle derfor aktivt fravælge dette. 1.680 rejsende blev tilfældigt tildelt en af disse standardmuligheder. Resultater fra studiet viste, at måden standarden blev præsenteret på, havde en signifikant effekt på mængden af penge, der blev betalt i CO_2 -kompensation. Deltagerne var mere tilbøjelige til at betale kompensationen ved standarden, hvor dette aktivt skulle fravælges.

Araña og León understreger, at resultaterne fra dette eksperiment kan implementeres i tilrettelæggelsen af miljøpolitikken (Araña & León, 2013).

Ud fra ovenstående studier og eksperimenter fremgår det, at *defaults* er et effektivt redskab i forhold til at tilskynde forbrugere til at vælge et miljøvenligt alternativ. Samtidig afspejler de nuværende standarder hos energiudbydere - som oftest ikke er miljøvenlige - ikke forbrugeres reelle præferencer. Endelig, har fremstillingen af den måde *defaults* bliver præsenteret på betydning i forhold til at opnå støtte blandt forbrugere.

6.2 Hvad gør andre? – sammenligning, flokadfærd og social status

Viden om, hvordan andre handler, igennem en tredjepart, har generel indflydelse på en aktørs adfærd. Dette skyldes, at mennesker, ifølge deres natur, er sociale væsner, og derfor har en tendens til at følge mængden. Afhængig af konteksten, kan dette enten have en negativ eller positiv effekt på den individuelle aktør. Denne menneskelige egenskab kan på flere måder udnyttes i forhold til at tilskynde til en mere bæredygtig adfærd. Eksempelvis kan *peer comparisons* – sammenligning af ligesindede – bidrage til adfærdsendring (Schubert, 2017).

Allcott (2011) evaluerer en række besparelsesprogrammer, udarbejdet af virksomheden, OPOWER, der sendte rapporter ud til husholdninger vedrørende deres energiforbrug, hvad de forbrugte sammenlignet med naboen, samt råd til hvordan forbruget kunne reduceres. Eksperimentet startede i slutningen af 2009 og bestod af 22 millioner forbrugsregninger fordelt over 600.000 husholdninger i Californien samt Washington. Kontrolgruppen bestod af 100 geografisk nærliggende hjem med lignende karakteristika, såsom boligareal og opvarmningsformer. De udvalgte husholdninger i eksperimentet, modtog ikke nogen former for belønning. Rapporter vedrørende forbrug blev tilsendt de enkelte husholdninger, hvori husholdningernes forbrug blev kategoriseret som enten 'fremragende', 'god', eller 'under gennemsnittet'. Derudover angav rapporterne også, hvilke årstider husholdningerne forbrugte meget energi, og om dette var forårsaget af energiintensive klima- eller varmeanlæg og maskiner i hjemmet samt hvilke energibesparende alternativer, der fandtes.

Formålet, med det randomiserede eksperiment, var at give husholdningerne incitament til at mindske energiforbruget, når forbruget blev sammenlignet med naboen. I eksperimentet var der dog en tendens til, at den yngre gruppe, som generelt forbruger mindre elektricitet, bor i mindre og ældre boliger og har en lavere indkomst, flyttede en del. Derudover afmeldte en del forbrugere rapporteringsservicen, idet de opfattede sammenligningen mellem naboen's energiforbrug som værende urimelig og ukorrekt, samt mente, at rapporterne var spild af ressourcer. Denne gruppe bestod hovedsageligt af ældre mennesker med højt elektricitetsforbrug og lav indkomst. Ovennævnte medførte, at disse gruppers adfærdsendringer ikke, i samme grad, kunne observeres. Allcott forventede en såkaldt *boomerang effect*, da rapporterne muligvis kunne give husholdninger med lavt energiforbrug, incitament til at forbruge mere, når deres forbrug lå under naboen's. Eksperimentet påviste dog, at førnævnte ikke var tilfældet. Eksperimentet viste, at husholdningerne i øverste decil, det vil sige med højst energiforbrug, reducerede forbruget med 6,3 pct., hvor de i den nederste decil, reducerede forbruget med blot 0,3 pct.. Ved at sende rapporter ud til husholdninger, formåede besparelsesprogrammet at reducere det gennemsnitlige energiforbrug med 2 pct.. Denne reduktion svarede til, hvad energiforbruget vil have faldet med, ved en 11-20 pct. kortsigtet eller 5 pct. langsigtet prisstigning i elektricitet. Allcott påpeger dermed, at ikke-belønnende indgreb, såsom udsendelse af en simpel

rapport, kan påvirke forbrugeradfærd, hvorimod økonomer, historisk set, har haft fokus på, hvordan priser samt subsidier påvirker efterspørgslen (Allcott, 2011).

Allcott og Rogers (2014) evaluerer i et senere studie de langsigtede effekter af OPOWER's energibesparelsesprogrammer. Studiet finder, at udsendelse af rapporter tilskyndede til øjeblikkelige energibesparelser, men forbrugernes indsats faldt relativt hurtigt. Derudover opstod der for nogle husholdninger et mønster kaldet *action and backsliding*, det vil sige, at disse hjem reducerede energiforbruget, da de modtog rapporten, men faldt tilbage til deres forrige energiforbrugende vaner efter et par måneder. Effekten af indsatsen aftog således i takt med, at husholdningerne vænnede sig til at modtage disse rapporter. Allcott og Rogers finder dog også, at effekterne for nogle husholdninger var vedvarende i takt med, at udsendelse af rapporter fortsat. Stoppede udsendelse af rapporter derimod efter to år, aftog effekterne med 10-20 pct. pr. år, idet forbrugerne ikke havde nået at vænne sig fuldstændigt. Allcott og Rogers understreger derfor, at det er nødvendigt at udsende rapporter i mere end to år for at opnå betydelige effekter. Implementering af lignende besparelsesprogrammer i fremtidige miljøpolitiske tiltag, kan både være relevant og effektiv, ifølge Allcott og Rogers (Allcott & Rogers, 2014).

I et nyere studie undersøger Pellerano et al. (2017) også, hvordan *peer comparisons* bidrager til adfærdsendring i et randomiseret, kontrolleret eksperiment i Ecuador fra 2014. Resultater fra eksperimentet viste, at social sammenligning, via normative beskeder, reducerede husholdningernes energiforbrug med 1 pct., sammenlignet med naboen, der fungerede som et referencepunkt. Dog viste det sig, at implementering af økonomiske incitamenter som belønning for at reducere forbruget, ikke medførte en stigning i energibesparelserne. Derimod fortrængte sådanne initiativer indsatserne for at spare på energien fra husholdningernes side. Pellerano et al. pointerer, at dette kan skyldes, at nogle husholdninger anser reduktion af energiforbruget som værende en pro-social handling, der skal reducere forurening og de heraf forårsagede klimaændringer. At fremhæve økonomisk belønning, kan derfor fortrænge effekterne fra social sammenligning og frivillig indsats (Pellerano, Price, Puller, & Sánchez, 2017).

Mizobuchi og Takeuchi (2013) adresserer de samme aspekter i et lignende eksperiment for husholdninger i Japan i 2011. De finder dog, at økonomiske belønninger sammen med komparativ feedback vedrørende naboens energiforbrug, havde en signifikant effekt på reduktionen af husholdningernes eget energiforbrug (Mizobuchi & Takeuchi, 2013).

Goldstein et al. (2008) undersøger i et felteksperiment, hvorvidt hotelgæster er tilbøjelige til at genbruge håndklæder med henblik på at spare på vandforbruget. At kommunikere sociale deskriptive normer til gæsterne - det vil sige, informere dem om, hvad andre individer gør -, kan være en effektiv måde at motivere gæsterne til at genbruge håndklæder. Goldstein et al. finder, at ved at understrege, at dette er en kollektiv handling, opnås en større effekt, end hvis kun de miljømæssige effekter nævnes. Eksperimentet viste, at

dette initiativ medførte en stigning på genbrug af håndklæder på 35,1 pct. i det scenarie, hvor gæsterne kun blev informeret omkring den miljømæssige virkning, og en stigning på 44,1 pct. i det scenarie, hvor gæsterne også blev opmærksomme på, at dette var en kollektiv handling (Goldstein, Cialdini, & Griskevicius, 2008). Bohner og Schülter (2014) replikerede dette eksperiment på to forskellige tyske hoteller, men var ikke i stand til at påvise Goldstein et al. (2008)'s fund om, at beskeder med sociale deskriptive normer var mere effektive, end beskeder om blot den miljømæssige virkning (Bohner & Schlüter, 2014).

Udover *peer comparisons* kan forbrugere også opfordres til at 'prale' om deres miljøvenlige adfærd, og derigennem opfostre en form for konkurrence om social status. *Conspicuous Conservation* er et fænomen, Sexton og Sexton (2014) undersøger i et studie. Begrebet refererer til, at aktører søger status ved at vise deres miljøvenlige handlinger frem. Studiet beskæftiger sig med, hvor meget aktører er villige til at betale for at fremvise et grønt signal i forbindelse med bilkøb. Hvilken bil der ejes, er en af de mest synlige forbrugsbeslutninger som husholdninger foretager sig. Valg af bil, kan bruges til at kommunikere specifikke interesser, værdier og status overfor andre. I dag findes mange forskellige bilmodeller, som er miljøvenlige og ikke udsleder meget CO_2 . Studiet tager udgangspunkt i salg af Toyota Prius-modellen, som i 2010 var den ledende hybrid model i USA. Sexton og Sexton undersøger empirisk, tilstedeværelsen af en *conspicuous conservation* effekt i forhold til køb af bil. Hypotesen er, at de aktører, som foretager miljøvenlige handlinger og viser dem synlig frem, belønnes af samfundet med en vis status. Sexton og Sexton finder en statistisk og økonomisk signifikant *conspicuous conservation* effekt, hvor forbrugere i delstaterne Colorado og Washington i gennemsnit er villige til at betale mellem 430- 4.200 dollars, for at demonstrere deres grønne adfærd i forbindelse med køb af en Toyota Prius-model fremfor andre tilsvarende konventionelle modeller. Ved at købe en Toyota Prius signalerer en forbruger til andre, at vedkommende er social bevidst, idet der frivilligt træffes et valg om at købe en bil, som gavner miljøet for alle (Sexton & Sexton, 2014).

Ovenstående studier og eksperimenter peger på, at viden om andres adfærd har indflydelse på ens egen adfærd. I en miljømæssig kontekst, kan dette have en positiv effekt, idet der sker en adfærdsændring i en bæredygtig retning. Konkurrence med naboen viser eksempelvis, at energiforbruget reduceres. Hvorvidt dette forstærkes eller fortrænges af økonomiske incitamenter, er der usikkerhed om. Endelig, motiveres aktører af deskriptive sociale normer, og konkurrence om social status kan tilvejebringe en miljøvenlig adfærd blandt aktører.

6.3 Selvopfattelse og adfærdseffekter gennem information og social identitet

Miljøvenlig adfærd kan motiveres ved at tilskynde forbrugere til at 'dyrke' en positiv selvopfattelse af at være en miljøvenlig forbruger. Dette kan gøres på tre forskellige måder; 1) facilitere grøn adfærd direkte, eksempelvis ved at simplificere måden information vedrørende visse produktens egenskaber gives på, 2) tydeliggøre betydningen af særlige egenskaber og handlinger, og derigennem øge forbrugernes opmærksomhed samt 3) udnytte private forbrugeres opfattelse af 'social identitet'. Forbrugere vælger i nogle tilfælde miljøvenlige produkter med henblik på at udtrykke nogle særlige værdier overfor dem selv, samt for at opnå nytte ved at handle i overensstemmelse med deres idealiserede selvopfattelse eller selvforstået identitet. Ovenstående kan anvendes til at tilskynde forbrugere til at agere på en mere miljøvenlig måde (Schubert, 2017).

Kallbekken og Sælen (2013) undersøger i et felteksperiment med 52 hoteller og restauranter, hvordan to former for nudges kan reducere madspild for at mindske udledning af drivhusgasser herfra. Det ene forsøg på at nudge, indebærer effekterne af størrelsen på tallerknerne. Mængden af mad afhænger typisk af størrelsen på tallerkner og skåle – jo større tallerknerne er, desto mere kan der fyldes på dem, hvilket kan føre til overspisning eller madspild. Som en del af dette forsøg blev størrelsen på tallerknerne reduceret fra 24cm til 21cm. Det andet forsøg på at nudge indebærer effekterne ved at stille et skilt ved buffeten. På skiltet blev gæsterne gjort opmærksomme på, at det var bedre at tage små portioner over flere omgange, end store portioner på én gang. Dette skulle opfordre gæsterne til at tage små portioner over flere gange for at kontrollere mængden af mad, der kunne indtages, og derigennem reducere madspild. Eksperimentet viste, at en reduktion af størrelsen på tallerknerne, reducerede madspild med 19,5 pct., samt at skiltet, der opfordrede gæsterne til at tage mad over flere gange, reducerede madspild med 20,5 pct.. Kallbekken og Sælen pointerer, at disse former for nudges, udover hoteller og restauranter, kan implementeres i eksempelvis skoler, på hospitaler og plejehjem (Kallbekken & Sælen, 2013).

Forbrugeres opmærksomhed vedrørende miljøvenlig adfærd kan øges, ved at tydeliggøre betydningen af særlige handlinger gennem information. Formidling af informationer om produktens egenskaber til forbrugere, er et væsentligt instrument, der kan bidrage til at fremme miljøvenlig adfærd. Carroll et al. (2014) undersøger, hvordan husholdningernes efterspørgsel efter elektricitet kan reduceres gennem forbedret information om energibesparelse. Studiet er baseret på data fra et randomiseret kontrolleret forsøg med el-smartmålere i Irland, og havde til formål at undersøge, hvorvidt feedback forbedrer en husholdnings information vedrørende potentiel energireducerende adfærd, samt hvorvidt forbedringer af informationsformidlingen kan forklare efterspørgselsreduktionerne forbundet med implementering af el-smartmålere.

Disse el-smartmålere som er anvendt i forsøget, viser en husholdnings elektricitetsforbrug i realtid, samt sporer deres energi- og udgiftsbevægelser. Sådanne informationer kan hjælpe husholdningerne til at af-dække, hvilke aktiviteter, der forbruger mest energi samt koster mest. Derudfra kan de ændre deres for-brugsmønstre, samt udskifte forskellige el-apparater med henblik på at reducere deres elregninger og CO_2 -fodaft tryk. Carroll et al. finder, at deltagelse i dette program, signifikant har reduceret efterspørgslen af elektricitet. Herudfra konkluderes det, at feedback og andet information givet i forbindelse med dette for-søg, har været særdeles effektiv til at reducere og flytte efterspørgslen, idet denne forbedrede information om energibesparelse, har fungeret som en påmindelse og motivation (Carroll, Lyons, & Denny, 2014).

Ligesom forbedret information kan rækkefølgen af, hvordan information præsenteres også påvirke adfær-den, da den fremmer synligheden af en information. I et felteksperiment, udført i en restaurant, undersø-ger Kurz (2018), hvorvidt nudging kan bidrage til at øge forbruget af vegetarisk mad, da reduktion af kødfor-brug mindsker drivhusgasudledningen. Synligheden af vegetariske retter blev fremhævet ved at ændre rækkefølgen på menukortet. Hensigten var, at synligheden af de vegetariske retter skulle påvirke kundens overvejelser, og dermed gøre det til en naturlig del af kundernes beslutningstagning. Resultaterne fra ek-sperimentet viste, at denne form for nudging i gennemsnit øgede andelen af vegetariske frokoster med 6 pct.. Ændringen i adfærden var delvis vedvarende, idet den øgede andel af solgte vegetariske frokoster for-blev på 4 pct. efter eksperimentet endte. Kurz finder, at indgrebet beskrevet i eksperimentet, reducerede udledningen af drivhusgasser med 5 pct.. (Kurz, 2018).

Mols et al. (2015) giver et eksempel på en succesfuld social identitetsbaseret kampagne, der havde til for-mål at ændre adfærden blandt Texas' borgere. Som en del af kampagnen, blev der sat vejskilte op med bil-lede af Dallas Cowboys NFL-hold, og tekst nedenunder, hvorpå der stod 'Don't mess with Texas'. Formålet med denne kampagne var at få bilister og lastbilchauffører til at stoppe med at henkaste affald på motorve-jene. Ved at appellere til borgernes ønske om at være en del af et værdsat fællesskab, udviste borgerne en interesse i at opretholde fællesskabets gode ry. Denne kampagne var med til at reducere 72 pct. affald på motorvejene i årene mellem 1986 og 1990. Kampagnen var en succes, idet den vækkede borgernes stolthed for deres stat og samfund, hvilket er det deres sociale identitet hovedsageligt er bygget op om-kring (Mols, Haslam, Jetten, & Steffensen, 2015).

Jaeger og Schultz (2017) opstiller en hypotese, hvor effektiviteten af normativ information, samt forplig-telse, testes. I studiet blev der udført et felteksperiment i samarbejde med det sydlige Californiens vand-værk, hvor 8.876 husholdninger i den nordlige del af San Diego, blev udvalgt. Disse husholdninger fik til-sendt dørhængere med informationer omkring vandrestriktionerne. I en variant af dørhængerne blev der

lagt vægt på information vedrørende de sociale normer, hvori der stod, at 80 pct. af husholdningerne i området overholdte restriktionerne om vandreduktion. I en anden variant modtog husholdninger dørhængere med en stærk advarsel, og blev påmindet, at der vil blive udstedt bøder på 500 USD, hvis restriktionerne ikke blev overholdt. Halvdelen af de husholdninger, der fik tilsendt en af de førnævnte dørhængere, havde muligheden for at forpligte sig til restriktionerne. Dette kom til udtryk gennem en underskrift, der var synlig på den pågældende dørhænger. Jaeger og Schultz finder, at i måneden, hvor indgrebet fandt sted, var vandforbruget reduceret med 3,53 pct. for de husholdninger, som havde forpligtet sig, og modtog dørhængere med information vedrørende de sociale normer, samt 5,56 pct. for de husholdninger, som havde forpligtet sig, og modtog en stærk advarsel. Fire måneder senere, blev det observeret, at de husholdninger, som havde forpligtet sig, og modtog information vedrørende de sociale normer yderligere, havde reduceret vandforbruget til 8 pct., hvorimod husholdningerne, som havde forpligtet sig, og modtog en stærk advarsel havde mindsket reduktionen fra 5,56 pct. til 3,20 pct.. (Jaeger & Schultz, 2017).

Ovenstående studier påpeger, at forbedret information samt social identitet, kan tilskynde forbrugere til at kultivere en positiv selvopfattelse af at være en miljøvenlig forbruger, og derigennem skabe adfærdsændringer. På hoteller og restauranter har nudging og information skabt mere bevidsthed omkring, samt reduceret, madspild. Forbedret information gennem implementering af el-smartmålere, har gjort husholdninger bevidste om deres forbrugsmønstre i forhold til energi, hvilket har medført en reduktion i forbruget. Derudover har ændring af rækkefølgen af information, medført en stigning i andelen af vegetariske frokoster. Afslutningsvis ses det, at social identitet, spiller en afgørende rolle i forhold til at reducere henkastning af affald på vejene, samt at forpligtelse kombineret med normativ information, kan reducere vandforbruget.

6.4 Sammenfatning

I dette afsnit blev der præsenteret eksempler på, hvordan adfærdsøkonomiske indsigter, særligt 'green nudges', kan implementeres i en miljømæssig kontekst med henblik på at påvirke adfærden hos forbrugeren. At sætte standarden til et miljøvenligt alternativ, viser sig at være et effektivt værktøj til at tilskynde forbrugeren til at træffe et bæredygtigt valg. Årsagen til, at dette værktøj er effektivt, kan skyldes, *status quo bias*, som refererer til, at aktører har en tendens til at forblive i den nuværende situation. Når valget, i form af en standard, er truffet for aktørerne, kan de være tilbøjelige til at bibeholde dette valg, selvom dette aktivt kan fravælges. Derudover kan tabsaversion også forklare, hvorfor standarder er effektive. Standarden kan nemlig virke som et referencepunkt, der opfattes af aktører som det optimale valg. At melde sig ud af denne standard, vil derfor være forbundet med tab fra dette optimale valg. Idet tab tillægges større negativ værdi end, hvad tilsvarende gevinster tillægges af positiv værdi, kan dette medføre, at aktører er tilbøjelige til at bibeholde standarderne (Schubert, 2017).

Anchoring – på dansk 'forankring' – er et andet adfærdsøkonomisk værktøj, som fremtræder som værende effektiv til at tilskynde forbrugere til at træffe miljøvenlige beslutninger. Dette indebærer sociale sammenligninger med oplysninger om andre aktørers valg og resultater. Eksempelvis kan en sammenligning mellem en forbrugers og nabos energiforbrug, give forbrugeren incitament til at reducere sit eget energiforbrug. På samme måde kan informationer vedrørende andres valg og handlinger tilskynde en forbruger til at træffe samme beslutning, og derigennem styrke den kollektive adfærd. Den måde information fremstilles samt præsenteres på, er endnu et effektivt værktøj indenfor adfærdsøkonomi. Når information bearbejdes af aktørerne, fremmes forståelsen for miljøvenlige valg samt handlinger. Ved at ændre på rækkefølgen af retter på menukort synliggøres vegetariske valgmuligheder, der dermed indgår som en del af forbrugernes beslutningstagning. Ligeledes vil forbedret information gennem el-smartmålere give incitament til at reducere husholdningers energiforbrug. Endelig kan aspekter som social identitet og social status benyttes til at påvirke aktørers adfærd i en mere miljøvenlig retning. Social identitet, der er en værdi, som mange aktører besidder, kan danne grundlag for et fællesskab af ligesindede. I Texas har en kampagne vækket den sociale identitet, hvilket har medført en reduktion i henkastning af affald på Texas' motorveje. På samme måde kan konkurrence om social status kultivere miljøvenlig adfærd, eksempelvis ved bilkøb.

Med en tilstrækkelig mængde studier indenfor adfærdsøkonomiske indgreb i en miljømæssig kontekst, er det relevant at undersøge, hvordan disse cases kan kvantificeres samt sammenlignes. Det er især interessant at undersøge, hvilke adfærdsøkonomiske indgreb, der er mest effektive i forhold til at ændre aktørers adfærd. I næste afsnit fokuseres der på kvantificering af de medtagede cases, som en del af et systematisk litteraturstudie. Hensigten er at give et kvantitativt billede af effekterne, og derigennem vurdere, hvor væsentligt det vil være at supplere miljøpolitikken med adfærdsøkonomiske tiltag.

7. Systematisk litteraturstudie

I forrige afsnit blev der præsenteret eksempler på, hvordan adfærdsøkonomiske indgreb, særligt 'green nudges', kan implementeres i en miljømæssig kontekst med henblik på at påvirke adfærden hos forbrugeren. Nogle af de medtagne studier suppleres med yderligere nye studier i et systematisk litteraturstudie i følgende afsnit. Formålet med det systematiske litteraturstudie er at kvantificere nogle af de før beskrevne adfærdseffekter.

Ud fra afsnit 6, kan det konkluderes, at der er en tilstrækkelig mængde studier med eksperimenter, hvor adfærdsøkonomiske indgreb undersøges i en miljømæssig kontekst. Det er derfor interessant at undersøge, hvilke indgreb, der har de største effekter, hvilket kan analyseres i et systematisk litteraturstudie. I et systematisk litteraturstudie, udvælges først et område, som ønskes at blive undersøgt, hvorefter relevant litteratur udvælges på baggrund af specificerede inklusions- og eksklusionskriterier. Herefter analyseres de udvalgte studier systematisk med henblik på at kvantificere samt sammenfatte viden indenfor et bestemt område (Forero, Lopez-Leon, Gonzales-Giraldo, & Bagos, 2019).

Litteraturstudiet i dette afsnit har til formål at systematisk undersøge, på baggrund af eksisterende forskningsstudier, hvilke adfærdsøkonomiske indgreb, som er mest effektive i forhold til at fremme miljøvenlig adfærd. Inklusionskriterierne for de medtagne studier er, at de først og fremmest skal beskæftige sig med feltstudier og -eksperimenter, der vedrører adfærdsøkonomiske indgreb, som har til formål at fremme miljøvenlig adfærd, samt være udgivet på engelsk. Derudover skal studierne fokusere på forbrugsændringer hos deltagerne i forbindelse med energi- og vandforbrug, grøn energi og lignende. Dette betyder, at studier som eksempelvis omhandler madspild eller henkastning af affald, ekskluderes. Studier, som undersøger børns adfærd ekskluderes også, idet børns adfærdsændringer ikke vurderes til at have betydningsfulde effekter for samfundet.

Litteraturstudiet i dette afsnit er baseret på udvalgte studier fra afsnit 6 samt yderligere nye studier. Studier, som beskæftigede sig med felteksperimenter samt fokuserede på forbrugsændringer hos deltagerne, er blevet udvalgt fra afsnit 6. Disse studier er udgivet mellem 2008 og 2017. De nye studier er fundet igennem databaserne *ScienceDirect* og *Google Scholar* ved hjælp af relevante nøgleord såsom, 'nudge' eller 'nudging', 'environment', 'consumption', 'conservation', 'water', 'energy' og 'behavior'. Efterfølgende blev alt andet end forskningsstudier indenfor økonomi, miljø, psykologi samt energi, udgivet mellem 2015 og 2020, filtreret fra.

På baggrund af ovenstående udvælgelsesmetode inddrages i alt 24 studier, hvoraf 35 eksperimentelle effekter kan analyseres, hvilket skyldes, at flere former for indgreb undersøges i nogle studier. Hvert af disse eksperimenter kategoriseres efter fem identificerede former for adfærdsøkonomisk indgreb; 'default',

'sammenligning', 'information', 'belønning' samt 'sociale normer'. Endvidere opdeles disse efter, hvilket miljøområde de beskæftiger sig med. Et udsnit af oversigten over de inddragede studier ses i nedenstående tabel 2. Den fulde tabel kan ses i bilag A. Det er væsentligt at bemærke, at nogle studier undersøger flere adfærdsindgreb og indgår derfor flere gange i tabellen. Derudover gøres der opmærksom på, at nogle af de medtagne studier undersøger flere indgreb i samme eksperiment. Da indgrebene i tabellen kategoriseres efter det primære indgreb, kan det give anledning til sammenblandede effekter. Eksempelvis kategoriseres feltstudiet om OPOWER, undersøgt af Allcott (2011), under indgrebet 'sammenligning' som værende det primære indgreb. Dog kan de udsendte rapporter med information om energiforbruget, samt tips til hvordan dette kan reduceres, kategoriseres under 'information' som det sekundære indgreb. Det vil sige, at effektstørrelsen for 'sammenligning' også afspejler adfærdseffekter som følge af 'information', hvilket er problematisk at tage højde for, idet de ikke kan adskilles.

Tabel 2. Udsnit af oversigt over studier – kategoriseret efter indgreb

Studie	Eksperiment start	Geografi	Stikprøve størrelse	Indgreb	Område	Formål	Note	Effektstørrelse
Arana & Leon (2013)	2009	Spanien	1.680 rejsende	Default	CO ₂ –udledning	Til-/fravalg af CO ₂ kompensation ang. flyrejse	+45% (default: kompensation tilvælges) +57% (default: kompensation fravælges)	+26,7%
Ebeling & Lotz (2015)	2012	Tyskland	41.952 husholdninger	Default	Grøn energi	Til-/fravalg af grøn energi	+7,2% (default: grøn energi tilvælges) +69,1% (default: grøn energi fravælges)	+859,7%
Egebark & Ekstrom (2016)	—	Sverige	25 printere, 18 afdelinger, Svensk Universitet	Default	Papirforbrug	Reduktion i forbruget af printerpapir	Før: 85% Efter: 73%	-14,1%
Graml et al. (2011)	2010	Østrig	887 deltagere	Default	Energiforbrug	Default vedr. målsætning om reduktion i energiforbrug	Default: 19,4% Ikke default: 14,0%	+38,3%
...	...	...	...	...	...	...	...	...
Hu et al. (2020)	2018	Kina	103 studerende	Sociale normer	Energiforbrug	Adfærdsændring gennem identitetsmanipulation for reduktion i energiforbrug	*	+10%

Kilde: Egen fremstilling på baggrund af relevante studier

Note: Ikke tilgængelige data noteres som '—', og '*' indikerer, at der ikke er note tilknyttet, heraf er effektstørrelserne oplyst i studierne. Litteraturlisten for de nye studier fremgår af bilag B.

De effektstørrelser, der fremgår i tabel 2, er enten udregnet eller baseret på de oplyste effekter fra de relevante studier. I de tilfælde, hvor effektstørrelserne er udregnet, er der knyttet en note i forhold til, hvad beregningen baseres på. Nogle effektstørrelser er beregnet ved at kigge på forskellen før og efter indgrebet, imens andre er baseret på forskellen mellem en indgrebs- og kontrolgruppe. De udregnede effektstørrelser er beregnet ved hjælp af følgende formel:

$$\Delta \text{Effekt} = \frac{\text{Effekt}_b - \text{Effekt}_a}{\text{Effekt}_a} \cdot 100\% \quad (1)$$

, hvor $Effekt_a$ angiver effekten før indgrebet eller effekten af kontrolgruppen, imens $Effekt_b$ angiver effekten efter indgrebet eller effekten af indgrebsgruppen. Ved at multiplicere med 100, fås den procentvise ændring af effekten, $\Delta Effekt$. Det bør bemærkes, at de angivne effektstørrelser i tabel 2, i nogle tilfælde, svarer til en reduktion i eksempelvis energiforbruget som følge af indgrebet, imens de andre gange refererer til en adfærdsændring hos deltagerne, som indgrebet har medført. Disse noteres henholdsvis med et minus eller plus, dog er det celfarverne, der indikerer om effekterne er positive (grøn), negative (rød) eller ingen effekt har (grå).

På baggrund af studierne identificeres fem former for adfærdsøkonomisk indgreb samt fem områder indenfor en miljømæssig kontekst, som de forskellige studier og eksperimenter beskæftiger sig med. I nedenstående tabel 3 ses en matrice over indgrebene kombineret med områderne samt antallet af eksperimenter:

Tabel 3. Indgreb-område matrice for antallet af eksperimenter

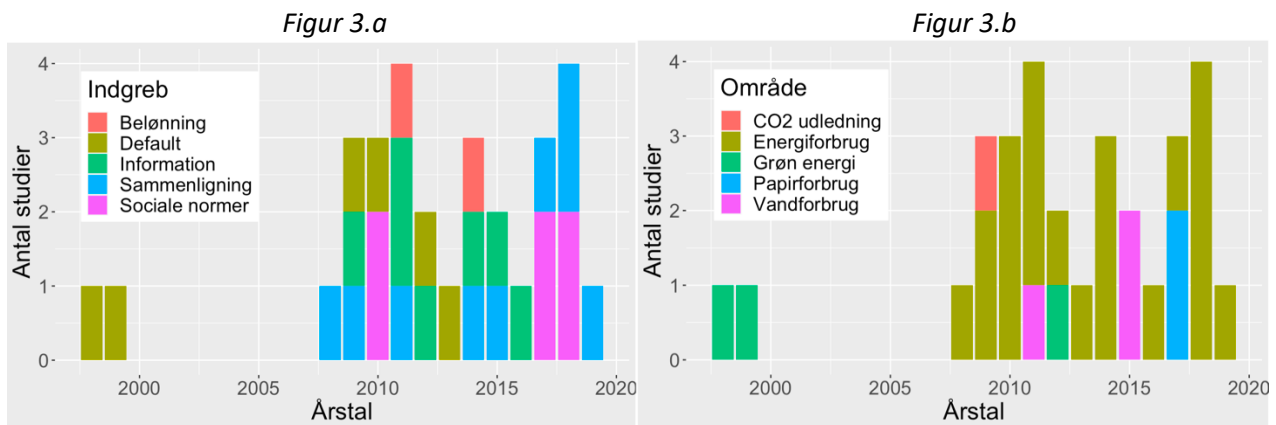
Indgreb\Område	Grøn energi	Energiforbrug	Papirforbrug	Vandforbrug	CO2-udledning	Total pr. indgreb
Default	3	2	1	0	1	7
Information	0	5	0	2	0	7
Sociale normer	0	4	2	4	0	10
Sammenligning	0	8	0	1	0	9
Belønning	0	2	0	0	0	2
Total pr. område	3	21	3	7	1	35

Kilde: Egen fremstilling

På baggrund af tabellen ses det, at mange af de inddragede studier vedrører adfærdsændringer indenfor energi- samt vandforbruget. Derudover ses det, at de fleste studier undersøger, hvordan adfærdsøkonomiske indgreb såsom 'sociale normer' og 'sammenligning' påvirker adfærden. De hyppigt anvendte kombinationer er 'energiforbrug' kombineret med 'sammenligning' og 'information', samt 'vandforbrug' kombineret med 'sociale normer'. Endvidere fremgår det, at indenfor området 'grøn energi', er det kun adfærdsindgrebet 'default', som anvendes i eksperimenterne. Dog anvendes 'default' også indenfor andre områder, såsom papirforbrug.

I nedenstående figur 3 ses fordelingen af eksperimenterne opdelt efter, hvilket år eksperimentet begyndte, hvilken type adfærdsindgreb eksperimentet undersøgte (figur 3.a), samt indenfor hvilket miljøområde (figur 3.b). Da året for eksperimentstart ikke kendes for fem af eksperimenterne, indgår disse ikke i søjlediagrammet:

Figur 3. Fordeling af eksperimenter pr. år i forhold til indgreb og område



Kilde: Egen fremstilling

Af ovenstående figur 3.a fremgår det, at default er et indgreb, der længe har været eksperimenteret med. Desuden ses det, at mange af de nyere medtagne eksperimenter omhandler adfærdsindgrebene sammenligning og sociale normer. Ligeledes ses det, at information og sammenligning er indgreb, som er blevet undersøgt i eksperimenter gennem en årrække.

Figur 3.b viser, at størstedelen af de medtagne studier omhandler adfærdsændringer indenfor energiforbruget. Indenfor energiområdet kan der benyttes forskellige adfærdsindgreb, såsom sammenligning, information og/eller sociale normer. Dog kan overvægten af eksperimenter indenfor energiforbruget skyldes inklusionskriterierne. Derudover kan dette også skyldes, at energi er et meget relevant og omtalt område indenfor bæredygtighed samt håndtering af miljøproblemer.

Indenfor området grøn energi ses det, at default er det eneste anvendt indgreb. Dette kan skyldes, at default er et mere effektivt indgreb sammenlignet med eksempelvis information, idet default håndterer *status quo bias*-anomalien bedre.

Med effektstørrelserne for de 35 eksperimenter kan den gennemsnitlige effektstørrelse samt medianen for hver type indgreb, beregnes. Da effektstørrelsen for et af default-indgrebene er omkring 860 pct., filtreres denne outlier fra i de videre beregninger, for at undgå en misvisende middelværdi af effektstørrelsen. De gennemsnitlige effektstørrelser og medianer af effektstørrelserne for hver type af indgreb, kan ses i nedenstående tabel:

Tabel 4. Middelværdi og median af effektstørrelser pr. indgreb

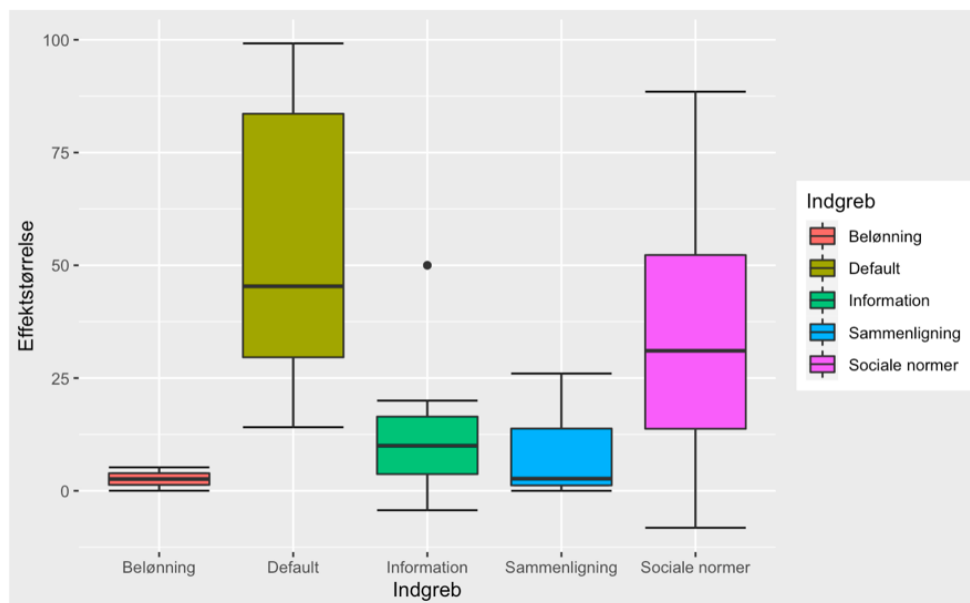
Indgreb	Default	Information	Sociale normer	Sammenligning	Belønning
Studier	5	7	5	8	2
Effekter	6	7	10	9	2
Median af effektstørrelse	45,4%	10,0%	31,1%	2,7%	2,6%
Middelværdi af effektstørrelse	54,1%	13,7%	36,2%	7,1%	2,6%

Kilde: Egen fremstilling³

Af tabel 4 fremgår det, at de forskellige typer indgreb har forskellige effektstørrelser. Heraf har default en relativ høj gennemsnitlig effektstørrelse, hvorimod belønning samt sammenligning har relativ lave effektstørrelser. Den lave gennemsnitlige effektstørrelse for belønning kan skyldes, at der er medtaget færre studier med dette indgreb, hvilket derfor ikke giver et realistisk billede af, hvor høj effektiviteten potentielt kunne være. Dog er sammenligning og sociale normer nogle af de indgreb, der beskæftiges mest med, men effektstørrelserne for disse er ikke lige så store som for default. Dette kan skyldes, at default er et indgreb, hvor valg allerede er truffet på deltagernes vegne, hvilket resulterer i en større effektstørrelse. Af tabel 4 ses det også, at indgrebenes middelværdi og median ligger forholdsvis tæt på hinanden, hvilket indikerer, at fordelingen af datasættet er tilnærmelsesvis normalfordelt.

I nedenstående figur 4 visualiseres effektstørrelserne for de forskellige typer af indgreb gennem boxplots:

Figur 4. Boxplots over effektstørrelser pr. indgreb



Kilde: Egen fremstilling

³ Beregningerne er foretaget i R-studio, som kan findes i bilag

I figur 4 ses fordelingen af effektstørrelserne for de forskellige indgreb, hvoraf intervallet for effektstørrelserne af belønning, information, samt sammenligning er relative lave sammenlignet med default, hvor nedre samt øvre kvartil har et stort interval. I forhold til default, er intervallet fra nedre til den øvre kvartil mindre for sociale normer, men med relativ høj største værdi samt lav mindsteværdi. Derudover ses ud fra effektstørrelsernes median, at belønning, information og sociale normer er de indgreb med en ligelig fordeling, hvorimod fordelingen af effektstørrelserne for default og sammenligning er højreskæve. Som tidligere beskrevet, er det væsentligt at være opmærksom på, at de illustrerede effektstørrelser for de forskellige typer indgreb, kan afspejle sammenblandede effekter.

7.1 Sammenfatning

Ud fra dette afsnit kan det konkluderes, at adfærdsøkonomiske indsigter kan have en betydelig effekt i forhold til at skabe bæredygtighed, hvilket afspejles i de medtagede studier i afsnit 6 og 7. De fundne adfærdseffekter i dette afsnit tager afsæt i naturlige- samt felteksperimenter, hvilket giver et tilnærmelsesvis retvisende billede, idet aktørers faktiske adfærd afspejles. Dette er ikke nødvendigvis tilfældet med eksempelvis laboratorieeksperimenter, hvor der kan sættes spørgsmålstejn ved, hvorvidt adfærdseffekterne afspejler virkeligheden. Dog kan felteksperimenter også være biased i form af stikprøvestørrelsen samt, hvorvidt deltagerne er valgt vilkårligt. Størrelsen på en stikprøve afgør, hvor præcis resultaterne afspejler populationens adfærd - jo større stikprøven er, desto mere tilnærmes populationens faktiske adfærd.

I dette afsnit er der medtaget studier med små og store stikprøvestørrelser, men også stikprøver, der ikke beskæftiger sig direkte med individer, men individers adfærd målt eksempelvis gennem antal papirprint, lukkede vinduer eller forbruget i husholdninger. Dette kan føre til biased og usammenlignelige resultater. Dog er studierne med forskellige stikprøvestørrelser samt -typer, ikke filtreret fra, for at sikre en tilstrækkelig mængde studier at arbejde med. Derudover er deltagerne i studierne eksperimenter ikke udvalgt tilfældigt, men er derimod til en vis grad bestemt af de, som har udført eksperimenterne. Dette kan medføre, at kun en bestemt gruppe menneskers adfærd repræsenteres. I forlængelse af dette påvirker geografiske samt kulturelle forskelle også adfærden i de forskellige felteksperimenter, hvilket bevirker, at resultaterne fra visse felteksperimenter kun er repræsentative for lignende lande. Eksempelvis er der både inddraget studier med eksperimenter i USA, Japan og Ecuador, hvor der kan argumenteres for, at disse lande er kulturelt forskellige, og at resultaterne samt adfærdseffekterne dermed kun er repræsentative for lignende lande. Dette har påvirket middelværdien af indgrebenes effektstørrelser, såsom 'belønning', hvor der i Japan ses en reduktion i energiforbrug, når økonomisk incitament introduceres, hvorimod en fortrængnings-effekt finder sted i Ecuador.

Endelig er nogle af effekterne fra eksperimenterne udregnet, imens andre er oplyst i studierne. Idet studierne kan have beregnet effekterne i eksperimenterne ud fra forskellige metoder, gør det sammenligningsgrundlaget i forhold til effektstørrelserne snævert. På baggrund af dette er det relevant at undersøge, hvorvidt adfærdseffekterne kan kvantificeres på en sammenlignelig måde, for at vurdere om disse indsigter kan implementeres i politiske tiltag. Dette systematiske litteraturstudie kan der yderligere arbejdes videre på i en meta-analyse, hvor der tages højde for komplekse analysemetoder samt statistiske opstillinger, der gør resultaterne mere sammenlignelige og mindre bias. Meta-analyser er dog meget omfattende, og derfor præsenteres en eksisterende meta-analyse vedrørende adfærdsøkonomiske indgreb i en miljømæssig sammenhæng i næste afsnit.

8. Kan effekterne kvantificeres?

Der findes adskillige studier, der beskæftiger sig med adfærdsøkonomiske eksperimenter, som hver især har værdifulde resultater. For at gøre disse resultater mere sammenlignelige kan en meta-analyse benyttes. Meta-analyse er en analysemetode, der kumulerer, kvantificerer samt sammenfatter viden indenfor et forskningsområde. Første trin i en meta-analyse er at udføre et systematisk litteraturstudie, hvilket indebærer formulering af relevante forskningsspørgsmål samt indsamling af empiriske studier. Forskningsspørgsmålene bør formuleres tydeligt ved at inkludere elementer såsom, population, indgreb, sammenligning og udfald. Med andre ord, hvilke befolkningsgrupper der fokuseres på, hvilke former for indgreb, som benyttes, hvem kontrolgruppen består af, samt hvilken faktor effekten måles ud fra. Efter specificeringen af forskningsspørgsmålene skal der etableres inklusions- samt eksklusionskriterier. Dette kan eksempelvis være baseret på studietyper (felt- eller laboratorieeksperimenter), publikationssproget eller stikprøvestørrelsen. Med kriterierne etableret benyttes nøgleord til at indsamle relevant empiri i velkendte databaser, hvor de studier, som både opfylder kriterierne og samtidig også indeholder væsentlig primær data af høj kvalitet, udvælges til meta-analysen (Forero, Lopez-Leon, Gonzales-Giraldo, & Bagos, 2019). Næste trin i processen er den statistiske analysedel, hvor effektstørrelserne fra eksperimenterne, som indgår i de udvalgte studier, skal beregnes. Opgaven består i at kortlægge, hvordan de forskellige studier har angivet effekterne fra eksperimenterne og derefter omregne det til sammenlignelige effektstørrelser. I de studier, hvor der ikke rapporteres en effektstørrelse, skal der selv beregnes en ud fra angivne informationer. Effektstørrelserne bør beregnes som vægtede gennemsnit, som afspejler stikprøvestørrelserne. Der findes flere metoder til at beregne effektstørrelser på, heraf *Cohen's d-metoden* og *Hedges' g-metoden*, der begge beskæftiger sig med den standardiseret gennemsnitlige forskel (Field, 2006).

I følgende afsnit præsenteres først en omfattende meta-analyse foretaget af Osbaldiston og Schott (2012), hvor først hovedformålet, samt den anvendte metode introduceres. Efterfølgende præsenteres meta-analysens resultater, og en diskussion af, hvad disse kan bruges til. Herefter inddrages en kort kritik, der har til formål at pointere nogle af de væsentligste begrænsninger og mangler ved den inddragede meta-analyse. Alle nedenstående afsnit, med undtagelse af afsnit 8.1.2, baseres på Osbaldiston & Schott (2012) og egne fortolkninger.

8.1 Meta-analyse – Osbaldiston og Schott (2012)

Osbaldiston og Schott (2012) udførte en omfattende meta-analyse over 87 udgivet studier med tilsammen 253 eksperimentelle indgreb over observerede adfærdseffekter i en miljømæssig kontekst. En meta-analyse giver kvantitative sammenligninger og derigennem mere brugbare informationer sammenlignet med karakteristiske litteraturreviews. Dette skyldes, at uklare termer som 'mere effektiv end' og 'mindre effektiv end' transformeres til virkelige måle- og kvantificerbare forskelle. Formålet med Osbaldiston og Schotts meta-analyse var at forsyne forskere, miljøforkæmpere⁴ samt miljøaktivister med den relevant information, som er nødvendig for at tilrettelægge effektive adfærdsøkonomiske indgreb, der kan håndtere miljøudfordringerne. Med dette formål blev der opstillet tre væsentlige forskningsspørgsmål, som meta-analysen forsøgte at besvare; 1) Hvilke adfærdsøkonomiske værktøjer er blevet undersøgt i litteraturen?, 2) Hvad er den relative gennemsnitlige effektivitet af hvert værktøj samt 3) er visse værktøjer mere effektive i forhold til at fremme visse typer af adfærd?

8.1.1 Anvendt metode

En meta-analyse består typisk af tre væsentlige trin, hvilket Osbaldiston og Schott også gjorde brug af. Først blev der foretaget en udvidet litteratursøgning for at finde alle relevante studier, som opfyldte specificerede inklusionskriterier. Dernæst blev disse studier evalueret, hvor type af adfærdsøkonomisk værktøj blev kategoriseret og effektstørrelserne beregnet. Afslutningsvis blev der foretaget en statistisk analyse. Metoden Osbaldiston og Schott anvendte i deres meta-analyse, beskrives i nærmere detaljer i det følgende.

⁴Osbaldiston & Schott (2012) anvender begrebet *practitioners*. Dette oversættes til 'miljøforkæmpere', og fortolkes til at omfatte aktører, der arbejder indenfor organisationer, institutioner, forvaltninger, såsom kommuner, og lignende, der forsøger at fremme miljøbevidsthed, bæredygtighed og miljøbeskyttelse.

Litteratursøgning og evaluering af litteratur

Fokusset i meta-analysen var eksperimenter, der blev udført for at fremme miljøvenlig adfærd. Derfor blev der opstillet fire kriterier, som eksperimenterne skulle opfylde, for at blive inkluderet i meta-analysen. Det første kriterie for inklusion var, at studiet skulle omhandle et eksperiment, der foretog en sammenligning mellem grupper, eksempelvis med en kontrolgruppe, eller foretog en sammenligning over tid, eksempelvis før og efter eksperimentet. Det andet kriterie omfattede, at resultaterne fra eksperimenterne skulle være målt eller observeret i virkeligheden, hvilket betød, at laboratorieeksperimenter og lignende blev ekskluderet. Hertil skulle adfærden, som blev undersøgt i eksperimentet, være relevant i en miljømæssig kontekst. Tredje kriterie var, at studierne skulle indeholde kvantitative informationer, således effektstørrelserne kunne beregnes. At studierne skulle være udgivet efter 1980, var det sidste kriterie for inklusion i deres meta-analyse. Ligesom kriterier, der skulle opfyldes for at indgå i meta-analysen blev overvejet, blev der også truffet valg i forhold til, hvilke typer studier, der skulle ekskluderes. Her blev studier, som fokuserede på at reducere henkastning af affald, ekskluderet. Dette skyldes, at henkastning af affald allerede er ulovligt i mange lande, og er derfor ikke en adfærd, der principielt bør fremmes. Derudover pointerer Osbaldiston og Schott, at kampagner som *'Don't mess with Texas'* fokuserer på det æstetiske fremfor det miljømæssige. Endelig blev studier, som vedrørte eksperimenter om undervisning og oplysning af miljøvenlig adfærd gennem skolesystemet, også ekskluderet.

For at indsamle relevante udgivet studier blev der søgt på forskellige nøgleord i forskellige databaser, såsom *PsycInfo* og *EconLit*. Her blev nøgleordene *'ecological behavior'*, *'conservation and environment'*, *'environmental problems'*, *'energy conservation'* og *'recycling'* anvendt. Herudover blev der søgt på de studier, som indgik i litteraturlisten på de fundne studier igennem databaserne. Endelig blev der gjort en indsats i forhold til at indsamle, på daværende tidspunkt, ikke-udgivet studier ved at kontakte førende forskere indenfor området. På baggrund af inklusions- og eksklusionskriterierne samt ovennævnte søgningsmetode blev i alt 87 studier, udgivet mellem 1980 og 2009, udvalgt til meta-analysen. Disse studier udgjorde tilsammen 253 eksperimentelle adfærdsøkonomiske indgreb, hvor effektstørrelserne kunne beregnes.

Efter udvælgelse af studierne var næste trin i processen at evaluere studierne ved at sortere, kode og kategorisere de anvendte adfærdsøkonomiske værktøjer i de forskellige eksperimenter. Hovedopgaven var at identificere, hvilket adfærdsøkonomisk værktøj, der blev eksamineret i de forskellige studier, samt undersøge forskellene før og efter eksperimentet i forbindelse med implementering af et adfærdsøkonomisk indgreb. Her viste det sig, at der i de fleste eksperimenter blev undersøgt to eller flere adfærdsøkonomiske instrumenter. I et eksperiment kunne deltagerne eksempelvis både modtage økonomisk belønning for at sortere affald til genbrug samtidig med, at de også modtog feedback om, hvor meget af affaldet, der blev genbrugt i området. Ovennævnte gav udfordringer i forhold til at kategorisere, hvilket adfærdsøkonomisk

instrument et pågældende studie undersøgte – økonomisk incitament eller feedback? For at håndtere dette problem blev der introduceret en 4-trins skala, hvor værdien 3 indikerede, at dette instrument var det primære fokus. Værdien 2 angav, at dette var et sekundært fokus, mens 1 betød, at dette var en mindre betydningsfuld faktor. Endelig indikerede 0, at dette ikke var en faktor, som blev undersøgt i eksperimentet.

Dataanalyse og beregning effektstørrelse

Efterfulgt af kategoriseringen af de undersøgte adfærdsøkonomiske instrumenter i de forskellige eksperimenter, blev effektstørrelserne i forbindelse med implementering af et pågældende adfærdsøkonomisk indgreb, beregnet. Ud fra de angivne resultater i de forskellige studier, blev effektstørrelsen for hvert implementeret adfærdsøkonomisk indgreb i eksperimenterne, beregnet ved hjælp af *Hedges' g*. *Hedges' g* er en gængs måleenhed til beregning af effektstørrelsen i forbindelse med eksperimenter, hvor der indføres et indgreb. Effektstørrelsen angiver forskellen mellem en gruppe, som påvirkes af et indgreb og en kontrolgruppe, der ikke påvirkes af indgrebet. Effektstørrelsen kan også angive forskellen mellem før og efter et indgreb finder sted. En nærmere beskrivelse af, hvordan effektstørrelser beregnes og fortolkes, findes i næste afsnit.

Osbaldeston og Schott beregnede *Hedges' g* for de forskellige adfærdsøkonomiske indgreb ud fra middelværdier, standardafvigelse og stikprøvestørrelser, som blev angivet i studierne tilhørende de forskellige eksperimenter. I tilfælde, hvor der blev rapporteret insignifikante resultater, blev effektstørrelsen estimeret til 0,00.

Osbaldeston og Schott strukturerede datasættet i meta-analysen således, typen af indgreb samt typen af adfærd, blev de uafhængige variable, mens effektstørrelsen var den afhængige variable. Gennemsnittet af effektstørrelserne på tværs af de forskellige eksperimenter, blev beregnet ved at vægte hvert eksperiment med den inverse af effektstørrelsens varians, hvorefter gennemsnittet af disse blev beregnet for at finde den vægtede gennemsnitlige effektstørrelse. Osbaldeston og Schott beregnede den gennemsnitlige effektstørrelse for hver type af adfærdsøkonomisk indgreb således, disse forskellige effektstørrelser kunne sammenlignes med hinanden for at bestemme, hvilke adfærdsøkonomiske indgreb, der er mest effektive.

8.1.2 Effektstørrelser

'Effektstørrelse' er en simpel metode til at kvantificere størrelsen på forskellen mellem to grupper. Metoden anvendes særligt, når effektiviteten af indgreb skal kvantificeres relativt til noget andet, eksempelvis en kontrolgruppe. Effektstørrelser gør det muligt at bevæge sig væk fra simple beretninger om, hvorvidt indgreb virker eller ej, til mere avancerede fremstillinger om, hvor effektive indgrebene er, relativt til andre indgreb under samme kontekst. Ved at fremhæve det vigtigste aspekt i et indgreb – størrelsen af effekten –

opnås en mere videnskabelig tilgang i forhold til opsamling af viden, hvilket gør 'effektstørrelser' til et væsentligt redskab, når effektiviteten af indgreb skal fortolkes og formidles (Coe, 2002).

En effektstørrelse angiver den 'standardiseret gennemsnitlige forskel'⁵ mellem to grupper, og kan opstilles på følgende vis:

$$\text{Effektstørrelse} = \frac{[\text{Middelværdi for indgrebsgruppe}] - [\text{Middelværdi for kontrolgruppe}]}{\text{Standardafvigelse}} \quad (2)$$

Effektstørrelsen kan også angive forskellen mellem før og efter et indgreb finder sted, og i sådan et tilfælde anvendes middelværdien for disse. 'Standardafvigelse' er et mål for spredningen i et datasæt. Når der beskæftiges med indgreb, refereres der til standardafvigelsen af populationen, som de to forskellige grupper tilhører. Dog kendes denne i praksis sjældent, hvilket betyder, at den skal estimeres ud fra kontrolgruppens standardafvigelse, idet denne består af en repræsentativ gruppe af populationen, som ikke udsættes for det eksperimentelle indgreb. Hvis kontrolgruppen ikke er stor nok, vil estimeringen af den 'sande' populations standardafvigelse, være betragtelig upræcis. Derfor kan standardafvigelsen også estimeres som en 'pooled' (samlet) værdi ud fra både indgrebs- og kontrolgruppen. Grundlæggende fungerer den 'pooled' standardafvigelse som et gennemsnit af indgrebs- og kontrolgruppens standardafvigelse, og kan beregnes på følgende måde:

$$SD_{pooled} = \sqrt{\frac{(N_I - 1)SD_I^2 + (N_K - 1)SD_K^2}{N_I + N_K - 2}} \quad (3)$$

, hvor N_I og N_K refererer til antal personer i henholdsvis indgrebs- og kontrolgruppen, imens SD_I og SD_K er de to gruppers standardafvigelser. Brugen af den estimerede 'pooled' standardafvigelse beror sig på antagelsen om, at de to beregnede standardafvigelser afspejler den samme populationsværdi. Med andre ord betyder det, at standardafvigelserne for indgrebs- og kontrolgruppen kun bør afvige, som resultat af variation i stikprøven. Hvis der er belæg for, at de to standardafvigelser er tilbøjelige til at være systematisk forskellige, opfyldes denne antagelse ikke, og en 'pooled' standardafvigelse bør ikke anvendes til at beregne effektstørrelsen (Coe, 2002).

Ovenstående beskrevet 'effektstørrelse' kendes også under navnet *Cohen's d* (Cohen, 1969), og kan på en matematisk måde, udtrykkes på følgende vis:

$$d_{Cohen} = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sigma_{pooled}} \quad (4)$$

⁵ Standardised mean difference (SMD)

, hvor $\bar{x}_1$ refererer til middelværdien i gruppe 1, dette kan eksempelvis være indgrebsgruppen eller før indgrebet, imens $\bar{x}_2$ er middelværdien i gruppe 2 og dette kan eksempelvis være kontrolgruppen eller efter indgrebet finder sted. σ_{pooled} er den 'pooled' standardafvigelse (jf. ligning 3) (Becker, 2000).

En 'pooled' standardafvigelse til beregning af effektstørrelsen giver generelt et bedre estimat, sammenlignet med en standardafvigelse kun baseret på kontrolgruppen. Dog vil en 'pooled' standardafvigelse stadig være biased, idet den generelt angiver en værdi, som er lidt større end den 'sande' populations standardafvigelse (Coe, 2002).

Hedges og Olkin (1985) opstiller en formel, som giver en tilnærmet korrektion af denne bias under navnet *Hedges' g*. Korrektionen sker ved at bruge den vægtet 'pooled' standardafvigelse:

$$g_{Hedges} = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{S_{pooled}} \quad (5)$$

, hvor $\bar{x}_1$ refererer til middelværdien i gruppe 1, imens $\bar{x}_2$ er middelværdien i gruppe 2. S_{pooled} er den 'pooled' og vægtet standardafvigelse. *Hedges' g* anvender, i modsætning til *Cohen's d*, en 'pooled' standardafvigelse, som er vægtet i forhold til stikprøvestørrelsen. Dette betyder, at værdier fra store stikprøver vægter mere end værdier fra mindre stikprøver (Coe, 2002) & (Becker, 2000). Denne korrektion medfører, at *Hedges' g* bliver mindre biased end *Cohen's d* (Osbaldeston & Schott, 2012).

Hvordan effektstørrelser fortolkes, er et væsentligt spørgsmål. En effektstørrelse svarer til en 'Z-score' i en standard normalfordeling, og indikerer, hvor meget mere af en specifik adfærd, deltagerne i indgrebsgruppen udviser, sammenlignet med den gennemsnitlige person i kontrolgruppen eller den gennemsnitlige person før indgrebet finder sted (Coe, 2002). I nedenstående tabel 5 illustreres, hvordan effektstørrelserne kan fortolkes:

Tabel 5. Fortolkning af effektstørrelse

Effektstørrelse	Andel af deltagerne i indrebsgruppe som udviser 'mere' adfærd sammenlignet med kontrolgruppen	Andel af deltagerne, som udviser 'mere' adfærd sammenlignet med før indgreb	Effektstyrke
0,00	50 pct.	0 pct.	Ingen
0,10	54 pct.	4 pct.	-
0,20	58 pct.	8 pct.	Lille
0,30	62 pct.	12 pct.	-
0,40	66 pct.	16 pct.	-
0,50	69 pct.	19 pct.	Mellem
0,60	73 pct.	23 pct.	-
0,70	76 pct.	26 pct.	-
0,80	79 pct.	29 pct.	Stor
0,90	82 pct.	32 pct.	-
1,00	84 pct.	34 pct.	-
1,20	88 pct.	38 pct.	-
1,40	92 pct.	42 pct.	-
1,60	95 pct.	45 pct.	-
1,80	96 pct.	46 pct.	-
2,00	98 pct.	48 pct.	-
2,50	99 pct.	49 pct.	-
3,00	99,99 pct.	50 pct.	-

Kilde: Egen fremstilling på baggrund af (Coe, 2002), (Osbaldeston & Schott, 2012) og egne beregninger

Det er væsentligt at understrege, at fortolkning af effektstørrelser på baggrund af tabel 5 kræver, at antagelsen om, at både indrebs- og kontrolgruppen er normalfordelt, opfyldes.

Ifølge Cohen (1988), kan effektstørrelserne også fortolkes gennem kvalitative termer. Det vil sige, at en effektstørrelse på 0,20, 0,50 og 0,80 svarer til en henholdsvis lille, mellem, og stor effekt, som følge af implementering af et indgreb. Cohen påpeger dog selv, at det kan være mangelfuldt at bruge termer som 'lille', 'mellem' og 'stor' ud af sammenhæng. Glass et al. (1981) pointerer, at dette skyldes, at effektiviteten af et bestemt indgreb, kun kan fortolkes i forhold til andre indgreb, som forsøger at frembringe den samme effekt. Derudover afhænger den praktiske betydning af en effektstørrelse, udelukkende af indgrebets relative omkostninger og fordele. Hvis der indenfor uddannelsesområdet eksempelvis viser sig, at en lille og forholdsvis billig ændring, vil øge den akademiske præstation med en lille effektstørrelse på 0,1, så vil dette stadig være en signifikant forbedring, set i forhold til indgrebets omkostninger. Derudover vil forbedringen især være signifikant, hvis den gjorde sig gældende for alle studerende, og hvis effekten var akkumulerende over tid. Meta-analyser, som oftest er den form for studier, der beregner effektstørrelser, kritiseres ofte for, at omfanget af omstændigheder, hvorudfra effektstørrelser beregnes, typisk er begrænset. Herudover

er de oplyste effektstørrelser typisk et gennemsnit, som oftest baseres på meget forskellige værdier (Coe, 2002).

8.1.3 Forskellige former for adfærdsindgreb

Osbaldiston og Schott (2012) kategoriserede de forskellige anvendte adfærdsøkonomiske instrumenter, i de medtagede studier i meta-analysen, under ti forskellige indgreb. Disse ti indgreb blev grupperet i følgende fire kategorier; *convenience*, *information*, *monitoring* og *social-psychological processes*. De to indgreb centreret omkring *convenience*, er lethed (*easy*) og påmindelser (*prompts*). 'Letthed' skal gøre miljøvenlig adfærd nemmere ved eksempelvis at placere affaldsspande og -containere steder, hvor der er let adgang, hvilket skal give incitament til at sortere affald. 'Påmindelser' refererer til ikke-informerende meddelelser, der fokuserer på små, specifikke handlinger, såsom at slukke lyset, når et rum forlades.

Under kategorien *information*, indgår begrundelser (*justifications*) og instruktioner (*instructions*). 'Begrundelser' er et indgreb, som skal give informative forklaringer på, hvorfor specifikke handlinger bør udføres. Dette kan eksempelvis være informationer omkring, hvor meget af det materiale, som bliver smidt ud på affaldspladser, kan genbruges. 'Instruktioner' har til formål at informere omkring, hvordan specifikke handlinger skal foretages, eksempelvis at plastik skal sorteres ud fra deres genbrugskoder.

Monitoring er en kategori, der indeholder indgrebene tilbagemelding (*feedback*) og belønninger (*rewards*). 'Tilbagemelding' giver løbende informationer omkring indsats som resultat af adfærdsændringer. Ved at tilsende elregninger hver måned, kan adfærd eksempelvis ændres, idet der sammenlignes med forrige måneds forbrug. 'Belønninger' er økonomiske gevinster, der skal give incitament til at udvise en bestemt adfærd. Disse gevinster kan komme i form af penge, kuponer, rabatter og lignende.

Den sidste kategori, *social-psychological processes*, indeholder følgende fire former for indgreb; social modellering (*social modeling*), kognitiv uoverensstemmelse (*cognitive dissonance*), forpligtelse (*commitment*) og målsætning (*setting goals*). Disse indgreb anvendes typisk til at tilskynde aktører til at engagere sig i miljøvenlig adfærd. 'Social modellering' er et indgreb, der gør aktører opmærksomme på andres adfærd, eksempelvis gennem diskussioner eller demonstrationer, og dermed giver aktører incitament til at følge samme adfærd. Indgreb vedrørende 'kognitiv uoverensstemmelse' observerer aktørers eksisterende opfattelser samt attituder med henblik på at få dem til at agere på en måde, der stemmer overens med deres opfattelser. Formålet med sådanne indgreb er at reducere aktørers kognitive uoverensstemmelser. 'Forpligtelse' skal give aktører incitament til at give mundtlige eller skriftlige erklæringer, som forpligter dem til en bestemt adfærd. Endelig beskriver 'målsætning' processer, hvor på forhånd fastsatte mål, tilstræbes. Dette kan eksempelvis være et mål om at reducere energiforbruget med 20 pct..

8.1.4 Resultater fra meta-analysen

78 pct. af de medtagede studier i Osbaldiston og Schotts meta-analyse beskæftigede sig ikke alene med én af de ti former for adfærdsøkonomisk indgreb beskrevet i det ovenstående, men derimod med en kombination af flere. Dette blev der taget højde for ved at benytte den tidligere beskrevet 4-trins skala, hvor indgrebene blev kategoriseret efter, hvorvidt det var det primære eller sekundære fokus.

Osbaldiston og Schott undersøgte, hvilke eksperimenter, der havde kombinerede indgreb, hvor effektive disse kombinationer var, og opstillede efterfølgende en tabel til at illustrerer dette. I nedenstående tabel 6 ses en matrice med de ti forskellige adfærdsøkonomiske indgreb som både rækker og kolonner. Indgrebene, som er medtaget i matricen, er primære eller sekundære indgreb, det vil sige indgreb, der har fået værdien 2 eller 3 på 4-trins skalaen.

Tabel 6. Krydstabulering af indgreb, vægtet gennemsnitlige effektstørrelser samt sammenligning af indgrebskombinationer

Treatment	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1. Easy	0.46 (35)									
2. Prompts	1.10 (21)	0.81 (57)								
3. Justifications	0.03 (8)	0.78 (9)	0.37 (85)							
4. Instructions	0.09 (11)	0.51 (12)	0.44 (44)	0.31 (94)						
5. Feedback	0.28 (2)	0.63 (4)	0.32 (14)	0.28 (20)	0.48 (64)					
6. Rewards	1.39 (2)	0.28 (1)	0.18 (9)	0.47 (14)	0.52 (10)	0.37 (44)				
7. Social modeling	-0.06 (3)	0.35 (5)	0.43 (24)	0.48 (20)	0.48 (13)	0.39 (6)	0.44 (56)			
8. Cognitive dissonance	(0)	1.74 (1)	0.89 (9)	1.23 (3)	0.41 (1)	0.33 (1)	0.83 (5)	0.89 (16)		
9. Commitment	-0.04 (4)	(0)	0.24 (14)	0.36 (15)	0.66 (6)	1.23 (3)	0.26 (14)	0.56 (5)	0.37 (39)	
10. Goal setting	(0)	(0)	0.39 (3)	1.31 (7)	0.34 (9)	0.78 (8)	0.58 (4)	0.27 (2)	0.71 (12)	0.51 (25)

Kilde: (Osbaldiston & Schott, 2012, s. 274)

I tabel 6 indikerer værdierne i parentes, diagonalt gennem matricen og markeret med fed, hvor mange gange, hvert indgreb har været inkluderet som enten det primære eller sekundære indgreb. Værdierne i parentes, udenfor diagonalen og markeret med kursiv, angiver antallet af gange indgrebene har været kombineret som primære og/eller sekundære indgreb. De resterende værdier, uden parentes og i normal skrifttype, angiver den gennemsnitlige effektstørrelse for hver kombination af indgreb.

Ud fra tabel 6 fremgår det, at 'instruktioner', har været anvendt i 94 eksperimenter, og er dermed benyttet flest gange som enten det primære eller sekundære indgreb. Dog ses det, at instruktioner er det indgreb, som har haft mindst effekt i eksperimenterne med en vægtet gennemsnitlig effektstørrelse på kun 0,31. Jævnfør tabel 5, svarer dette til en lille effekt, som enten kan betyde, at 62 pct. i indgrebsgruppen udviste en 'mere' adfærd sammenlignet med den gennemsnitlige person i kontrolgruppen eller at 12 pct. af deltagerne udviste en 'mere' effekt sammenlignet med den gennemsnitlige person før indgrebet.

Derimod ses det, at kognitiv uoverensstemmelse er det indgreb, der er mindst anvendt, da det blot indgår i 16 eksperimenter. Modsat instruktioner, har kognitiv uoverensstemmelse en effektstørrelse på 0,89, og er dermed det indgreb, som har den største effekt jævnfør tabel 5. En effektstørrelse på 0,89 indikerer en stor effekt, hvor enten 82 pct. i indgrebsgruppen udviste en 'mere' effekt sammenlignet med den gennemsnitlige person i kontrolgruppen eller at 32 pct. af deltagerne udviste en 'mere' effekt sammenlignet med den gennemsnitlige person før indgrebet.

Kognitiv uoverensstemmelse samt instruktioner har været kombineret i tre studier med en effektstørrelse på 1,23, hvilket er en mærkbar effekt. Den mest anvendte kombination er begrundelser og instruktioner, med 44 tilfælde, hvor effektstørrelsen ligger på 0,44 og har dermed omtrent en mellemstor effekt. Den største effektstørrelse er kombinationen af kognitiv uoverensstemmelse og påmindelser, der har en effektstørrelse på 1,71. Denne kombination er dog kun opstået én gang, hvilket tyder på, at resultatet kan være biased. Dog er kognitiv uoverensstemmelse det adfærdsøkonomiske indgreb, der overordnet set har haft de største effekter. De mindste effekter ses mellem lethed kombineret med begrundelser, social modellering og forpligtelse. Gennem tabel 6 opnås en forståelse af, hvilke adfærdsøkonomiske indgreb, der ofte kombineres i en miljømæssig kontekst, samt hvilke af disse kombinationer, der er mest effektive.

I anden del af meta-analysen, anvendte Osbaldiston og Schott ni former for miljøvenlig adfærd for at gruppere eksperimenterne efter, hvilke adfærdsøkonomiske indgreb, der er anvendt for at fremme visse typer af miljøvenlig adfærd. Dette fremgår af nedenstående tabel 7:

Tabel 7. Adfærdsøkonomisk indgreb i kombination med type af adfærd

Type of PEB	Easy	Prompts	Justifications	Instructions	Rewards	Social modeling	Cognitive dissonance	Feedback	Commitment	Setting goals
Public recycling	8 1.46	19 0.95	3 1.71		2 0.73	2 0.93	4 1.09	3 0.48	3 1.08	
Public-energy conservation	2 2.88	5 0.54	1 1.63	3 0.25		1 0.25		4 0.38		
Water conservation	4 0.31	6 0.56	11 0.21	4 0.18	3 0.20	1 1.15	2 0.52	10 0.18	1 0.41	
Curbside recycling	3 2.33	8 0.17	14 0.29	12 0.37	4 0.62	9 0.57	2 0.59	3 0.36	13 0.30	
Central recycling				1 2.88	6 0.61	3 0.28		5 0.26	4 0.14	4 0.50
Home energy conservation		3 0.00	9 0.17	25 0.17	6 0.45	4 0.74	5 0.29	32 0.28	7 0.55	3 0.31
Home energy adoption	1 0.01		1 0.14							
Gasoline conservation	1 2.24			2 2.23	11 0.43			2 2.04	2 2.23	5 1.31
Other behaviors		3 0.38	5 0.47	3 0.66	4 0.23	6 0.34		1 1.54	2 0.54	3 0.46

Note: PEB refererer til pro environmental behavior, hvilket betegner miljøvenlig adfærd

Kilde: (Osbaldiston & Schott, 2012, s. 278)

Tabel 7 angiver, hvilke indgreb, der er blevet anvendt i forbindelse med de ni typer af miljøvenlige adfærd. Her ses det, at både instruktioner og feedback er de mest benyttede indgreb indenfor energireduktion hos husholdningerne, dog med effektstørrelser under 0,30, hvilket indikerer, at effekterne af disse indgreb ikke er særlig store. Sortering af affald ved offentlige steder – *public recycling* – er den type adfærd, hvor alle indgreb har været relative effektive med høje effektstørrelser. Eksempelvis har sortering af affald ved offentlige steder en gennemsnitlig effektstørrelse på 1,46, når indgrebet 'lethed' anvendes, hvilket betyder, at mere end 92 pct. i indgrebsgruppen udviste en 'mere' adfærd sammenlignet med den gennemsnitlige person i kontrolgruppen eller at mere end 42 pct. af deltagerne udviste en 'mere' adfærd sammenlignet med den gennemsnitlige person før indgrebet. Reduktion i forbrug af benzin er en anden type adfærd, hvor de anvendte indgreb har høje effektstørrelser.

På baggrund af ovenstående tabel fremgår det, at der ikke blot er ét adfærdsøkonomisk indgreb, som er meget effektiv på tværs af de forskellige typer af adfærd. Nogle indgreb er mere effektive for visse typer af adfærd, imens andre indgreb er bedre egnet til andre typer af adfærd. Eksempelvis ses det, at det er mest effektivt at tilskynde til energibesparelser hos husholdninger med indgreb som social modellering og forpligtelse, imens lethed og belønning er indgreb, der er effektive til at tilskynde sortering af affald i privat regi – *curbside recycling*.

Et bemærkelsesværdigt aspekt i tabel 6 og 7 er, at effektstørrelserne er høje i færreste forkomne kombinationer og omvendt. Da forskellen mellem disse effektstørrelser er store, er det ikke en korrekt afspejling af indgrebenes effekter på de forskellige typer af miljøvenlig adfærd, og effektstørrelserne er dermed biased. En måde at håndtere dette på er, at kun overveje effektstørrelser, hvor samme kombination af miljøvenlig adfærd og/eller type af indgreb, optræder mere end fem gange.

Ligeledes er det væsentligt at pointere, at det på baggrund af tabel 6 og 7 ikke er muligt at konkludere, hvor mange af de medtagede studier, der har haft en stor effekt. Dette skyldes, at de enkelte studiers effektstørrelser ikke fremgår i meta-analysen.

8.1.4.1 Opsummering af resultaterne

Formålet med Osbaldiston og Schotts meta-analyse var at forsyne miljøforkæmpere med relevant information vedrørende, hvordan adfærdsøkonomiske indsigter kan benyttes til at fremme miljøvenlig adfærd på en optimal måde. Tabel 6 præsenterede ti adfærdsøkonomiske indgreb og de tilhørende vægtede gennemsnitlige effektstørrelser. Herudfra fremgik det, at adfærdsøkonomiske indgreb, som vedrørte påmindelser og kognitive uoverensstemmelser, var de mest effektive indgreb. Oftest anvendes indgreb i kombination med andre for at styrke incitamentet til miljøvenlig adfærd, hvilket også blev illustreret i tabel 6. Når der ses bort fra kombinationer af indgreb, som optræder færre end fem gange, er følgende seks kombinationer

af indgreb særdeles effektive; 1) belønninger og målsætninger, 2) instruktioner og målsætninger, 3) forpligtelser og målsætninger, 4) påmindelser og lethed, 5) påmindelser og begrundelser samt 6) kognitive uoverensstemmelser og begrundelser. Det er bemærkelsesværdigt, at målsætning indgår i tre ud af de seks kombinationer af indgreb, hvilket beretter om, at målsætning særligt er et effektivt adfærdsøkonomisk værktøj, når det kombineres med andre værktøjer.

Tabel 7 præsenterede indgreb i kombination med type af miljøvenlig adfærd. Af tabellen fremgik det, at for effektivt at tilskynde til visse typer af miljøvenlige adfærd, bør der matches med passende og relevante typer af adfærdsøkonomiske indgreb. Dog engagerer nogle af indgrebene, såsom påmindelser og instruktioner, kun aktørerne på et minimalt niveau, imens andre indgreb kræver, at aktørerne foretager en mere aktiv indsats, såsom målsætning og forpligtelse. På samme måde kræver visse typer af miljøvenlige adfærd større indsats end andre fra aktørernes side. Eksempelvis kræver reduktion i forbrug af benzin og energi en større indsats, idet hverdagsaktiviteter skal omlægges, imens sortering af affald ved offentlige steder er mere ligetil for aktører. Af tabel 7 fremgik det, at der opnås høje effektstørrelser, når mindre krævende indgreb kombineres med mindre krævende adfærdsændringer og omvendt. Det ses, at lethed og påmindelser er adfærdsøkonomiske indgreb, som er særdeles effektive for at få aktører til at sortere affald ved offentlige steder, imens målsætning er effektiv i forhold til at få aktører til at reducere forbruget af benzin.

8.1.4.2 Hvad kan resultaterne fra meta-analysen bruges til?

På baggrund af meta-analysen foreslår Osbaldiston og Schotts, at miljøforkæmpere kan tilrettelægge forskellige initiativer, der har til formål at tilskynde til miljøvenlige adfærd. Første trin i denne proces er at udvælge den type adfærd, som ønskes at promoveres. Dette kan eksempelvis være sortering af affald eller reduktion i vand- eller energiforbrug. Herefter kan tabel 7 anvendes til at determinere, hvilke slags adfærdsøkonomiske indgreb, der sandsynligvis vil være effektive i denne sammenhæng. Endelig kan tabel 6 anvendes til at fastsætte, hvilke komplementære indgreb, som vil være passende i forhold til situationen og målet med initiativet. Hvis der eksempelvis ønskes at reducere energiforbruget hos husholdningerne, kan der ud fra tabel 7 ses, at 'social modellering' er et effektivt adfærdsøkonomisk indgreb i forhold til at fremme denne type adfærd. Tabel 6 kan herefter anvendes til at finde ud af, at 'målsætning' og 'tilbage-melding', er indgreb, som fungerer godt i kombination med 'social modellering'.

Nogle typer miljøvenlige adfærdsændringer er lettere at tilvejebringe end andre, ligesom visse typer af miljøvenlige adfærd har større miljømæssige effekter sammenlignet med andre. At få aktører til at sortere affald ved institutioner er en adfærd, som både er godt og forholdsvis nemt at tilskynde til. Dog er det, i en miljømæssig kontekst, vigtigere at få aktører til at installere efficiente elapparater og køre i bæredygtige biler, hvilket er typer af adfærd, som er sværere at tilskynde til. Effektiviteten af et initiativ, som har til formål at tilskynde til bæredygtig adfærd, bør derfor måles på den miljømæssige indvirkning, og ikke blot på,

hvor meget adfærden har ændret sig, som følge af et adfærdsøkonomisk indgreb. Eksempelvis kan effekten af et indgreb måles i forhold til, hvor meget CO_2 , der er blevet reduceret. Dette aspekt blev dog ikke undersøgt i Osbaldiston og Schotts meta-analyse. Dog kan der argumenteres for, at de medtagede adfærdsøkonomiske indgreb, som undersøges i meta-analysen samt typerne af adfærd, som forsøges at fremmes, kan have en betydelig miljømæssig indvirkning. Dog vides det ikke, hvilket adfærdsindgreb eller hvilken type adfærd, der henholdsvis har størst eller mindst miljømæssig virkning. Dette er et væsentligt aspekt at undersøge, idet store effektstørrelser af et indgreb, ikke nødvendigvis afspejler stor miljømæssig virkning.

8.1.5 Begrænsninger og mangler i meta-analysen

Osbaldiston og Schott havde i forbindelse med udarbejdelse af meta-analysen stødt på begrænsninger. En af de store udfordringer skyldtes, at et væsentligt antal af eksperimenterne, beskæftigede sig med flere indgreb samtidigt. Sjældent kan ét indgreb ændre aktørers adfærd, og det er derfor naturligt at benytte sig af flere. Eksempelvis er det vanskeligt at få et individ til at handle på en bestemt måde, uden at give vedkommende en 'begrundelse' på hvorfor, 'instruktioner' til hvordan samt 'påmindelser' om hvornår. Derudover skal det gøres let for individerne (lethed), og der kan være behov for demonstration (social modellering). Af denne årsag indeholdte eksperimenter kombinerede indgreb, hvilket er begrænsende, hvis der ønskes at undersøge indgreb, isoleret. Dog understreger Osbaldiston og Schott, at de største adfærdseffekter sandsynligvis fandt sted, når flere indgreb blev kombineret.

En anden begrænsning i meta-analysen opstod som følge af omfanget af brugbare studier grundet inklusionskriterierne. Det er nemlig sandsynligt, at relevante studier ikke er blevet inkluderet, idet de enten ikke var færdiggjorte på daværende tidspunkt, eller ikke havde signifikante resultater. Studier, som ikke finder signifikante effekter, er tilbøjelige til ikke at blive udgivet i videnskabelige tidsskrifter. Manglen på inddragelse af sådanne studier kan gøre meta-analysen biased, idet resultaterne vil have en tendens til kun at afspejle studier med signifikante effekter. Denne form for bias kaldes for 'publikationsbias'.

Derudover har det også været en udfordring at bestemme korrekte moderatorvariable, samt hvor meget disse påvirkede de forskellige indgreb. Eksempelvis kan det forestilles, at størrelsen af en belønning, hyppigheden af tilbagemeldinger, kilden på informationen samt typen af målsætninger, påvirker størrelsen af adfærdsændringerne. Ovenstående blev der ikke taget højde for i meta-analysen, idet det kan forekomme udfordrende at måle disse objektivt.

De medtagede studier i meta-analysen havde forskellige måder at gribe eksperimenterne an på. Enten blev der udført eksperimenter med indgrebs- og kontrolgruppe, en for- og efterprøve eller en kombination af begge. Af denne grund har effekterne ikke været målt på samme måde, og dermed har sammenligningsgrundlaget for de beregnede effektstørrelser for de forskellige indgreb i meta-analysen ikke været fuldstændig optimal.

Analyseniveauet, det vil sige omfanget af eksperimenterne analyse, var endnu en begrænsning. De medtagne studier i meta-analysen antages at bruge stikprøvestørrelsen som et mål for analyseniveau. Det vil sige, at de eksperimenter med større stikprøver, principielt bør have en større vægtning i det samlede fund. Eksempelvis bør eksperimenter med 100 deltagere vægte det dobbelte af eksperimenter med 50 deltagere. Hertil, undersøgte nogle eksperimenter individers adfærd, imens andre undersøgte adfærden hos husholdninger eller familier. Andre eksperimenter observerede kun resultater over tid, og ikke antal deltagere. Derfor var det vanskeligt at opgøre, hvor mange deltagere, der havde været en del af visse eksperimenter. Effektstørrelser fra studier, der sammenligner to eller flere indgreb med samme kontrolgruppe, er ikke uafhængige, men er stokastisk afhængige. Er der eksempelvis måleusikkerheder i forbindelse med kontrolgrupperne, vil dette påvirke effektstørrelserne for alle indgrebsgrupper, som sammenlignes med kontrolgruppens effektstørrelser.

En anden væsentlig begrænsning i forhold til de medtagne studier i meta-analysen var, at studier foretaget af samme forfattere, ikke fuldstændig var udarbejdet uafhængige af hinanden, på trods af, at studierne var udgivet på forskellige tidspunkter. Dette skyldtes, at disse forfattere benyttede sig af de samme materialer, mål og metoder. På samme måde kan der argumenteres for, at studier udført i samme geografiske områder, ikke var fuldstændig uafhængige af hinanden, da eksempelvis kulturer kan påvirke deltagernes miljømæssige adfærdsændringer.

Afslutningsvis var det en begrænsning, at flere eksperimenter ikke beskæftigede sig med effekterne mellem de kort- og langsigtede adfærdsændringer, idet deltagerne i de medtagne eksperimenter, typisk kun blev overvåget mellem to og otte uger.

8.2 Sammenfatning

Da der findes adskillige adfærdsøkonomiske eksperimenter med forskellige miljørelaterede initiativer, er det relevant at samle disse for at kvantificere adfærdseffekterne på en sammenlignelig måde. Dette blev foretaget i en meta-analyse forfattet af Osbaldiston og Schott (2012), der inddragede 87 studier, med i alt 253 eksperimenter. Formålet med meta-analysen var at forsyne miljøforkæmpere med relevant information vedrørende, hvordan adfærdsøkonomiske indsigter kan benyttes til at fremme miljøvenlig adfærd på en optimal måde. På baggrund af meta-analysen blev der opstillet to væsentlige tabeller, som kan bidrage med relevant information i forhold til at tilrettelægge adfærdsøkonomiske initiativer i en miljømæssig kontekst. Tabel 6 præsenterede ti adfærdsøkonomiske indgreb og de tilhørende vægtede gennemsnitlige effektstørrelser. Herudfra fremgik det, at adfærdsøkonomiske indgreb, som omhandlede påmindelser og kognitive uoverensstemmelser, var de mest effektive indgreb med store gennemsnitlige effektstørrelser. Derimod var indgreb, der vedrørte begrundelser, instruktioner, belønning samt forpligtelse, mindre effektive med små gennemsnitlige effektstørrelser, dog alle større end 0,20. Endelig indikerede tabel 6, at indgreb

som lethed, tilbagemelding, social modellering samt målsætning tilnærmelsesvis havde mellemstore effekter med effektstørrelser mellem 0,44 og 0,51. Det er bemærkelsesværdigt, at ingen af de ti indgreb havde en gennemsnitlig effektstørrelse på mindre end 0,20, hvilket indikerer ingen effekt. På baggrund af ovenstående kan det konkluderes, at alle de medtagede adfærdsøkonomiske indgreb i meta-analysen udviste mere eller mindre effekt i forhold til at skabe miljøvenlige adfærdsændringer.

Tabel 7 præsenterede indgreb i kombination med type af miljøvenlig adfærd, og viste, at for effektivt at tilskynde til visse typer af miljøvenlige adfærd, bør der matches med passende og relevante typer af adfærdsøkonomiske indgreb. Når en bestemt type miljøvenlig adfærd ønskes at promoveres, kan tabel 7 anvendes til at determinere, hvilke slags adfærdsøkonomiske indgreb, der sandsynligvis vil være effektive i denne sammenhæng, hvorefter tabel 6 kan benyttes til at fastsætte, hvilke komplementære indgreb, der vil være passende i forhold til at nå målet med det pågældende initiativ.

Der har i forbindelse med denne meta-analyse været nogle begrænsninger og mangler, og en af disse var udfordringen ved at bestemme korrekte moderatorvariable, og hvordan disse påvirkede de forskellige indgreb. Eksempelvis blev der ikke taget højde for størrelsen af en belønning og hyppigheden af tilbagemeldinger, som kan påvirke størrelsen af adfærdsændringerne. Osbaldiston og Schotts meta-analyse gav dog alligevel akademisk indsigt i, hvordan effektstørrelser af adfærdsøkonomiske indgreb i felteksperimenter, kan kvantificeres.

Det er dog væsentligt at pointere, at da meta-analysen er udgivet i 2012, og er baseret på studier mellem 1980 til 2011, afspejler resultaterne samt effektstørrelserne ikke nødvendigvis, hvad størrelserne vil være i dag. Der kan argumenteres for, at individer og aktører i dag er mere miljøbevidste, hvilket kan indikere, at effektstørrelserne sandsynligvis vil blive forstærket, hvis der foretages en meta-analyse, som baseres på nyere feltstudier og -eksperimenter.

9. Fremtidige muligheder for miljøregulering

I de ovenstående afsnit blev der diskuteret, hvorfor traditionelle miljøøkonomiske instrumenter er utilstrækkelige samt givet eksempler på, hvordan adfærdsøkonomiske indsigter kan anvendes til at fremme miljøvenlig adfærd hos forbrugere. Endelig blev det analyseret, hvorvidt disse effekter kan kvantificeres samt anvendes med henblik på at tilrettelægge effektive adfærdsrelaterede miljøinitiativer. I forlængelse af dette, opstår en naturlig undren om effekterne, når adfærdsøkonomiske eksperimenter skaleres op og initiativerne implementeres, således en større del forbrugere omfattes. Heraf er det også væsentligt at diskutere, hvorvidt adfærdsøkonomiske indsigter, i praksis, kan implementeres i fremtidige miljøreguleringer. Dette diskuteres nærmere i det følgende.

9.1 Skalerede adfærdsøkonomiske effekter

Behavioural Insights Team (2011) dokumenterer i en rapport, hvordan den daværende britiske regering, ved hjælp af adfærdsøkonomiske indsigter, formåede at reducere energiforbruget i deres ministerier og afdelinger med en betydelig andel. Den daværende premierminister i Storbritannien forpligtede den daværende regering til at reducere 10 pct. af CO_2 -udledningen, som kom fra ejendomme benyttet af ministerierne og lignende. Denne reduktion skulle finde sted mellem maj 2010 og maj 2011. Forpligtelsen fremstod som værende ambitiøs, idet den omfattede 3.000 bygninger samt 300.000 offentligt ansatte. For at imødekomme målet blev særligt to adfærdsøkonomiske værktøjer anvendt – ændring af standarderne for belysning og opvarmning samt tilskyndelse til adfærdsændringer gennem sociale normer og konkurrence. Et år efter indførsel af de adfærdsøkonomiske initiativer, formåede den daværende britiske regering at reducere CO_2 -udledningen med omkring 10 pct., hvilket også var deres målsætning. *Behavioural Insights Team* konkluderer på baggrund af rapporten, at det er muligt at reducere CO_2 -udledninger både hurtigt og omkostningseffektivt ved hjælp af adfærdsøkonomiske indsigter. Afslutningsvis pointeres det, at større virksomheder og organisationer, på samme måde, kan implementere lignende adfærdsøkonomiske instrumenter for at reducere deres energiforbrug og derigennem også CO_2 -udledningen og deres negative indflydelse på miljøet (*Behavioural Insights Team*, 2011). *Behavioural Insights Team's* rapport beretter om, at adfærdsøkonomiske værktøjer kan have signifikante miljømæssige effekter, når implementeringen skaleres op til at omfatte en større del af befolkningen end blot deltagere i et eksperiment.

Allcott og Mullainathan (2010) undersøger også, hvorvidt adfærdsøkonomiske indgreb i forhold til energiforbrug kan skaleres. Det påpeges, at der er husholdninger og virksomheder i USA, som endnu ikke har implementeret energibesparende teknologier, selvom energiforbruget vil reduceres samtidig med, at det vil give dem økonomiske besparelser. Selvom, at der er adskillige forklaringer på det førnævnte, så tyder det

på, at barrieren kan skyldes adfærd, hvilket lægger op til, at det er nødvendigt med adfærdsindgreb. En lang række studier undersøger indgreb, såsom social accept, forbrugstilbagemeldinger, fastsættelse af målsætning, forpligtelse samt andre mekanismer. På trods af små, kortsigtede piloteksperimenter af ikke-repræsentative populationer, så illustrerer disse studier konceptet bag adfærdsøkonomiske indgreb. For at skalere dette til et nationalt niveau bør virksomheder, organisationer eller staten tage initiativ til at implementere adfærdsøkonomiske indgreb, således det bliver en del af deres produkt eller miljøpolitiske tiltag. Eksempelvis ses dette gennem, den tidligere beskrevet virksomhed, OPOWER, i afsnit 6, der tilskynder husholdninger, på tværs af USA, til at reducere deres energiforbrug. Ved at sende rapporter ud til hver husholdning med information om naboens forbrug samt tips til at yderligere reducere forbruget, lægges der vægt på indgreb såsom information, social sammenligning og tilbage melding.

Allcott og Mullainathan undersøger, hvor omkostningseffektivt et tilsvarende adfærdsøkonomisk initiativ vil være, samt hvad reduktionsomkostningerne for pr. ton CO_2 -udledning bliver, hvis sådan et tiltag implementeres i hele USA. Med et tilsvarende program som OPOWER, vil det koste en energiudbyder 2,5 cents, for hver kilowatt i timen, som bespares. Derudover kan USA reducere CO_2 -udledningen fra elektricitet, hvilket giver en besparelse på 165 USD pr. ton CO_2 , der reduceres, hvis sådan et besparellesprogram skaleres på nationalt plan. Denne besparelse baseres på en reduktion i CO_2 -udledningen fra elektricitet på 0,5 pct.. Endelig vil USA generere en nettoværdi på 2,2 mia. USD pr. år, hvis et sammenligneligt initiativ skaleres, hvor værdien af elektricitet, der bliver sparet, vil svare til 3,02 mia. USD om året.

Allcott og Mullainathan påpeger, at selvom laboratoriestudier og små felteksperimenter giver akademisk indsigt i, at adfærdsøkonomiske indgreb er effektive, så er det nødvendigt at kunne skalere disse gennem faktiske nationale implementeringer. For at dette kan blive muligt, er der tre implikationer, der skal tages højde for. Som det første kan det offentlige finansiere adfærdsprogrammer, der er vurderet til at have signifikante effekter. For det andet kan politiske beslutningstagere, gennem markedsinitiativer, tilskynde virksomheder i den private sektor, til at generere og udnytte adfærds mæssige innovationer, der vil 'nudge' forbrugere til at træffe miljøvenlige valg. Endelig kan informationer på individer, som statslige myndigheder besidder, eksempelvis køretøjsklassificeringer, videregives til virksomheder. Herigennem kan virksomheder hjælpe forbrugerne med at træffe valg, der er økonomiske samt energiefficiente (Allcott & Mullainathan, 2010).

I det ovenstående blev det belyst, hvorvidt det er muligt at skalere de adfærdsøkonomiske effekter op gennem nationale implementeringer. Dog er der nogle implikationer forbundet med at implementere adfærdsøkonomiske indsigter i fremtidige miljøreguleringer, hvilket vil blive diskuteret i det følgende.

9.2 Adfærdsøkonomi og fremtidig miljøregulering; Implikationer og udfordringer

Hvorvidt adfærdsøkonomiske instrumenter, herunder 'green nudges' kan anvendes til miljøregulering, afhænger af en række faktorer. Eksempelvis bør implementeringsomkostningerne overvejes til sammenligning med traditionelle miljøøkonomiske instrumenter. Derudover bør det evalueres, hvor effektive adfærdsøkonomiske instrumenter er i forhold til at reducere markedsekskternaliteterne, sammenlignet med andre former for politiske tiltag.

Nogle former for nudges kræver kun en minimal ændring og kan implementeres med relative få omkostninger, imens andre er betinget af betydelige faste og variable omkostninger. At implementere en *default* eller rekonstruere en eksisterende *default* er ikke omkostningstungt, hvorimod tilsendelse af information vedrørende sociale normer og påmindelser, samt formidling af feedback kan resultere i implementeringsomkostninger. Carlsson et al. (2019) argumenterer for, at indførelse af en 'green nudge' for at ændre niveauet af en eksisterende miljøafgift, i de fleste tilfælde, er forbundet med store administrationsomkostninger for de offentlige myndigheder. Spørgsmålet om, hvorvidt en 'green nudge' skal indføres i sådan en situation, bør afgøres ved en afvejning af de sociale og miljømæssige fordele, der opnås som følge af den pågældende nudge, samt omkostningerne ved at implementere denne, sammenlignet med omkostningerne ved at implementere andre former for politiske instrumenter. Det påpeges dog, at administrationsomkostningerne kan reduceres ved, at private virksomheder implementere 'green nudges' frivilligt (Carlsson, Gravert, Johansson-Stenman, & Kurz, 2019).

Hvis adfærdsøkonomiske indsigter skal anvendes som politiske instrumenter, er der nogle væsentlige praktiske aspekter, der skal tages højde for. Når det drejer sig om traditionelle miljøpolitiske reguleringsinstrumenter, står det klart, hvem der har ansvaret for at tilrettelægge reguleringerne samt omfanget af disse. Dette gør sig ikke gældende for adfærdsøkonomiske instrumenter, såsom green nudges. Nudges kan enten bemyndiges eller implementeres af de offentlige myndigheder, hvor der dog i begge tilfælde bør fremsættes, hvilke former for adfærdsøkonomiske tiltag, der må implementeres og tillades. I Storbritannien er det eksempelvis *The Behavioral Insights Team*, der er blevet bemyndiget til at have ansvaret for, hvordan adfærdsøkonomiske indsigter kan implementeres i forskellige politiske instrumenter. Tilsvarende enheder er blevet oprettet i lande som USA og Australien (Carlsson, Gravert, Johansson-Stenman, & Kurz, 2019). I Danmark findes *INudgeyou*, som er en pro-social forskningsvirksomhed, der har eksisteret siden 2010. *INudgeyou* er en nudging-enhed, der udfører eksperimenter samt projekter, som har til formål at undersøge og udvikle strategier til, hvordan adfærdsindsigter samt -tiltag kan implementeres. I et nationalt perspektiv har virksomheden udgivet rapporter i samarbejde med offentlige institutioner, såsom Erhvervsstyrelsen og Miljøstyrelsen samt private institutioner, såsom Mærsk og Københavns Lufthavn, imens de i et

internationalt perspektiv har samarbejdet med eksempelvis OECD og Europa Kommissionen (iNudgeyou, 2021).

En af de fundamentale fordele ved adfærdsøkonomiske tiltag er, at indgreb kan testes i et pilotstudie, før de implementeres for hele befolkningen. På denne måde kan effekterne analyseres, og kun hvis disse er signifikante, bør tiltagene indføres. Dette er vanskeligere for traditionelle økonomiske instrumenter, eksempelvis når en afgift på et nyt område skal indføres. Et eksempel på ovenstående er den danske fedtafgift i 2011, som blev afskaffet efter blot 15 måneder, idet der blandt andet ikke blev afdækket synlige effekter på forbruget af mættet fedt. Her vil et pilotstudie have indikeret de potentielle effekter, og omkostninger og ressourcer forbundet med indførsel af denne afgift, kunne være besparet (Carlsson, Gravert, Johansson-Stenman, & Kurz, 2019).

En anden væsentlig problemstilling vedrørende, hvorvidt adfærdsøkonomiske tiltag bør implementeres som en del af miljøpolitikken, er det etiske perspektiv, samt hvorvidt offentlige myndigheder bør blande sig i et individs frihed til at vælge. I denne kontekst opstår væsentlige spørgsmål såsom; hvor meget kan de offentlige myndigheder tillade sig at blande sig, når individer ser ud til at begå fejl? Hvordan vides det, at disse individer, reel set, begår fejl og ikke blot handler ud fra deres sande præferencer? Og endelig, bør individer ikke have ret til at begå fejl uanset deres præferencer? Hvorvidt offentlige myndigheder skal påvirke individers adfærd ved eksempelvis at udnytte deres kognitive begrænsninger og manglende selvkontrol, er der delte meninger om, hovedsageligt på grund af det etiske aspekt (Carlsson, Gravert, Johansson-Stenman, & Kurz, 2019). Det etiske perspektiv uddyber Schubert (2017) yderligere. Schubert pointerer, at det er væsentligt at sikre sig, at 'green nudges' organiseres på en transparent måde for at gøre brugen af dem etisk forsvarligt. Derudover pointeres det, at det etiske aspekt bør indregnes som en del af omkostningerne ved at implementere en 'green nudge'. Det etiske perspektiv skal derfor afvejes i forhold til de vægtede fordele i henseende til den samlet velfærd (Schubert, 2017).

Når et adfærdsøkonomisk instrument implementeres, er det væsentligt at overveje hvor og hvornår det implementeres i en etisk kontekst. I en miljømæssig kontekst er det essentielt at gøre sig overvejelser om, hvorvidt det pågældende instrument øger aktørers bevidsthed om, at en adfærdsændring vil gavne miljøet.

Carlsson et al. (2019) fremhæver, at effektiviteten af adfærdsøkonomiske tiltag er kontekstafhængige, hvilket gør det udfordrende at frembringe generelle miljørelaterede politiske anbefalinger. Denne pointe understøtter Pasche (2016), og påpeger, at den neoklassiske tilgang til tilrettelæggelse af politiske instrumenter, er præget af almindelig anvendelighed og universel tilpasningsevne, hvorimod adfærdsøkonomiske teorier er mere 'lokale' teorier. Dette skyldes, at de adfærdsøkonomiske koncepter kun gør sig gældende for specifikke kontekster. Pasche understreger, at det ikke er forventeligt at observere de samme effekter i en

anden kontekst, hvor tiltaget eksempelvis er blevet modificeret med andre adfærdsanomalier. Derudover pointeres det også, at selvom effektiviteten af visse adfærdsindgreb dokumenteres til at være signifikante i eksperimenter, kan resultater fra eksperimentelle undersøgelser generelt ikke overføres en-til-en til reelle situationer i den virkelige verden, som følge af adskillige ukontrollerbare effekter. Dette indikerer dermed, at de fundne samt kvantificerede eksperimentelle adfærdseffekter i afsnit 6, 7 og 8 ikke nødvendigvis kan overføres direkte til reelle situationer, da der i disse eksperimenter har været mulighed for at kontrollere visse effekter, hvilket ikke bliver muligt, hvis indgrebene implementeres i virkeligheden. Pasche argumenterer for, at selvom adfærdsøkonomiske indsigter giver interessante og relevante indsigter i forhold til aktørers beslutningstagningsprocesser, bør der være forsigtighed med at udlede direkte kvalitative og kvantitative resultater i forhold til andre kontekster og virkelige situationer (Carlsson, Gravert, Johansson-Stenman, & Kurz, 2019) & (Pasche, 2016).

Adfærdslitteratur i en miljømæssig kontekst hævder typisk, at adfærdsøkonomi giver nogle nyttige indsigter vedrørende aktørers præferencer og adfærd ved beslutningstagninger, hvilket særligt er brugbar og nødvendig for at udvikle passende politiske instrumenter og strategier. Pasche (2016) erkender, at dette både er væsentligt og værdifuldt, men understreger, at adfærdsøkonomiske indsigter ikke kan overføres omgående og direkte for at forbedre miljøpolitikken. Dette skyldes de institutionelle rammer som politiske mekanismer er underlagt – miljøpolitikken skal for det første opnå støtte blandt vælgerne, derefter skal den tilrettelægges af politikere og endelig skal den implementeres af forvaltningerne. Pasche understreger endvidere, at selvom adfærdsøkonomiske indsigter lader sig inspirere med nye ideer til miljøpolitikken, vil disse ideer i mange tilfælde ikke nødvendigvis betyde, at nye politiske instrumenter kan ræsonneres og baseres på udelukkende adfærdsøkonomisk teori (Pasche, 2016).

På trods af de fremhævede kritikpunkter, argumenterer Pasche dog for, at adfærdsøkonomiske indsigter kan bruges i visse sammenhænge. Konventionelle løsninger til problemer relateret til offentlige goder, såsom forurening, og en stor del af den konventionelle miljøpolitik, tager ikke højde for, at eksempelvis indre motivation og social gensidige normer vil bidrage til at lede adfærden i den rigtige retning. Derimod er disse løsninger baseret på enten '*command-and-control*'-tiltag eller individuelle incitamenter, som former den individuelle adfærd. Her tages der ikke højde for, at et individ handler i samspil med andre individer, og derfor indgår som en del af en gruppe. Adfærdsøkonomiske indsigter viser, at politiske tiltag med økonomiske incitamenter som instrument, ikke nødvendigvis forstærker den indre motivation, men derimod bevirker til fortrængningseffekter, hvilket gør det politiske instrument mindre effektivt. Dette kan skyldes, at nogle individer får indtrykket af, at ansvaret flyttes fra den individuelle til de offentlige myndigheder, og at den frivillige indsats dermed ikke bliver værdsat. Antages det eksempelvis, at et individ reducerer CO_2 -udledningen frivilligt ved at reducere brugen af bil, så vil en miljøafgift på benzin, som gør bilkørsel dyrere, medføre, at individet vil bruge bilen lige så meget som før. Afgiften bør i princippet reducere brugen af bil,

men da individet allerede har bidraget til reduktion af CO_2 -udledningen, vil det pågældende individ føle sig 'straffet', idet, det i forvejen lave brug af bil, bliver endnu dyrere. Når traditionelle miljøøkonomiske instrumenter, såsom en miljøafgift, indføres, kan det være særlig nyttigt, at adfærdsøkonomiske indsigter inkorporeres (Pasche, 2016).

Endelig fremhæver Pasche, at adfærdsøkonomiske indsigter med fordel kan inddrages som en del af miljøpolitikken, når der beskæftiges med projektorienterede tiltag fremfor globale tiltag. Dette kan eksempelvis være tiltag, som berører specifikke regioner eller byer, hvor aktører og forbrugere får mulighed for at se, at deres adfærd betyder noget, og påvirker det samlede resultat. Ovenstående er vanskeligere at observere for individer, når adfærdsøkonomiske tiltag implementeres på et mere globalt niveau (Pasche, 2016).

10. Konklusion

For at fremme bæredygtighed gennem miljøpolitiske tiltag, er det væsentligt at få etableret, hvilke økonomiske tilgange, der skal tages udgangspunkt i, for at opnå effektive resultater.

Specialeafhandlingen har haft til formål at undersøge, hvorvidt indsigter fra adfærdsøkonomi kan medvirke til at tilvejebringe en mere effektiv udformning af miljøpolitikken, samt hvorvidt disse effekter kan kvantificeres.

Grønne afgifter, der sætter en pris på forurening, og kvotehandelssystemet, som skaber et marked for forureningstilladelser, er de mere velkendte instrumenter, der har til formål at korrigere markedseksternaliteterne, og danner i dag hovedgrundlaget for udformningen af miljøpolitikken. Traditionelle miljøøkonomiske instrumenter udgør nogle væsentlige effektive redskaber til at regulere miljøet. Dog har tilgangen til disse instrumenter fejl og mangler, som hovedsageligt vedrører, at de gængse miljøøkonomiske tiltag fokuserer på at korrigere markedsfejlene, men forsømmer adfærdsfejlene. Specialeafhandlingen formåede at skabe en diskussion af, hvorfor traditionelle miljøøkonomiske instrumenter alene er utilstrækkelige, samt hvordan adfærdsøkonomiske indsigter kan korrigere for adfærdsanomalierne i forbindelse med udformning af miljøpolitikken. En række adfærdsøkonomiske studier belyste, at miljøøkonomiske instrumenter alene er utilstrækkelige, da de ikke adresserer adfærdsanomalier forbundet med implementering af miljøøkonomiske tiltag samt den underliggende rationalitetsantagelse fra standardmodellen. Specialeafhandlingen belyste, at aktører derimod udviser begrænset rationalitet, og at deres præferencer eksempelvis er kontekstafhængige, og påvirkes af aspekter som tabsaversion og altruisme. Traditionelle miljøpolitiske instrumenter, såsom afgifter, kan være effektive, især i forhold til virksomheder, men også forbrugere, dog skal de miljøpolitiske tiltag tilrettelægges effektivt, hvor der tages højde for adfærdsanomalier for at opnå effektive resultater.

Til forskel for miljøøkonomi inddrager adfærdsøkonomi det psykologiske aspekt af individers beslutningsprocesser. Adfærdsøkonomiske indsigter, herunder green nudges, dokumenterer nogle særdeles væsentlige effekter i forhold til at ændre adfærden hos forbruger i en mere miljøvenlig retning, hvilket også blev illustreret i specialeafhandlingen. Adskillige feltstudier og -eksperimenter eksemplificerede, hvordan adfærdsøkonomiske værktøjer effektivt kan tilskynde forbrugere til at agere mere miljøvenligt ved hjælp af simple adfærdsændringer. I disse eksperimenter blev individers adfærdsanomalier udnyttet, for at tilrettelægge nudges, der havde til formål at fremme miljøvenlig adfærd. Adfærdseffekterne fra studierne blev kvantificeret igennem et systematisk litteraturstudie samt gennem en analyse af en eksisterende meta-analyse. På baggrund af dette kan det konkluderes, at adfærdsøkonomiske indsigter kan have en betydelig effekt i forhold til at skabe bæredygtighed gennem forbrugere. I det systematiske litteraturstudie var adfærdsøkonomiske indgreb som omhandlede default og sociale normer de mest effektive indgreb med store

gennemsnitlige effektstørrelser på henholdsvis 54,1 pct. og 36,2 pct., hvilket svarer til den procentvise adfærdsændring. Kognitive uoverensstemmelser samt påmindelser var de mest effektive indgreb i meta-analysen med gennemsnitlige effektstørrelser, udtrykt gennem *Hedges' g*, på henholdsvis 0,89 og 0,81, hvilket indikerer store effektstørrelser. Alle de eksaminerede former for adfærdsøkonomiske indgreb udviste, overordnet set, mærkbare kvantitative effekter i forhold til at skabe miljøvenlige adfærdsændringer. Dog er der nogle implikationer og udfordringer vedrørende, hvorvidt adfærdsrelaterede miljøinitiativer kan implementeres i fremtidige miljøreguleringer, som skal tages i betragtning. Eksempelvis er effektiviteten af adfærdsøkonomiske tiltag kontekstafhængige, hvilket gør det udfordrende at frembringe generelle miljørelaterede politiske anbefalinger, og samtidig skal implementeringen af adfærdsindgreb være etisk forsvarligt overfor forbrugerne.

På baggrund af specialeafhandlingen konkluderes det, at der kan opnås betydelige forstærkede miljømæssige effekter, hvis miljøpolitikken komplementeres med adfærdsøkonomiske indsigter, der fokuserer på forbrugernes reelle adfærd. I dag findes der i mange lande forskellige adfærdsforskningsenheder, herunder *Nudgeyou* i Danmark, som undersøger, hvordan indsigter fra det adfærdsøkonomiske kan implementeres i forskellige politiske instrumenter. Alligevel fokuseres der i utilstrækkelig grad på, hvordan disse indsigter kan inkorporeres i miljøpolitikken, til trods for, at mange studier på området dokumenterer betydelige effekter. Dog er det væsentligt at understrege, at disse effekter blot afspejler observerede eller eksperimentelle effekter fra feltstudier samt -eksperimenter. Hvorvidt disse effekter er skalerbare, er ikke entydigt, idet der ikke findes mange studier vedrørende skalerede adfærdseffekter, selvom aspektet kort blev belyst i specialeafhandlingen. Den utilstrækkelige mængde litteratur om skalerede effekter giver anledning til et område, hvor der er behov for mere forskning, som vil tydeliggøre effektiviteten for politikerne. Specialeafhandlingen indikerer dermed, at der gennem øget anvendelse af adfærdsøkonomiske indsigter kan tilvejebringes en mere effektiv miljøpolitik, især når de inddrages som en del af miljøpolitikken i sammenhæng med projektorienterede tiltag.

11. Litteraturliste

- Allcott, H. (2011). Social norms and energy conservation. *Journal of Public Economics*, Vol. 95, s. 1082-1095. DOI:10.1016/j.jpubeco.2011.03.003
- Allcott, H., & Mullainathan, S. (2010). Behavior and Energy Policy. *Science*, Vol. 327:5970, s. 1204-1205. DOI: 10.1126/science.1180775
- Allcott, H., & Rogers, T. (2014). The Short-Run and Long-Run Effects of Behavioral Interventions: Experimental Evidence from Energy Conservation. *AMERICAN ECONOMIC REVIEW*, Vol. 104:10, s. 3003-3037. DOI: 10.1257/aer.104.10.3003
- Araña, J. E., & León, C. J. (2013). Can Defaults Save the Climate? Evidence from a Field Experiment on Carbon Offsetting Programs. *Environmental and Resource Economics*, Vol 54, s. 613–626. DOI:10.1007/s10640-012-9615-x
- Armstrong, M., & Huck, S. (2010). *Behavioral Economics as Applied to Firms: A Primer*. CESifo.
- Becker, L. A. (2000). Effect Size (ES). Hentet fra <https://www.uv.es/~friasnav/EffectSizeBecker.pdf> Tilgået den 31. maj 2021
- Behavioural Insights Team. (2011). *Behaviour Change and Energy Use*. Cabinet Office Behavioural Insights Team.
- Bohner, G., & Schlüter, L. E. (2014). A Room with a Viewpoint Revisited: Descriptive Norms and Hotel Guests' Towel Reuse Behavior. *PLoS One* 9. DOI:10.1371/journal.pone.0104086
- Carlsson, F., & Johansson-Stenman, O. (2012). Behavioral Economics and Environmental Policy. *Annual Review of Resource Economics*, Vol. 4, s. 75-99. DOI:10.1146/annurev-resource-110811-114547
- Carlsson, F., Gravert, C., Johansson-Stenman, O., & Kurz, V. (2019). *Nudging as an Environmental Policy Instrument*. University of Gothenburg, Department of Economics .
- Carroll, J., Lyons, S., & Denny, E. (2014). Reducing household electricity demand through smart metering: The role of improved information about energy saving. *Energy Economics*, Vol. 45, s. 234-243. DOI:10.1016/j.eneco.2014.07.007
- Cherry, T. L., & Shogren, J. F. (2008). Self-interest, sympathy and the origin of endowments. *Economics Letters*, Vol. 101:1, s. 69-72. DOI: 10.1016/j.econlet.2008.04.007
- Coe, R. (2002). It's the Effect Size, Stupid - What effect size is and why it is important. *Annual Conference of the British Educational Research Association, University of Exeter, England*. EDUCATION-LINE.
- Congdon, W. J., Kling, J. R., & Mullainathan, S. (2009). Behavioral Economics and Tax Policy. *National Tax Journal*, Vol. 62:3, s. 375-386. DOI: 10.3386/w15328
- Cropper, M. L., & Oates, W. E. (1992). Environmental Economics: A Survey. *Journal of Economic Literature*, Vol. 30:2, s. 675-740.
- Danmarks Statistik. (2021). *Verdensmål - for bæredygtig udvikling*. Hentet fra Danmarks Statistik: <https://www.dst.dk/da/Statistik/Sdg#> Tilgået den 31. maj 2021
- Daube, M. (2019). Altruism and Global Environmental Taxes. *Environmental and Resource Economics*, Vol. 73, s. 1049–1072. DOI: doi.org/10.1007/s10640-018-0287-z
- Daube, M., & Ulph, D. (2016). Moral Behaviour, Altruism and Environmental Policy. *Environmental and Resource Economics*, Vol. 63, s. 505–522. DOI: 10.1007/s10640-014-9836-2
- De Økonomiske Råd. (2001). *Dansk Økonomi forår 2001*. Hentet fra De Økonomiske Råd: <https://dors.dk/files/media/rapporter/2001/f01/kap2.pdf> Tilgået den 31. maj 2021
- Det Miljøøkonomiske Råd. (2018). *Økonomi og Miljø 2018*. Hentet fra De Økonomiske Råd: https://dors.dk/files/media/rapporter/2018/M18/m18_.pdf Tilgået den 31. maj 2021

- Det Miljøøkonomiske Råd. (2021). *Økonomi og Miljø 2020*. Hentet fra De Økonomiske Råd: https://dors.dk/files/media/rapporter/2020/m20/diskussionoplaeg/diskussionsoplaeg_oekonomi_og_miljoe_2020_web.pdf Tilgået den 31. maj 2021
- Ebeling, F., & Lotz, S. (2015). Domestic uptake of green energy promoted by opt-out tariffs. *Nature Climate Change*, Vol. 5, s. 868-871. DOI:10.1038/nclimate2681
- Egebark, J., & Ekström, M. (2016). Can indifference make the world greener? *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 76, s. 1-13. DOI: 10.1016/j.jeem.2015.11.004
- Ellsberg, D. (1961). Risk, Ambiguity, and the Savage Axioms. *The Quarterly Journal of Economics*, Vol. 75:4, s. 643-669. DOI: 10.2307/1884324
- Europa-Kommissionen. (2021a). *Årsager til klimaforandringerne*. Hentet fra Europa-Kommissionen: https://ec.europa.eu/clima/change/causes_da Tilgået den 31. maj 2021
- Europa-Kommissionen. (2021b). *Konsekvenser af klimaforandringerne*. Hentet fra Europa-Kommissionen: https://ec.europa.eu/clima/change/consequences_da Tilgået den 31. maj 2021
- Field, A. (2006). A Bluffer's Guide to Meta-Analysis.
- Forero, D. A., Lopez-Leon, S., Gonzales-Giraldo, Y., & Bagos, P. G. (2019). Ten simple rules for carrying out and writing meta-analyses. *PLOS Computational Biology* Vol.15:5, s. 1-7. DOI: 10.1371/journal.pcbi.1006922
- Goldstein, N. J., Cialdini, R. B., & Griskevicius, V. (2008). A Room with a Viewpoint: Using Social Norms to Motivate Environmental Conservation in Hotels. *Journal of Consumer Research*, Vol. 35:3, s. 472-482. DOI: 10.1086/586910
- Gsottbauer, E., & van den Bergh, J. C. (2013). Bounded rationality and social interaction in negotiating a climate agreement. *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, Vol. 13, s. 225-249. DOI:10.1007/s10784-012-9182-1
- Hanley, N., Shogren, J. F., & White, B. (2019). Introduction: Economics for the Environment, Markets and the Environment. I *Introduction to Environmental Economics* (s. 1-39). Oxford University Press.
- iNudgeyou. (2021). *iNudgeyou - Den Danske Nudge Enhed*. Hentet fra iNudgeyou - The Applied Behavioural Science Group: <https://inudgeyou.com/da/om/inudgeyou/> Tilgået den 31. maj 2021
- Jaeger, C. M., & Schultz, P. (2017). Coupling social norm and commitments: Testing the underdetected nature of social influence. *Journal of Environmental Psychology* Vol. 51, s. 199-208. DOI:10.1016/j.jenvp.2017.03.015
- Johansson, O. (1997). Optimal Pigovian Taxes under Altruism. *Land Economics*, Vol. 73:3, s. 297-308. DOI:10.2307/3147169
- Kaenzig, J., Heinzle, S. L., & Wustenhagen, R. (2013). Whatever the customer wants, the customer gets? - Exploring the gap between consumer preferences and default electricity products in Germany. *Energy Policy*, Vol. 53, s. 311-322. DOI:10.1016/j.enpol.2012.10.061
- Kallbekken, S., & Sælen, H. (2013). 'Nudging' hotel guests to reduce food waste as a win-win environmental measure. *Economics Letters* Vol. 119, s. 325-327. DOI:10.1016/j.econlet.2013.03.019
- Kallbekken, S., Kroll, S., & Cherry, T. L. (2011). Do you not like Pigou, or do you not understand him? Tax aversion and revenue recycling in the lab. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 62:1, s. 53-64. DOI: 10.1016/j.jeem.2010.10.006
- Kesicki, F., & Ekins, P. (2012). Marginal abatement cost curves: a call for caution. *Climate Policy* Vol. 12:2, s. 219-236. DOI: 10.1080/14693062.2011.582347
- Kurz, V. (2018). Nudging to reduce meat consumption: Immediate and persistent effects of an intervention at a university restaurant. *Journal of Environmental Economics and Management* Vol. 90, s. 317-341. DOI:10.1016/j.jeem.2018.06.005

- Mason, C. F., Shogren, J. F., Settle, C., & List, J. A. (2005). Investigating Risky Choices Over Losses Using Experimental Data. *Journal of Risk and Uncertainty*, Vol. 31, s. 187–215. DOI:10.1007/s11166-005-3554-7
- McFadden, D. (1999). Rationality for Economists? *Journal of Risk and Uncertainty*, Vol. 19, s. 73-105. DOI:10.1023/A:1007863007855
- Mizobuchi, K., & Takeuchi, K. (2013). The influences of financial and non-financial factors on energy-saving behaviour: A field experiment in Japan. *Energy Policy*, Vol. 63, s. 775-787. DOI:10.1016/j.enpol.2013.08.064
- Mols, F., Haslam, A. S., Jetten, J., & Steffensen, N. K. (2015). Why a nudge is not enough: A social identity critique of governance by stealth. *European Journal of Political Research* Vol. 54, s. 81-98. DOI:10.1111/1475-6765.12073
- Morrissey, K. (2020). Resource and Environmental Economics. I A. Kobayashi, *International Encyclopedia of Human Geography* (s. 463-466). Elsevier.
- Osbaldiston, R., & Schott, J. P. (2012). Environmental Sustainability and Behavioral Science: Meta-Analysis of Proenvironmental Behavior Experiments. *Environment and Behavior*, Vol. 44:2, s. 257–299. DOI:10.1177/0013916511402673
- Pasche, M. (2016). What Can Be Learned from Behavioral Economics for Environmental Policy? I F. Beckenbach, & W. Kahlenborn, *New Perspectives for Environmental Policies Through Behavioral Economics* (s. 109-126). Springer.
- Pellerano, J. A., Price, M. K., Puller, S. L., & Sánchez, G. E. (2017). Do Extrinsic Incentives Undermine Social Norms? Evidence from a Field Experiment in Energy Conservation. *Environmental and Resource Economics*, Vol. 67, s. 413–428. DOI:10.1007/s10640-016-0094-3
- Pichert, D., & Katsikopoulos, K. V. (2008). Green defaults: Information presentation and pro-environmental behaviour. *Journal of Environmental Psychology*, Vol. 28:1, s. 63-73. DOI:10.1016/j.jenvp.2007.09.004
- Ranjan, R., & Shogren, J. F. (2006). How probability weighting affects participation in water markets. *Water Resources Research*, Vol. 42, s. 262-282. DOI:10.1029/2005WR004543
- Scalera, D. (1995). Optimal Consumption and the Environment - Choosing Between 'Clean' and 'Dirty' Goods. *Environmental and Resource Economics*, Vol. 7, s. 375–389. DOI:10.1007/BF00369625
- Schubert, C. (2017). Green nudges: Do they work? Are they ethical? *Ecological Economics*, Vol. 132, s. 329-342. DOI:10.1016/j.ecolecon.2016.11.009
- Settle, C., & Shogren, J. F. (2004). Hyperbolic discounting and time inconsistency in a native–exotic species conflict. *Resource and Energy Economics*, Vol. 26:2, s. 255-274. DOI:10.1016/j.reseneeco.2003.11.010
- Sexton, S. E., & Sexton, A. L. (2014). Conspicuous conservation: The Prius halo and willingness to pay for environmental bona fides. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 67:3, s. 303-317. DOI:10.1016/j.jeem.2013.11.004
- Shogren, J. F. (1990). The impact of self-protection and self-insurance on individual response to risk. *Journal of Risk and Uncertainty*, Vol. 3, s. 191-204. DOI:10.1007/BF00056372
- Shogren, J. F. (2012). *Behavioural Economics and Environmental Incentives*. OECD.
- Shogren, J. F., Parkhurst, G. M., & Banerjee, P. (2010). Two Cheers and a Qualm for Behavioral Environmental Economics. *Environmental and Resource Economics*, Vol. 46, s. 235-247. DOI:10.1007/s10640-010-9376-3
- Smith, S. (2011). *Environmental Economics - A very Short Introduction*. Oxford University Press.

- Sugden, R. (2005). Coping with Preference Anomalies in Cost–Benefit Analysis: A Market-Simulation Approach. *Environmental & Resource Economics*, Vol. 32, s. 129–160. DOI:10.1007/s10640-005-6031-5
- Tversky, A., & Simonson, I. (1993). Context-Dependent Preferences. *Management Science*, Vol. 39:10, s. 1179-1297. DOI:10.1287/mnsc.39.10.1179
- van den Bergh, J. C., Ferrer-i-Carbonell, A., & Munda, G. (2000). Alternative models of individual behaviour and implications for environmental policy. *Ecological Economics*, Vol. 32:1, s. 43-61. DOI:10.1016/S0921-8009(99)00088-9
- Wilkinson, N., & Klaes, M. (2018). *An Introduction to Behavioral Economics*. Palgrave.

12. Bilag

12.1. Bilag A: Oversigt over studier – kategoriseret efter indgreb

Studie	Eksperiment start	Geografi	Stikprøve størrelse	Indgreb	Område	Formål	Note	Effektstørrelse
Arana & Leon (2013)	2009	Spanien	1.680 rejsende	Default	CO ₂ –udledning	Til-/fravalg af CO ₂ kompensation ang. flyrejse	+45% (default: kompensation tilvælges) +57% (default: kompensation fravælges) +7,2% (default: grøn energi tilvælges) +69,1% (default: grøn energi fravælges)	+26,7%
Ebeling & Lotz (2015)	2012	Tyskland	41.952 husholdninger	Default	Grøn energi	Til-/fravalg af grøn energi		+859,7%
Egebark & Ekstrom (2016)	—	Sverige	25 printere, 18 afdelinger, Svensk Universitet	Default	Papirforbrug	Reduktion i forbruget af printerpapir	Før: 85% Efter: 73%	-14,1%
Gram et al. (2011)	2010	Østrig	887 deltagere	Default	Energiforbrug	Default vedr. målsætning om reduktion i energiforbrug	Default: 19,4% Ikke default: 14,0%	+38,3%
Pichert & Katsikopoulos (2008)	1998	Tyskland	1.683 elmålere	Default	Grøn energi	Grøn energi	+99,2% green default	+99,2%
Pichert & Katsikopoulos (2008)	1999	Tyskland	150.000 kunder	Default	Grøn energi	Grøn energi	+94% green default	+94,0%
Wang et al. (2020)	2013	USA	1648 husholdninger	Default	Energiforbrug	Reduktion af energiforbruget gennem til-/fravalg af dynamiske elpriser	Tilvalg: 63,8 Fravalg: 97,2%	+52,4%
Allcott (2011)	2009	USA	600.000 husholdninger	Sammenligning	Energiforbrug	Reduktion i energiforbrug	*	-2,7%

Brandon et al. (2017)	2008	USA	250.000 husholdninger	Sammenligning	Energiforbrug	Reduktion i energiforbrug	*	-2,4%
Chen & Qin (2020)	2018	Kina	575 kollegium	Sammenligning	Energiforbrug	Reduktion i energiforbrug (forbrugere med højt energiforbrug)	*	-14%
Chen & Qin (2020)	2018	Kina	575 kollegium	Sammenligning	Energiforbrug	Reduktion i energiforbrug (forbrugere med lavt energiforbrug)	*	-26%
Jaeger & Schultz (2017)	2015	USA	8.876 husholdninger	Sammenligning	Vandforbrug	Reduktion i vandforbrug	3,5% (sammenligning, kort sigt) 8% (sammenligning, lang sigt)	-3,5%
Kandul et al. (2020)	2019	Schweiz	821 husholdninger	Sammenligning	Energiforbrug	Adfærdsændring gennem information for reduktion i varmekonsum	*	+1,2%
Mizobuchi & Takeuchi (2013)	2011	Japan	236 husholdninger	Sammenligning	Energiforbrug	Reduktion i energiforbrug	Kontrol: med belønning Indgreb: med belønning og feedback	-13,8%
Myers & Souza (2020)	2017	USA	400 studerende	Sammenligning	Energiforbrug	Reduktion i energiforbrug	*	0,0%
Pellerano et al. (2017)	2014	Ecuador	27.634 husholdninger	Sammenligning	Energiforbrug	Reduktion i energiforbrug	Kontrol: uden sammenligning Indgreb: sammenligning	-0,04%
Asensio & Delmas (2016)	2011	USA	118 husholdninger	Information	Energiforbrug	Reduktion i energiforbrug gennem informationsteknologi	Kontrol: 8,66 kWh Indgreb: 7,54 kWh	-12,9%
Aydin et al. (2018)	2014	Holland	25 printere, 18 afdelinger, Svensk Universitet	Information	Energiforbrug	Reduktion i energiforbrug gennem feedback	Kontrol: uden information Indgreb: med information	-20,0%

Carroll et al. (2014)	2009	Irland	5.000 husholdninger	Information	Energiforbrug	Reduktion i energiforbrug gennem forbedret information	*	-1,8%
Guerassimoff & Thomas (2015)	2012	Frankrig	40 husholdninger	Information	Energiforbrug	Reduktion i energiforbrug vha. Smartgrids	*	-10,0%
Jaeger & Schultz (2017)	2015	USA	8.876 husholdninger	Information	Vandforbrug	Reduktion i vandforbrug gennem normativ information	5,6% (stærk advarsel, kort sigt) 3,2% (stærk advarsel, lang sigt)	-5,6%
Ornaghi et al. (2018)	2016	UK	5 kontorbygninger, 185 kontorer	Information	Energiforbrug	Andel af lukkede vinduer uden for arbejdstid for at reducere varmekonsumet	*	+50,0%
Wichman (2017)	2011	USA	59.000 husholdninger	Information	Vandforbrug	Effekter af information ift. vandforbrug	3,5-5% (øget forbrug)	+4,3%
Mizobuchi & Takeuchi (2013)	2011	Japan	236 husholdninger	Belønning	Energiforbrug	Reduktion i energiforbrug	Kontrol: uden belønning Indgreb: med belønning	-5,2%
Pellerano et al. (2017)	2014	Ecuador	27.634 husholdninger	Belønning	Energiforbrug	Reduktion i energiforbrug	Kontrol: med sammenligning Indgreb: med sammenligning og belønning	-0,02%
Bohner & Schuler (2014)	—	Tyskland	Hotel 1: 724 gæster og Hotel 2: 204 gæster	Sociale normer	Vandforbrug	Genbrug af håndklæder gennem standard information om miljø	83,7% og 93,3% (information om miljømæssig virkning)	+88,5%
Bohner & Schuler (2014)	—	Tyskland	Hotel 1: 724 gæster og Hotel 2: 204 gæster	Sociale normer	Vandforbrug	Genbrug af håndklæder gennem deskriptive normer	81,9% 76,5% og (information om miljømæssig virkning + deskriptive normer)	+79,2%
Chakravarty & Mishra (2019)	2017	Indien	Umendall (virksomhed)	Sociale normer	Papirforbrug	Reduktion i papirforbrug	Før: 10,8 stk. pr. person Efter: 4,9 stk. pr. person	-55,0%

Chakravarty & Mishra (2019)	2017	Indien	Times (virksomhed)	Sociale normer	Papirforbrug	Reduktion i papirforbrug	Før: 14,8 stk. pr. person Efter: 10,8 stk. pr. person	-27,0%
Goldstein et al. (2008)	—	USA	1.058 tilfælde over 190 værelser	Sociale normer	Vandforbrug	Genbrug af håndklæder gennem standard information om miljø	+35,1% (information om miljømæssig virkning)	+35,1%
Goldstein et al. (2008)	—	USA	1.058 tilfælde over 190 værelser	Sociale normer	Vandforbrug	Genbrug af håndklæder gennem deskriptive normer	+44,1% (information om miljømæssig virkning + om kollektiv handling)	+44,1%
Graml et al. (2011)	2010	Østrig	211 deltagere	Sociale normer	Energiforbrug	Reduktion i energiforbrug gennem feedback (forbrugere med lavt energiforbrug)	Før: 58,85kWh Efter: 63,7kWh	+8,2%
Graml et al. (2011)	2010	Østrig	211 deltagere	Sociale normer	Energiforbrug	Reduktion i energiforbrug gennem feedback (forbrugere med højt energiforbrug)	Før: 106,11kWh Efter: 98,98kWh	-6,7%
Hu et al. (2020)	2018	Kina	105 studerende	Sociale normer	Energiforbrug	Adfærdsændring gennem identitetsmanipulation for reduktion i energiforbrug	Kontrol 44% Indgreb: 55%	+25%
Hu et al. (2020)	2018	Kina	103 studerende	Sociale normer	Energiforbrug	Adfærdsændring gennem identitetsmanipulation for reduktion i energiforbrug	*	+10%

Note: Ikke tilgængelige data noteres som '—', og '*' indikerer at der ikke er note tilknyttet, heraf er effektstørrelserne oplyst i studierne.

Kilde: Egen fremstilling på baggrund af relevante studier.

12.2. Bilag B: Litteraturliste over studier anvendt i det systematiske litteraturstudie

- Asensio, O. I., & Delmas, M. A. (2016). The dynamics of behavior change: Evidence from energy conservation. *Journal of Economic Behavior & Organization*, Vol. 126, s. 196-212.
DOI: 10.1016/j.jebo.2016.03.012
- Aydin, E., Brounen, D., & Kok, N. (2018). Information provision and energy consumption: Evidence from a field experiment. *Energy Economics*, Vol. 71, s. 403-410 . DOI: 10.1016/j.eneco.2018.03.008
- Brandon, A., Ferraro, P. J., List, J. A., Metcalfe, R. D., Price, M. K., & Rundhammer, F. (2017). Do the Effects of Social Nudges Persist? Theory and Evidence from 38 Natural Field Experiments. National Bureau of Economic Research
- Chakravarty, S., & Mishra, R. (2019). Using social norms to reduce paper waste: Results from a field experiment in the Indian Information Technology sector. *Ecological Economics* Vol. 164.
DOI: 10.1016/j.ecolecon.2019.106356
- Chen, H., & Qin, B. (2020). *Does the nudge effect persist? Evidence from a field experiment using social comparison message in China*. Xi'an Jiaotong University.
- Graml, T., Looock, C.-M., Baeriswyl, M., & Staake, T. (2011). Improving Residential Energy Consumption at Large Using Persuasive Systems. European Conference on Information Systems.
- Guerassimoff, G., & Thomas, J. (2015). Enhancing energy efficiency and technical and marketing tools to change people's habits in the long-term. *Energy and Buildings*, Vol. 104:1, s. 14-24 .
DOI: 10.1016/j.enbuild.2015.06.080
- Hu, H., Fang, W., & Yu, X. (2020). Enhancing individual commitment to energy conservation in organizational settings: Identity manipulation for behavioral changes. *Resources, Conservation and Recycling* Vol. 156. DOI: 10.1016/j.resconrec.2020.104720
- Kandul, S., Lang, G., & Lanz, B. (2020). Social comparison and energy conservation in a collective action context: A field experiment. *Economics Letters*, Vol. 188. DOI: 10.1016/j.econlet.2020.108947
- Myers, E., & Souza, M. (2020). Social comparison nudges without monetary incentives: Evidence from home energy reports. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 101.
DOI: 10.1016/j.jeem.2020.102315
- Ornaghi, C., Costanza, E., Kittle-Davies, J., Bourikas, L., Aragon, V., & James, P. A. (2018). The effect of behavioural interventions on energy conservation in naturally ventilated offices. *Energy Economics*, Vol. 74, s. 582-591 . DOI: 10.1016/j.eneco.2018.07.008
- Wang, W., Ida, T., & Shimada, H. (2020). Default effect versus active decision: Evidence from a field experiment in Los Alamos. *European Economic Review* Vol. 128. DOI: 10.1016/j.euroecorev.2020.103498
- Wichman, C. J. (2017). Information provision and consumer behavior: A natural experiment in billing frequency. *Journal of Public Economics*, Vol. 152, s. 13-33 . DOI: 10.1016/j.jpubeco.2017.05.004