

Rapport 2004-123

**Evaluering av  
miljøavgifter**

# **Evaluering av miljøavgifter**

Utarbeidet for  
Miljøverndepartementet



## Innhold:

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER .....	1
1 INNLEDNING .....	9
2 MILJØAVGIFTER I TEORI OG PRAKSIS .....	11
2.1 Hva sier teorien? .....	11
2.1.1 Lærebokeeksemplet: avgift gir kostnads- og styringseffektivitet....	11
2.1.2 Utforming av avgifter i praksis .....	13
2.2 Begrenset kunnskap om realiserte miljøeffekter .....	15
3 HOVEDPUNKTER I EVALUERING AV MILJØAVGIFTER .....	21
3.1 Noen utfordringer .....	21
3.2 Evalueringsmetoder .....	26
3.3 Oppsummering av hovedpunkter .....	30
4 EVALUERING AV NORSKE MILJØAVGIFTER: EKSEMPLER .....	33
4.1 Kort oversikt over de norske avgiftene .....	33
4.2 CO <sub>2</sub> -avgiften .....	34
4.3 Avgift på sluttbehandling av avfall .....	39
4.4 Avgift på helse- og miljøfarlige kjemikalier .....	45
4.5 Andre avgifter .....	47
4.5.1 Svovelavgiften .....	48
4.5.2 Avgift på HFK og PFK .....	50
4.5.3 Avgifter på drikkevareemballasje .....	52
REFERANSER .....	55
VEDLEGG: CO <sub>2</sub> -AVGIFTEN .....	59



# Sammendrag og konklusjoner

## Resymé

*Hva er viktige utfordringer ved evaluering av miljøeffektene av miljøavgifter og hvordan kan en gå fram for å evaluere de norske miljøavgiftene? ECON har på oppdrag av Miljøverndepartementet vurdert utfordringer og metoder for ex post evaluering, og sett spesielt på mulige framgangsmåter for evaluering av avgiftene på CO<sub>2</sub>, sluttbehandling av avfall og helse- og miljøskadelige kjemikalier. En mindre omfattende gjennomgang er gjort av avgiftene på svovel, klimagassene HFK og PFK og drikkevareemballasje. Rapporten trekker på en gjennomgang av en voksende litteratur om ex post evalueringer av miljøavgifter, særlig i de nordiske land.*

## Bakgrunn

Miljøavgifter har i løpet av de 10 siste årene fått en økende betydning i miljøpolitikken både i Norge og internasjonalt. De viktigste miljøbegrunnede avgiftene som er i bruk i Norge i dag er lagt på CO<sub>2</sub> og klimagassene PFK og HFK, svovel, sluttbehandling av avfall, og enkelte miljøskadelige kjemikalier. Økende bruk av miljøavgifter gir et behov for å vurdere hvordan disse avgiftene faktisk virker. Har avgiftene noen miljøeffekt, gir avgiftene de riktige incentivene, og hvordan kan de utformes mest mulig effektivt?

ECON har på oppdrag fra Miljøverndepartementet gått igjennom eksisterende litteratur knyttet til ex post evaluering av miljøavgifter, med fokus på miljøeffekter. Rapporten gir en vurdering av viktige utfordringer og metoder for ex post evaluering, og har sett spesielt på mulige framgangsmåter for evaluering av avgiftene på CO<sub>2</sub>, sluttbehandling av avfall og helse- og miljøskadelige kjemikalier. En mindre omfattende gjennomgang er gjort av avgiftene på svovel, klimagassene HFK og PFK og drikkevareemballasje

## Problemstilling

Målet med prosjektet er å antyde retningslinjer for hvilke momenter som bør inngå i evaluering av miljøeffektene av miljøavgifter, og å bidra til en bedre forståelse av hvordan man kan legge til rette for framtidige evalueringer. Prosjektet belyser følgende to hovedspørsmål:

- 1. Hva er, basert på nasjonal og internasjonale erfaringer, hovedutfordringene knyttet til ex post evaluering av miljøeffekter av miljøavgifter?*

2. *Hvordan kan en best gå frem for å evaluere de norske miljøavgiftene, i forhold til metoder, databehov og tidspunkt for evaluering?*

## **Konklusjoner og tilrådinger**

### *Viktig å planlegge for evaluering ved innføring av nye avgifter*

Et helt sentralt poeng som har kommet fram i mange av de studiene vi har sett på, er at effektive evalueringer best gjennomføres når man allerede ved innføringen av avgiften har planlagt hvordan den senere skal evalueres. Manglende planlegging betyr at evalueringene ofte kan bli ad hoc pregede, og at det må brukes ekstra ressurser hver gang på å innhente data og fremskaffe informasjon.

Hvorvidt en planlegger for evaluering ved innføring av nye miljøvirkemidler er knyttet til det system- eller tradisjon en har for evalueringer innen forvaltningen. Selv om det er mulig å bruke evalueringsresultater på en ad hoc basis (som vel ofte er tilfelle i Norge dag), er det nok mye å hente på å innarbeide et mer systematisk og strukturert evalueringsrammeverk innenfor miljøforvaltningen. Et slikt rammeverk vil kunne bestå av systemer, rutiner eller prosedyrer som stimulerer til å lære av erfaring i utvikling av en ny og mer effektiv miljøavgiftspolitik. Vi har i dette prosjektet ikke vurdert hvordan et slikt rammeverk vil kunne se ut. Noen av de elementene som et slikt rammeverk bør inneholde er imidlertid beskrevet nedenfor:

- *Klare og evaluerbare mål for avgiften.*

Ved innføring av en ny avgift bør myndighetene ha klare mål for hva en ønsker å oppnå med avgiften. For flere av de avgiftene vi har sett på i dette prosjektet er målformuleringen uklar. Ex ante analyser i forkant av innføringen av avgiften kan gi et grunnlag for å formulere klare, og gjerne kvantitative målsettinger. Der avgiften skal virke i samspill med andre virkemidler er det viktig å avklare hva myndighetene ønsker at avgiften skal bidra til i forhold til de andre virkemidlene. Klare mål er en forutsetning for å kunne evaluere om målet med avgiften er oppnådd.

- *Oversikt over ex ante analyser, vurderinger og endringer i avgiften.*

Forut for innføringen av en avgift blir det som regel gjennomført analyser og vurderinger av forventede effekter av avgiften. Slike analyser vil også være verdifulle i en ex post evaluering. I tilknytning til innføringen av avgiften bør det derfor også foreligge en oversikt over ex ante analyser og andre vurderinger som er gjort forut for innføringen. En slik oversikt bør oppdateres og inneholde evt. endringer i avgiften, samt begrunnelser for endringene. Oversikten bør være tilgjengelig, f.eks. på myndighetenes nettsider. På den måten unngår man å måtte bruke tid på å finne frem relevant informasjon når evalueringen faktisk skal gjennomføres.

- *Nødvendige data må være tilgjengelig.*

Manglende data og dårlig datakvalitet er en av de viktigste hindringene for gode evalueringer, og dermed også for å få kunnskap om effekten av avgiften og hvordan den har virket i markedet. Å sørge for at nødvendige data er tilgjengelig når evalueringen skal gjennomføres blir derfor særdeles viktig i en tilrettelegging for framtidig evalueringer. Det krever samtidig at myndighetene er bevisst på hvilke miljøeffekter man ønsker å måle og hva

som skal være formålet med evalueringen. I den sammenheng vil det være aktuelt å innlede en dialog med SSB, SFT, Norsas, returselskaper, bransjeforeninger og andre relevante aktører som har et ansvar for datainnsamling for å vurdere hva som finnes, hva det vil være behov for og hvordan man evt. kan samarbeide for å sikre at relevante data vil være tilgjengelig når evalueringen skal gjennomføres.

Innhenting og bearbeiding av nye data kan være ressurskrevende. Det er derfor viktig at myndighetene prioriterer hvilke typer avgifter det vil være spesielt viktig å evaluere og hvor omfattende en ønsker å gå fram. Selv om det er ressurskrevende å bygge opp relevante databaser, vil det ikke nødvendigvis være spesielt dyrt å vedlikeholde så lenge gode rutiner etableres. Videre vil databasen kunne ha bred anvendelse i utforming av miljøpolitikk generelt, forskning og til andre formål.

*Formålet med evalueringen må være tydelig: hva ønsker man kunnskap om?*

Det er viktig at myndighetene avklarer hva formålet med evalueringen skal være. Hovedspørsmålet man må ta stilling til er om det er tilstrekkelig å dokumentere miljøeffekter, eller om man ønsker at evalueringen også skal bidra med kunnskap som har betydning for forvaltningen av virkemidlene. Dette har igjen nær sammenheng med hva evalueringen skal brukes til, hvilket, etter vår erfaring, ikke alltid er like tydelig. Evalueringer vil kunne gi viktige innspill til vurderinger av behov for endringer i virkemiddelbruk.

En bevissthet omkring hva formålet med evalueringen skal være, er nødvendig også fordi det vil påvirke valg av metode for evalueringer og hvilke data som det vil være nødvendig å innhente.

Formålet og valg av evaluering bør til syvende og sist baseres på en balansering av nytten for forvaltningen og kostnaden ved gjennomføring av evaluering (inkl. mer eller mindre ressurskrevende datainnhenting og analyseverktøy). Ofte kan også en mindre omfattende evaluering gi nyttig kunnskap.

*Formålet med evalueringen har betydning for valg av metode*

Metodene for evaluere miljøeffektene vil være avhengig av formålet med evalueringen - hva man vil ha kunnskap om - og om man ønsker en kvantitativ eller kvalitativ vurdering av miljøeffekter. Metodene vil i ulik grad og på ulike måter være egnet for å håndtere utfordringene knyttet til evalueringer:

- *Økonomiske modeller og økonometriske metoder* brukes for å vurdere effekter av avgifter i form av prisendringer. Hvorvidt de tilpasninger aktørene gjør faktisk skyldes avgiften eller andre virkemidler vil ofte være vanskelig å vurdere. I enkelte studier brukes regresjonsanalyser for å vurdere hvilke effekter som kan tilskrives ulike virkemidler, men det krever et betydelig datagrunnlag og usikkerheten ved slike analyser kan være stor. Fordelene med disse metodene er at de gir muligheter for å kvantifisere en effekt, men de er i mindre grad egnet til å kvalifisere institusjonelle og markedsmessige barrierer og aktørenes faktiske tilpasning i markedet. Økonomiske modeller stiller omfattende krav til datamateriale og vil i praksis bare kunne brukes på områder der det finnes etablerte



modellverktøy. I Norge har økonomiske modeller vært brukt for å vurdere CO<sub>2</sub>-avgiften.

- Ønsker man å vite mer om den faktiske respons på avgiften, ikke minst i forhold til forvaltningens behov for å vurdere evt. endringer i virkemiddelbruk er *intervjuundersøkelser* og *spørreundersøkelser* bedre egnet. De kan avdekke bieffekter, uheldige virkninger, barrierer i markedet, etc. som er nyttig i et forvaltningsperspektiv. Kvalitative metoder kan kombineres med statistiske analyser av utviklingen, men er i mindre grad egnet for å kvantifisere en miljøeffekt. På områder der avgifter brukes i kombinasjon med andre virkemidler kan spørreundersøkelser og intervjuer bidra til å klarlegge mer spesifikt hvordan aktøren har tilpasset seg og aktørens motiver for å endre atferd.

Intervjuundersøkelser, kombinert med analyser av utviklingen over tid (utslipp, forbruk, avfall, etc) er den mest vanlige evalueringsmetoden. Det skyldes ofte at slike evalueringer som regel er mindre ressurskrevende og stiller mindre krav til datamateriale enn kvantitative analyser basert på f.eks. økonometriske metoder, samtidig som de i mange tilfeller kan gi god nok kunnskap om hvordan avgiften virker i forhold til forvaltningens behov.

#### *Hvilke effekter skal evalueres?*

Vi har i dette prosjektet fokusert på miljøeffekter og avgiftenes insentiveffekter. Disse effektene er viktige, men for en helhetlig vurdering av hvordan avgiftene har fungert bør også andre sentrale elementer trekkes inn. Av disse kan nevnes kostnadseffektivitet, administrasjonskostnader, provenyvirkninger, dynamiske effekter på teknologiutvikling og innovasjon, og mer ”myke” effekter som folkeopplysning og holdningsendringer i samfunnet.

#### *Tidspunkt for evaluering: når bør evalueringen gjennomføres?*

Tidspunktet for evalueringen er avhengig av hva evalueringen skal brukes til. I et forvaltningsperspektiv kan det være viktig å få kunnskap om hvordan avgiften virker i markedet etter relativt kort tid. Tilpasser aktørene seg som forventet eller er det institusjonelle og markedsmessige barrierer som motvirker avgiften? På den måten kan evalueringer ofte avdekke utilsiktede konsekvenser av avgiften slik at det er mulig å gjøre justeringer tidlig.

Behov for kunnskap om slike problemstillinger kan tilsi at avgiften bør evalueres relativt raskt etter at den er innført og innenfor et tidsrom på 1-2 år. Det er ikke gitt at det er mulig å observere miljøeffekter så tidlig, men man kan likevel få indikasjoner på, og eventuelt beregne, hvilke effekter som kan forventes ut i fra den informasjonen som er samlet inn. Slike evalueringer vil kunne følges opp senere når det er rimelig å forvente at miljøeffekter kan observeres.

Tidspunktet for evalueringen av miljøeffekter vil i stor grad måtte vurderes nettopp i forhold til når man kan forvente å se endringer. Dette vil igjen være avhengig av hvilke tiltak som kreves av aktørene i markedet. Finnes det teknologi og alternative løsninger tilgjengelig i markedet, kan endringer skje raskt, dersom ikke andre forhold motvirker en slik respons. Er det derimot nødvendig med betydelige investeringer, teknologiutvikling eller utskifting av produksjonsutstyr kan det ta lang tid, minst 5-10, år før man observerer effektene.

Det kan også være store forskjeller mellom hvor lang tid endringer tar i ulike sektorer. Hvilken respons som faktisk kreves av aktørene i markedet kan klarlegges i ex ante studier av avgiften, og vil være bestemmende for når tidspunktet for en evaluering av miljøeffekter er egnet.

Et annet viktig poeng er at markedene ofte er informert eller har forventet innføring av avgift flere år før den er innført. Det betyr at en evaluering må vurdere utviklingen før den formelle innføringen av avgiften.

Utfordringer og mulig fremgangsmåte ved evalueringer av miljøavgifter er oppsummert nedenfor:

*Tabell A: Utfordringer og mulig framgangsmåte for evaluering av miljøavgifter*

<b>Hovedutfordring</b>	<b>Nøkkelsspørsmål</b>	<b>Framgangsmåte</b>
Formålet med evalueringen	Hva skal evalueres og hvorfor?	Være eksplisitt på hvilke effekter evalueringen skal fokusere på og hva forvaltningen ønsker å bruke den til.
Miljøeffekter	Avgift rettet mot ett stoff, har også konsekvenser for andre miljøbelastninger. Gir avgiften økte miljøproblemer på andre områder?	Vurdere miljøeffektene ikke bare for det utslippet avgiften vil til livs, men også for utilsiktede utslippendringer av andre stoffer.
Samspill mellom virkemidler	Ingen instrumenter virker isolert. Hvilke effekter skyldes hvilke virkemidler?	Evaluere hele pakker der flere virkemidler virker tett sammen. Mer avanserte statistiske metoder og omfattende datamateriale kreves for å skille effekter.  Evaluere enkeltavgifter der de virker mer selvstendig. Kan bruke ulike metoder.
Institusjonelle og markedsmessige barrierer	Er det svikt i markeder eller institusjoner som gjør at avgiften ikke virker etter hensikten?	Vurdere nøye institusjonell ramme og markedsituasjon for å identifisere barrierer som forhindrer realiserte miljøeffekter
Den kontrafaktiske utviklingen	Hva ville skjedd med utslippene hvis avgiften ikke hadde blitt innført?	Etabler referansebane hvis hovedpoenget med evalueringen er å demonstrere miljøeffekter. Ulike, mer datakrevende metoder må benyttes.  Bruk spørreundersøkelser eller intervjuer for en enklere evaluering av hvordan avgiften kan ha påvirket utviklingen.
Tidsperspektiv og timing	Evaluering for tidlig kan gjøre det vanskelig å se effekter, mens for sent gjør at avgiftseffekten "blandes" med andre faktorer. Hvor lenge bør avgiftsordningen ha vært gjeldende for den evalueres?	Tidsperspektivet avhenger av formålet med evalueringen. Evalueringer etter 1-2 år for å vurdere om ordningen virker etter hensikten. Intervjuer og/eller spørreundersøkelser bør benyttes.  Evaluering etter 3-10 år for å demonstrere miljøeffekter. Økonomiske modeller eller mer grundig statistiske analyser.
Informasjonsbehov	Manglende data om utslippskilder er en stor utfordring. Er det et system for innsamling av de data som trengs for evaluering?	Idealløsningen på dette problemet er å planlegge ved innføring av nye avgifter hvilke data som trengs for å evaluere avgiften senere. Hvis ikke, må data innhentes ad hoc for hver evaluering enten gjennom spørreundersøkelser, intervjuer eller ved bruk av eksisterende statistikk

*Hvilke norske avgifter er det viktig å evaluere?*

Vi har i dette prosjektet gjennomgått de fleste av de norske miljøavgiftene. Enkelte av disse, slik som CO<sub>2</sub>-avgiften har vært evaluert en rekke ganger, mens andre avgifter ikke har vært gjenstand for noen ex post vurdering. Flere er innført relativt nylig. Det er likevel ikke gitt at det er nødvendig å evaluere alle typer avgifter like grundig.

De avgiftene som det, etter vår oppfatning, er viktigst å få kunnskap om i et forvaltningsperspektiv, er:

- de som fungerer i en kompleks virkelighet sammen med andre virkemidler,
- der hvor man er i tvil om kostnadseffektiviteten, inklusive administrasjonskostnadene som er forbundet med ordningen, eller
- der avgiften og de virkningene den antas å ha er kontroversiell.

De avgiftene som virker på avfallsområdet, sluttbehandlingsavgiften og emballasjeavgiften, er eksempler som faller inn i denne kategorien. Formålet med sluttbehandlingsavgiften er ikke tydelig definert, avgiften fungerer sammen med en forskrift som regulerer de samme parametrene som avgiften, i tillegg til at en rekke andre virkemidler og tiltak, herunder emballasjeavgiften, skal bidra til å realisere målene i avfallspolitikken. Kunnskap om hvordan disse virkemidlene virker i forhold til hverandre og hvilke effekter de gir, vil ha stor betydning for en kostnadseffektiv utforming av virkemidlene i avfallspolitikken. Emballasjeavgiften, utformet med en klar intensjon om ombruk og gjenvinning av drikkevareremballasje, er det stor uenighet om hvordan virker både blant politikere og i bransjen selv. En evaluering vil her kunne bidra til å avklare dette og hvilke effekter den har bidratt til.

På den annen side vil det for avgifter som f.eks. avgiften på TRI og PER være tilstrekkelig å gjøre mer begrensede vurderinger. Avgiftene her er rettet mot noen få aktører, det er få virkemidler forøvrig som påvirker markedet og man har allerede observert endringer i utviklingen av forbruket av disse stoffene. Markedet er relativt oversiktlig, likeledes aktørenes muligheter for tilpasning og behovet for kunnskap er kanskje ikke like påtrengende her som for andre miljøavgifter.

I en situasjon med begrensede ressurser, vil det derfor være viktig for forvaltningen å prioritere hvilke avgifter man faktisk trenger mer kunnskap om for å føre en effektiv miljøpolitikk og hvilken type kunnskap man trenger.

Når det gjelder tidspunkt for evaluering av de norske avgiftene vil det være avhengig av hva man ønsker kunnskap om. Basert på at forvaltningen både har behov for kunnskap om hvordan miljøavgiften faktisk virker i markedet og hvilke miljøeffekter det gir, har vi foreslått følgende:

- *CO<sub>2</sub>-avgiften* har vært gjenstand for mange evalueringer de siste 10 år, men det kan være viktig å vurdere denne på nytt sammen med det nye kvotesystemet etter 3-5 år.
- *Sluttbehandlingsavgiften* på avfall bør vurderes i løpet av 1-2 år med spesiell vekt på hvilke incentiver den skaper i markedet, og evt. følges opp med en mer omfattende evaluering etter 3-5 år der man i større grad fokuserer på miljøeffektene.

- En begrenset vurdering av *avgift på TRI og PER* kan gjennomføres i løpet av 1-2 år
- *Svovelavgiften* har ikke vært vurdert, så vidt oss bekjent, de siste 10 årene. Selv om de internasjonale utslippsforpliktelsene er nærmest nådd, bør behov for evaluering vurderes.
- Evaluering av *avgift på HFK/PFK* kan vurderes når et teknologiskift i kuldebransjen kan forventes, erfaringsmessig 5-10 år, men muligens også tidligere.
- *Avgiften på drikkevareemballasje* kan være relevant å vurdere i løpet av de nærmeste 1-2 år for å vurdere om avgiften har bidratt til produktendringer i bransjen.

# 1 Innledning

Avgifter har i løpet av de 10 siste årene fått en økende betydning i miljøpolitikken både i Norge og internasjonalt. Miljøavgifter som er i bruk i Norge i dag omfatter blant annet CO<sub>2</sub> og klimagassene PFK og HFK, SO<sub>2</sub>, sluttbehandling av avfall, ulike typer miljøskadelige kjemikalier og kjøretøyer (for en fullstendig oversikt se kapittel 4.1).

Økende bruk av miljøavgifter gir også et behov for å vurdere hvordan disse avgiftene virker. Har avgiftene noen miljøeffekt, gir avgiftene de riktige incentivene, og hvordan kan de utformes mest mulig effektivt?

I evalueringslitteraturen skilles det gjerne mellom *ex ante* og *ex post* evalueringer.<sup>1</sup> *Ex ante* evalueringer er vurderinger, beregninger eller simuleringer som gjøres for å bedømme de forventede effektene av avgiftene før de innføres. *Ex post* evalueringer er analyser i etterkant, dvs. en vurdering av hvordan avgiften faktisk har virket etter at den er blitt innført. Dette behøver nødvendigvis ikke å skje etter at avgiften er avskaffet, men kun at vurderingen i tid følger etter at avgiften er innført (Andersen et. al., 2000).

## Problemstilling

Målet med prosjektet er å antyde retningslinjer for hvilke momenter som bør inngå i evaluering av miljøeffektene av miljøavgifter, og å bidra til en bedre forståelse av hvordan man kan legge til rette for framtidige evalueringer. Prosjektet belyser følgende to hovedspørsmål:

1. *Hva er, basert på nasjonal og internasjonale erfaringer, hovedutfordringene knyttet til ex post evaluering av miljøeffekter av miljøavgifter?*

2. *Hvordan kan en best gå frem for å evaluere de norske miljøavgiftene, i forhold til metoder, databehov og tidspunkt for evaluering?*

Med miljøavgifter menes i denne sammenheng avgifter som har eksplisitte miljøbegrunnelser. Fiskale avgifter som kan antas å ha en miljøeffekt, for eksempel bensinavgiften, er ikke inkludert i studien. Rapporten fokuserer på de avgiftene som er tilknyttet de politikkområdene som Miljøverndepartementet har ansvar for.

---

<sup>1</sup> se f.eks. OECD (1997)

Studien er dessuten avgrenset til evalueringer av miljøeffekter av avgifter. Hvorvidt en avgift gir miljøeffekter vil imidlertid være avhengig av om avgiften gir de riktige insentivene. Kunnskap om avgiftens *insentiveffekter*, hvordan aktørene faktisk tilpasser seg i markedet og hvordan de begrunner sine handlinger vil være viktig for å forstå hvordan miljøeffektene faktisk oppstår og hvorfor de er større eller mindre enn forventet. Slik kunnskap vil ikke minst være viktig for forvaltningen når endringer i virkemiddelbruk skal vurderes.

Andre typer effekter, som f.eks. kostnadseffektivitet, administrasjonskostnader eller proveny, som også vil ha betydning i en helhetlig vurdering av avgiftens effekt er ikke vurdert i dette prosjektet.

## Metode

Prosjektet er basert på en gjennomgang av eksisterende litteratur knyttet til evaluering av miljøavgifter. Det omfatter både akademisk litteratur om emnet og konkrete ex post evalueringer og utredninger gjennomført i regi av myndigheter. Hovedinntrykket fra denne gjennomgangen er at det er gjennomført relativt få ex post evalueringer av miljøavgifter, og at mesteparten av den litteraturen som finnes er knyttet til avgifter i de nordiske landene. Det skyldes dels at Norden i større grad enn mange andre land har benyttet avgifter som virkemiddel i miljøpolitikken, dels at landene, og kanskje spesielt Sverige, har en tradisjon for evaluering av offentlige virkemidler. I Norge er det kun gjennomført noen få ex post evalueringer av miljøavgifter, og de er hovedsakelig knyttet til vurderinger av CO<sub>2</sub>-avgiftens effekter.

Basert på litteratur og erfaringer med evalueringer av miljøavgifter har vi foreslått metoder som kan være egnet for evaluering av enkelte norske miljøavgifter, samt gitt en kort vurdering av databehov og tidspunkt for når det kan være hensiktsmessig å gjennomføre evalueringen. De miljøavgiftene vi har sett på er først og fremst CO<sub>2</sub>-avgiften, avgiften for sluttbehandling av avfall og avgiften på miljøfarlige kjemikalier (TRI og PER). Disse er valgt ut fordi de representerer ulike typer avgifter med hensyn til hvilke typer miljøproblemer de skal bidra til å løse, hvor omfattende de er ment å virke i samfunnet og i hvilken grad de fungerer i kombinasjon med andre virkemidler på det aktuelle området. Avgiftene på svovel, klimagassene PFK og HFK og emballasjeavgiften er mer overflattisk vurdert.

## Leserveiledning

Som en bakgrunn for de etterfølgende kapitlene gir kapittel 2 en kort beskrivelse av hvordan miljøavgiftene er ment å virke og hvorfor de ikke alltid gjør det i praksis. Kapitlet gir også oversikt over relevante ex post evalueringer av miljøavgifter i de nordiske land og USA. Kapittel 3 ser nærmere på enkelte viktige utfordringer som man må være oppmerksom på i alle typer evalueringer av miljøavgifter, og gir en kort presentasjon av hvilke metoder det er vanlig å benytte i slike evalueringer. I kapittel 4 presenterer vi noen eksempler på hvordan ulike norske miljøavgifter har vært evaluert og kan evalueres i fremtiden med hensyn til metode, databehov og tidspunkt for når en evaluering kan være hensiktsmessig å gjennomføre. Sammenhengen oppsummerer hvordan myndighetene kan legge til rette for evalueringer av miljøavgifter i fremtiden.

## 2 Miljøavgifter i teori og praksis

Forståelse av teorigrunnet for miljøavgifter er viktig for å vite hvordan en best bør gå fram for å evaluere avgiftenes virkninger i praksis. Første del av dette kapitlet frisker opp denne forståelsen. Andre del gir en kort oversikt over konkrete evalueringer av ulike miljøavgiftsordninger vi kjenner til i Norge og andre land. Antall slike studier er langt færre enn de som vurderer mulige virkninger *før* nye ordninger innføres.

### 2.1 Hva sier teorien?

En økonomi som overlates til seg selv uten offentlig inngripen skaper større belastninger på miljøet enn det befolkningen som helhet ønsker. Grunnen til det er at økonomisk aktivitet har en rekke uheldige konsekvenser – eller eksternaliteter – som markedsdeltakerne i utgangspunktet ikke tar hensyn til når de tar beslutninger om produksjon og forbruk. Miljøet betraktes som et gratis gode som kan benyttes i ubegrenset mengde til utslipp fra produksjon, høsting av ressurser etc. Her som med andre fellesgoder det er stor etterspørsel etter, må myndighetene enten rasjonere bruken av godet (direkte regulering) eller sette en pris på det (avgift) slik at markedsaktørene reduserer bruken av godet til det nivået som er best for samfunnet. I begge tilfeller gir reguleringen signaler både til forbrukere og produsenter om at forurensing og annen miljøbelastning har en kostnad som rasjonelle aktører må ta hensyn til i sine beslutninger.

#### 2.1.1 Lærebokeksempel: avgift gir kostnads- og styringseffektivitet

Så hvordan virker avgiften og hva er miljøeffekten? Målet med avgiften (eller annen regulering) av for eksempel utslipp av et skadelig stoff er å redusere utslippene så mye at den samfunnsøkonomiske nytten av reduksjonen på marginen blir lik kostnadene ved å oppnå reduksjonen. Det vil si at det koster like mye å redusere det siste tonnet utslipp som det samfunnet får tilbake i form av mindre miljøskade av utslippet. Større eller mindre utslipp enn dette er samfunnsøkonomisk ulønnsomt. Dette kan illustreres i en figur.

La oss anta at det er stigende negativ miljøeffekt (skade) knyttet til stigende utslipp til vann eller til luft som følge av en økonomisk aktivitet. En slik skadekurve er illustrert i Figur 2.1 (marginal skade), der vi måler utslipp i for eksempel

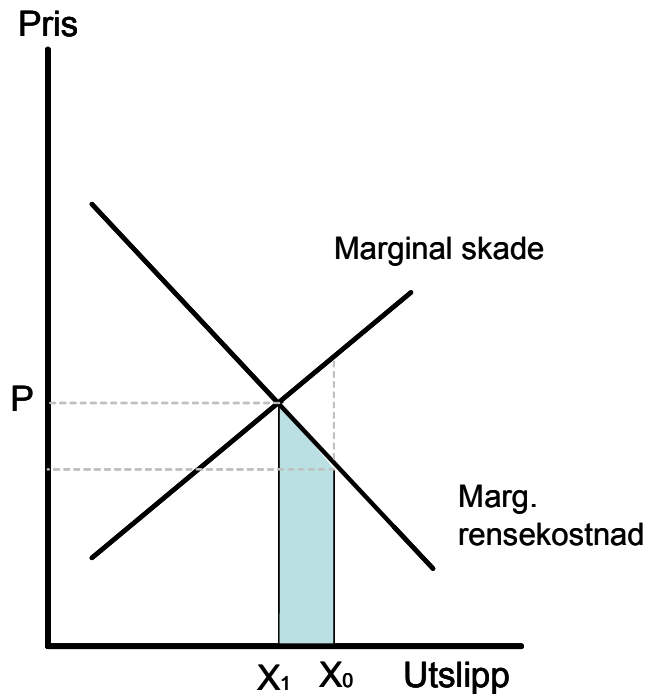


tonn på førsteaksen og kroner på andreaksen. Ethvert punkt på denne kurven reflekterer hva samfunnet er villig til å betale (dvs. den samfunnsøkonomiske nytten) for å redusere utslippet litt, for eksempel med ett tonn. Hvordan kurven forløper i praksis er avhengig av type stoff og resipient. Noen stoffer skaper stor og økende skade i resipienten hvis de overstiger enkelte grenseverdier, noe som betyr at kurven får en knekk og blir svært bratt der terskelen overstiges. For slike stoffer kan direkte regulering være bedre egnet enn en avgift. Andre stoffer har et jevnere og mer flatt forløp. Særlig når utslippene blir store er det for enkelte stoffer lav ekstra skade av å slippe ut enda et tonn i resipienten, noe som gir en nær horisontal kurve for utslipp over en bestemt størrelse. Uansett, er stigende marginal skade som i figuren en god tilnærming til mange typer forurensing, i hvert fall for utslippsnivåer som er vanlig i Norge og andre vestlige land.

Samtidig kan vi tenke oss at det nå vil være relativt billig å redusere en liten del av dette utslippet, men at det vil bli stadig dyrere jo mer av utslippet som skal reduseres. Dette gir et realistisk bilde av hvordan tiltakskostnader for de fleste utslipp forløper i praksis. Kostnadene ved rensing eller andre tiltak for å redusere utslipp (inkl. for eksempel redusert produksjon av en produkt etc) er illustrert ved den fallende kurven i diagrammet (marginal renseskostnad). Ethvert punkt på denne kurven er kostnaden ved å redusere eller rense utslippet marginalt.

For samfunnet er den optimale utslippsmengden (eller restutslippet)  $X_1$ : her er den marginale skaden lik den marginale tiltakskostnaden,  $P$ . I dette punktet er miljøforbedringen verdt akkurat like mye som det koster å rense eller redusere det siste tonnet utslipp. Dersom man gjør flere tiltak slik at utslippene er lavere enn  $X_1$ , vil tiltakskostnaden være større enn gevinsten (som er bortfall av miljøskade).

Figur 2.1 Regulering av utslipp ved bruk av avgift



Kilde: Bruvoll og Bye (2002)

Anta at den fulle miljøskaden ikke tas hensyn til og at utslippet i stedet er  $X_0$ , altså større enn det som er samfunnsøkonomisk optimalt. En enkel måte for myndighetene å regulere utslippet til riktig nivå, er å pålegge en avgift  $P$  på utslippet. Avgiften vil gi aktørene signal om de samfunnsøkonomiske kostnadene ved utslippene. De bedriftene som har lavere tiltakskostnader enn  $P$  vil da velge å rense, mens de som har høyere tiltakskostnader vil betale avgiften. En avgiftsbelegging av denne størrelsesorden vil medføre at det foretas rensing til en kostnad lik det skraverte arealet til høyre i figuren. En avgift på  $P$  vil oppnå utslippsreduksjonen *kostnadseffektivt*, dvs. til lavest mulig kostnader.

Kostnadseffektivitet er en av de viktigste fordelene ved å bruke avgifter framfor direkte reguleringer, hvor det i praksis vil være vanskelig å få til en kostnadseffektiv fordeling av utslippsreduksjonene mellom kildene. Avhengig av styrken i konkurransen i markedet, størrelsen på pris- og etterspørselastisiteter m.v. vil hele eller deler av en avgift bli veltet over i produktprisene og prisene på innsatsfaktorene, slik at markedsaktørene får signaler om de negative miljøvirkningene knyttet til produksjon, bruk eller avfallsbehandling av et produkt.

Hvis en kjenner miljøskadepkurven og utslippene har samme skade uansett hvor de slippes ut, vil en avgift også være *styringseffektiv* i forhold til det optimale utslippsnivået på  $X_1$ . Den *totale miljøeffekten* av innføring av en avgift  $P$  i diagrammet er hele arealet under marginalskadepkurven fra  $X_0$  til  $X_1$ , dvs. det skraverte arealet pluss den lille trekanten mellom de to kurvene.

Avgifter kan generelt over tid ha bedre *dynamiske egenskaper* enn direkte reguleringer, ved at avgiften gir et løpende incentiv til å redusere utslippene ved å stimulere aktørene til mer effektiv produksjon og utvikling av bedre renseteknologier. Dersom avgiften eller den direkte reguleringen i utgangspunktet er satt optimalt, vil virkemidlenes dynamiske egenskaper på kort sikt ha mindre betydning. Over tid kan imidlertid kostnadene ved å redusere utslippene synke, og befolkningens verdsetting av reduserte utslipp stige, dvs. at en kan få skift i en eller begge kurvene i Figur 2.1 slik at det optimale tilpasningspunktet endrer seg.

Dersom den marginale skadepkurven ligger høyere enn den marginale rensenkostnadskurven for alle utslippsnivå, vil det samfunnsøkonomisk riktige nivå på utslippet være null. Dette kan være tilfelle for utslippene av svært skadelige stoffer, for eksempel enkelte miljøgifter, som da bør fases helt ut. I slike tilfeller vil en direkte regulering være bedre egnet enn en avgift. En motsatt situasjon har vi når de marginale skadepkostnadene er lavere enn den marginale rensenkostnaden for alle utslipp, noe som tilsier at utslippet ikke behøver reguleres.

## 2.1.2 Utforming av avgifter i praksis

I praksis avviker miljøavgiftene i Norge (og de fleste andre land) en del fra lærebokeksemplet, fordi myndighetene ikke har full informasjon om miljøskade- og (i noen grad) tiltakskostnader, fordi ikke alle utslipp kan avgiftsbelegges og fordi avgiftssystemet må ta hensyn til andre politiske mål enn miljø (sysselsetting, konkurranseevne etc). Evaluering av miljøavgifter vil derfor måtte ta hensyn til hvordan de ulike avgiftene er konkret utformet i praksis i forhold til disse tre utfordringene.

## Usikkerhet om miljøskade og tiltakskostnader

I forhold til figuren ovenfor vet en ofte hva de eksisterende utslippene er, dvs.  $X_0$ , men miljøkostnadskurven er svært usikker. Flere studier i Norge har forsøkt å beregne marginal miljøskade av ulike stoffer som grunnlag for valg av avgiftsnivå. ECON har beregnet marginal miljøskade for blant andre utslipp fra avfallsbehandling og for miljøgifter (se for eksempel ECON 1995, 1997a-f, 2000). Avgiften skal da settes lik marginal miljøskade for det optimale utslippsnivå (dvs.  $X_1$  i figuren), og ikke for utslippsnivået en har i dag (dvs. ikke for  $X_0$ ).

Siden miljøkostnadene for mange stoffer er usikre har myndighetene i praksis ofte konkrete utslippsmål for politikken, for eksempel for å nå forpliktelser i internasjonale avtaler eller fase ut et svært skadelig utslipp. Avgiften må da fastsettes slik at dette målet kan nås, for eksempel ut fra anslag for størrelsen på marginale tiltakskostnader. Det er normalt større kunnskap om rense- eller tiltakskostnadene. I praksis må myndighetene prøve og feile for å finne et tilnærmet riktig avgiftsnivå, og anta at aktørene vil redusere sine utslipp over tid slik at de marginale rensekostnadene blir like avgiften.

Endringer i forhold utenfor vårt diagram som påvirker avgiftsordningen, rense- og miljøkostnadskurvene og aktørens tilpasning kan gjøre det mer komplisert for en evaluering å skille ut hvilke miljøeffekter som skyldes avgiften og hva som skyldes andre ting som økonomiske nedgangstider, generelle tekniske fremskritt eller andre faktorer.

## Produkt- eller avfallsavgift når utslipp ikke kan avgiftsbelegges direkte

Det ideelle er å ilegge en lik avgift per utsluppet enhet av stoffer med samme miljøskade på tvers av alle utslippskilder, både fra større produksjonsprosesser og diffuse utslipp fra små kilder. I praksis er det vanskelig å avgiftsbelegge de diffuse utslippene fordi de enkelte kildene enten ikke kan observeres, eller det vil kreve store utgifter til måling eller prøvetaking for å tallfeste utslippene.

I slike tilfeller må en legge avgift på innsatsfaktorer, produkter eller avfall som er nært knyttet til det utslippet en vil til livs, eller avgiftsbelegge andre kilder tyngre for å nå samme utslippsreduksjon. Enten avgiften ilegges produksjonsleddet, dvs. på innsatsfaktoren (dersom det er gjennom denne de skadelige stoffene kommer inn i produktet), på selve produktet eller på avfallsstadiet, vil økningene i prisene reflekterer miljøkostnadene ved produksjon, forbruk og avfallsbehandling av produktet. Men jo mer direkte avgiftsgrunnlaget er knyttet til utslippene dess sterkere vil insentivene være til å redusere utslippene, og dess mindre komplisert vil det være for en evaluering å spore miljøeffektene av avgiften.

## Utforming av miljøavgifter tar ofte mange hensyn

En tredje grunn til at miljøavgiftssystem i Norge i praksis avviker fra det ideelle er at utformingen av avgiftene tar andre hensyn enn de rent miljømessige. Det gis både omfattende unntak og lettelser i avgifter av konkurranse- og sysselsettingshensyn. For eksempel er det omfattende differensiering av CO<sub>2</sub>-avgiften i Norge. Slike spesialordninger for ulike prosesser, produkter, bransjer

etc gjør avgiftssystemet svært komplisert og uoversiktlig, noe som gjør det vanskeligere å evaluere mulige miljøeffekter av enkeltavgifter.

### **Evaluering av miljøeffektene i praksis**

Av de grunnene som er nevnt overfor, vil det i praksis være vanskelig å vurdere en avgifts effektivitet ut ifra det teoretiske kriteriet om avgift lik marginal miljøskade, og gi anslag på miljøeffekten lik arealet under miljøskadekurven fra  $X_0$  til  $X_1$  i figuren. Som en praktisk tilnærming foreslår EEA (1996) å splitte dette kriteriet opp i to elementer for å vurdere effektiviteten av en miljøavgift:

- Effekten av avgiften på miljøforurensing eller bruk av knappe naturressurser (*miljøeffekt*),
- En sammenlikning av avgiftsnivået med tiltakskostnadene (*insentiveffekt*).

Det første kriteriet forsøker å spore avgiftens bidrag til reduserte utslipp. Det andre kriteriet handler mer om å vurdere om avgiften skaper de rette insentivene til endret og mer miljøbevisst atferd blant aktørene (som selvfølgelig er direkte koblet til at miljøeffekter dermed realiseres). Vi legger i denne rapporten særlig vekt på miljøeffekten, men ser også på hvordan miljøavgiftene påvirker aktørenes atferd (insentiveffekten) i et noe bredere perspektiv enn det EEA (1996) legger opp til.

I neste avsnitt gir vi en oversikt over en del studier som har forsøkt å vurdere hvordan miljøreguleringer har fungert etter at de har vært i bruk en tid. Vi har lagt vekt på studier som ser på miljøeffekter av miljøavgifter.

## **2.2 Begrenset kunnskap om realiserte miljøeffekter**

### **Ubalanse mellom ex ante og ex post vurderinger av miljøpolitikk**

De fleste vestlige land gjennomfører omfattende vurderinger av konsekvenser *før* (*ex ante*) innføring av nye miljøvirkemidler eller -reguleringer. Land som Norge og Sverige har lange tradisjoner med offentlige utredninger av miljøpolitikk. Men felles for nesten alle disse landene er at vurderinger av hvordan reguleringene virket i etterkant (*ex post*) er begrensede, selv om de nordiske landene også har en viss evalueringstradisjon.

Tatt i betraktning hvor store ressurser mange land bruker for å vurdere forventede effekter av miljøavgifter *ex ante*<sup>2</sup>, både i forhold til miljøeffekter, kostnads-effektivitet og avgiftsnivå, er det overraskende få evalueringer *ex post* av om politikken faktisk har virket etter hensikten<sup>3</sup>.

---

<sup>2</sup> Harrington et al (2004) nevner at *ex ante* utredninger av konsekvenser ved nye miljøreguleringer i USA typisk koster rundt 1 million dollar, men i enkelte tilfeller har kostet opp mot 100 millioner dollar og ti års forskning og utredning (som før innføringen av reguleringen av partikler til luft).

<sup>3</sup> Et hederlig unntak fra USA er den omfattende nytte-kostandsanalysen av the Clean Air Act (USEPA 1997).

## Likevel en del evalueringer av miljøavgifter de senere år

Til tross for denne skjevheten mellom ex ante og ex post er det likevel endel relevante evalueringer av miljøpolitikk de senere årene en kan trekke på, særlig fra de nordiske landene og EU. European Environment Agency vurderte i 1996 effektiviteten av miljøavgifter i EU-landene både i forhold til kostnads- og styringseffektivitet (EEA, 1996). 16 studier ble gjennomgått og hovedkonklusjonen var at de fleste av avgiftsordningene ser ut til å ha redusert miljøbelastningen til forholdsvis lave kostnader. Særlig avgiftene på svovel- og nitrogenoksid i Sverige, spesialavfall i Tyskland, vannforurensing i Nederland og avgiftsforskjellene på blyholdig og "ren" bensin i Sverige har vært spesielt effektive. Det går imidlertid ikke klart fram hvilke metoder som er brukt for å vurdere disse effektene.

OECD (1997) gjennomgår hele spekteret av miljøøkonomiske virkemidler, med fokus på Europa og USA, og gir generelle råd for hvordan en bør evaluere disse. Hovedpoenget i denne studien er at myndighetene allerede ved innføringen av nye økonomiske miljøvirkemidler bør planlegge hvordan evaluering av virkemidlet skal gjennomføres på et senere tidspunkt (i forhold til data og informasjonsbehov, institusjonelt rammeverk etc).

De nordiske land har gjennomført flere ex post evalueringer av miljøreguleringer og -avgifter, selv om arbeidet er mer sporadisk og mindre omfattende enn utredningsarbeidet i forkant av nye virkemidler. Nordisk Ministerråd (Andersen, et. al, 2000) presenterer ex ante og ex post evalueringer av CO<sub>2</sub>- og pestisidavgifter som er gjennomført i de nordiske landene, og tar også opp mer generelle metodiske spørsmål knyttet til evaluering av miljøavgifter.

I Sverige har Naturvårdsverket nylig gjennomgått alle økonomiske virkemidler i svensk miljøpolitikk og gjort en vurdering av deres styringseffektivitet (Naturvårdsverket, 2003). I tillegg er det de siste årene gjennomført evalueringer av enkelte avgifter som for eksempel avgiften på SO<sub>x</sub> og NO<sub>x</sub>, pestisider og deponiavgiften (Naturvårdsverket, 1997a, b, 2001).

I Danmark har man også gjennomgått og vurdert bruken av økonomiske virkemidler i miljøpolitikken (Miljøstyrelsen, 2000), i tillegg til evalueringer av enkeltavgifter, herunder vrakpantordningen og avgift på behandling av avfall (se for eksempel Miljøstyrelsen 1997, 1999 og 2002). I alle disse studiene vurderes miljøeffekter, samtidig som man legger vekt på å få kunnskap om insentiveffekter og hvilken respons avgiften skaper hos markedsaktørene. Hovedkonklusjonen er at avgifter synes å være en effektiv måte å oppnå miljøeffekter på, samtidig som det er en utfordring å skille effekten av avgifter fra andre typer virkemidler som virker i kombinasjon med avgiften.

I Norge har man vært mest opptatt av CO<sub>2</sub>-avgiften, som har vært evaluert ex post med ulik grundighet og fokus flere ganger siden innføringen av avgiften i 1991. Hovedvekten er lagt på vurdering av miljøeffektene, mens studiene i varierende grad fokuserer på insentiveffekten og aktørenes tilpasning i markedet. Effektiviteten av den samlede virkemiddelbruken (inkludert avgiften) overfor utslipp av SO<sub>2</sub> ble evaluert i 1994 (ECON og DNVI, 1994a), og avgifter på bly i bensin (ECON og DNVI, 1994b). Andre miljøavgifter er, så vidt vi vet ikke evaluert ex post, men det er gjort en rekke ex ante studier. To eksempler er SFT

(2001) for HFK/PFK og ECON (2001) som vurderer sluttbehandlingsavgiften for avfall.

I tillegg til disse evalueringene som ofte er gjennomført av konsulenter, utredningsinstitutter eller av myndighetene selv, finnes en mer akademisk litteratur som studerer ulike nytte- og kostnadselementer ved tidlige og eksisterende miljøreguleringer. Denne litteraturen er imidlertid kun en liten del av miljøreguleringslitteraturen, noe som reflekterer den samme ubalansen mellom ex ante og ex post som er nevnt over. Mye av denne litteraturen gir imidlertid gode metodiske bidrag til hvordan en kan gå frem for å evaluere effekter. Et godt eksempel er Harrington og Morgenstern (2004) som sammenlikner kostnads- og miljøeffekter av miljøøkonomiske og direkte reguleringer ex post i Europa og USA. To andre brede studier av miljøøkonomiske virkemidler i en rekke land er Stavins (2003, 2004).

Tabell 2.1 gir en oversikt over et utvalg ex post evalueringer av miljøavgifter som er gjennomført i de nordiske land.

*Tabell 2.1 Oversikt over utvalgte ex post evalueringer av miljøavgifter (i forhold til miljøeffekt) i de nordiske land*

Type avgift	Metode	Tidsrom	Sektor	Land	Forfatter
CO <sub>2</sub> -avgift og avtaler <sup>4</sup>	Intervjuer	?	Energitunge virksomheter	DK	Krarup, Togeby & Johannsen 1997
CO <sub>2</sub> -avgift	Intervjuer	?	Industri (best cases)	DK	Clasen 1998
Energiavgift m.m.	Økonometrisk modell, cointegrated approach, analyser av kontrafaktisk utvikling	1975-91	Husholdningene	DK	Boom 1998
Policy-instrumenter som påvirker energiforbruk	Økonometrisk analyse basert på en paneldatabase over 5600 danske bedrifter	1983-96	Industrien	DK	Bjørner, Togeby & Christensen 1998
Policy-instrumenter på CO <sub>2</sub> området	Komparativ analyse mellom land og intervjuer	1991-97	Industrien	DK	Enevoldsen 1998
CO <sub>2</sub> -avgift og avtaler	Case studier og telefonintervjuer, regresjonsanalyse Vurdering av output (aktiviteter) framfor outcome (effekt) fordi det var for tidlig å vurdere effekt	1996-98	Industrien	DK	Energistyrelsen 1999
CO <sub>2</sub> -avgift <sup>5</sup>	Disaggregert generell likevektsmodell, kontrafaktisk analyse	1990-99	Inkluderer utslipp av CO <sub>2</sub> , metan og N <sub>2</sub> O fra alle kilder og sektorer i norsk økonomi	N	Bruvoll og Larsen 2002
CO <sub>2</sub> -avgift på norsk sokkel	Intervjuer	1991-94	Petroleumsprodusenter på sokkelen	N	ECON 1994
CO <sub>2</sub> -avgift på norsk sokkel	Intervjuer	1991-97	Petroleumsprodusenter på sokkelen	N	ECON 1997g

<sup>4</sup> I Danmark ble CO<sub>2</sub> avgift for industrien innført 1996

<sup>5</sup> I Norge ble CO<sub>2</sub> avgift innført i 1991

- ECON Analyse -  
Evaluering av miljøavgifter

CO <sub>2</sub> -avgift	Kontrafaktisk analyse basert på økonomiske modeller (MODAG og MSG-EE)	1987-93	Produksjons- og serviceindustri på fastlandet, husholdninger og privat transport	N	Larsen & Nesbakken 1997
CO <sub>2</sub> -avgift	Analysen av åpent tilgjengelige kilder	1990-98	Oljeindustrien	N	Dragsund et al 1999
CO <sub>2</sub> -avgift <sup>6</sup>	Økonomisk modell, simuleringer av kontrafaktisk utvikling	1990-94	Alle	S	Nutek 1994
CO <sub>2</sub> -avgift	Intervjuer	1993-94	Fjernvarmeverk	S	Miljø- og naturressursdepartementet 1994
CO <sub>2</sub> -avgifter	Intervjuer, telefonundersøkelser, økonomiske modellberegninger	1987-94	Fjernvarmemerindustri, industri, service, husholdningene	S	Naturvårdsverket 1995
CO <sub>2</sub> -avgifter	Intervjuer	1992-94	Industri i Älvsborg län	S	Carlsson & Hammer 1996
CO <sub>2</sub> -avgifter	Analysen og vurderinger av utvikling i energiforbruk	Ca 1993-96	?	S	Naturvårdsverket 1997
CO <sub>2</sub> -avgifter m.m.	Økonomiske modellberegninger, kontrafaktisk analyse	?	Alle sektorer	S	Energimyndigheten 2001
Svovelavgift <sup>7</sup>	Intervjuer, tilgjengelige data	1973-92	Generell vurdering av kostnads-effektivitet og miljøeffekt	N	ECON og DNVI 1994a
NO <sub>x</sub> utslippsavgift og SO <sub>x</sub> produktavgift	Vurdering av utviklingen, kostnader, spørreunder-	1991-96	Industri og oljeselskaper, forbrenningsanlegg	S	Naturvårdsverket 1997a

<sup>6</sup> I Sverige CO<sub>2</sub> avgift ble innført i 1991 og endret i 1993

<sup>7</sup> I Norge ble svovelavgift innført i 1970 og endret i 1999



(torv, olje, kull) <sup>8</sup>	søkelse, intervjuer				
Blyavgift (differensiert bensinavgift)	Intervjuer, tilgjengelige data	1985-92	Generell vurdering av kostnadseffektivitet og miljøeffekt	N	ECON og DNVI 1994b
Deponiavgift <sup>9</sup>	Statistiske analyser, økonometriske metoder, intervjuer	2000-01	Husholdningene	S	Naturvårdsverket 2001
Avfallsavgifter <sup>10</sup>	Vurderinger i utviklingen av avfallsmengder, spørreundersøkelser, intervjuer	1987-96	Alle sektorer	DK	Miljøstyrelsen 1997
Avfallsavgifter <sup>11</sup>	Vurderinger i utviklingen av avfallsmengder, grønn regnskapsanalyse, intervjuer	1997-98	Industrivirksomheter	DK	Miljøstyrelsen 1999
Vrakpantordningen <sup>12</sup>	Vurdering av utviklingen, spørreundersøkelse	2001-02	Kommuner, bilopphuggere	DK	Miljøstyrelsen 2002
Vrakpant	Nytte-kostnadsanalyse av engangsøkning i vrakpanten	1996-97	Miljøeffekter og virkninger for bileiere og bilopphuggere	N	TØI 1997
Vrakpant <sup>13</sup>	Evaluering av ordningen, basert på dokumenter og intervjuer	1978-96	Miljøeffekter og kostnadseffektivitet	N	ECON 1997h
Avgifter for utslipp til vann <sup>14</sup>	Spørreundersøkelse (paneldata), økonomisk analyse	1997-2000	Renseanlegg, industri	DK	Miljøstyrelsen 2004

<sup>8</sup> I Sverige ble Sox avgift innført i 1991 og NOx avgift innført i 1992

<sup>9</sup> Deponiavgiften ble innført i 2000

<sup>10</sup> Danske avfallsavgifter ble innført i 1987

<sup>11</sup> Forhøyet avgift innført i 1997

<sup>12</sup> Ny bilskrotordning innført i 2000

<sup>13</sup> Dagens ordning har eksistert siden 1978

<sup>14</sup> Avgift innført i 1997

## 3 Hovedpunkter i evaluering av miljøavgifter

Dette kapitlet gjennomgår viktige punkter i evaluering av miljøavgiftene. Kapitlet gir først en kort oversikt over noen hovedutfordringer i ex post evaluering av avgifter, og går deretter inn på typiske evalueringsmetoder som kan brukes for å beregne miljøeffekter. Hensikten er å gi en bred oversikt, ikke detaljert kunnskap om fremgangsmåter og teknikker. For mer detaljert informasjon, henvises til (økonomisk) spesiallitteratur.

### 3.1 Noen utfordringer

I ex post evalueringer er målsettingen gjennom ulike metoder å beregne og vurdere hvilke miljømessige konsekvenser endringer i aktørenes atferd har medført etter at avgiften ble innført, og i hvilken grad disse endringene faktisk kan tilskrives avgiften. Metodene for slike vurderinger varierer, fra bruk av økonomiske modeller som favner en eller flere økonomiske sektorer til intervjuundersøkelser av et fåtall aktører innenfor en bransje (se kap 3.2). Uavhengig av hvilken metode man velger, vil det være en rekke prinsipielle utfordringer knyttet til evalueringer av avgifter, men som metodene ofte vil ha ulike muligheter for å håndtere.

#### Formålet med evalueringen

Spørsmålet om hva som skal evalueres er ikke alltid like åpenbart som det kan høres ut for, selv om man utelukkende fokuserer på miljøeffektene.

En viktig avklaring vil for eksempel være om evalueringen skal fokusere på om miljøeffektene er i samsvar med målsettingen eller formålet for avgiften, eller om man skal fokusere på hvilke miljøeffekter avgiften har bidratt til. Om effekter skal vurderes i forhold til mål, stiller det krav til at målet er klart formulert og mulig å vurdere i forhold til. Det er ikke alltid tilfellet, heller ikke for de norske miljøavgiftene (se kapittel 4). Sluttbehandlingsavgiften har for eksempel både flere og uklare mål.

Et annet sentralt poeng vil være å klargjøre hva evalueringen skal brukes til. Ønsker man utelukkende en dokumentasjon av miljøeffekter, eller ønsker forvaltningen også å få kunnskap om hvilke insentiver avgiften gir i markedet, hvilke løsninger aktørene velger i sin tilpasning, og bakgrunnen for handlingene.

Slik forvaltningsrettet kunnskap vil være viktig når man skal forstå hva som faktisk skjer i markedet og vurdere behovet for endringer i virkemiddelbruken.

Hva som er formålet med evalueringen vil i stor grad påvirke de metodene man velger for å vurdere miljøeffekter. For at evalueringen skal være nyttig i forhold til forvaltningens behov vil det derfor være helt avgjørende at formålet med evalueringen og hvordan man har tenkt å bruke den er eksplisitt formulert – av de som skal bruke den.

Gitt at det ofte er begrensede ressurser tilgjengelig for evaluering, bør man også vurdere nytten og kostnadene av evaluering av ulike avgifter, og hvor omfattende det er nødvendig å gå til verks for å frambringe den kunnskapen det er behov for i forvaltningen. Som vi diskuterer nærmere i kapittel 4 vil en kunne komme langt med mindre omfattende og ressurskrevende evalueringer av enkelte avgifter.

### **Miljøeffekter**

Som diskutert i kapittel 2 er miljøeffekten av en avgift verdien av den miljøforbedringen i en resipient som følger av reduserte utslipp av et bestemt stoff og som kan tilskrives avgiften. Denne teoretiske verdien er i praksis umulig å anslå i en evaluering. Isteden må evalueringen nøye seg med å bruke en praktisk tilnærming som likestiller miljøeffekten med reduserte utslipp, mindre avfall eller andre indikatorer for redusert miljøbelastning.

En viktig utfordring ved å evaluere miljøeffekter av enkeltavgifter er at mange avgifter ikke bare virker på det utslippet en vil til livs, men også har andre mer eller mindre tilsiktede miljøeffekter. For eksempel kan en avgift føre til at et miljøproblem erstattes av et annet, eller at flere utslipp reduseres samtidig. OECD (1997) trekker fram svovelavgift som et eksempel. Reduksjon av svovel i bruk i enkelte produksjonsprosesser kan føre til at prosessen får annet, og mer skadelig avfall som biprodukt. Evaluering av en avgifts miljøeffekt bør derfor også ta hensyn til slike utilsiktede effekter.

Et annet viktig poeng knyttet til miljøeffekter, er at miljøavgiftspolitikken ikke virker i nasjonale vakuum. Nasjonale miljøeffekter av avgifter kan bli redusert som følge av import av produkter med skadelige stoffer som ikke er avgiftsbelagt i eksportlandene. Samtidig kan nasjonal avgiftspolitikken gi positive eller negative effekter i andre land. Internasjonal påvirkning i forhold til miljøeffektene av avgifter bør vurderes som del av en evaluering.

### **Samspeillet med andre virkemidler**

Spørsmålet om hvordan man skiller effekten av et virkemiddel fra et annet er en sentral problemstilling i alle typer evalueringer, også når det gjelder miljøavgifter. Avgifter brukes sjelden isolert, men som regel i kombinasjon med andre virkemidler. Ofte brukes avgifter for å forsterke effekten av andre virkemidler rettet mot samme målgruppe. Et eksempel her er sluttbehandlingsavgiften på avfall som også er underlagt krav i avfallsforskriften. I OECD (1997) argumenterer forfatterne med at det sjelden vil være mulig å isolere effektene av et virkemiddel fra et annet, og at det ofte vil være mer hensiktsmessig å vurdere den samlede virkemiddelinnsetningen på et område, i stedet for ett enkelt virkemiddel. Alternativt kan komparative analyser mellom ulike land anvendes der man sammenlikner resultatene av ulike ”virkemidelpakker”.

I de evalueringene vi har gjennomgått i dette prosjektet er både effekten av enkeltavgifter og hele virkemiddelpakker vurdert ved bruk av ulike metoder. Der enkeltavgifter er vurdert, tar evalueringen i ulik grad opp samspillet med andre virkemidler. Mest vanlig er dette i evalueringer basert på intervju- og spørreundersøkelser hvor man forsøker å avklare avgiftens betydning for aktørenes handlemåter i forhold til betydningen av andre virkemidler. I evalueringene forsøker man å klarlegge hvilke motiver som ligger til grunn for endringer i atferd (evt. hvorfor den ikke er endret), hvilke incentiver de skaper og hvilken respons det har resultert i hos aktørene (effektivisering, teknologiutvikling, redusert forbruk, substitusjon, etc.)

Modellanalysene tar i mindre grad opp avgiftens effekt i relasjon til andre virkemidler, siden slike analyser er svært datakrevende. Imidlertid kan en i prinsippet ved bruk av avanserte økonometriske metoder separere effekter.

### **Institusjonelle og markedsmessige barrierer**

Bruken av miljøavgifter hviler på forutsetninger om økonomisk rasjonelle aktører som tilpasser seg en prisøkning ved å redusere, effektivisere eller velge andre alternativer som er rimeligere og miljømessig bedre. I virkeligheten vil aktørenes respons være påvirket av mange andre faktorer i tillegg til pris. Mangel på informasjon, f.eks. om alternative løsninger, at alternativer ikke er tilgjengelige, tregheter og transaksjonskostnader i markedene er noen faktorer som kan bidra til at man ikke oppnår den ønskede effekt.

Men også institusjonelle forhold, det at virkemidler motvirker hverandre, f.eks. at det brukes subsidier eller skattelette som fremmer motsatt atferd av det avgiftene skal bidra til, eller at lovverket hindrer eller forsinker en ønsket tilpasning har betydning for avgiftens effekt.

Det å forstå konteksten som avgiftene virker i, og aktørenes motiver for tilpasning i en situasjon der markedet ikke er perfekt, vil ha betydning for vurdere avgiftens effekter (OECD, 1997, Miljøstyrelsen, 1997). Kunnskap om slike forhold vil være viktig når man skal tolke og forklare miljøeffektene som er oppnådd, men også som et grunnlag for vurdere i hvilken grad det er nødvendig å endre myndighetenes virkemiddelbruk for å oppnå ønskede effekter.

En evaluering av en miljøavgift bør derfor inneholde en grundig vurdering av den institusjonelle rammen og sammenhengen som avgiften virker i og hvordan det påvirker miljøeffektene av avgiften.

### **Referansebane – å definere en kontrafaktisk utvikling**

Et sentralt spørsmål i ex post evalueringer av avgifter er hvordan utviklingen ville ha vært dersom avgifter ikke hadde vært tatt i bruk. Det betyr at man må etablere en hypotetisk referansebane som utviklingen kan vurderes opp i mot. Teoretisk sett vil effekten av et virkemiddel eller en strategi observeres som forskjellen mellom referansebanen og den faktiske utviklingen.

OECD (1997) beskriver fire metoder for å utvikle en referansebane:

- *Trendekstrapolering*, som er en videreføring av synlig trender før det ble kjent at virkemiddelet ble innført.

- *Økonometriske metoder*, der man f.eks. ser på sammenhenger mellom ulike økonomiske variable og miljøbelastninger, og der man modellerer hva miljøbelastningen ville ha vært uten avgifter, alt annet likt.
- *Lineær programmering*, der man modellerer aktørenes beslutninger som respons på incentiver og begrensninger. Det påpekes samtidig at forutsetningene om ”optimale beslutninger” er urealistisk.
- *”Judgemental methods”*, innebærer å bruke mer kvalitative metoder for å vurdere en mulig utvikling. En referansebane kun basert på kvalitative metoder, vil være helt avhengig av hvilke vurderinger som gjøres og vil derfor også kunne trekkes i tvil.

Hvilke metoder som velges vil være avhengig av hvilke data som er tilgjengelig, men det kan være viktig å minne om at referansebanen har stor betydning for hvilke resultater evalueringen kommer fram til. Det vil uansett være stor usikkerhet knyttet til referansebanen, ganske enkelt fordi man ikke vet hva som ville ha skjedd dersom virkemidlene ikke hadde blitt innført. Harrington et. al. (2004) uttrykker det slik: “..even when ex post analyses are performed, the appropriate benchmark for “success” is unobservable – and therefore often controversial.” Et selvsagt minstekrav er at forutsetningene som ligger til grunn for valg av referansebane er tydeliggjort.

Referansebaner er en forutsetning for å kunne vurdere effektene kvantitativt. I flere av modellberegningene har man for eksempel ex post simulert en utvikling uten avgifter og sammenliknet den med den faktiske utviklingen. I andre evalueringer, for eksempel vurderinger av den svenske deponiskatten, har man tatt utgangspunkt i en trendekstrapolering og gjennom økonometriske metoder ”korrigert” for faktorer som inntektsutvikling/ økonomisk vekst, generell prisutvikling på avfallshåndteringen og vurdert hvor mye av endringen i utviklingen som kan skyldes avgifter/offentlige virkemidler (Naturvårdsverket 2001).

I de mer kvalitativt orienterte evalueringene har man ikke brukt referansebaner, men tatt utgangspunkt i statistikk som viser endringer i utviklingen over tid, og på basis av intervjuer vurdert hvordan avgiften har påvirket utviklingen, men ikke tallfestet hvor store effekten er.

### **Tidsperspektiv og timing**

Hva er det riktige tidspunktet for en evaluering? Svaret er avhengig av hva forvaltningens behov er og hva evalueringen skal brukes til. Ofte vil det være slik at forvaltningen vil ha behov for kunnskap om hvordan en avgift fungerer ikke lenge etter at den er innført. Hvordan tilpasser aktørene seg, gir avgiften de riktige incentiver, og kan man se tendenser til endringer og effekter?

Miljøeffektene vil imidlertid ikke kunne observeres før de faktisk skjer endringer i tilpasningen hos aktørene i markedet. Dersom disse tilpasningene krever teknologiske endringer eller betydelige investeringer med utskifting av produksjonsutstyr kan det ta lang tid før effekter viser seg. Hvis teknologi og alternative løsninger er tilgjengelig kan effekter forventes raskere. Utskiftningstakt, investeringshorisont, og teknologimuligheter og -utvikling kan

være veldig forskjellig fra sektor til sektor, og må vurderes når tidspunkt for evaluering skal bestemmes for enkeltsektorer.

Tidspunktet for evalueringen må imidlertid også vurderes opp mot i hvilken grad det er mulig å vurdere avgiftens effekt i forhold til andre effekter. Jo lengre tid det går etter at avgiften er innført, desto vanskeligere vil det være å skille mellom avgiften og andre påvirkninger. Det egnede tidspunktet for evalueringen må derfor avveies i det enkelte tilfellet i forhold til formålet for evalueringen, om alternative løsninger er billige og lett tilgjengelig og behovet for å knytte avgiftene til de virkningene man faktisk observerer i markedet.

Mange av de evalueringene som er gjennomgått i dette prosjektet er gjennomført 1-2 år etter at avgiften er innført. Hensikten med evalueringen har nettopp vært å få kunnskap om hvordan aktørene har tilpasset seg avgiften for å vurdere evt. behov for policyendringer. De fleste av disse evalueringene er derfor også basert på intervjuer, evt. i kombinasjon med andre metoder. En slik evaluering reflekterer kun kortsiktige effekter av avgiftene og sier ingenting om hva konsekvensene på lengre sikt kan være.

Selv evalueringer der fokuset er å vurdere effekter, gjennomføres relativt kort tid etter at avgiften er innført. De fleste av evalueringene som vi har sett på i dette prosjektet er gjennomført 3-5 år etter at avgiften er innført. Tidsperspektivet for evalueringen er likevel ofte lengre ved at evalueringen også omfatter en periode før avgiften ble innført. Enkelte av evalueringene er oppfølging av evalueringer som er gjort kort tid etter at avgiften er trådt i kraft. Fokuset i disse evalueringene er ikke bare rettet mot miljøeffekten av avgiftene, men også hvordan aktørene har tilpasset seg avgiften, forskjeller mellom aktører (f.eks. bransjer eller virksomheter) og hvordan avgiften har virket i samspill med andre virkemidler. Enkelte har også inkludert indirekte virkninger av avgiften, knyttet til f.eks. at avgiften skaper en økt bevissthet om det aktuelle miljøproblemet.

Noen få av de evalueringene vi har sett på er gjennomført 6-10 år etter at avgiften trådte i kraft (se for eksempel tabell 2.1). I disse er det også tatt hensyn til endringer i avgiften underveis i perioden og der fokuset er de effektene, og eventuelt endringer i disse man kan observere i denne perioden. Metoder som er brukt omfatter både økonomiske modellberegninger, spørreundersøkelser og intervjuundersøkelser og kombinasjoner av disse.

### **Informasjonsbehov**

I følge OECD (1997) er den største vanskeligheten ved evalueringer manglende tilgjengelighet av passende data om individuelle utslippskilder. Disse kan være vanskelige å fremskaffe pga konfidensialitet (av konkurransehensyn etc), eller rett og slett at man i ikke har gjennomført målinger eller bygget opp og koordinert databaser som det er mulig å basere analysen på. Retrospektive analyser har også ofte problemer med å skaffe informasjon om tidligere rensekostnader, pga manglende registrering, ansatte som har sluttet etc.

Effektiv evaluering krever derfor planlegging på forhånd av hvordan en skal skaffe den informasjonen en trenger for å vurdere i etterkant om avgiftsordningen har virket etter hensikten. Det innebærer å definere hvilke data som det vil være behov for og i perioden frem mot evalueringen sørge for at slike data blir

tilgjengelig. Hvis man først velger å bygge opp slike databaser, vil det også være enklere og mer ressurseffektivt å gjennomføre jevnlig evalueringer, men det forutsetter samtidig at databasene vedlikeholdes. Dette vil kunne være særlig relevant for avgifter med bred dekningsgrad og der provenyet er betydelig.

Et av hovedargumentene for avgifter er at de reduserer myndighetenes informasjonsbehov. Det er derfor et tankekors at man for å gjøre en grundig og omfattende evaluering av om avgifter virker etter hensikten, ofte trenger denne informasjonen likevel – tilsvarende den informasjonsmengden som er nødvendig for evaluering av andre miljøvirkemidler. Imidlertid bør datainnhenting og –behov vurderes i forhold til evalueringens formål og nytte for forvaltningen, og kostnaden ved å fremskaffe data. For noen avgifter vil kanskje mer begrenset informasjon være tilstrekkelig for å oppfylle de mål forvaltningen har med evalueringen.

## 3.2 Evalueringsmetoder

Metodene som brukes i ex post evalueringer av miljøavgifter er<sup>15</sup>:

- *Økonomiske modeller*: Makro- eller sektormodeller som kan studere virkninger av avgifter gjennom endringer i relative priser og samspill mellom sektorer i økonomien.
- *Spørreundersøkelser*: Utvalgt populasjon i en sektor, bransje eller generelt. Spørreskjemabasert formidlet gjennom e-post, telefon eller post.
- *Intervjuer og casemetodikk*: Mer eller mindre strukturerte dybdeintervjuer med sentrale aktører; husholdninger og bedrifter, evt. strukturert som casestudier.
- *Komparative analyser*: Sammenlikning av sektorer mellom land, eller bruk av casemetodikk

Metodene brukes dels for seg, dels i kombinasjon med hverandre. I de evalueringer som vi har gjennomgått er intervjuer og spørreundersøkelser mest brukt. Det kan nok ha sammenheng med at slike undersøkelser stiller mindre krav til datagrunnlaget og kan, avhengig av omfang, også være rimeligere å gjennomføre.

Felles for alle metodene er at de resultatene de kommer fram til er beheftet med ulik grad av usikkerhet. En kan ikke på generelt grunnlag si at en metode gir sikrere svar enn andre. Det avhenger bl.a. annet av hvor ambisiøst målet for evalueringen er, kvaliteten og rimeligheten av de data og antakelser (for eksempel i økonomiske modeller) som benyttes i analysen for å besvare spørsmålet som stilles.

Nedenfor er det gitt en kort gjennomgang av metodene.

---

<sup>15</sup> Dette kapitlet er særlig basert på Andersen et al (2000)

## Økonomiske modeller

Økonomiske modeller er mest vanlig å bruke på evaluering av avgifter som virker bredt, så som CO<sub>2</sub>-avgifter, energiavgifter og når flere sektorer i økonomien skal vurderes. Modellene anvendes også på mer sektorspesifikke vurderinger som f.eks. av private husholdninger. I Norge er det utviklet flere såkalte generelle likevektsmodeller som dekker norsk økonomi, som for eksempel SSB's MODAG-modell.

Modellene er utviklet for ex ante vurderinger, men brukes også i ex post sammenheng. I enkelte studier har man valgt å bruke økonomiske modeller i ex post analyse for å simulere en kontrafaktisk utvikling, dvs. hva som ville ha skjedd uten bruk av avgifter (bl.a. Larsen og Nesbakken 1997, Bruvoll og Larsen 2002).

Den økonomiske modellens styrke er at den kan analysere på en helhetlig måte på litt lengre sikt (for eksempel 10-30 år) utslipp fra produksjon og forbruk i økonomien under ett. Den kan studere direkte effekter gjennom prisvirkninger og substitusjon, og indirekte effekter gjennom endringer i relative priser og kostnader og konkurranseforhold i ulike sektorer og i arbeidsmarkedet.

Økonomiske modeller har som svakhet at de ikke alltid klarer å fange opp bredden av responsmuligheter bedrifter og husholdninger har, stilt overfor en avgift. Et typisk eksempel på dette er teknologiskift over tid, for eksempel i form av forbedret energi- eller materialutnyttelse. Dette er viktig siden faktorsubstitusjon og dynamisk effektivitet nettopp er trukket fram som viktige teoretiske egenskaper ved en miljøavgift.

Videre er det også en svakhet at økonomiske modeller ofte må velge antakelser som representerer gjennomsnittlige forhold i en sektor, for eksempel når det gjelder priselastisiteter for energiprodukter. Med mer detaljerte mikrodata for en industrisektor i Danmark kom det for eksempel fram at de mest energiintensive industribedriftene ofte hadde lavere energipriser i utgangspunktet og var mindre følsomme for endringer i prisene (lavere priselastisitet) (Bjørner og Jensen 2002).

Ex post analyser med modeller krever et omfattende datamateriale, som på et disaggregert nivå sammenbinder økonomiske og fysiske/miljømessige størrelser. I praksis vil derfor anvendelsen av modeller være avgrenset til områder der det finnes en statistisk og modellmessig tradisjon, som for Norges del er godt utviklet bl.a. på energiområdet.

Økonomiske modeller bruker ofte standard, neoklassiske forutsetninger om aktørers atferd og markeders virkemåte. Disse kan kritiseres, men modellene gir i det store og det hele et godt bilde av hvordan miljøavgifter virker på makronivå. Likevel må en bruke andre metoder for å forstå bedre hvordan aktører tilpasser seg avgiften på mikronivå, og hvilke faktorer som er viktige for deres beslutninger om endret atferd.

## Spørreundersøkelser

Spørreundersøkelser kan gjennomføres både som et ledd i en kvantitativ og kvalitativ analyse. Kvantitative analyser (surveys) forutsetter et representativt utvalg av respondenter, både i omfang og i forhold til de problemstillingene



evalueringen skal belyse. Gjennom slike spørreundersøkelser er hensikten å samle inn nye data i forhold til formålet – data som vanligvis ikke er tilgjengelig i annen statistikk. Avhengig av datakvaliteten og representativiteten i utvalget, kan slike surveys brukes som grunnlag for å trekke slutninger som er gyldige for hele populasjonen av for eksempel bedrifter i en sektor, eller husholdninger.

Spørreundersøkelsen brukes ofte for å få inn data som kan analyseres med kvantitative metoder, men gir også muligheter for å få kvalitativ informasjon om aktørenes respons og handlingsalternativer, motiver for handlingen og avgiften i forhold til andre virkemidler. Dataene kan behandles ved hjelp av statistiske metoder, primært regresjonsanalyse (en type økonometrisk metode) for å vurdere effektene av avgiften.

Spørreundersøkelser er en vanlig metode for å innhente informasjon for å vurdere effekter av miljøavgifter, og har vært brukt i mange av de evalueringene som er gjennomgått i dette prosjektet, for eksempel knyttet til vurderinger av utslippsavgifter, avfallsavgifter og vrakpantordningen (se Tabell 2.1). Undersøkelser har blant annet vært brukt for å kartlegge kommuners respons, i hvilken grad avgiften har bidratt til teknologiutvikling i næringslivet, betydningen av avgiften i forhold til andre virkemidler o.l. Spørreundersøkelser har også vært rettet mot å kartlegge husholdningenes respons.

Det er generelt enklere å analysere effekter av ulike virkemidler ved hjelp av spørreundersøkelser enn økonomiske modeller, da den førstnevnte metoden kan skreddersy spørsmål om hvilke faktorer som har vært viktigst for økonomiske aktører når de har valgt å endre atferd i mer miljøvennlig retning. Spørreundersøkelser kan også, i motsetning til økonomiske modeller, analysere grundigere spesielle institusjonelle forhold eller barrierer i en sektor som gjør at avgiften ikke virker optimalt.

Det er vanlig å kombinere spørreundersøkelser med intervjuer. Intervjuer gir muligheter for å gå mer i dybden på spesielle problemstillinger som spørreundersøkelsene reiser.

### **Intervjuer og casemetodikk**

Intervjuer er den mest vanlige metoden i ex post evalueringer av avgifter, og av de evalueringene som er gjennomgått i dette prosjektet er over halvparten basert på intervjuer, enten alene eller i kombinasjon med andre metoder. Skillet mellom intervjuer og spørreundersøkelser er ikke alltid helt klart, da begge metodene tar sikte på å innhente kvalitative eller kvantitative data basert på spørsmål. Spørreundersøkelsene er ofte mer omfattende, har større utvalg og generaliserbarhet, gjerne større grad av kvantitative data, og formidles gjennom telefon, internett eller per post. Intervjuundersøkelser derimot, gjennomføres ofte som personlige intervjuer med et mindre antall aktører. Intervjuer har i hovedsak vært brukt i undersøkelser rettet mot industri og kommuner, og i mindre grad direkte mot husholdninger.

Intervjuer brukes for å innhente informasjon fra et relativt begrenset antall respondenter for å belyse deres respons på avgiften. Intervjuer har den fordel at man kan få detaljert kunnskap om hvordan den enkelte aktør har tilpasset seg avgiften, hvilke motiver som ligger til grunn for den aktuelle respons, hvilken

rolle avgiften har hatt i forhold til andre virkemidler og andre problemstillinger av mer kvalitativ karakter. Intervjuene vil som regel også kunne brukes for å skaffe til veie kvantitative data (investeringer i renseteknologi, utvikling i utslipp/avfall, produksjon, energiforbruk, etc) (Andersen 2001). Intervjuer kan på den måten gi ganske presis kunnskap om hva som er miljøeffekten av en avgift, aktørens respons og hvordan avgiften fungerer i markedet, med andre ord hvilke erfaringer man har hatt med avgiften.

Intervjuundersøkelser kan ha mange likhetsstrekk med case-studier, for eksempel av en bedrift eller bransje som er underlagt miljøavgift. Case studier vil ofte gå enda mer i dybden med hensyn til aktørens respons, avgiftens kontekst, årsaker til aktørens respons, etc.

En vanlig kritikk mot intervjuer og casestudier er at de ikke er egnet til å generalisere konklusjoner, fordi utvalget av intervjuer eller case er begrenset. Samtidig argumenterer andre forskere med at det ikke nødvendigvis er antallet som har betydning, men i hvilken grad det er mulig å bruke intervjuer og case til å prøve ut hypoteser. Yin (1994) argumenterer for at dersom hypotesene er konsistente og basert på et teoretisk fundament kan intervjuer og casestudier brukes for å teste hypotesene. Dersom de bekreftes, styrkes hypotesene som dermed også vil kunne ha en generell verdi.

Andre svakheter ved intervju- og spørreundersøkelser som ofte nevnes er at de kan være kostnadskrevende (hvis utvalget er stort) og at det kan være vanskelig å unngå strategiske svar fra bedrifter (som er redd for økninger i avgifter).

Når utvalget av respondenter er lite, blir det særdeles viktig å vurdere hvilke kriterier man baserer utvalget på. Krever problemstillingen representativitet i utvalget, og hva skal det i så fall legges vekt på, størrelse på virksomheten, bransje, geografi, etc? Dette er det vanskelig å gi noen generelle retningslinjer for, annet enn at dette må klarlegges og tydeliggjøres i den enkelte evaluering.

## **Komparative analyser**

Av de evalueringene vi har gjennomgått er det bare to som har benyttet seg av komparative metoder for å vurdere effekter av avgifter (Enevoldsen 1998 og Harrington et. al 2004). I begge disse sammenlikner man effekter av avgifter med effekter av andre reguleringsregimer, som regel mellom ulike land, men samme type utslipp, sektor eller bransje.

Sammenliknende metoder kan anvendes i tilfeller der alt annet, med unntak av virkemiddelbruken er relativt lik, dvs. samme type utslipp, bransje, teknologi etc. Andersen et. al. (2001) argumenterer med at det også er mulig å evaluere effektene av avgifter mellom nærliggende bransjer innenfor et land. Spørsmålet er likevel om dette er realistisk fordi nærliggende bransjer ofte blir regulert på samme måte.

Også komparative analyser stiller krav til et godt datagrunnlag, men fordelene er at man ikke behøver å vektlegge utvikling av referansebaner eller ta stilling til hvordan utviklingen ville ha vært uten avgifter.

### **3.3 Oppsummering av hovedpunkter**

Nedenfor er hovedpunktene i gjennomgangen av evalueringslitteraturen oppsummert:

*Tabell 3.1      Utfordringer og mulig framgangsmåte for evaluering av miljøavgifter*

<b>Hovedutfordring</b>	<b>Nøkkelsspørsmål</b>	<b>Framgangsmåte</b>
Formålet med evalueringen	Hva skal evalueres og hvorfor?	Være eksplisitt på hvilke effekter evalueringen skal fokusere på og hva forvaltningen ønsker å bruke den til.
Miljøeffekter	Avgift rettet mot ett stoff, har også konsekvenser for andre miljøbelastninger. Gir avgiften økte miljøproblemer på andre områder?	Vurdere miljøeffektene ikke bare for det utslippet avgiften vil til livs, men også for utilsiktede utslippendringer av andre stoffer.
Samspill mellom virkemidler	Ingen instrumenter virker isolert. Hvilke effekter skyldes hvilke virkemidler?	Evaluere hele pakker der flere virkemidler virker tett sammen. Mer avanserte statistiske metoder og omfattende datamateriale kreves for å skille effekter.  Evaluere enkeltavgifter der de virker mer selvstendig. Kan bruke ulike metoder.
Institusjonelle og markedsmessige barrierer	Er det svikt i markeder eller institusjoner som gjør at avgiften ikke virker etter hensikten?	Vurdere nøye institusjonell ramme og markedsituasjon for å identifisere barrierer som forhindrer realiserte miljøeffekter.
Den kontrafaktiske utviklingen	Hva ville skjedd med utslippene hvis avgiften ikke hadde blitt innført?	Etabler hypotetisk referansebane hvis hovedpoenget med evalueringen er å demonstrere miljøeffekter. Ulike, mer datakrevende metoder må benyttes  Bruk spørreundersøkelser eller intervjuer for en enklere evaluering av hvordan avgiften kan ha påvirket utviklingen.
Tidsperspektiv og timing	Evaluering for tidlig kan gjøre det vanskelig å se effekter, mens for sent gjør at avgiftseffekten "blandes" med andre faktorer. Hvor lenge bør avgiftsordningen ha vært gjeldende for den evalueres?	Tidsperspektivet avhenger av formålet med evalueringen. Evalueringer etter 1-2 år for å vurdere om ordningen virker etter hensikten. Intervjuer og/eller spørreundersøkelser bør benyttes.  Evaluering etter 3-10 år for å demonstrere miljøeffekter. Økonomiske modeller eller mer grundig statistiske analyser.
Informasjonsbehov	Manglende data om utslippskilder er en stor utfordring. Er det et system for innsamling av de data som trengs for evaluering?	Idealløsningen på dette problemet er å planlegge ved innføring av nye avgifter hvilke data som trengs for å evaluere avgiften senere. Hvis ikke, må data innhentes ad hoc for hver evaluering enten gjennom spørreundersøkelser, intervjuer eller ved bruk av eksisterende statistikk

Formålet med evalueringen vil ha betydning for valg av metode og metodene vil i ulike grad og på ulike måter være egnet for å håndtere utfordringene knyttet til evalueringer:

- *Økonomiske modeller og økonometriske metoder* brukes for å vurdere effekter av avgifter i form av prisendringer. Hvorvidt de tilpasninger aktørene gjør faktisk skyldes avgiften eller andre virkemidler vil ofte være vanskelig å vurdere. I enkelte studier brukes regresjonsanalyser for å vurdere hvilke effekter som kan tilskrives ulike virkemidler, men det krever et betydelig datagrunnlag og usikkerheten ved slike analyser kan være stor. Fordelene med disse metodene er at de gir muligheter for å kvantifisere en effekt, men de er i mindre grad egnet til å kvalifisere institusjonelle og markedsmessige barrierer og aktørenes faktiske tilpasning i markedet.
- Ønsker man å vite mer om den faktiske respons på avgiften, ikke minst i forhold til forvaltningens behov for å vurdere evt. endringer i virkemiddelbruk er *intervjuundersøkelser og spørreundersøkelser* bedre egnet. De kan avdekke bieffekter, uheldige virkninger, barrierer i markedet, etc. som er nyttig i et forvaltningsperspektiv. Kvalitative metoder kan kombineres med statistiske analyser av utviklingen, men er i mindre grad egnet for å kvantifisere en miljøeffekt.
- På områder der avgifter brukes i kombinasjon med andre virkemidler kan spørreundersøkelser og intervjuer bidra til å klarlegge mer spesifikt hvordan aktøren har tilpasset seg og aktørenes motiver for å endre atferd.

## 4 Evaluering av norske miljøavgifter: Eksempler

### 4.1 Kort oversikt over de norske avgiftene

Tabell 4.1 nedenfor gir en oversikt over gjeldende miljøavgifter<sup>16</sup>. Tabellen viser type avgifter, provenyanslag for avgiftene i 2004, formålet med avgiftene, når de ble innført, viktige endringer og dekningsgrad, det vil si hvilke sektorer eller næringer og bransjer i samfunnet som omfattes av avgiften. Av miljøavgiftene gir CO<sub>2</sub>-avgiften de desidert største inntektene til staten. Flere avgifter ble innført rundt 2000 og den siste så langt i 2003. Avgiftene har svært varierende dekningsgrad, fra CO<sub>2</sub>-avgiften som spenner over de fleste sektorene i samfunnet, men som også unntar viktige sektorer for beskatning, til avgiften på miljøfarlige kjemikalier som er rettet mot noen få bransjer.

Tabell 4.1 Oversikt over gjeldende miljøavgifter 2004

Type avgift/ Proveny	Nivå	Formål	Innført	Større endringer	Dekning
CO <sub>2</sub> 7,8 mrd. kr	Mineralolje: 0,51 kr/l Utslipp fra sokkelen: 0,76 kr/l/Sm <sup>3</sup> Bensin: 0,76 kr/l	Reduserte CO <sub>2</sub> -utslipp i tråd med internasjonale forpliktelser	1991	Mineraloljeavgiften erstattet av CO <sub>2</sub> og svovelavgift i 1999	Dekker ca 67% av totale CO <sub>2</sub> -utslipp. Omfattende unntak for ulike sektorer
SO <sub>2</sub> 103 mill kr	Mineralolje: 0,07 kr/l for hver påbegynt 0,25% vektandel svovel i oljen Kull og koks og utslipp fra raffineringsanlegg: 3 kr/kg	Redusere SO <sub>2</sub> -utslipp i tråd med Gøteborg-protokollen	1970	Mineraloljeavgiften erstattet av CO <sub>2</sub> og svovelavgift i 1999	Reduserte satser og unntak for ulike sektorer Refusjon for bio- diesel
Avgift på sluttbehandling av avfall 664 mill	Differensierte deponiavgifter 400/522 kr/tonn avfall Utslippsavgifter for	Reduserer avfallsmengder, stimulere til energiutnyttelse, redusere utslipp fra	1999	Utslippsavgifter for forbrenningsanlegg og differensierte	Alle sektorer som genererer avfall

<sup>16</sup> Miljødifferensierte bilavgifter og avgift på sprøytemidler er ikke tatt med i listen.

kr	forbrenningsanlegg differensiert etter utslipp	sluttbehandlingen, prissette miljøkostnadene	avgifter i 2004	
Avgift på TRI/PER 6 mill kr	0,53-54 kr/kg gradert etter vektprosent av produktets totale vekt Refusjon av TRI på 25 kr/kg avfall	Redusere utslipp av TRI og PER	2000	Hovedsakelig renserier og industrielle avfettingsanlegg
Avgift på HFK/PFK 63 mill kr	183 kr/tonn CO <sub>2</sub> ekvivalenter Refusjon tilsvarende avgift	Redusere utslipp av HFK/PFK	2003	Kuldemaskiner, isolasjonsskum og brannslukningsanlegg
Avgift på drikkevare emballasje 264 mill kr	Grunnavgift pr stk: 0,89 kr Miljøavgift pr stk: - Glass, metall: 4,36 - Plast: 2,63 - kartong og papp: 1,09	Stimulere ombruk og gjenvinning av drikkevareemballasje	2000	Engangsdrikkevareemballasje med unntak for visse alkohol og kullsyrefrie drikkevarer
Avgift på smøreolje 86 mill kr	1,59 kr/liter Refusjon av avgift på innlevert spillolje	Stimulere til innsamling av smøreolje	1988	All bruk av spillolje, med unntak for store skip

## 4.2 CO<sub>2</sub>-avgiften

CO<sub>2</sub>-avgiften ble innført i 1991 som et element av bensin- og mineraloljeavgiftene, samt som avgift på gass- og oljeforbrenning på norsk sokkel og på visse anvendelser av kull og koks<sup>17</sup>. CO<sub>2</sub>-avgiftens omfang og nivå har økt siden den ble innført og er eksempel på en miljøavgift som virker bredt innenfor mange sektorer i norsk økonomi.

### Formålet med avgiften og hva som skal beskattes

Formålet med CO<sub>2</sub>-avgiften er å redusere norske utslipp av CO<sub>2</sub>, i tråd med internasjonale forpliktelser under FNs Klimakonvensjon og Kyotoprotokollen. I tillegg er CO<sub>2</sub>-avgiften den miljøavgiften som har desidert størst fiskal betydning, med et anslått proveny for 2004 på ca 8 milliarder (til sammenlikning har den minste avgiften, på TRI og PER, et proveny på 6 millioner).

Avgiften dekker om lag 67 prosent av de totale CO<sub>2</sub>-utslippene, som står for 75 prosent av de samlede norske klimagassutslippene (se Tabell 4.2)<sup>18</sup>. Drøyt halvparten av de samlede klimagassutslippene i inneværende år forventes dermed å dekkes av CO<sub>2</sub>-avgiften.

Tabell 4.2 gir oversikt over avgiften. Avgiften omregnet til kroner per tonn CO<sub>2</sub> varierer fra kr 168 (tung fyringsolje) til kr 328 (bensin). Gjennomsnittlig avgift for

<sup>17</sup> I 1999 ble avgiften endret. To nye vedtak om hhv. CO<sub>2</sub>- og svovelavgift på mineralske produkter erstattet de gamle avgiftene på mineralolje, kull og koks og CO<sub>2</sub> på bensin.

<sup>18</sup> Klimagassene HFK og PFK dekkes av en annen avgift, se kap.4.5.2.

de totale CO<sub>2</sub>-utslippene er 166 kr per tonn CO<sub>2</sub> (Finansdepartementet 2004, CICERO/ECON 2004). Et gjennomgående trekk er at sektorer og virksomheter som er utsatt for internasjonal konkurranse er unntatt fra hele CO<sub>2</sub>-avgiften eller har redusert avgiftssats (se Appendix for fullstendig oversikt over avgiften). Den viktigste av disse sektorene er prosessindustrien (ferrolegeringer, karbid og aluminium).

Tabell 4.2 Dagens norske CO<sub>2</sub>-avgiftssystem. Avgiftssatser

Avgiftsområder	Avgiftssats kr/l, kr/kg el. kr/Sm <sup>3</sup>	Avgiftssats omregnet til kr pr tonn CO <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub> - utslipp (1000 tonn)	Andel av CO <sub>2</sub> - utslipp
<b>BENSIN</b>	0,76	328	5 305	12,3%
<b>MINERALOLJE</b>				
Lette fyringsoljer, autodiesel m.v.	0,51	194	4 193	9,7%
Tunge fyringsoljer	0,51	168	5 825	13,5%
<b>OLJE OG GASS PÅ KONTINENTALSOKKELEN</b>			11 084	25,7 %
Olje	0,76	282	n.a.	n.a.
Gass	0,76	325	n.a.	n.a.

Kilde: Satt opp på basis av tall fra Finansdepartementet.

#### Andre virkemidler på området

I dag er CO<sub>2</sub>-avgiften det viktigste virkemiddelet i norsk klimapolitikk, men inngår i en pakke av andre klimavirkemidler som frivillige avtaler med industrien, planlagt kvotesystem fra 2005, støtteordninger for energieffektivitet og fornybare energikilder etc.

#### Hva skal evalueres?

CO<sub>2</sub>-avgiften er på mange måter flaggskipet i norsk miljøavgiftspolitik. Det er viktig at en slik avgift, som i tillegg har store fiskale konsekvenser for økonomiske aktører og offentlige budsjetter, fungerer etter hensikten. Hvis ikke, kan det sås tvil om hele miljøavgiftssystemet og en vil møte økt skepsis ved økning eller innføring av nye avgifter.

En evaluering av CO<sub>2</sub>-avgiften kan både demonstrere grad av miljøeffekt og gi kunnskap om hvordan avgiftssystemet kan gjøres mer effektivt. Hvilket aspekt som vektlegges i evalueringen vil være avhengig av formålet, noe som igjen påvirker valg av metode, krav til data og informasjon etc.

Det er ikke formulert noe konkret politisk mål for eksempel om hvor stor del av Kyotoforpliktelsen som skal oppnås gjennom avgiften. Evalueringen må derfor ta utgangspunkt i hvor store utslippsreduksjoner (i forhold til business-as-usual) som kan tilskrives avgiften.

#### Hvilke metoder er egnet?

CO<sub>2</sub>-avgiften har, så vidt vi kjenner til, blitt vurdert ex post i forhold til utslipp og andre aspekter i Norge i 5-6 studier siden innføringen i 1991 (se kapittel 2.2). To



av disse er brede modellstudier gjennomført av SSBs forskningsavdeling (Bruvoll og Larsen 2002, Larsen og Nesbakken 1997), mens flere av de andre i større grad går i dybden på sektorer og virksomheter (for eksempel ECON 1994, ECON 1997g). Det er sannsynlig at man vet mer om hvordan CO<sub>2</sub>-avgiften fungerer enn de andre miljøavgiftene. Mange av evalueringene har sett på effekten på CO<sub>2</sub>-utslippene i forhold til en hypotetiske kontrafaktiske utvikling. Vi bruker to av disse studiene her som eksempler på forskjellige framgangsmåter.

#### *Evaluering i makro*

Bruvoll og Larsen (2002) er, etter det vi kjenner til, den siste brede modellstudien av CO<sub>2</sub>-avgiftens virkninger på norske utslipp. Den benytter seg av SSBs makromodell for norsk økonomi med aggregerte data for utslipp av CO<sub>2</sub> og N<sub>2</sub>O fra alle kilder og sektorer. Økonomien er delt inn i 8 produksjonssektorer og 18 typer energi. Utslippstall tas fra SSBs utslippsregnskap for klimagasser. Modellen brukes så til å se på utviklingen i utslipp med og uten avgift i perioden fra året før innføringen av avgiften til 1999.

De direkte utslippseffektene framkommer hovedsakelig ved at innføring av avgift i modellen øker prisene på fossile brensler, noe som igjen fører til substitusjon over til andre energikilder og energisparing. Indirekte effekter framkommer gjennom økning i bedrifters kostnader, vridning i konkurranse mot mindre energiintensiv virksomhet og langsiktige endringer i arbeidsmarkedet. Graden av slike endringer avhenger bl.a. av de såkalte substitusjonselastisitetene mellom ulike energikilder for ulike sektorer. Ved små økninger i prisene på fossile brensler, vil noen sektorer (for eksempel papir og cellulose) ha større muligheter for substitusjon til elektrisitet enn andre (som for eksempel metallproduksjon).

De totale CO<sub>2</sub>-utslippene økte med 19% fra 1990 til 1999, mens den økonomiske veksten i BNP var 35% i samme periode. Dette betyr en viss dekopling av økonomisk vekst og utslippsvekst. Ved å sammenlikne utslippsbanen i modellen med og uten avgift, konkluderer studien med at CO<sub>2</sub>-avgiften har bidratt til en utslippsreduksjon på 2% i forhold til hva utslippene ellers ville vært. Dette er et relativt lavt tall når en tenker på at CO<sub>2</sub>-avgiften er høy i internasjonal målestokk.

Studien dekomponerer virkningene og finner at de viktigste faktorene som reduserer utslippene er mer effektiv bruk av energi og substitusjon mot mindre karbonintensive energikilder. Den partielle effekten av prisøkningene på fossile brensler på energieffektivitet- og intensitet førte til en utslippsreduksjon på 14%. Når totaleffekten av avgiften likevel blir så liten skyldes det at mange viktige utslippskilder, særlig utslippsintensive næringer som for eksempel prosessindustrien, er fritatt eller betaler lavere avgift. De sektorer som dekkes av avgiften har i tillegg uelastisk etterspørsel. For eksempel fører prisøkninger på bensin bare til marginal nedgang i bensinbruk og substitusjon til andre transportmidler.

Med andre ord betyr det at et avgiftssystem med mange unntak og relativt høye satser for avgiftsbelagte kilder for det første gir små miljøeffekter, og for det andre gir insentiver til å redusere utslipp der det allerede er ganske dyrt. SFTs tiltaksanalyse illustrerer dette poenget ved å identifisere et stort potensiale for reduserte klimagassutslipp til under 200kr per tonn CO<sub>2</sub> (ekvivalent) i sektorer

som er unntatt fra dagens avgiftssystem (SFT 2000). Til sammenlikning er CO<sub>2</sub>-avgiften per tonn langt høyere enn kr 200 for ulike brensler (se Tabell 4.2).

Resultatene fra studien må likevel kvalifiseres siden den økonomiske modellen ikke er i stand til å håndtere enkelte faktorer som kan styrke avgiftens effekt. For eksempel er den mulige positive effekten av at avgiften kan ha holdt kull utenfor det norske energisystemet ikke vurdert (Miljøverndepartementet 2002).

#### *Evaluering i mikro*

Bruvoll og Larsen (2002) gir et godt dokumentert svar på *hva* miljøeffekten har vært av CO<sub>2</sub>-avgiften, og gir også god innsikt i *hvorfor* effektene har vært små. Imidlertid må en borre dypere enn en makromodell kan gjøre for å forstå bedre hvordan avgiften påvirker atferdsendringer over tid på mikronivå, dvs. i bedrifter og husholdninger. Dette er kunnskap som er veldig nyttig som grunnlag for å utforme en mest mulig effektiv virkemiddelbruk overfor ulike sektorer.

ECON (1994, 1997g) er to eksempler på slike studier innenfor en bestemt sektor, nemlig olje- og gassutvinning på norsk sokkel. Denne sektoren er avgiftsbelagt ganske tungt, jmf. Tabell 4.2. ECON (1997g) er en oppfølging av studien fra 1994 og ser spesielt på avgiftens betydning for CO<sub>2</sub>-utslippene på norsk sokkel. Studien identifiserer konkret hva selskapene på sokkelen har gjort for å redusere utslippene, og hvor viktig avgiften har vært for disse beslutningene. Vekten er lagt på investeringer, driftsforbedringer og lignende som er gjennomført for å redusere brenningen av gass til elektrisitetsproduksjon eller ved fakling. Denne virksomheten står for 95% av de avgiftsbelagte CO<sub>2</sub>-utslippene. For å finne svaret på dette tok studien i bruk intervjuer av så å si alle operatørene på norsk sokkel.

Studiens hovedkonklusjon er at de identifiserte investeringene og driftsforbedringene har ført til at CO<sub>2</sub>-utslippene fra sokkelen i 1996 var anslagsvis 8% lavere enn de ellers ville ha vært, og at avgiften bidro til 3% av disse. Med andre ord var mange av tiltakene lønnsomme også før avgiften ble innført. Det kom imidlertid klart fram fra intervjuene at CO<sub>2</sub>-avgiften førte til en økt bevisstgjøring omkring CO<sub>2</sub>-reduserende tiltak, og at avgiften var viktig for å få gjennomført også de tiltakene som i utgangspunktet var lønnsomme. Studien finner også at utslipp per produsert enhet var om lag 30% lavere i 1996 enn ved inngangen til 1991, før avgiften ble innført.

Videre viser studien at CO<sub>2</sub>-avgiftens kanskje viktigste virkninger er på lengre sikt, i planlegging og design av nye installasjoner der teknologi som reduserer bruken av gass nå oppfattes som standard. Eksempler på slike er varmegjenvinningsenheter og kombinerte kraftverk. Dette kan CO<sub>2</sub>-avgiften ta mye av æren for.

En evaluering som dette på mikronivå kan gi kunnskap om miljøeffekter av avgiften. Men kanskje enda viktigere kan en slik dybdestudie av en enkelt sektor gi mye nyttig kunnskap om hvordan avgifter påvirker beslutninger bedrifter tar omkring investeringer i CO<sub>2</sub>-reduserende tiltak og langsiktig teknologiutvikling. For eksempel er det overraskende at allerede lønnsomme tiltak først gjennomføres når en bedrift bevisstgjøres CO<sub>2</sub>-utslipp gjennom en avgift.

### *Hvilke metoder er best egnet?*

Valget av metode er, som vi har diskutert i kapittel 3, avhengig av formålet med evalueringen, tilgjengelige ressurser, eksisterende data osv. Som de to eksemplene overfor har vist kan både en økonomisk modell på makronivå og en spørreundersøkelse i en bestemt sektor gi relevant kunnskap for forvaltningen om avgiftens effekter og virkemåte.

Begge metoder har sine styrker og svakheter. Ideelt sett burde man bruke en kombinasjon av kvalitative modellberegninger og mer kvalitative metoder basert på spørreundersøkelser og intervjuer i et utvalg bedrifter eller husholdninger. Begge metoder kan utfylle hverandre. For eksempel benyttet Bruvoll og Larsen (2002) seg av ECON (1997g) for å beregne avgiftens effekt på CO<sub>2</sub>-utslippene på sokkelen.

Så når det gjelder valg mellom makro- og mikrometoder til evaluering av CO<sub>2</sub>-avgiften er det mer spørsmål om både og enn enten eller. Og vekten på metodetilnærming bør avspeile det detaljerte formålet med evalueringen.

### **Databehov**

Tilgangen på data begrenser hva en evaluering kan gjøre. Ofte er mangel på relevante data nevnt som en av hovedutfordringene ved gode ex post evalueringer.

I en ideell situasjon har man en database som gir detaljert informasjon om utslipp, rensekostnader, avgiftsbetaling, priselastisiteter etc på bedrifts- og husholdningsnivå fra før en avgift ble innført og over tid. En slik såkalt paneldatabase vil kunne brukes som grunnlag for meget presise analyser av avgiftens virkninger. I praksis er statistikk og data i et land et lappeteppes der en har noen overordnede data for flere år, og kanskje mer detaljerte data for noen få bransjer.

Så, for mer ad hoc pregede evalueringer av CO<sub>2</sub>-avgiften må en bruke de dataene man har, for eksempel i SSB og SFT, og eventuelt supplere disse med data innsamlet ved intervjuer eller spørreundersøkelser. I Norge har en ganske omfattende data for energisektoren som gjør det enklere å vurdere effekten av avgifter på energibruk.

Som påpekt i kapittel 3 kan det være hensiktsmessig å investere i å bygge opp et system for innhenting av data allerede før innføringen av en ny avgift, slik at en blir i stand til å evaluere effekten senere på best mulig måte. Å opprette slike paneldatabaser er kostnadskreven, men når det først er gjort har dataene bred anvendelse.

### **Tidspunkt for evaluering**

Evalueringene vi har gjennomgått viser at de viktigste miljøeffektene kommer på lengre sikt. Det taler for at en i en evaluering av miljøeffekter i hvert fall bør vente 6-10 år for å få med seg disse endringene, selv om dette kan variere fra sektor til sektor avhengig av teknologi- og substitusjonsmuligheter.

På den annen side blir det vanskeligere, jo lenger en venter, å skille ut effektene på utslipp som skyldes avgiften. Imidlertid er det også fornuftig å gjennomføre

mindre omfattende evalueringer kort tid etter større endringer i avgiften. På den måten kan en fange opp og evt. justere utilsiktede effekter av avgiften.

Siden CO<sub>2</sub>-avgiften har vært gjenstand for flere evalueringer de siste 10 årene, har man god kunnskap om hvordan den fungerer og om miljøeffektene. Ny, snarlig evaluering av denne er dermed kanskje ikke fornuftig uti fra en nytte- og kostnadsvurdering. Det neste sentrale klimavirkemidlet i Norge er kvotesystemet fra 2005. Det kan bli viktig å evaluere dette systemet etter en noen år, og inkludere en vurdering av hvordan samspillet med avgiften fungerer.

### **4.3 Avgift på sluttbehandling av avfall**

Avfallsavgiften er også et eksempel på en avgift med bred dekningsgrad som påvirker alle sektorene i samfunnet som genererer avfall.

Avfallsavgiften virker i samspill med flere andre virkemidler som skal bidra til å oppfylle målene i avfallspolitikken, herunder :

- Avfallsforskriften som stiller krav til rensing av utslipp fra deponi og forbrenningsanlegg, herunder også krav til måling av utslipp. Forskriften om nye krav til deponier for avfall ble fastsatt i 2002, mens nye krav til forbrenningsanlegg for avfall ble fastsatt i 2003. Sistnevnte er en innføring av EUs direktiv om forbrenning av avfall. Anlegg for sluttbehandling av avfall er konsesjonspliktige. Med hjemmel i forurensningsloven stilles det konsesjoner for avfallsforbrenningsanlegg med krav til produksjon og utnyttelse av energi.
- Tilskudd til avfallsbasert energiproduksjon gjennom Enovas støtteordninger, både knyttet til utvidelse av eksisterende anlegg, nye anlegg og til utbygging av fjernvarmeanlegg.
- Bransjeavtaler, produsentansvar og avgifter kombinert med refusjonsordninger som tar sikte på å øke gjenvinning av spesifikke avfallsfraksjoner og redusere avfallsmengder til sluttbehandling.

Avfallspolitikken er kompleks der mange typer virkemidler skal gi ulike typer incentiver for å redusere avfallsmengder og styre behandlingsmetoder for avfall.

#### **Formålet med avgiften og hva som beskattes**

Avgift på sluttbehandling av avfall ble innført i 1999. Da den ble innført var formålet med avgiften å redusere den totale avfallsmengden, samt å prissette miljøskadelige utslipp fra sluttbehandling av avfall. Avgiften har siden vært endret flere ganger, sist i 2004. Bakgrunnen for endringen var at den i større grad skal stimulere til energiutnyttelse av avfallet og gi økonomiske incentiver til å redusere utslippene fra sluttbehandlingen. Avgiften skal prise miljøkostnadene som er forbundet med sluttbehandling av avfall for alle anlegg.

Formålet med avgiften og hvilke miljøeffekter den skal bidra til i forhold til andre virkemidler på avfallsområdet, er ikke klart definert. Den skal bidra til å redusere total avfallsmengde, og redusere utslipp fra sluttbehandling, men myndighetene har ikke spesifisert hva avgiften skal oppnå i forhold til andre virkemidler som også har samme målsetting. Riktignok heter det at avgiften skal prissette

miljøkostnadene knyttet til sluttbehandlingen av avfallet<sup>19</sup>, men det sier lite om hvilke miljøeffekter man faktisk ønsker å oppnå.

Avgiften er i dag differensiert i forhold til om avfallet blir deponert eller om det går til forbrenning. I tillegg skiller avgiften mellom miljøstandard på deponiet og utslippene fra forbrenningsanlegget. Det betyr at anlegg som ikke tilfredsstillers deponiforskriftens krav til bunn- og sidetetting av deponiene må betale høyere avgifter, enn de som tilfredsstillers kravene. For forbrenningsanlegg er avgiften differensiert i forhold til CO<sub>2</sub> utslipp og utslipp av 14 andre miljøskadelige stoffer, spesifisert for det enkelte stoff (se tabell 3.1).

Tabell 4.3 Sluttbehandlingsavgiftens oppbygning 2004

<i>Deponier</i>	
God miljøstandard i hht deponiforskriften	400 kr/tonn avfall
Lav miljøstandard i hht deponiforskriften	522 kr/tonn avfall
<i>Forbrenningsanlegg</i>	
	kr/gram utslipp
Støv	0,587
HF	20,77
HCL	0,104
Nox	0.015
SO <sub>2</sub>	0,017
Hg	20,10
Cd	56,06
Pb	64,54
Cr	581,28
Cu	0,31
Mn	96,71
As	9,88
Ni	9,47
Dioksiner	2 392 300
CO <sub>2</sub>	39 kr/tonn innlev. avfall

Avgiften priser miljøkostnadene ved forbrenning av avfall individuelt for alle anlegg, samtidig som den legger bedre til rette for ytterligere gjenvinning og økt avfallsbasert energiproduksjon (MD 2004).

I henhold til ex ante vurderinger av forventede effekter av avgiften vil den mest sannsynlig bidra til at forbrenning bli et billigere alternativ enn deponering (ECON 2001).

### Hva skal evalueres?

For avfallspolitikken som helhet er det formulert kvantitative mål, men de er ikke spesifisert nærmere for avgiften, utover det at den skal bidra til reduserte avfallsmengder, økt energiutnyttelse i avfallet og riktig prising av miljøkostnadene. I evalueringen vil det være naturlig å ta utgangspunkt i dette formålet og vurdere om avgiften har bidratt til en ønsket utvikling med reduserte avfallsmengder, endrede behandlingsmetoder og lavere utslipp.

<sup>19</sup> bl.a. i MD St.prp. nr 1 (2004-05)

Samtidig vil det være viktig å vurdere hvordan avgiften faktisk har fungert i markedet, og i forhold til andre virkemidler. Avfallsforskriften har samme formål som avgiften og pålegger aktørene rensekrav og energiutnyttelse. Det kan derfor være en utfordring å skille mellom effekter av avgiften og effekter av forskriften. Viktige spørsmål her vil være å vurdere hvor strenge utslippskravene er i forhold til dagens praksis (om de faktisk bidrar til endringer) og om avgiften i så fall har bidratt til en raskere tilpasning enn det forskriften alene ville ha gjort, f.eks. ved å påvirke anleggenes lønnsomhet, og om utslippene er redusert mer enn hva som er kravene i forskriften.

### **Hvilke metoder er egnet?**

Nettopp det faktum at det også brukes andre virkemidler i avfallspolitikken med samme formål som avgiftene, har betydning for valg av metode.

De metoder som har vært brukt for å vurdere avfallsavgifter, er spørreundersøkelser og intervjuer kombinert med statistiske analyser av utviklingen i avfallsmengder, behandlingsmetoder og andre variable som påvirker avfallsmengder, slik som økonomisk vekst, inntektsutviklingen i husholdningene og produksjonsvolum i industrien (Miljøstyrelsen 1997 (Danmark), 1999 og Naturvårdsverket 2001 (Sverige)). I disse evalueringene har man vurdert kvalitativt hvordan sluttbehandlingsavgift på avfall har påvirket utviklingen, gjennom bl.a. analyse av industriens og de kommunale avfallsselskaperes tilpasning til avgiften og motivene for deres respons. I den sammenheng har man også sett på betydningen av andre virkemidler. I Naturvårdsverket (2001) har man i tillegg brukt økonometriske metoder for å beregne i hvilken grad og hvor mye den svenske deponiavgiften har bidratt til å redusere husholdningenes avfall.

Den danske evalueringen, som ble gjennomført i 1997, konkluderte blant annet med at avgiften hadde betydning for reduksjonen i husholdningsavfall og bygningsavfall, men at den hadde hatt lite betydning for industriens tilpasning. For å få mer kunnskap om hva som påvirket industrien, ble det gjennomført en ny evaluering av avfallsavgiften i 1999 med spesiell vekt på industriens tilpasning. Den ble gjennomført kort tid etter en vesentlig økning i avgiften og der formålet var å vurdere om avgiften hadde hatt betydning for avfallsreduksjon i industrien. Undersøkelsen er basert på en analyse av utviklingen i tilførte avfallsmengder til deponi og behandlingsanlegg, samt intervjuer med 16 virksomheter. Evalueringen konkluderer blant annet med at:

- Høye kostnader for avfallsbehandlingen, herunder avgiften, har bidratt til å bryte sammenhengen mellom økonomisk vekst og avgiftspliktig avfallsproduksjon mellom 1996-98, men at det er vanskelig å vurdere den økte avgiftens rolle.
- Avgiften har bidratt til at det er økonomisk mer lønnsomt å forbrenne avfallet fremfor å deponere det, og har bidratt til endrede behandlingsmetoder.
- Gjenvinningsgraden i de virksomhetene som er undersøkt synes å være konjunkturavhengig. Virksomheter i vekst tenderer til å øke gjenvinningen, mens virksomheter i økonomisk nedgang ikke forbedrer sin avfallshåndtering, muligens fordi sistnevnte av ulike årsaker ikke prioriterer dette i nedgangstider.

- Basert på analysen av utviklingen i avfallsmengder synes avgiften å ha liten effekt på husholdningenes avfallsproduksjon. Dette mener forfatterne, skyldes at husholdningene betaler avfallsgebyrer etter fast volum og ikke etter faktisk vekt. Det innebærer at avgiften, som er innbakt i gebyrer, ikke gir noen prismessige insentiver til å redusere avfallsmengder i husholdningene og er en viktig barriere for en mer effektiv tilpasning.

I den svenske analysen av deponiskatten er fokuset nettopp rettet mot å vurdere hvilke effekter sluttbehandlingsavgiften på avfall har på husholdningenes avfallsproduksjon (Naturvårdsverket 2001). Målsettingen med den svenske deponiskatten er at avgiften, i kombinasjon med andre virkemidler skal lede til at mengde deponert avfall skal halveres i løpet av 8-10 år, herunder også deponier for husholdningsavfall. Deponiavgiften er i første rekke rettet mot deponieierne, men avgiften er også basert på en antatt sammenheng mellom deponiavgiften og økte avfallsgebyrer for husholdningene, som igjen skaper incentiver for avfallsminimering og gjenvinning i husholdningene.

Den svenske evalueringen tar sikte på å vurdere om det faktisk er en slik sammenheng (Naturvårdsverket 2001). Ved hjelp av regresjonsanalyser beregnes sammenhengen mellom prisutvikling og utviklingen i husholdningenes avfallsproduksjon, korrigert for den årlige "trendmessige" reduksjonen i avfallsmengder som har skjedd i løpet av de siste 5 årene og under hensyn til inntektsutviklingen i husholdningene og generell prisutvikling. I tillegg er betydningen av at to aktører, husholdningene og deponieierne som handler simultant og som påvirkes av priser og mengder, beregnet. På grunn av begrensninger i datamaterialet ble evalueringen avgrenset til Stockholms län.

Evalueringen konkluderer med at husholdningene i Sverige reagerer på prisøkninger ved å redusere mengden husholdningsavfall og at effekten av deponiskatten kan utgjøre i størrelsesorden 20-30 kg per person per år, men det understrekes samtidig at størrelsen på effekten er svært usikker. Det er også en sammenheng mellom inntektsøkning og avfallsmengder, der en økning i inntekten med 1 prosent øker mengden husholdningsavfall med 2 prosent. Igjen understreker forfatterne den store usikkerheten i beregningene. Tallene kan imidlertid brukes for å vise retningen og størrelsesorden på de effekten deponiavgiften kan forventes å få.

Gjennom intervjuer med deponieiere og andre aktører på området har man i tillegg forsøkt å klarlegge synspunkter på hvordan de ulike virkemidlene innenfor sektoren virker, herunder avgiftens betydning i forhold til andre virkemidler, men man har ikke kvantifisert disse effektene. Her konkluderer man med at det er vanskelig å skille mellom virkemidlene, spesielt mellom EU-direktivene og andre svenske forskrifter for avfallsbehandling. Avgiften har imidlertid hatt den effekten at man i større grad har begynt å tenke på alternativer til deponering. Det er også i innsamlings- og behandlingsleddet at avgiften har størst effekt, i mindre grad i produksjonsleddet for avfall. Det påpekes også at disse virkningene oppstod før avgiften ble innført, fordi man visste at den ville komme.

Den svenske evalueringen går ikke nærmere inn på den problemstillingen som reises i den danske evalueringen som er beskrevet ovenfor, men påpeker at utformingen av kommunale avfallsgebyrer har stor betydning for atferden til husholdningene.

*Hva er relevant for norske forhold?*

Den norske avfallspolitikken er kompleks, med en lang rekke virkemidler som skal bidra til reduserte avfallsmengder, ombruk og gjenvinning av avfall, energiutnyttelse av avfallet, slik at mindre mengder avfall blir deponert, og der sluttbehandlingsavgiften bare inngår som en del av dette komplekse bildet. Det er derfor særdeles viktig at en evaluering av avgiften tar hensyn til den sammenhengen som avgiften virker i. Et sentralt element i evalueringen vil etter vår oppfatning være å vurdere hvordan avgiftene fungerer og hvilke incentiver den faktisk gir i forhold til de andre virkemidlene som inngår i avfallspolitikken. Det innebærer at man i større grad fokuserer på de kvalitative framfor de kvantitative effektene av avgiften.

En evaluering av den norske avgiften for sluttbehandling av avfall vil kunne ta utgangspunkt i de samme metodene som er brukt i evalueringene overfor. En kvantitativ evaluering av sammenhenger og sannsynlige miljøeffekter av avgiften, vil kunne gjennomføres ved hjelp av økonometriske metoder, evt. i kombinasjon med andre metoder. Er det tilstrekkelig med en kvalitativ vurdering av slike sammenhenger, basert på kunnskap om hvordan aktører har tilpasset seg, og analyser av utviklingen over tid er intervju og spørreundersøkelser mest relevant. Det er også viktig å vurdere hvilke sektorer eller bransjer evalueringen skal rettes mot.

I forhold til vurdering av avgiftens effekt på avfallsproduksjonen vil det selvsagt være mest relevant å ta utgangspunkt i næringsliv og husholdninger som produsenter av avfall. Samtidig må da analysen baseres på en forutsetning om at sluttbehandlingsavgiften reflekteres i prisene for avfallsbehandling mellom sektorene. Store forskjeller i kommunenes og avfallsbehandlernes prispolitikk kan imidlertid gjøre slike analyser meget omfattende og ressurskrevende (som blant annet bidro til at Naturvårdsverket valgte å avgrense seg til ett län), spesielt om man ønsker å etablere kvantitative sammenhenger. I forhold til avgiftens effekt på avfallsminimering vil det også være nødvendig å vurdere andre virkemidler i avfallspolitikken som har til hensikt å redusere avfallsproduksjonen, slik som f.eks. bransjeavtaler, produsentansvar og avgifter rettet mot spesifikke avfallsfraksjoner.

I forhold til husholdningene vil det i denne sammenheng være interessant å vurdere hvordan ulike prissystemer (vekt eller volum) påvirker husholdningenes tilpasning. I den grad dette gjøres ulikt i kommuner vil det kunne være relevant å vurdere komparative analyser mellom kommuner, evt. også spørreundersøkelser (f.eks. telefoniske) for å belyse hvilken betydning dette har for husholdningenes faktiske tilpasning.

Om hensikten er å vurdere endringer i behandlingsmetoder, dvs. overgang fra deponi til forbrenning, og reduksjoner i utslipp fra behandlingsanlegg vil det være relevant å rette evalueringen mot deponieiere, kommuner og andre aktører som er engasjert i behandling av avfall (f.eks. enkelte energiselskaper, sykehusanlegg). Utfordringen her vil være å skille mellom effekter av avgiften og effekter av deponiforskriften. Intervjuer og spørreundersøkelser kombinert med analyse av utviklingen på behandlingsanlegg og utslipp vil kunne gi underlag for en vurdering av hvordan avgiften har virket, herunder også indikasjoner på effekten av avgiften i forhold forskriften.



## Databehov

SSB publiserer omfattende statistikk for avfallssektoren, som blant annet omfatter avfallsmengder, kilder til avfallet (sektorer), avfall fordelt på materialer og behandling av avfall. I tillegg samler Norsas<sup>20</sup> og returselskapene inn data knyttet til gjenvinning og behandling av data.

Vi har i prosjektet ikke gått mer spesifikt inn på hvilke data som vil være nødvendig for gjennomføringen av en evaluering av avfallsavgiften, blant annet fordi dette vil være avhengig av formålet med evalueringen og valg av metode.

Det kan imidlertid være hensiktsmessig å vurdere om Miljøverndepartementet bør gå inn i en dialog med SSB og eventuelle andre relevante aktører for å klarlegge hvilke typer data som faktisk finnes, kvaliteten i dataene, hvor lang tidsserier som finnes og eventuelt behov for å utvikling av ny statistikk for å legge til rette for en framtidig evaluering av avgiftene.

## Tidspunkt for evaluering

Deponiavgiften har vært endret flere ganger, sist i 2004 hvor det ble innført betydelige endringer. Når avgiften bør evalueres vil igjen være avhengig av formålet med evalueringen – om man ønsker å måle miljøeffekter eller mer kortsiktig vurdere hvordan insentivene virker på aktørene.

Den siste endringen i sluttbehandlingsavgiften ble innført 1 og 2 år etter at forskrift ble innført for henholdsvis forbrenningsanlegg og deponier. Dette kan tale for at en evaluering av insentiveffektene av avgiften bør skje relativt kort tid etter at den ble innført, innenfor et tidsrom på 1 til 2 år. Dermed får man kartlagt aktørenes umiddelbare tilpasning og større muligheter for å skille mellom avgift og forskrift. På den annen side vil de endringene som avgiften ønsker å stimulere til, kunne kreve betydelige investeringer som det kan ta flere år før man ser effektene av. Miljøeffekten vil også være avhengig av de pålegg som gis i forskriften og hvor raskt disse gjennomføres. Det tilsier at miljøeffektene mest sannsynlig ikke vil kunne observeres før tidligst om 3-5 år.

Dersom det er viktig at evalueringen forsøker å vurdere hvordan avgiften virker i forhold til forskriften, kan det være aktuelt å gjennomføre en begrenset intervjuundersøkelse med et utvalg av aktørene i løpet av kort tid. Det betyr at det er insentivvirkningene som står i fokus. På den måten kan man også få et inntrykk av hvordan aktørene vil velge å tilpasse seg framover og når investeringer vil være gjennomført. En slik ”før”-evaluering vil i tillegg til å avdekke eventuelle uønskede tilpasninger i markedet gi et godt grunnlag for en mer omfattende evaluering av miljøeffektene og et bedre utgangspunkt for å vurdere egnet tidspunkt for gjennomføring av evalueringen.

---

<sup>20</sup> Norsas AS er et nasjonalt kompetansesenter for avfall og gjenvinning og deltar blant annet i utvikling og drift av registre og refusjonssystemer for avfallsbransjen, se <http://www.norsas.no/norsas/main.nsf>

## 4.4 Avgift på helse- og miljøfarlige kjemikalier

Avgiften på trikloreten (TRI) og tetrakloreten (PER) er en avgift som virker innenfor et smalt og avgrenset område, og ble innført i 2000. Avgiften omfatter omsetning av stoffene TRI og PER.

Omtrent all TRI (90 prosent) brukes i dag som avfettingsmiddel i mekanisk industri. Noe brukes også som løsemiddel, blant annet til analyser og i synteser ved kjemiske analyselaboratorier. PER brukes i hovedsak av renseriene til rensing av tekstiler. 99 prosent av forbruket av PER som rense- og avfettingsmiddel skjer i renseribransjen, resten brukes hovedsakelig i mekanisk industri til metallavfetting. All PER og TRI blir importert. Forbruket av PER er betydelig redusert de seinere årene. Reduksjonen er oppnådd ved at mange rensier har skiftet ut gamle PER-maskiner med lukkede anlegg med større grad av gjenvinning og resirkulering av PER, eller de har gått over til alternative rensemetoder.

### Formålet med avgiften og hva som beskattes

Det er et mål at utslippene av TRI og PER skal reduseres vesentlig senest innen 2010 (MD 2004). Som ledd i å nå miljømålene ovenfor, ble det innført en avgift på TRI og PER fra og med 1. januar 2000. Fra samme dato ble det også innført en refusjonsordning for TRI på 25 kr/kg for avfall levert til gjenvinning, men ikke for PER. Avgiften omfatter begge stoffene for å unngå substitusjon mellom stoffene TRI til PER, samtidig som en refusjonsordning for PER er mindre aktuelt fordi den i stor grad gjenvinnes internt i renseriene, evt. erstattes med andre stoffer.

#### *Avgiften*

Avgiften omfatter innførsel og innenlands produksjon av trikloreten (TRI) og tetrakloreten (PER), herunder gjenvunnet TRI og PER. For TRI og PER som inngår som bestanddel i andre produkter, betales avgift av andelen TRI og PER. Avgiftsplikten omfatter ikke TRI og PER som er gjenvunnet til egen bruk.

Avgiftene er gradert etter vektprosent av produktets totale vekt (seks vektclasser) og betales bare dersom andelen TRI er over én vektprosent av produktets totale vekt eller andelen PER er over 0,1 vektprosent av produktets totale vekt. Avgiften for TRI er i 2004 kr 2,76 pr kg for laveste vektklasse og kr 54,51 pr kg for høyeste vektklasse (over 60 vektprosent). Tilsvarende er avgiften for PER henholdsvis kr 0,53 og kr 54,52 pr kg. Avgiftene har vært økt årlig siden 2000.

#### *Refusjonsordningen*

Målet med refusjonsordningen er å hindre utslipp av TRI og TRI-holdig avfall til miljøet. Refusjonsordningen skal også bidra til å øke effektiviteten i avgiftssystemet.

TRI skal leveres til godkjent mottak eller behandlingsanlegg for avfall. Det utbetales delvis refusjon av den innbetalte avgiften i henhold til mengde TRI i avfallet. Refusjonssatsen er på 25 kr/kg som tilsvarer ca halvparten av

avgiftssatsen. I henhold til MD (2004) har det i de siste årene vært relativt små utbetalinger fra ordningen som følge av at bruken av ny TRI er kraftig redusert.

#### *Andre virkemidler på området*

Det er ingen andre virkemidler som regulerer bruken av TRI og PER, utover generell kjemikalielovgivning og forpliktelser i internasjonale avtaler. TRI står oppført på myndighetenes prioritetsliste og på Obs-listen, og er klassifisert som kreftfremkallende.

### **Hva skal evalueres?**

Formålet med avgiften og refusjonsordningen er ganske enkelt å redusere utslippene av TRI og PER og en framtidig utfasing av stoffene. Formålet med avgiften må derfor være å vurdere om og hvor mye av avgiften har bidratt til å redusere utslippene, og om man ønsker å vurdere incentiveeffekten, hvordan markedet har respondert på avgiften, hvilke teknologiske løsninger som er valgt og hvilke stoffer TRI og PER eventuelt er blitt erstattet med. Det siste er ikke minst relevant for å unngå at et miljøfarlig stoff blir erstattet med et annet.

### **Hvilke metoder er egnet?**

I motsetning til evalueringer av andre miljøavgifter er dette området mindre komplisert. Markedet er relativt oversiktlig, ved at kjemikaliene har hvert sitt dominerende bruksområde (industriell avfetting og tekstil rensing), og avgiften er det klart viktigste virkemidlet som skal bidra til å styre aktørenes tilpasning.

Avgifter på TRI og PER er ikke evaluert verken i Norge eller Danmark som også har innført avgifter. Harrington et.al. (2004) har imidlertid gjort en sammenliknende analyse av erfaringene med politikken i Sverige og Tyskland (reguleringer) med Norge og Danmark (avgifter), ved blant annet å vurdere utviklingen i forbruk over tid, og hvordan responsen i markedet forholder seg til myndighetenes incentiver og reguleringer. Forfatterne konkluderer med at de høye avgiftene som ble innført i Norge i 2000 resulterte i en umiddelbar og drastisk effekt, mens effektene i Danmark var mer beskjedne på grunn av et lavere avgiftsnivå. Også Sverige opplevde en rask nedgang i bruken på grunn av strenge reguleringer. Analysen har et overordnet perspektiv, og går ikke i nærmere inn på tilpasninger i bransjen og hva TRI eventuelt er blitt erstattet med. I tillegg er sammenlikningen gjort relativt kort tid etter at (data tom. første halvdel av 2001) avgiften ble innført, noe som også forfatterne påpeker som et betydelig usikkerhetsmoment i vurderingen.

Harrington et.al. (2004) argumenterer med at likheten mellom naboland som Norge, Sverige, Danmark og Tyskland gjør en komparativ analyse av ulike politikk for å løse samme problem velegnet som metode for å vurdere effektene. Innenfor et slikt avgrenset og relativt oversiktlig felt som avgifter på TRI og PER der anvendelsesområde og teknologi er relativt likt, vil en komparativ analyse gi gode indikasjoner på effekter og ikke minst effektiviteten i ulike virkemiddelbruk. I dette tilfelle argumenterer forfatterne med at en streng politikk er nødvendig for å oppnå effekter og at høye avgifter er minst like effektive som strenge restriksjoner. Komparative analyser kan bli relativt ressurskrevende, og om man ikke går i dybden, i mindre grad bidrar med forvaltningsrettet kunnskap knyttet til aktørenes tilpasning og respons, barrierer i markedet og andre forhold som kan ha

relevans for framtidige miljøavgifter. Samtidig kan di gi god kunnskap om kostnadseffektivitet versus styringseffekt.

Med utgangspunkt i at TRI og PER avgiftene dekker et smalt område med få andre virkemidler, kan det være tilstrekkelig å ta utgangspunkt i forbruksutviklingen av stoffene over tid og eventuelt belyse aktørenes respons gjennom en intervjuundersøkelse. På den måten vil man få kunnskap om reduksjonen i forbruk faktisk skyldes avgiften eller om det også er andre faktorer som har påvirket utviklingen.

### **Databehov**

Databehovet vil først og fremst være knyttet til forbruksutviklingen av TRI og PER over tid og utviklingen for innsamlingen av TRI. SSB har data for import av TRI og PER. Disse har man tidligere vurdert å være noe lavere i forhold til faktisk forbruk (ECON 1997b og d). Som et supplement kan det derfor være relevant å etterspørre data direkte fra importørene av PER og TRI.

Produktregisteret er statens sentrale register over kjemiske produkter. Produktregisteret inneholder opplysninger om importerte, eksporterte og produserte mengder av produkter som er deklarasjonspliktige eller som importør eller produsent frivillig har valgt å deklare. Det er imidlertid ikke gitt at dataene fra SSB er direkte sammenliknbare med dataene fra produktregisteret på grunn av ulik klassifisering (Finstad og Rypdal 2003). Norsas har ansvaret for å administrere refusjonsordningen for TRI og fører også statistikk over innsamlede mengder.

Dataene for å vurdere utviklingen over tid finnes, men det vil antakelig kreve en viss innsats for å bearbeide og kvalitetssikre dataene.

I forbindelse med innføringen av avgiftene på TRI og PER ble det gjennomført en rekke analyser knyttet til vurderinger av avgifter på helse- og miljøfarlige stoffer (blant annet ECON 1997a og 1997b), herunder også forventede effekter av avgifter. Slike ex ante vurderinger vil som regel være et relevant grunnlag også for ex post evalueringer, blant annet når det gjelder data og kilder til informasjon.

### **Tidspunkt for evaluering**

Avgiften ble innført i 2000 og det er etter dette observert en betydelig reduksjon i forbruket av TRI og PER. Det er gått nærmere 5 år siden avgiften ble innført, og det er sannsynlig at markedet nå har tilpasset seg avgiftene, reflektert i nedgangen i bruken av kjemikaliene. Det finnes alternative løsninger for bruk av PER og TRI, og det kan derfor være gunstig å gjennomføre en evaluering av avgiften i løpet av de neste to årene, eller så snart det er mulig å fremskaffe data for 2004, evt. 2005.

## **4.5 Andre avgifter**

I kapitlene ovenfor har vi gjennomgått ulike typer miljøavgifter, både hvilke typer miljøproblemer de tar sikte på å løse, kompleksiteten i politikkområdet og hvordan avgiften fungerer i samspill med andre virkemidler.

Flere av de andre miljøavgiftene i det norske systemet har fellestrekk med avgiftene som er gjennomgått overfor og vil kunne evalueres over samme lest. Noen av disse omtaler vi kort nedenfor.

### 4.5.1 Svovelavgiften

Utslipp fra svovel er nært knyttet til forbrenning av fossile brensler, og særlig oljeprodukter og kull. I så måte er kildene for SO<sub>2</sub>-utslipp generelt de samme som for CO<sub>2</sub>, med få unntak. I motsetning til CO<sub>2</sub>, kan svovelutslipp imidlertid renses. En annen viktig forskjell sammenliknet med CO<sub>2</sub>, er at SO<sub>2</sub>-utslipp også har lokale miljøeffekter på å helse og miljø.

Svovelavgiften virker bredt gjennom prisene på fossile brensler på tilsvarende måte som CO<sub>2</sub>-avgiften, og vi nøyer oss derfor med en kortfattet oversikt over denne avgiften nedenfor. For et mer grundig eksempel på hvordan en slik avgift kan evalueres, henvises til omtalen av CO<sub>2</sub>-avgiften i kapittel 4.2.

#### *Formål med avgiften*

Det ble innført avgift på mineralolje differensiert etter svovelinnhold i 1970, delvis begrunnet med miljøhensyn. Mineraloljeavgiften ble erstattet av CO<sub>2</sub>- og svovelavgift på mineralske produkter i 1999. Dagens virkemidler mot svovelutslipp omfatter avgifter på olje, krav om maksimalt svovelinnhold i mineraloljer og utslippstillatelser etter forurensningsloven. Avgiften ilegges mesteparten av mineraloljeforbruket med 7 øre pr. liter og pr. 0,25 pst. vektandel svovelinnhold. Dette svarer til om lag 17 kroner pr. kg SO<sub>2</sub>. Det betales ikke avgift for olje som inneholder 0,05 pst. vektandel svovel eller mindre. I tillegg er det differensiert autodieselavgift etter svovelinnhold. Hele eller deler av svovelavgiften kan refunderes ved dokumentert rensing. SSBs utslippsstatistikk for 2003 viser at om lag 45 pst. av Norges totale utslipp av SO<sub>2</sub> omfattes av dagens svovelavgift.

Unntaksstrukturen for svovelavgiften på mineralske produkter er temmelig lik CO<sub>2</sub>-avgiftens når det gjelder skipsfart og fiske og fangst. Treforedling og sildemelindustrien betaler imidlertid full svovelavgift. Videre gis det refusjon i avgiften dersom utslippet av svovel til atmosfæren er mindre enn det svovelinnholdet i de benyttede produkter skulle tilsi. I tillegg gis fritak, refusjon eller ytes tilskudd for avgift for andel av biodiesel i mineraloljen. SO<sub>2</sub>-avgiften for kull, koks og raffineringssanlegg gjeldende fra 1999 ble fjernet fra 1. januar 2002 og erstattet av en intensjonsavtale med Prosessindustriens landsforening (PIL) om utslippsreduksjoner i industrien.

#### *Egnede evalueringsmetoder*

Svovelavgiften er et av flere virkemidler for å redusere SO<sub>2</sub>-utslippene. Norge er i henhold til Gøteborgprotokollen forpliktet til å holde de samlede utslippene av SO<sub>2</sub> lavere enn 22 000 tonn innen 2010. Dette målet er på det nærmeste nesten nådd allerede i 2003 (St.Prp. 2004-05). Framskrivinger fra Nasjonalbudsjettet 2004 viser imidlertid at utslippene kan øke noe fram mot 2010.

Spørsmålet ved en evaluering er hvor stor del av utslippsreduksjonene de siste 30 årene som kan tilskrives avgiften. Et annet viktig spørsmål som grunnlag for

arbeidet med å holde SO<sub>2</sub>-utslippene nede og helst redusere dem i framtiden er hvorvidt avgiften har vært effektivt utformet, for eksempel i forhold til det grovmaskede trinnsystemet for svovelinnhold i mineralolje.

Så vidt oss bekjent, har ikke svovelavgiften i Norge vært grundig evaluert ex post. ECON (1994) evaluerte hele virkemiddelbruken overfor svovel, men gjorde ingen dyptgående analyse av avgiftens virkninger. Noen viktige konklusjoner fra denne er:

- Den viktigste enkeltfaktor bak *reduksjonene i prosessutslipp* på 67% fra 1973-1992 har vært utslippskonsesjonene. Særlig i perioden fra begynnelsen av 1970-årene, og fram til midten av 1980-tallet var utslippskravene viktige for å få redusert de største utslippene. Disse utslippene var ikke avgiftsbelagt.
- Stasjonære brenselutslipp har hatt den mest dramatiske nedgang i utslipp, på 86% i perioden 1980-1992. Dette gjenspeiles i utviklingen i salget av lett fyringsolje og -parafin, som ble redusert med 40-60%. Viktige faktorer har vært utvikling i råoljepris, vridning i priser på ulike fyringsoljer pga utvikling i raffineringsteknologi, prisutvikling på elkraft, bruk av biobrensel. Avgiften antas å ha hatt mindre betydning.
- Avgiften var opprinnelig ikke utformet på en slik måte at de i særlig grad har stimulert til vridninger i produktprisene og til å redusere svovelinnholdet i produktene. Først i 1990/91 ble svovelavgiften trappet opp og differensiert etter svovelinnhold. Andelen av avgift i produktprisene steg fra ca 1% i 1980 til 15-45% i 1990, noe som kan antas å gi avgiften økende effekt.
- Graderingen av avgiften etter svovelinnhold har ikke vært tilstrekkelig finmasket til å gi sterke insentiver til redusert svovelinnhold i produktene.
- Utslippene er redusert med ca 58% fra 1973 til 1992 for mobil forbrenning. Denne utviklingen skyldes redusert svovelinnhold i bensin, hovedsakelig forårsaket av endret raffineringsteknologi og lavere svovelinnhold i råoljen. Avgiften har antas å ha hatt mindre betydning.

Studien opplyser ikke om hvilke metoder som har vært brukt, men det kan antas at evalueringen er basert på generell statistikk og intervjuer med enkelte bransjepersoner.

En eventuell evaluering av svovelavgiften kan i prinsippet gjøres på makro- og/eller mikronivå, på tilsvarende måte som for CO<sub>2</sub>-avgiften. Økonomiske modeller kan benyttes for å konstruere en kontrafaktisk utvikling, selv om det vil være mer komplisert enn for CO<sub>2</sub>-avgiften. Det skyldes blant annet, og som påpekt i ECON (1994), at flere andre virkemidler (som for eksempel utslippskonsesjoner) har vært viktige for å forklare utslippsreduksjonene. Videre har svovelavgiften vært endret, for eksempel ved å inkludere og så utelukke prosessutslipp<sup>21</sup>. I følge SFT (2001) er det nettopp prosessutslipp som er billigst å redusere. Miljøeffekter av avgiften kan imidlertid skilles ut ved bruk av avanserte økonometriske metoder, hvis bare datagrunnlag og modellverktøy er godt nok.

---

<sup>21</sup> OECD (2003) analyserer hvorvidt den frivillige avtalen mellom PIL og norske myndigheter, som tok over for avgift i 1999, har vært effektiv i å redusere prosessutslippene. Samspillet med avgiften (som et ris bak speilet) ser ut til å ha gjort denne avtalen effektiv.

Videre er det et ikke ubetydelig poeng, i motsetning til for CO<sub>2</sub>, hvor utslippsreduksjonene har funnet sted, siden svovel har viktige lokale miljøeffekter. En evaluering av miljøeffektene av svovelavgiften bør derfor ikke bare vurdere reduksjon av totale utslipp, men se på geografisk spredning.

På tilsvarende måte som for CO<sub>2</sub>-avgiften vil en kunne benytte seg av spørreundersøkelser og intervjuer for bedre å forstå tilpasninger til avgiften i bestemte sektorer eller bransjer. Valg og vektlegging av metode vil avhenge av formålet med evalueringen.

#### *Tidspunkt for evaluering*

Som vi fant for CO<sub>2</sub>, er potensialet for utslippsreduksjoner størst på lang sikt når effekter av endringer i teknologi, reduksjon i svovelinnhold i produkter og substitusjon slår inn for fullt. Aktører som står overfor svovelavgift har i tillegg utvidede responsmuligheter siden utslippene kan renses.

Viktig for vurdering av timing og type metode for evaluering er også hvilket utviklingstempo teknologi i ulike bransjer endres. Noen sektorer er mer fleksible for substitusjon og har kortere investeringshorisonter enn andre. For eksempel har treforedling tradisjonelt lettere for å skifte til andre energikilder enn svovelholdig olje når prisene stiger som følge av avgift.

Svovelavgiften ble innført allerede i 1970. En evaluering av avgiften fra starten vil være lite hensiktsmessig i forhold til å kvantifisere miljøeffekter som skyldes avgiften. Grunnen til det er både at det er komplisert og at svovelavgiften kan antas å ha hatt mindre betydning de første 15-20 årene. Det vil imidlertid være mer interessant og nyttig for utforming av avgiften i fremtiden, å evaluere virkninger siden svovelavgiften ble trappet opp og gjort mer finmasket i forhold til gradering av svovelinnhold i 1990/91.

Som understreket i kapittel 3, bør nytte- kostnadsvurderinger i forhold til formål og bruken av evalueringen legges til grunn for hvor omfattende en eventuell evaluering av svovelavgiften trenger å være. Også en mindre omfattende evaluering for eksempel basert på et begrenset antall intervjuer og eksisterende data, kan gi relevant kunnskap for forvaltningen.

## **4.5.2 Avgift på HFK og PFK**

HFK og PFK er klimagasser. Gassene kan erstatte ozonreduserende gasser som skal fases ut i henhold til Montrealprotokollen, og bruken forventes å øke sterkt fremover dersom ikke regulerende tiltak settes inn. HFK utgjør det klart største volumet, både med hensyn til utslipp og forbruk. Det viktigste bruksområdet er kuldemaskiner, men HFK anvendes også i betydelig grad i isolasjonsskum og som brannslukningsmiddel. Forbruket av PFK er relativt lite, og stoffet brukes mest som kuldemedium.

#### *Formål med avgiften og refusjonsordningen*

Fra 2003 ble det innført en særavgift på hydrofluorkarboner (HFK) og perfluorkarboner (PFK). Avgiften er rettet mot import og produksjon av HFK og PFK, både som bulkvare og i produkter. Avgiften er på kr 183 pr tonn CO<sub>2</sub>

ekvivalenter, som innebærer at de ulike HFK og PFK forbindelsene har ulik sats avhengig av stoffenes klimaeffekt. Fra 1.7.2004 er det også etablert en refusjonsordning for avgiften. Refusjonsraten tilsvarer avgiftssatsen, og utbetalingen forutsetter at brukere kan dokumentere hvilke mengder som er levert til godkjent destruksjonsanlegg.

Formålet med avgiften er å redusere utslippene av HFK og PFK til miljøet. I henhold til Miljøverndepartementet (2004) forventes avgiften å medvirke til å avgrense bruken av gassene til de mest nødvendige områdene og stimulere til utvikling av ny teknologi.

#### *Egnede evalueringsmetoder*

Ordningen har flere fellestrekk med avgiften og refusjonsordningen for miljøfarlige kjemikalier. Også HFK/PFK-avgiften virker innenfor et smalt og avgrenset område i et relativt oversiktlig marked. Avgiften er det eneste virkemiddelet som er rettet mot å begrense bruk og utslipp av disse stoffene. Den viktigste forskjellen er at klimagassene i stor grad finnes i produkter (fra kjøleskap og hjemmefrysere til bilkjøleanlegg og store kuldeanlegg) som innebærer at det er langt flere som importerer, omsetter og bruker HFK/PFK enn tilfellet er for TRI og PER.

Aktuelle metoder for å vurdere ordningene vil være komparative analyser mellom land, spørreundersøkelser og intervjuer kombinert med analyser av forbruksutviklingen over tid. SFT (2001) gjennomførte i 2001 en ex ante vurdering av avgiften inklusive en forventet forbruksutvikling uten bruk av avgiften som vil kunne brukes som referansebane og kilde for innsamling av data. Om man ønsker kunnskap om hvordan brukere og eiere av kuldeanlegg (som i første rekke vil bli berørt av en prisøkning på produktene) responderer på avgiften (f.eks. hvordan det påvirker valg av teknologi) vil det være nødvendig å supplere en analyse av utviklingen av forbruk og gjenvinning med intervju- eller spørreundersøkelser.

#### *Tidspunkt for evaluering*

Miljøeffekten vil i stor grad være avhengig av utskiftingstakten i anlegg, hvor raskt stoffene kan erstattes i store kuldeanlegg og industrielle prosesser og i hvilken grad stoffene returneres for destruksjon. Det bør også vurderes i hvilken grad avgiften faktisk påvirker aktørene til å velge HFK/PFK-frie produkter (f.eks. husholdningenes valg av kjøleskap og frysere). Vi har i denne sammenheng ikke gått nærmere inn på hvor raskt man kan forvente en teknologiendring på dette området, som også vil kunne variere betydelig etter type anlegg og anleggenes størrelse. Erfaringsmessig bør tendenser i utvikling kunne observeres mellom 3-5 år etter at avgiften er blitt innført, men kan forsinkes dersom tilpasningen krever betydelige teknologiendringer. Dette bør derfor undersøkes nærmere før man tar en beslutning om å gjennomføre evalueringen.



### 4.5.3 Avgifter på drikkevareemballasje

#### *Formål med avgiften*

Avgift på drikkevareemballasje ble innført i 2000. Formålet er å øke innsamling og ombruk eller gjenvinning av drikkevareemballasje. Avgiften er delt i to:

- Grunnavgift som gjelder engangsemballasje, der hensikten er å stimulere til ombruk framfor gjenvinning. Grunnavgiften var i 2004 på kr 0,89 per enhet.
- Miljøavgift som skal stimulere til gjenvinning og som blir redusert i takt med økende gjenvinningsgrad. Miljøavgiften er differensiert etter materialer. For 2004 var satsen for glass og metall på kr 4,36, plast kr 2,63 og kartong og papp kr 1,09 per enhet.

En rekke alkohol- og kullsyrefrie drikkevarer er unntatt fra avgiften. Emballasjeavgiften er rettet mot produsenter og importører av drikkevarer (blant annet bryggerier, næringsmiddelindustri, og dagligvarebransjen).

#### *Egnede evalueringsmetoder*

Forenklet sett er avgiften basert på et resonnement om at økte avgifter på engangsemballasje reflekteres i høyere priser på drikkevarer (hovedsakelig alkoholholdige drikker og brus) som bidrar til at markedet foretrekker drikkevarer i panteemballasje. Så enkelt er det neppe i praksis. For en rekke alkoholholdige varer (f.eks. vin) finnes det ingen slike alternativer, og dessuten er forbrukernes preferanser mer sannsynlig styrt av egenskaper de drikkevarene enn emballasjen. Det er imidlertid mulig å teste en slik sammenheng statistisk, basert på informasjon samlet inn gjennom spørreundersøkelser eller data om utvikling i priser på drikkevarer, forbruk, priselastisiteter, etc. Fordi det antakelig er mange forhold som påvirker markedets preferanser for drikkevarer, kan dette bli en relativt komplisert og omfattende øvelse.

En mer relevant vinkling kan være å vurdere om avgiften har resultert i endringer drikkevareemballasjen over tid. Er den relative andelen av engangsemballasje blitt redusert og har gjenvinningen av drikkevareemballasje økt? Det kan være vanskelig å fremskaffe data for å vurdere utviklingen over tid, blant annet fordi det ikke skilles mellom drikkevareemballasje og annen gjenvunnet emballasje, men det bør være mulig å gjennomføre beregninger basert på solgte enheter, forutsetninger om andel av gjenvunnet materiale, etc. Dette kan eventuelt underbygges med intervju- og/eller spørreundersøkelser hos produsenter og importører av drikkevarer.

I en kvalitativ undersøkelse av hvordan avgiften har påvirket disse aktørene vil det være viktig å ta hensyn til at det har vært en sterk politisk debatt knyttet til avgiften og at synspunktene i næringen har vært basert på andre argumenter (blant annet konkurransevridning og frykt for tap av arbeidsplasser) enn miljøeffektene. Av den grunn er det også viktig at formålet med evalueringen er tydelig.

#### *Tidspunkt for evaluering*

Avgiften har eksistert siden 2000 og dersom avgiften har hatt noen effekt, bør det være mulig å observere endringer etter en periode på 3-5 år. Det vil imidlertid

være avhengig av hvor lang tid som er nødvendig for å få til en omstilling i bransjen (f.eks. behov for endringer i tappesystemene).



## Referanser

- Andersen, M. S., N. Dengsøe, og A. B. Pedersen (2000) Vurdering af de grønne afgifters effekter i de nordiske lande: Resultater og metodespørgsmål. TemaNord 2000:561.
- Bjørner, T. B. og T. Christensen (2002) Energy taxes, voluntary agreements and investment subsidies – a micro panel analysis of the effect on Danish industrial companies' energy demand, Resource and energy economics 24(3), pp 229-249.
- Bjørner, T. B., M. Tøgeby og J. Christensen (1998) Industrial energy demand – a micro panel data analysis. København: AKF Forlaget
- Boom, J. T. (1998) Danish Energy Policy 1966-91: A cointegration analysis of some policy measures. Pp 129-38 in International Association for energy economics, Experimenting with freer markets: Lessons from the last 20 years and prospects for the future. Conference proceedings Volume I, Quebec.
- Bruvold, A. og B. M. Larsen (2002) Greenhouse gas emissions in Norway. Do carbon taxes work? Discussion papers No. 337, December 2002. SSB.
- Carlsson, A. og H. Hammer (1996) Energiskatters påverkan på industrin koldioxid- och svavelutsläpp, Vänersborg: Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Miljö- och planenheten.
- CICERO/ECON (2004) Klimapolitiske virkemidler og norsk industris konkurransevne. CICERO Report 2004:08
- Clasen, G. (1998) A framework for innovation: corporate responses to applied energy/CO taxes in Denmark, Rotterdam.
- Dragsund, E., K. Aunan, O. Godal, G. P. Haugom og B. Holtmark (1999) Utslipp til luft fra oljeindustrien. Tiltak, kostnader og virkemidler, Oslo: CICERO.
- ECON (1994) Virkninger av CO<sub>2</sub>-avgift på olje- og gassutvinning i Norge – Delrapport 4: Sammendrag og hovedkonklusjoner. ECON-rapport nr. 326/94.
- ECON (1995a) Miljøkostnader knyttet til ulike typer avfall. Rapport 338/95
- ECON (1995b) Evaluating Environmental Policy Instruments in Norway. ECON Rapport 310/1995.
- ECON (1997a) Avgift på trykkimpregnert materiale. Rapport 25/97
- ECON (1997b) Avgift på trikloreten. Rapport 26/97
- ECON (1997c) Avgift på kadmiumholdige produkter. Rapport 27/97
- ECON (1997d) Avgift på tetrakloreten. Rapport 29/97

- ECON (1997e) Avgifter på helse- og miljøskadelige produkter. Rapport 30/97
- ECON (1997f) Avgift på bunnstoff og notimpregneringsmidler. Rapport 28/97
- ECON (1997g) CO<sub>2</sub>-avgiftens betydning på CO<sub>2</sub>-utslipp på norsk sokkel. ECON-rapport nr. 50/97.
- ECON (1997h) Evaluering av pante- og returordninger for bilvrak. ECON rapport 100/97.
- ECON (2000) Miljøkostnader ved avfallsbehandling. ECON rapport 85/00
- ECON (2001) Utslippsavgift på forbrenning av avfall. ECON rapport 28/01.
- ECON og DNVI (1994a) Virkemiddelbruk overfor utslipp av svoveldioksid. ECON rapport 45/93.
- ECON og DNVI (1994b) Virkemiddelutslipp overfor utslipp av bly. ECON rapport 42/93.
- Enevoldsen, M. (1998) Joint environmental policy-making and other new abatement strategies for industrial CO<sub>2</sub> pollution. Austria, Denmark, and the Netherlands, Environmental Sociology Publication, Wageningen: Agricultural University
- Energimyndigheten 2001: Energimyndighetens klimatrapport - med anledning av Sveriges tredje nationalrapport till klimatkonventionen. ER 13:2001.
- Energistyrelsen (1999) Opfølgning på energi 21. Status for energiplanlægning, København: Energistyrelsen.
- European Environment Agency (1996) Environmental taxes. Implementation and environmental effectiveness. Environmental Issues Series No. 1. Copenhagen.
- Finstad, A. og K.Rypdal (2003) Bruk av helse-og miljøskadelige produkter i husholdningene – et forprosjekt. SSB-notat 2003/29.
- Harrington, W., R. D. Morgenstern and T. Sterner (2004) Choosing Environmental Policy: Comparing Instruments and Outcomes in the United States and Europe. Resources for the Future.
- Krarup, S., M. Togeby og K. Johannesen (1997) De første aftaler om energieffektivisering. Erfaringer fra 30 aftaler indgået I 1996 (arbejdsrapport), København: AKF Forlaget.
- Larsen, B. M. og R. Nesbakken (1997) Norwegian emissions of CO<sub>2</sub> 1987-1994, pp. 275-90 in Environmental and Resource Economics 9.
- Miljøverndepartementet (2002) Norway's third national communication under the Framework Convention on Climate Change.
- Miljøverndepartementet (2004): St.prp. nr 1 2004-2005.

- Miljø- og naturressursdepartementet (1994) Så fungerer miljøskatter!, Stockholm: Fritzes.
- Miljøstyrelsen (1997): Affaldsavgiften 1987-1996. Arbejdsrapport nr 96. København.
- Miljøstyrelsen (1999): Effekter af den forhøjede affaldsavgift. Med særlig fokus på erhvervsaffald. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 22. København.
- Miljøstyrelsen (2000) Economic Instruments in Environmental Protection in Denmark (se [www.mst.dk](http://www.mst.dk))
- Miljøstyrelsen (2002): Evaluering av bilskrotordningen. Miljøprojekt nr. 660. København.
- National Center for Environmental Economics (2001) The United States Experience with Economic Incentives for Protecting the Environment
- Naturvårdsverket (1995) Utvärdering av koldioxidskatten – har utsläppen av koldioxid minskat?, Stockholm: Naturvårdsverkets forlag
- Naturvårdsverket (1997a) Svavelskatt och NO<sub>x</sub>-avgift. Utvärdering. Stockholm: Naturvårdsverkets Forlag.
- Naturvårdsverket (1997b) Miljöskatter i Sverige – ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken, Stockholm: Naturvårdsverkets Forlag.
- Naturvårdsverket (2001) Deponiskatten: Tidiga effekter av ett styrmedel
- Naturvårdsverket (2003) Ekonomiska styrmedel inom miljöområdet: En Samanställning
- Nordisk Ministerråd (2000) Vurdering af de grønne afgifters effekter i de nordiske lande: Resultater og metodespørgsmål. TemaNord 2000:561
- Nutek (1994) Utvärdering av styrmedel och stöd för begränsning av koldioxidutsläpp I Sverige, Stockholm: NUTEK.
- OECD (1997) Evaluating economic instruments for environmental policy. Paris.
- OECD (2001) Green Tax Reforms in OECD countries. Presentation by Helen Mountford, OECD Environment Directorate. EEB Workshop, 28. September 2001.
- OECD (2003) Voluntary Approaches for Environmental Policy. Effectiveness, efficiency and usage in policy mixes.
- SFT (2000) Reduksjon av klimagassutslipp I Norge. En tiltaksanalyse for 2010.
- SFT (2001) Reduksjon av SO<sub>2</sub>-utsleppa i Norge.
- Stavins, R. N (2002) Experience with market-based environmental policy instruments. Working Paper No. 52. 2002

Stavins, R. N. (2003) Market-based environmental policies: What can we learn from US experience (and related research)? John F. Kennedy School of Government. Harvard University. Faculty Research Paper Series.

TØI (1997) Virkninger av å innføre vrakpremie på biler i 1996.

USEPA (1997) The Benefits and costs of the clean air act, 1970 to 1990. Prepared for U.S. Congress by U.S. Environmental Protection Agency.

Yin (1994) Case study research: Design and methods (2nd ed.). Beverly Hills, CA: Sage Publishing.

## Vedlegg: CO<sub>2</sub>-avgiften

Tabell 4.4 Dagens norske CO<sub>2</sub>-avgiftssystem. Avgiftssatser

Avgiftsområder	Avgiftssats kr/l, kr/kg el. kr/Sm <sup>3</sup>	Avgiftssats omregnet til kr pr tonn CO <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub> - utslipp (1000 tonn)	Andel av CO <sub>2</sub> - utslipp
BENSIN	0,76	328	5 305	12,3%
<b>MINERALOLJE</b>				
Lette fyringsoljer, autodiesel m.v.	0,51	194	4 193	9,7%
Tunge fyringsoljer	0,51	168	5 825	13,5%
Sektorer med redusert sats:				4,8%
Treforedlingsindustrien	0,26	99/86	508	0,11%
Sildemel-/fiskemelindustrien	0,26	99/86	154	0,03%
Nasjonal luftfart	0,30	114	1 502	3,5%
Godstransport i innenriks sjøfart	0,30	114	356	1,2%
Anlegg på kontinentalsokkelen (supplyflåten)	0,30	114	n.a.	n.a.
Sektorer unntatt for avgift:				
Utenriks sjøfart	0	0		
Kystfiske	0	0		
Fiske og fangst i fjerne farvann	0	0		
Utenriks luftfart	0	0		
Bruk av spillolje	0	0		
<b>KULL OG KOKS</b>				
Kull og koks til energiformål:				
Kull	0,48	197	n.a.	n.a.
Koks	0,48	150	n.a.	n.a.
Sektorer fritatt for avgift:				
Sement- og leca-produksjon	0,48	150	n.a.	n.a.
Kull og koks til prosessformål (Ferrolegerings-, karbid- og aluminiumsindustri)	0	0		
<b>OLJE OG GASS PÅ KONTINENTALSOKKELEN</b>			11 084	25,7 %
Olje på kontinentalsokkelen	0,76	282	n.a.	n.a.
Gass på kontinentalsokkelen	0,76	325	n.a.	n.a.
Sektorer utenfor avgiftssystemet:				
Gass brukt på land	0	0		

Kilde: Satt opp på basis av tall fra Finansdepartementet.