

Vurdering af de nordiske
slutbehandlingsafgifter på affald
- økonomisk værdisætning og evaluering

Indholdsfortegnelse

FORORD	5
SAMMENFATNING	7
1. INDLEDNING	9
2. ØKONOMISK VÆRDISÆTNING AF IKKE-MARKEDSOMSATTE MILJØGODER: TEORI OG METODE	11
2.1 INDLEDNING	11
2.2 DET TEORETISKE GRUNDLAG FOR ØKONOMISK VÆRDISÆTNING	11
2.3 FORSKELLIGE METODER TIL ØKONOMISK VÆRDISÆTNING AF SAMFUNDSMÆSSIGE SKADESOMKOSTNINGER PÅ MILJØ OG SUNDHED.....	14
2.3.1 Husprismetoden.....	14
2.3.2 Betinget værdisætning.....	15
2.3.3 Forebyggelses- og helbredelsesomkostninger.....	15
2.4 SAMMENFATNING	16
3. ØKONOMISK VÆRDISÆTNING AF DE SAMFUNDSMÆSSIGE SKADESOMKOSTNINGER VED AFFALDSBEHANDLING	17
3.1 INDLEDNING	17
3.2 VÆRDISÆTNINGSUNDERSØGELSER VED HJÆLP AF HUSPRISMETODEN.....	18
3.3 VÆRDISÆTNINGSUNDERSØGELSER VED HJÆLP AF DEN BETINGEDE VÆRDISÆTNINGSMETODE	18
3.4 ANDRE VÆRDISÆTNINGSUNDERSØGELSER.....	21
3.5 SAMMENFATNING	29
4. VURDERING AF EFFEKTERNE AF SLUTBEHANDLINGSAFGIFTERNE PÅ AFFALD I DE NORDISKE LANDE	31
4.1 INDLEDNING	31
4.2 VURDERING AF EFFEKTERNE AF SLUTBEHANDLINGSAFGIFTEN PÅ AFFALD I DANMARK	33
4.3 VURDERING AF EFFEKTERNE AF SLUTBEHANDLINGSAFGIFTEN PÅ AFFALD I FINLAND	35
4.4 VURDERING AF EFFEKTERNE AF SLUTBEHANDLINGSAFGIFTEN PÅ AFFALD I NORGE	37
4.5 VURDERING AF EFFEKTERNE AF SLUTBEHANDLINGSAFGIFTEN PÅ AFFALD I SVERIGE.....	39
4.6 SAMMENFATNING	40
5. KONKLUSIONER OG ANBEFALINGER	42
5.1 INDLEDNING	42
5.2 ØKONOMISK VÆRDISÆTNING AF DE SAMFUNDSMÆSSIGE SKADESOMKOSTNINGER VED AFFALDSBEHANDLING	42
5.3 VURDERING AF EFFEKTERNE AF SLUTBEHANDLINGSAFGIFTERNE PÅ AFFALD I DE NORDISKE LANDE.....	44
5.4 VIDERE UNDERSØGELSER	45
REFERENCER	47

Tabelfortegnelse

Tabel 1	<i>Satser for slutbehandlingsafgifterne på affald i de nordiske lande i 2001</i>	9
Tabel 2	<i>Samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling i Danmark</i>	22
Tabel 3	<i>Samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling i Sverige</i>	23
Tabel 4	<i>Samfundsmæssige skadesomkostninger ved to forbrændingsanlæg i Vest- og Sydeuropa</i>	24
Tabel 5	<i>Samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling og satser for slutbehandlingsafgiften på affald i Norge</i>	25
Tabel 6	<i>Samfundsmæssige skadesomkostninger og gevinster ved deponering</i>	26
Tabel 7	<i>Samfundsmæssige skadesomkostninger og gevinster ved forbrænding</i>	27
Tabel 8	<i>Samlede samfundsmæssige skadesomkostninger, fortrængning af anden forurening og netto samfundsmæssige skadesomkostninger</i>	28
Tabel 9	<i>Samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling (Brisson (1997), ECON (2000) og COWI (2000))</i>	29
Tabel 10	<i>Satser for slutbehandlingsafgifterne på affald i de nordiske lande i 2001</i>	31
Tabel 11	<i>Afgiftsgrundlaget og væsentlige undtagelser for slutbehandlingsafgifterne på affald i de nordiske lande</i>	32
Tabel 12	<i>Satser for slutbehandlingsafgiften på affald i Danmark 1996-2001</i>	33
Tabel 13	<i>Satser for affaldsvarmeafgiften i Danmark 1999-2001</i>	34
Tabel 14	<i>Satser for slutbehandlingsafgiften på affald i Finland 1996-2001</i>	35
Tabel 15	<i>Provenu af slutbehandlingsafgiften på affald i Finland 1996-2000</i>	36
Tabel 16	<i>Satser for slutbehandlingsafgiften på affald i Norge 1999-2001</i>	37
Tabel 17	<i>Mængder af kommunalt behandlet affald i Norge fra 1995 til 1999</i>	38
Tabel 18	<i>Satser for slutbehandlingsafgiften på affald i Sverige 2000-2001</i>	39

Forord

Denne rapport er udarbejdet ved Center for Samfundsvidenskabelig Miljøforskning (CE-SAM), Aarhus Universitet, efter en samarbejdsaftale med Nordisk Ministerråds arbejdsgruppe for produkter og affald (PA-gruppen). Rapporten markerer afslutningen af den første del af projektet om de nordiske slutbehandlingsafgifter på affald. Formålet med forprojektet har været at vurdere resultaterne af eksisterende økonomiske værdisætningsundersøgelser af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling og af evalueringer af slutbehandlingsafgifterne på affald i de nordiske lande.

Rapporten er udarbejdet af cand.oecon. Niels Dengsøe. Forskningsprofessor Mikael Skou Andersen ved Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) har været projektleder og bidraget med mange nyttige kommentarer undervejs. Rapportens forfatter har påtaget sig det faglige og indholdsmæssige ansvar for den endelige udformning af rapporten. Nordisk Ministerråd og repræsentanter i PA-gruppen kan således ikke tages til indtægt for rapportens betragtninger og konklusioner.

Århus, august 2001

Sammenfatning

Med indførelsen af en afgift på deponering af affald i Sverige i 2000 er der nu indført en slutbehandlingsafgift på affald i fire nordiske lande. De miljømæssige begrundelser for at indføre afgifterne har været, at man ønskede at begrænse produktionen af affald og at øge genanvendelsen af det affald, der blev produceret, således at behovet for at deponere eller forbrænde affaldet blev reduceret. Selvom der ikke er tale om nogen egentlig nordisk model for affaldsbeskatning, er der alligevel nogle spørgsmål, som er af fælles interesse for aktørerne på affaldsområdet i de forskellige lande. Dette gælder f.eks., hvilken størrelse satserne på slutbehandlingsafgifterne på affald bør have for at give affaldsproducenterne og -behandlere de rigtige incitamenter, og hvad de faktiske effekter af afgifterne har været?

Som Miljøverndepartementet i Norge har påpeget, er en viden om de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling en vigtig forudsætning for at kunne sikre en korrekt prissætning og dermed give de rigtige incitamenter til at reducere produktionen af affald eller til at genanvende det affald, der produceres. De nordiske slutbehandlingsafgifter på affald kan i den sammenhæng opfattes som de nationale beslutningstageres forsøg på at prissætte disse omkostninger. Desuden er en systematisk indsamling af erfaringerne med afgifternes miljømæssige og økonomiske effekter vigtig i forbindelse med myndighedernes vurdering af egenskaberne ved de forskellige virkemidler i affaldspolitikken og i forbindelse med den generelle opbygning af viden på området. På baggrund af rapporten vurderes det, at såvel økonomiske værdisætningsundersøgelser som evalueringer bør indgå i en systematisk og kontinuerlig vurdering af gevinsterne og omkostningerne ved de enkelte landes affaldspolitik.

Til trods for at antallet af økonomiske værdisætningsstudier ('economic valuation') nærmest er eksploderet i de senere år, er det kun et fåtal af studierne, der vedrører affaldsbehandling. Forud for indførelsen af slutbehandlingsafgifterne på affald i de nordiske lande synes der således kun at være foretaget værdisætningsundersøgelser af den norske afgift. Da de gennemførte værdisætningsstudier har afsløret store forskelle i de estimerede værdier for de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling, har det ikke været muligt at konkludere entydigt på undersøgelsernes resultater i forhold til satserne for afgifterne på slutbehandlingen af affald i de nordiske lande.

I forbindelse med litteraturstudiet af evalueringer af afgifterne er det lykkedes at finde frem til en række danske og finske undersøgelser. Dette hænger sammen med, at afgifterne i Norge og Sverige er blevet indført i de senere år, og at evalueringer af de faktiske effekter af afgifterne først kan forventes at foreligge efter nogen tid. I forbindelse med evalueringerne har det været forsøgt at vurdere de direkte effekter af afgifterne. Evalueringerne i Danmark og Finland tyder på, at afgifterne har haft en vis effekt på affaldsbehandlingen, samtidig med at omkostningsbelastningen ved afgifterne for f.eks. de fleste virksomheder har været beskedent. I Danmark, som var det første nordiske land, der indførte en slutbehandlingsafgift på

affald i slutningen af 1980'erne, og som siden har haft de højeste satser for afgiften, er de sammenlignelige afgiftspligtige affaldsmængder blevet reduceret med mere end en fjerdedel, siden afgiften blev indført i 1987. Det er vanskeligt at vurdere, hvor stor en del af reduktionen i de behandlede affaldsmængder, som kan tilskrives slutbehandlingsafgiften på affald, men det skønnes at ca. 3/4 af reduktionen kan tilskrives afgiften, hvilket understreger, at økonomiske incitamenter kan have betydelige effekter.

I rapporten er det beskrevet hvordan de eksisterende værdisætningsundersøgelser er kendetegnet ved usikkerhed og mangelfuld viden om de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling. Det er imidlertid ikke oplagt, hvilken værdisætningsmetode man bør vælge, hvis man ønsker at gennemføre nye værdisætningsundersøgelser. Selvom man ved blot at overføre værdier for skadesomkostningerne fra undersøgelser af andre områder og i andre lande til affaldsområdet i de nordiske lande ('benefit transfer') både sparer tid og penge, vurderes denne fremgangsmåde ikke at være særlig egnet, da værdierne kan være tids- og stedspecifikke, dvs. knyttet til bestemte perioder eller områder. En anden mulighed kunne være, at man gennemførte nye værdisætningsundersøgelser ved hjælp af den betingede værdisætningsmetode ('contingent valuation'). Som det fremgår af rapporten, er metoden forholdsvis ressourcekrævende, og det er nødvendigt med en meget omhyggelig udformning af undersøgelsen for at undgå diverse fejlkilder. I stedet for at anvende et husstandspanel, som det ofte er tilfældet i forbindelse med betingede værdisætningsundersøgelser, kunne det derfor overvejes, om det er muligt at gennemføre nye værdisætningsundersøgelser ved, at man som udgangspunkt anvender et ekspertpanel til at vurdere de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling. Et ekspertpanel vil løse problemet med den manglende viden, samtidig med at fremgangsmåden er mindre ressourcekrævende sammenlignet med nogle af de øvrige metoder. En af ulemperne ved metoden er, at der ikke vil være tale om en repræsentativ undersøgelse.

1. Indledning

Valget af målsætninger og virkemidler indenfor affaldsområdet har været diskuteret op igennem 1990'erne. Diskussionerne skyldes bl.a. et sammenfald mellem en høj bevidsthed i befolkningerne om miljø- og sundhedsmæssige forhold og behovet for at behandle de stadig stigende affaldsmængder i mange lande, som det er dokumenteret i en rapport fra Det Europæiske Miljøagentur (EEA, 2001: 99). I de senere år har især økonomer argumenteret for, at økonomiske analyser i højere grad bør inddrages i forbindelse med beslutningerne om målsætninger vedrørende affaldsbehandling. Endvidere har mange økonomer anbefalet, at man indførte økonomiske virkemidler som f.eks. slutbehandlingsafgifter på affald, for at de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling blev integreret i affaldsproducenternes beslutning om at producere og behandle affald.

Pr. ton	Forbrænding	Deponering	Forbrænding	Deponering
	Nationale møntenheder		Euro	
Danmark (DKK)	330	375	44	50
Finland (FIM)		90		15
Norge (NOK)		314		39
- grundafgift	79		10	
- tillægsafgift	0-235		0-29	
Sverige (SEK)		250		27

Tabel 1 Satser for slutbehandlingsafgifterne på affald i de nordiske lande i 2001

Med indførelsen af en svensk afgift på deponering af affald i 2000 er der nu indført en afgift på affald i fire nordiske lande. Afgifterne er ideelt set et udtryk for, at man også ønsker at anvende princippet om at "forureneren betaler" på affaldsområdet. I alle landene er der tale om afgifter, som opkræves efter den mængde affald, der slutbehandles, men da afgifterne både varierer med hensyn til afgiftsgrundlag og -niveau, jf. tabel 1, er der ikke tale om nogen egentlig nordisk model for affaldsbeskatning. Fælles for landene er imidlertid en interesse for spørgsmålet om afgifternes udformning, herunder i hvilket omfang afgifterne afspejler de samfundsmæssige skadesomkostninger ved behandlingen af et ekstra ton affald, som det anbefales i den miljøøkonomiske teori, og spørgsmålet om de faktiske effekter af afgifterne.

Selvom antallet af økonomiske værdisætningsundersøgelser på miljøområdet nærmest er eksploderet i de senere år, er der stadig en udbredt uenighed om, hvorvidt undersøgelserne kan anvendes til at fastsætte en samfundsmæssig optimal miljømålsætning eller størrelsen af en optimal miljøafgift. Derimod er der enighed blandt miljøøkonomer om, at et væsentligt argument for at indføre en afgift på udledning af forurening er, at afgiften vil kunne medføre en omkostningseffektiv reduktion i miljø- og sundhedsbelastningen fra produktion

og forbrug, dvs. at reduktionen i udledningerne sker ved de færreste samfundsøkonomiske omkostninger.

Den stigende interesse for økonomiske værdisætningsstudier på miljøområdet kan imidlertid hænge sammen med, at reduktioner i udledningerne som følge af den økonomiske aktivitet ofte vil være forbundet med stigende marginale renseomkostninger og faldende marginale skadesomkostninger. Eller at det med andre ord alt andet lige bliver dyrere, jo mere man ønsker at reducere udledningerne, samtidig med at gevinsterne tilsvarende gradvist bliver mindre. En øget anvendelse af økonomiske værdisætningsundersøgelser i beslutningsprocessen kan derfor ses som en naturlig følge af, at der hidtil har været oplagte muligheder for at opnå miljømæssige gevinster ved forholdsvis lave omkostninger, men at forskellen mellem omkostningerne og gevinsterne ved en yderligere reduktion i udledningerne kan være blevet mindre. Nødvendigheden af at anvende økonomiske værdisætningsstudier hænger endvidere sammen med, at der til dato ikke synes at være udviklet bedre metoder til at integrere de samfundsmæssige skadesomkostninger i den miljøpolitiske beslutningsproces. Den omfattende og ofte berettigede kritik af de gennemførte økonomiske værdisætningsstudier bør imidlertid føre til, at undersøgelsernes pålidelighed og præcision forbedres.

Udover at foretage en vurdering af effekterne af de nordiske slutbehandlingsafgifter på affald er et af formålene med dette projekt at udvikle de eksisterende metoder til at værdisætte de samfundsmæssige skadesomkostninger på miljø og sundhed ved affaldsbehandling. Vurderingerne af de faktiske effekter af afgifterne vil sammen med de økonomiske værdisætningsundersøgelser udgøre en teoretisk og metodisk ramme, som efterfølgende vil kunne anvendes i de nationale vurderinger af de enkelte landes afgifter. Analyserammen vil endvidere kunne anvendes mere generelt i forbindelse med evalueringer af andre afgifter og virkemidler i affalds- og miljøpolitikken. Tilsvarende vil nogle af resultaterne fra værdisætningsundersøgelserne kunne overføres til undersøgelser indenfor andre områder.

Rapporten består af to dele. Den første del omfatter kapitel 2, som vedrører det teoretiske grundlag for økonomisk værdisætning af ikke-markedsomsatte miljøgoder og en beskrivelse af forskellige metoder til at foretage en økonomisk værdisætning af de samfundsmæssige skadesomkostninger på miljø og sundhed, og kapitel 3, som er en gennemgang af en række værdisætningsundersøgelser af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling. Den anden del, der omfatter kapitel 4, vedrører en vurdering af de faktiske effekter af slutbehandlingsafgifter på affald i de nordiske lande. I kapitel 5 konkluderes på baggrund af de foregående kapitler, og der fremsættes et forslag til videre undersøgelser.

2. Økonomisk værdisætning af ikke-markedsomsatte miljøgoder: teori og metode

2.1 Indledning

I dette kapitel beskrives nogle økonomiske værdisætningsmetoder til at beregne de samfundsmæssige skadesomkostninger ved den økonomiske aktivitet på miljø og sundhed. Udgangspunktet er, at der altid finder en vurdering af de miljø- og sundhedsmæssige effekter sted i den politiske beslutningsproces, og at en *eksplicit* vurdering i form af en økonomisk værdisætning kan være en måde at forbedre beslutningsgrundlaget på i forhold til de *implicitte* vurderinger, samtidig med at gennemsigtigheden af en beslutning øges (van Beukering *et al.*, 1998: 57). En yderligere fordel ved økonomiske værdisætningsundersøgelser er, at de gør det muligt at sammenligne gevinsterne ved en reduktion i de samfundsmæssige skadesomkostninger med de finansielle omkostninger, der traditionelt indgår i beslutningsgrundlaget for den økonomiske aktivitet.

Miljøøkonomer har længe kritiseret, at der på mange områder ikke sker nogen prissætning af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved produktion og forbrug. I Sverige udkom således allerede i 1968 Erik Dahmén's bog *Sått pris på miljön*, der få år efter blev oversat til dansk (Dahmén, 1970). Selvom de fleste er enige i, at det ofte er for lavt at sætte skadesomkostningerne ved forskellige udledninger til 0, er det imidlertid vanskeligt at vurdere, hvilken pris, der i så fald er den korrekte. Der er således stor forskel på at kunne tegne to kurver, der viser de marginale skades- og renseomkostninger i forbindelse med en økonomisk aktivitet, og at kalde kurvernes skæringspunkt for den optimale forurening, og på empirisk at bestemme kurvernes udseende (Strøjer Madsen *et al.*, 1988: 149). Til at besvare spørgsmålet har økonomer udviklet forskellige værdisætningsmetoder, hvor de forsøger at afdække individers præferencer for et miljøgode for efterfølgende at anvende dem i den politiske beslutningsproces.

2.2 Det teoretiske grundlag for økonomisk værdisætning

Grundlaget for økonomisk værdisætning er den velfærdsøkonomiske teori med dens utilitaristiske tankegang. Kritikken af den bagvedliggende neoklassiske økonomiske teori kan derfor også rettes mod økonomiske værdisætningsundersøgelser. Dette gælder f.eks. for de grundlæggende, idealiserede forudsætninger om:

- nyttemaksimerende agenter
- veldefinerede præferencer
- perfekt information, og
- fuldkommen konkurrence

Som det fremgår af de følgende kapitler, er disse forudsætninger aldrig opfyldt. Hvorvidt folk handler rationelt eller ej, og om de forsøger at maksimere deres egen nytte eller blot at opnå en vis tilfredsstillelse i deres beslutninger ('satisfice'), har længe været stridspunkter i en omfattende diskussion i den økonomiske teori. Med særlig relevans for værdisætningsundersøgelser har økonomer og psykologer endvidere stillet spørgsmål ved, om de adspurgte i f.eks. betingede værdisætningsundersøgelser overhovedet har veldefinerede præferencer for mange miljøgoder (Diamond og Hausman, 1994: 63).

Mange værdisætningsundersøgelser er, som det fremgår af gennemgangen af de gennemførte værdisætningsundersøgelser af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling i kapitel 3, kendetegnet ved usikkerhed og mangelfuld viden. Den udbredte uenighed blandt miljøøkonomer om mulighederne for at anvende økonomiske værdisætningsstudier til f.eks. at fastsætte en optimal miljømålsætning eller størrelsen af en optimal miljøafgift, skyldes formentlig forskellige vurderinger af mulighederne for at føre en samfundsmæssig *optimal* eller en *omkostningseffektiv* miljøpolitik. Kravet om at føre en optimal politik er af nogle af de mest fremtrædende miljøøkonomer gennem tiderne blevet betegnet som et udtryk for *pervers perfektionisme*:

"... the rationale for the imposition of environmental standards is clear, and it seems to us that the rejection of such crude measures on the ground that they will probably violate the requirements of optimality may well be considered a kind of perverse perfectionism" (Baumol og Oates, 1988: 176).

Ifølge Baumol og Oates (1988) er der en række teoretiske og praktiske indvendinger mod at forsøge at fastsætte en optimal miljøafgift.¹ For det første er indførelsen af en udledningsafgift, der svarer til de marginale skades- og renseomkostninger i optimum, kun optimal i en fuldkommen konkurrence økonomi. Det forudsættes således implicit, at der ikke er andre markedssvigt i økonomien end de negative eksternaliteter fra forurening. Hvis miljøafgiften tænkes indført i en økonomi, hvor der, som det er tilfældet i de nordiske landes økonomier, findes andre markedssvigt i form af f.eks. monopoler eller monopolistisk konkurrence, eller hvor priserne på de markedsomkostede goder som følge af eksisterende skatter og afgifter ikke blot er et udtryk for udbud og efterspørgsel af godet, skal der i teorien tages højde for de forvridende effekter på priserne heraf i forbindelse med udformningen af afgiften.² For det andet vil et forsøg på at fastsætte de marginale samfundsmæssige skadesomkostninger ved en forurenende aktivitet medføre nærmest uoverkommelige informationskrav:

¹ Afgiften kaldes også en Pigou-skat efter den engelske økonom A. C. Pigou, der som en af de første ved hjælp af en økonomisk analyse i begyndelsen af forrige århundrede forklarede, hvordan forureningsproblemer kan opstå som følge af markedssvigt, samtidig med at han foreslog en løsning af problemerne ved at indføre afgifter på de forurenende udledninger.

² Da miljøafgifter både kan have en miljøeffekt og en provenumæssig effekt i form af indtægter til staten, kan forvridningerne som følge af en miljøafgift have betydning for størrelsen af satserne af en optimal miljøafgift. Problemstillingen, der er beskrevet nærmere i Christiansen (1996: 346), er ikke behandlet yderligere i denne rapport.

"Prohibitive information requirements not only plague centrally directed environmental programs, they raise similar difficulties for the calculation of optimal Pigouvian taxes and subsidies (...) The optimal tax level on an externality-generating activity is not equal to the marginal net damage it generates *initially*, but rather to the damage it would cause if the level of the activity had been adjusted to its *optimal* level (...) The relevance of this point for our present discussion is that it compounds enormously the difficulty of determining the optimal tax and benefit level. If there is little hope of estimating the damage that is currently generated, how much less likely it is that we can evaluate the damage that would occur in an optimal world that we have never experienced or even described in quantitative terms (...) There seems to be no general way in which we can get the information necessary to implement the Pigouvian tax-subsidy approach to the control of externalities³" (Baumol og Oates, 1988: 160-161).

Hvor den første indvending om forvredne priser måske mest er af teoretisk interesse, er den anden indvending om de uoverkommelige informationskrav imidlertid af helt afgørende betydning for mulighederne for at fastsætte satserne af en optimal miljøafgift. Som det fremgår af gennemgangen af værdisætningsundersøgelserne af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling i kapitel 3, er det uhyre vanskeligt at vurdere de samlede omkostninger ved de faktiske udledninger særlig præcist. Det forekommer derfor ikke særlig sandsynligt, at nogen skulle være i stand til at vurdere disse omkostninger mere præcist i en tænkt, optimal situation.

Forklaringen på de urealistiske forudsætninger er, at økonomer ofte anvender et ideelt, teoretisk udgangspunkt for deres analyser. Analyserne må derfor efterfølgende nødvendigvis udvides med mere realistiske forudsætninger for at kunne anvendes til at belyse forhold i en betydeligt mere kompliceret virkelighed.

Kritikken af den traditionelle miljøøkonomiske tilgang til værdisætning af ikke-markedsomsatte miljøgoder er blevet fremført af både traditionelle miljøøkonomer og af tilhængere af f.eks. den økologisk økonomiske tilgang og af mange ikke-økonomer. Selv om det, som det fremgår af de følgende kapitler, er muligt at kritisere de eksisterende værdisætningsmetoder og -undersøgelser på en lang række områder, er der tilsyneladende ikke blevet udviklet alternative metoder, som kan anvendes i stedet for. Løsningen på problemerne synes derfor at være at forbedre de eksisterende metoder i fremtidige værdisætningsundersøgelser.

³ "There may be particular instances where careful analyses can produce some rough estimates of benefit and costs that can serve as the basis for a Pigouvian tax" (oprindelig fodnote).

2.3 Forskellige metoder til økonomisk værdisætning af samfundsmæssige skadesomkostninger på miljø og sundhed

Miljøøkonomer har i de seneste årtier udviklet en række metoder til at værdisætte befolkningens præferencer for miljøgoder. Betegnelsen "ikke-markedsomsatte miljøgoder" anvendes ofte i værdisætningslitteraturen for at præcisere, at der er tale om offentlige goder, som der ikke umiddelbart eksisterer et marked for. I dette afsnit er en række af de metoder, der har været anvendt i forbindelse med økonomiske værdisætningsstudier vedrørende affaldsbehandling, beskrevet nærmere.

En grov inddeling af de økonomiske værdisætningsstudier fordeler studierne efter, om de økonomiske værdier kan udledes på baggrund af en observeret adfærd på et eksisterende marked, f.eks. ved at undersøge priserne på et boligmarked (husprismetoden) eller ved hjælp af en betinget værdisætningsundersøgelse, hvor værdierne afdækkes ved at spørge til befolkningens betalingsvillighed for et miljøgode i en hypotetisk situation. Endelig kan man forsøge at beregne de samfundsmæssige skadesomkostninger på baggrund af de faktisk afholdte omkostninger til f.eks. at forebygge eller helbrede sundhedseffekterne af en økonomisk aktivitet. Da en vurdering af de transportomkostninger, som er forbundet med at nå frem til en bestemt naturlokalitet, ikke er relevant i forhold til en værdisætning af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling, er rejseomkostningsmetoden ikke beskrevet nærmere.

2.3.1 Husprismetoden

Ved at undersøge forskellene i priserne på et boligmarked er det i princippet muligt at foretage en økonomisk værdisætning af ulemperne for lokalbefolkningen i et område omkring f.eks. et affaldsbehandlingsanlæg i form af bl.a. støj, lugt, forringet luftkvalitet og tab af et landskabs skønhedsværdier. På baggrund af variationer i boligpriserne forsøges det ved hjælp af en statistisk undersøgelse at isolere effekten af placeringen af et affaldsbehandlingsanlæg på boligpriserne for at vurdere, om der er en sammenhæng mellem afstanden til anlægget og boligens pris. Jo tættere boligen ligger på affaldsbehandlingsanlægget, jo lavere vil boligpriserne alt andet lige være, hvis lokalbefolkningen vurderer, at der er ulemper forbundet med placeringen af anlægget.

Den umiddelbare fordel ved husprismetoden er, at man i beregningerne af huspriserne som en funktion af afstanden til et affaldsbehandlingsanlæg tager udgangspunkt i en faktisk adfærd på et eksisterende marked. En af ulemperne er imidlertid, at det kan være vanskeligt at isolere borgernes værdisætning af ulemperne ved affaldsbehandlingsanlægget i forhold til de mange faktorer, der har indflydelse på boligens pris (boligens størrelse, boligens stand og boligens beliggenhed i forhold til andre faciliteter) og andre faktorer som f.eks. den generelle økonomiske udvikling.

2.3.2 Betinget værdisætning

Formålet med at anvende den betingede værdisætningsmetode er at vurdere borgernes værdisætning af et ikke-markedsomt miljøgode ud fra deres erklærede betalingsvillighed ('willingness to pay' (WTP)). I modsætning til husprismetoden bygger metoden således ikke på en faktisk adfærd. En betinget værdisætningsundersøgelse gennemføres som en interviewundersøgelse af betalingsvilligheden hos en række borgere, der indgår i et repræsentativt udvalgt husstandspanel. De adspurgte kan f.eks. blive bedt om at vurdere deres betalingsvillighed for en reduktion i udledningerne fra et affaldsbehandlingsanlæg, eller om at vurdere hvilken compensation de er villige til at acceptere for en øget udledning fra affaldsbehandlingsanlægget ('willingness to accept' (WTA)).

En af de væsentligste fordele ved den betingede værdisætningsmetode er, at det tilsyneladende er den eneste værdisætningsmetode, der kan omfatte mange forskellige værdier. Imidlertid er der også en række ulemper forbundet med metoden. Undersøgelser af gennemførte betingede værdisætningsstudier af miljøgoder har således vist, at der kan være en såkaldt indlejringseffekt ('embedding') dvs. at de adspurgtes betalingsvilligheder er afhængig af den ramme, som godet præsenteres i. Endvidere kan de påståede betalingsvilligheder afhænge af den måde, som spørgsmålene er udformet på, f.eks. som åbne spørgsmål eller som ja/nej-spørgsmål.⁴ I forhold til åbne spørgsmål i betingede værdisætningsundersøgelser er det endvidere et generelt problem, at en stor andel af de adspurgte i protest svarer, at deres betalingsvillighed er 0, samtidig med at en lille andel svarer, at deres betalingsvillighed er ekstremt høj. Selv en meget lille andel med ekstremt høje værdier kan derfor have en betydelig indflydelse på den gennemsnitlige betalingsvillighed (Carson, 2000: 1416). I Keiding (1988: 13) kritiseres det, at resultaterne af mange værdisætningsundersøgelser præsenteres som en gennemsnitlig betalingsvillighed, der ikke har nogen oplagt fortolkning. Hvad man derimod har brug for at vide noget om, er ifølge Keiding hele kurven for de samlede betalingsvilligheder.

Endelig er det ikke de adspurgtes faktiske betalingsvillighed i en konkret situation, men deres påståede betalingsvillighed i en hypotetisk situation, som afsløres i forbindelse med en betinget værdisætningsundersøgelse. Undersøgelser af betalingsvillighederne, som fremkommer i forbindelse med betingede værdisætningsundersøgelser, har vist, at metoden har en tendens til at overvurdere den *faktiske* betalingsvillighed.⁵

2.3.3 Forebyggelses- og helbredelsesomkostninger

Forurening kan medføre en øget risiko for sygdom eller ligefrem dødsfald. De omkostninger, der er forbundet med at forebygge eller helbrede sundhedseffekterne af en økonomisk akti-

⁴ Ifølge Jordal-Jørgensen (1994: 29) er der fundet dobbelt så store betalingsvilligheder, når der bruges ja/nej-spørgsmål, som når der bruges åbne spørgsmål.

⁵ Jordal-Jørgensen (1995: 22-26).

vitet, kan derfor anvendes til at beregne de samfundsmæssige skadesomkostninger ved aktiviteten. I forbindelse med beregningerne af værdisætningen af ændringer i sygdoms- og dødsrisiko anvendes forskellige statistiske begreber bl.a. "værdien af et statistisk liv" ('Value of a Statistical Life' (VSL)), som er et udtryk for en gruppe individers betalingsvillighed for en reduktion i dødsrisikoen (Møller, 1996: 385-391).

2.4 Sammenfatning

Litteraturen om økonomisk værdisætning af de samfundsmæssige skadesomkostninger på miljø og sundhed er meget omfattende, og antallet af værdisætningsundersøgelser er nærmest eksploderet i de senere år. Især metoderne til at foretage betingede værdisætningsundersøgelser anvendes i stadig stigende grad. De gennemførte undersøgelser er imidlertid blevet genstand for en omfattende kritik. Mange har således sat spørgsmålstegn ved, om de adspurgte overhovedet har veldefinerede præferencer for de miljøgoder, der spørges om. Endvidere er det blevet kritiseret, at hypotetiske spørgsmål blot fører til hypotetiske svar, og at det ikke er borgernes faktiske betalingsvillighed, der kommer frem i forbindelse med undersøgelserne.

Når det overhovedet har været nødvendigt at udvikle værdisætningsmetoderne skyldes det, at mange miljøgoder har karakter af at være offentlige goder, hvor der ikke findes et marked for godet. Markedsmekanismerne vil derfor ikke automatisk fører til, at der opstår en pris på godet ved hjælp af udbud og efterspørgsel. Det er dog vigtigt at forstå, at økonomisk værdisætning af ikke-markedsomsatte miljøgoder er en måde at måle befolkningens præferencer for miljøgoderne på og ikke et forsøg på at værdisætte miljøgodet i sig selv (Pearce og Seccombe-Hett, 2000: 1421). Endvidere er det afgørende, at økonomisk værdisætning ikke opfattes som selve beslutningsgrundlaget men som et rent økonomisk studie af de samfundsmæssige effekter af en økonomisk aktivitet, der kan være med til at forbedre beslutningsprocessen. Selv om økonomisk effektivitet er et vigtigt kriterium, er det ikke det eneste, som beslutninger træffes efter. F.eks. kan fordelingen af fordele og ulemper mellem forskellige indkomster eller generationer være afgørende for, hvilken politisk beslutning, der træffes.

Sandsynligheden for, at de politiske beslutningstagere er i stand til at træffe en samfundsøkonomisk korrekt beslutning uden at foretage en samfundsøkonomisk analyse, herunder en værdisætning af miljøgoder, er ifølge Johansson og Mattsson (1988: 10) ikke særlig stor. Det er imidlertid kompliceret at afgøre, hvilken værdisætningsmetode man bør vælge, da det ikke er muligt at opstille en entydig rangordning af metoderne efter, hvor pålidelige, fuldstændige og informationskrævende, de er (Folmer og Ierland, 1989: 8).

3. Økonomisk værdisætning af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling

3.1 Indledning

I dette kapitel beskrives de væsentligste resultater af en række økonomiske værdisætningsundersøgelser af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling på miljø og sundhed. Et af formålene med at foretage økonomiske værdisætningsundersøgelser kan være at bruge resultaterne i forbindelse med udformningen af en miljøafgift. Af direkte relevans for de nordiske slutbehandlingsafgifter på affald kan det nævnes, at den engelske afgift på deponering af affald ofte fremhæves som et eksempel på, hvordan værdisætningsstudier er blevet brugt i forbindelse med beslutninger om udformningen af en afgift.⁶ Forud for indførelsen af slutbehandlingsafgifterne på affald i de nordiske er der kun foretaget værdisætningsundersøgelser i Norge. Satserne for den norske slutbehandlingsafgiften er imidlertid ikke et udtryk for de samlede samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling, men er først og fremmest beregnet ud fra en værdisætning af udledningerne af metan ved deponering og en række giftstoffer ved forbrænding.⁷ Som det fremgår af tabel 5, der indeholder de seneste beregninger af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling foretaget af ECON Senter for økonomisk analyse for Miljøverndepartementet i Norge, er det af afgørende betydning, hvilke udledninger fra affaldsbehandling, der indgår i beregningerne.

Ifølge Miljøverndepartementet (2000: 2) er en viden om de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling en vigtig forudsætning for at sikre en korrekt prissætning og dermed give affaldsproducenterne og -behandlerne de rigtige incitamentter til at reducere produktionen af affald eller til at genanvende det affald, der produceres. De nordiske slutbehandlingsafgifter på affald kan i den sammenhæng opfattes som de nationale beslutningstageres forsøg på at prissætte disse omkostninger.

I et litteraturstudie af sundhedseffekterne ved forbrænding af affald, der blev gennemført af *Institute for Environment and Health* ved Leicester Universitetet, nævnes der en række grunde til, at der kun er offentliggjort få undersøgelser af de samlede lav-dosis påvirkninger af mennesker ved de nuværende affaldsforbrændingsanlæg. For det første vedrører de fleste undersøgelser effekterne på dyr eller på ansatte på affaldsforbrændingsanlæg, der har været

⁶ "Monetary benefits and damage studies are also being used to inform decisions about and the design of possible market-based instruments in other sectors. This is notable in the case of waste: the initial setting of the U.K. landfill tax was based on monetary estimates of environmental costs, and a further study on disamenity costs has recently been commissioned for revision of the tax" (Pearce og Seccombe-Hett, 2000: 1422).

⁷ "Ved utformningen av avgiften ble det tatt utgangspunkt i en verdsetting av miljøkostnadene ved utslipp av metangass fra avfallsdeponi og utslipp av helse- og miljøskadelige kjemikalier fra avfallsforbrenning" (Miljøverndepartementet, 1999: 13).

udsat for større påvirkninger af de enkelte stoffer. For det andet er det vanskeligt at vurdere effekten af stofferne i forbindelse med udledningerne fra affaldsforbrænding, da stofferne allerede findes i miljøet. Endelig omfatter de fleste undersøgelser udledningerne fra ældre forbrændingsanlæg (Institute for Environment and Health, 1997: 4).

3.2 Værdisætningsundersøgelser ved hjælp af husprismetoden

I dette afsnit gennemgås resultaterne af værdisætningsundersøgelser af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved placeringen af et affaldsbehandlingsanlæg ved hjælp af husprismetoden.

Brisson og Pearce (1995)

I Brisson og Pearce (1995) er der foretaget et litteraturstudie af nogle amerikanske undersøgelser af tab af et landskabs skønhedsværdier ('disamenity') som følge af placeringen af et affaldsbehandlingsanlæg ved hjælp af husprismetoden. Af husprisundersøgelserne fremgik det, at afstanden til et affaldsbehandlingsanlæg har en betydelig effekt på huspriserne, og at effekten på huspriserne kan observeres i en afstand af op til 4 amerikanske miles (1 amr. mile = 1.852 meter) fra anlægget, hvorefter effekten vurderes at være ubetydelig. Generelt viste undersøgelserne, at huspriserne steg med 5–7 pct., for hver gang afstanden til affaldsbehandlingsanlægget blev øget med 1 amr. mile. Undersøgelser af effekten af meget korte afstande til et anlæg viste, at huspriserne kunne være op til 30 pct. mindre.

3.3 Værdisætningsundersøgelser ved hjælp af den betingede værdisætningsmetode

I dette afsnit gennemgås resultaterne af en række værdisætningsundersøgelser af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved hjælp af den betingede værdisætningsmetode.

Brisson og Pearce (1995)

I Brisson og Pearce (1995) er der ligeledes foretaget et litteraturstudie af 3 amerikanske undersøgelser af tab af et landskabs skønhedsværdier ('disamenity') som følge af placeringen af et affaldsbehandlingsanlæg ved hjælp af den betingede værdisætningsmetode. I den mest relevante undersøgelse for europæiske forhold blev det på baggrund af besvarelserne fra 150 husholdninger beregnet, at deres gennemsnitlige betalingsvillighed pr. år for, at et affaldsdeponi var placeret et andet sted, var på 260 USD (målt i 1992-USD). Af undersøgelsen fremgik det endvidere, at betalingsvilligheden faldt med afstanden til affaldsdeponiet. De husholdninger, der boede mindre end 1 amr. mile fra affaldsdeponiet, havde således en betydeligt højere betalingsvillighed end husholdninger, der boede 2-3 amr. mile fra deponiet.

Lake, Bateman og Parfitt (1996)

I en betinget værdisætningsundersøgelse blev 285 af de 1.400 husholdninger i Hethersett, South Norfolk, spurgt om deres betalingsvillighed for en eksisterende indsamlingsordning af papir-, metal-, glas- og plastikaffald til genanvendelse. Af besvarelsene fremgik det, at 108 af de adspurgte husholdninger, eller hvad der svarer til 38 pct., ikke ville betale noget. På baggrund af besvarelsene fra de øvrige husholdninger blev det beregnet, at den gennemsnitlige betalingsvillighed for alle adspurgte husholdninger var £36 pr. år. Da det forventedes, at indsamlingsordningen ville medføre, at der blev indsamlet 190 ton affald pr. år, blev husholdningernes værdisætning af 1 ton affald indsamlet til genanvendelse omregnet til £260 (Lake *et al.*, 1996: 240-252).⁸

Huhtala (1996 og 1999)

I området omkring Helsinki i Finland blev der i begyndelsen af 1990'erne gennemført en betinget værdisætningsundersøgelse af befolkningens præferencer for, at affaldsbehandlingen i fremtiden blev baseret på genanvendelse eller forbrænding, i stedet for det eksisterende affaldsdeponi, som i løbet af kort tid ville være fyldt op. 67 pct. af de adspurgte husholdninger returnerede spørgeskemaet med deres besvarelser, og ved hjælp af en regressionsanalyse blev husholdningernes gennemsnitlige betalingsvillighed pr. måned estimeret til at være 60 FIM for forbrænding og 70 FIM for genanvendelse.⁹ I Huhtala (1996: 3) tolkes dette resultat som et udtryk for husholdningernes vurdering af de samfundsmæssige fordele ved genanvendelse.¹⁰

I van Beukering (2000: 24) er den gennemsnitlige mer-betalingsvillighed for genanvendelse i forhold til forbrænding beregnet til 81 euro (480 FIM) pr. ton på baggrund af de beregnede betalingsvilligheder i Huhtala og oplysninger om, at finske husholdninger i gennemsnit producerer 250 kg affald pr. år.^{11,12} Dette beløb er altså udtryk for den årlige mer-betaling som finske husholdninger vil acceptere som meromkostning ved genanvendelse set i forhold til traditionel bortskaffelse. Beløbet¹³ kan ikke umiddelbart sammenlignes med den finske afgift

⁸ "Applying our household mean WTP estimate (including zero-bidders) of £35,69 across 1400 households covered by the scheme gives an aggregate benefit value of about £50 000 per annum. From our survey we estimate that over 190 tonnes of recyclables would be collected through the scheme annually implying a benefit evaluation of £260 per tonne of materials recycled" (Lake *et al.*, 1996: 251-252).

⁹ "The results indicate that people would pay roughly FIM 60 for incineration and FIM 70 for recycling per month per household in addition to the reference price, or the cost of the alternative, non-preferred disposal option" (Huhtala, 1999: 35).

¹⁰ "The results of a recent contingent valuation (CV) study are used to measure the non-market benefits from recycling (...) ... and here its use is justified to account for the non-market benefits that consumers associated with recycling" (Huhtala, 1996: 3 og 10).

¹¹ $((1000/250)*120) = 480$ FIM pr. ton

¹² Se kommentar til van Beukerings oplysninger om affaldsproduktionen i forbindelse med omtalen af affaldsproduktionen i Sverige i Sterner og Bartelings (1999).

¹³ $((1000/250)*120) = 480$ FIM pr. ton

på 90 FIM pr. ton affald, der deponeres på kommunale anlæg, da det tillige skal vurderes i forhold til den fordyrelse af den gebyrfinansierede affaldsbehandling, som genanvendelsen vil medføre. Her vil der på basis af den opgjorte betalingsvillighed foruden afgiften være plads til en fordyrelse på op til 420 FIM pr. ton som følge af genanvendelsesaktiviteten.

Garrod og Willis (1998)

I Garrod og Willis (1998) undersøges en lokalbefolkningens betalingsvillighed for en reduktion i ulemperne ved at bo tæt på et etableret affaldsdeponi. På baggrund af en betinget værdisætningsundersøgelse blev det beregnet, at de adspurgte husholdningers betalingsvillighed for 50 færre dage med lugt- og støvgener var £13 pr. år. Den lave betalingsvillighed blev udlagt som et udtryk for, at lokalbefolkningen havde lært at leve med affaldsdeponiet, og at de kun i ringe grad blev påvirket af anlægget (Garrod og Willis, 1998: 83).

Sterner og Bartelings (1999)

I en svensk undersøgelse af hvilke faktorer, som påvirkede affaldshåndteringen i husholdningerne i Varberg, indgik der et spørgsmål om husholdningernes årlige betalingsvillighed for en miljøvenlig affaldsbehandling.¹⁴ Kun 57 pct. af de adspurgte svarede på spørgsmålet, dvs. at 43 pct. ikke *kunne* eller *ville* svare på det. Af de husholdninger, som svarede, var svaret 0 SEK fra omkring 60 pct., hvilket medfører, at mindre end hver fjerde husholdning tilkendegav, at de havde en positiv betalingsvillighed.¹⁵ Den højeste betalingsvillighed var 2.000 SEK, mens den gennemsnitlige betalingsvillighed blev beregnet til 400 SEK pr. år (Sterner og Bartelings, 1999: 485-486).

I van Beukering (2000: 24) er den gennemsnitlige betalingsvillighed for en miljøvenlig affaldsbehandling beregnet til 46 euro pr. ton på baggrund af de beregnede betalingsvilligheder i Sterner og Bartelings (1999) og oplysninger om, at svenske husholdninger i gennemsnit producerer 242 kg affald pr. år.¹⁶ Man kan ikke umiddelbart foretage en meningsfuld sammenligning af dette beløb, der svarer til 1.650 SEK pr. ton,¹⁷ med den svenske afgift på deponering af affald på 250 SEK. Men differencen på 1400 SEK pr. ton kan ses som den årlige meromkostning, som husholdningerne er villige til at acceptere på affaldsgebyret som følge

¹⁴ "We therefore asked the following question: How much more are you willing to pay in yearly fees so that another organization (such as the county council) would be responsible for taking care of the waste and recycling problem? The purpose of this question was to ascertain how much people would be willing to pay – in cash – for an environmentally sound waste management without any effort or work on their behalf" (Sterner og Bartelings, 1999: 484-485).

¹⁵ $((100-60)/100*(57/100))*100$ pct. = 23 pct.

¹⁶ "For the municipality Varberg (Sweden), Sterner and Bartelings (1999) determine the annual cost-based and time-based WTP of a household to recycle through a CVM study at 46 euro and 290 euro, respectively. Given the average waste generation of 242 kilograms per household, this estimate implies the respective WTPs are calculated at 192 euro and 1200 euro per ton household waste" (van Beukering, 2000: 24).

¹⁷ $((1000/242)*400) = 1.653$ SEK pr. ton

af øget genanvendelse. Såfremt den faktiske meromkostning er væsentligt lavere end dette beløb, vil det være muligt at forhøje affaldsafgiften tilsvarende.

Oplysningerne i van Beukering (2000) om affaldsproduktionen i Finland og Sverige forekommer at være meget lavt sat. Til sammenligning kan det nævnes, at produktionen af husholdningsaffald i Danmark i 1999 var 558 kg pr. indbygger og 1.223 kg pr. husstand. Produktionen af dagrenovation var 313 kg pr. indbygger og 687 kg pr. husstand (Miljøstyrelsen, 2000: 39). Jo større affaldsproduktionen vurderes at være, jo lavere vil husholdningernes beregnede betalingsvillighed pr. ton være.

Bonnieux og Desaigues (2000)

Af en fransk betalingsvillighedsundersøgelse blandt husholdninger i udvalgte områder i Paris fremgik det, at kun 45 pct. af de adspurgte vidste, at deres affald blev forbrændt på et nærliggende affaldsforbrændingsanlæg, og at mindre end 40 pct. af de adspurgte mente, at anlægget medførte nogen form for luftforurening overhovedet. På spørgsmålet om, hvad de hvert år var villige til at betale for en reduktion i miljø- og sundhedsbelastningen ved den nuværende affaldsbehandling, svarede 34 pct. 0 FRF, mens den højeste betalingsvillighed var 2.000 FRF. Den gennemsnitlige betalingsvillighed blev beregnet til 244 FRF pr. år (Bonnieux og Desaigues, 2000: 8-9).

Ifølge Carson (2000: 1416) er det et generelt problem med såkaldt åbne spørgsmål i betingede værdisætningsundersøgelser, at en stor andel af de adspurgte i protest svarer, at deres betalingsvillighed er 0, og en lille andel, der svarer, at deres betalingsvillighed er ekstremt høj. Desuden har et af de metodiske kritikpunkter af undersøgelserne ved hjælp af den betingede værdisætningsmetode været, at spørgsmålenes udformning har en stor betydning for hvilke svar, man får. Dette fremgår f.eks. tydeligt af den franske værdisætningsundersøgelse, hvor en ændring af spørgsmålet medførte, at 40-50 pct. af de adspurgte, som først havde svaret, at deres betalingsvillighed var 0 FRF, ændrede holdning i løbet af interviewet og angav en positiv værdi (Bonnieux og Desaigues, 2000: 13).

3.4 Andre værdisætningsundersøgelser

Afslutningsvis skal der nævnes nogle forholdsvis omfattende værdisætningsundersøgelser af miljø- og sundhedsmæssige omkostningerne ved affaldsbehandling, der er gennemført ved, at man har anvendt nogle værdier, der er fremkommet i forbindelse med gennemførelsen af andre værdisætningsundersøgelser ('benefit transfer'). Den umiddelbare fordel ved denne fremgangsmåde er, at man undgår selv at skulle gennemføre nye undersøgelser, hvilket som regel er meget ressourcerkævende. Ulemperne derimod opstår, hvis værdierne fra de eksisterende værdisætningsundersøgelser er tids- og stedspecifikke.

Brisson (1997)

I Brisson (1997), som er en del af en omfattende undersøgelse af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandlingen i en række EU-medlemslande, herunder Danmark, anvendes der en simpel overførsel af eksisterende værdier til at estimere de samfundsmæssige skadesomkostninger af luftforureningen fra affaldsbehandling.¹⁸

Euro pr. ton	Skadesomkostninger	Slutbehandlingsafgift på affald i 1997
Deponering	4-6	40
Forbrænding	÷18-12	23-30
Genanvendelse	÷161- ÷145	0
Kompostering	13-22	0

Tabel 2 Samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling i Danmark

På grund af forskellige forudsætninger i beregningerne er de samfundsmæssige skadesomkostninger angivet som et interval og ikke som et enkelt tal. Negative værdier i tabellen er et udtryk for, at den pågældende behandlingsform er forbundet med en samfundsmæssig gevinst. Af tabellen fremgår det, at kompostering medfører de største samfundsmæssige skadesomkostninger pr. tons, mens der uanset valget af forudsætninger for beregningerne er tale om gevinster ved at genanvende affaldet. De høje samfundsmæssige omkostninger for samfundet ved kompostering af affald skyldes hovedsageligt de forureninger og trafikuheld, der er forbundet med transporten af organisk affald til centrale komposteringsanlæg og af restprodukter fra anlæggene til deponering (Brisson, 1997: 179 og 243).

Hvorvidt forbrænding af affald er forbundet med negative eller positive samfundsmæssige skadesomkostninger, afhænger af, om det i beregningerne forudsættes, at den produktion af elektricitet, som erstattes ved forbrændingen af affaldet, alternativt ville være blevet produceret på gamle kulfyrede kraftværker med et minimum af miljøforanstaltninger, eller ved hjælp af hvad, der svarer til et gennemsnit for brændselssammensætningen for elproduktionen i EU.

På baggrund af beregningerne konkluderer Brisson (1997: 274), at forhøjelserne af den danske slutbehandlingsafgift siden indførelsen af en afgift på 40 DKK pr. tons i 1987 har medført, at satserne i 1997 langt oversteg de samfundsmæssige skadesomkostninger ved deponering og forbrænding. Da de store forskelle næppe lader sig forklare med en forringelse i landskabets skønhedsværdi ved de forskellige former for affaldsbehandling, som ikke indgår i beregningerne, vurderes det, at de danske myndigheders iver for at reducere affaldsmængderne til deponering (og delvist forbrænding) har medført en økonomisk ineffektiv affaldspolitik:

"The original Danish charge of ECU 5,6 per tonne for all waste being incinerated, or landfilled, falls within the range of ECU 4-6 per tonne, estimated as landfill externalities (...). However, this charge was soon raised, first to

¹⁸ "It continues by detailing the actual methodology employed, including the utilisation of a simple benefits transfer model to transfer economic damage estimates for air pollutants" (Brisson, 1997: 22).

ECU 18 per tonne of waste and then to ECU 27 per tonne for waste land-filled and ECU 23 per tonne for waste incinerated. In 1997, it is proposed to increase it further to ECU 40 per tonne for landfilled and ECU 30 per tonne for waste being incinerated without energy recovery, while remaining at ECU 23 per tonne of waste being incinerated with energy recovery. These taxes are considerable greater than the estimated externalities, admittedly for MSW as opposed to all waste.

One possible explanation of this discrepancy could be that they include an allowance for disamenity effects, which are not included in the externality estimates in this study (...) A further explanation might assert that the zeal of the Danish authorities, to reduce the amount of waste being landfilled, has led to a potentially inefficient, in economic terms, increase in the cost of waste being landfilled and, to a certain extent, incinerated" (Brisson, 1997: 274).

Når Brisson når frem til forholdsvis lave estimater for de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsforbrænding hænger det bl.a. sammen med, at udledningerne af bl.a. dioxin ikke indgår i værdisætningen på grund af mangel på data.¹⁹ I en nylig gennemført norsk værdisætningsundersøgelse vurderes de samfundsmæssige skadesomkostninger ved udledninger af dioxiner til luft eller vand ved affaldsbehandling at være 2,3-6,4 mio. NOK pr. gram (ECON, 2000: 61).

Hvor udeladelsen af forskellige udledninger fra affaldsforbrænding betyder en undervurdering af de faktiske samfundsmæssige skadesomkostninger, medfører beregningsforudsætningen i Brisson (1997: 179 og 242) om, at affaldsforbrændingsanlæg kun producerer elektricitet og ikke elektricitet og varme, som det er tilfældet i Danmark, at skadesomkostningerne ved affaldsforbrænding overvurderes.²⁰

Miranda og Hale (1997)

I Miranda og Hale (1997) er der gennemført et økonomisk studie af de private og samfundsmæssige omkostninger (og gevinster) ved affaldsbehandlingen i en række lande, herunder Sverige.

USD pr. tons	Skadesomkostninger	Private omkostninger	Samlede omkostninger
Deponering	2-14	15-23	51-77 ²¹
Forbrænding	6-15	54-62	60-77

Tabel 3 Samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling i Sverige

¹⁹ "A number of omissions have been made in the analysis. Firstly, a life cycle inventory of pollutants was employed to provide the basis of the cost-benefit analysis of the environmental impacts of MSW management. This inventory included, in addition to the air pollutants valued in the analysis, a number of other pollutants, including volatile organic compounds, dioxins and water pollutants. However, the limited availability of suitable environmental cost estimates has prevented the valuation of these latter pollutants" (Brisson, 1997: 353).

²⁰ "The conclusion is that overall incineration appears to generate higher net social costs than landfill, a direct contradiction of the ranking provided by the "waste hierarchy"; although in some countries incineration may be a better option than landfill; especially if both heat and power is recovered" (Brisson, 1997: 242-243).

²¹ For at kunne sammenligne omkostningerne og gevinsterne ved forbrænding og deponering er det i beregningerne forudsat, at der i forbindelse med deponeringen af 1 tons affald sker en produktion af el på et kraftværk, der er baseret på fossile brændsler (Miranda og Hale, 1997: 598).

På grund af mangel på data er udledningerne fra deponering beregnet ud fra amerikanske data. Af tabel 3 fremgår det, at deponering af affald er forbundet med de laveste samfundsmæssige skadesomkostninger. Det bør dog bemærkes, at intervallerne for skadesomkostningerne ved de to behandlingsformer overlapper hinanden, hvilket indikerer, at de samfundsmæssige skadesomkostninger ved deponering og forbrænding kan være ens.

van Beukering et al. (1998)

Ved at anvende værdier for de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsforbrænding, der er fremkommet i forbindelse med et litteraturstudie, er der ved hjælp af komplicerede computerberegninger i van Beukering *et al.* (1998: 52-55) foretaget en samlet vurdering af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved to ikke-nærmerede definerede affaldsforbrændingsanlæg i Vest- og Sydeuropa og de finansielle omkostninger til at etablere forbrændingsanlæggene.

Euro pr. ton	Skadesomkostninger	Finansielle omkostninger	Samlede omkostninger
Forbrænding (Vest-europa)	12	117	129
Forbrænding (Syd-europa)	32	38	70

Tabel 4 Samfundsmæssige skadesomkostninger ved to forbrændingsanlæg i Vest- og Sydeuropa

Af tabel 4 fremgår det, at de samfundsmæssige skadesomkostninger ved behandlingen af et ton affald på det vesteuropæiske affaldsforbrændingsanlæg er betydeligt lavere end de tilsvarende omkostninger ved det sydeuropæiske anlæg på grund af renseomkostninger. Når de finansielle omkostninger, der bl.a. omfatter renseomkostningerne til at reducere miljø- og sundhedsbelastningen fra anlæggene, inddrages i sammenligningen, bliver de samlede omkostninger imidlertid størst for det vesteuropæiske forbrændingsanlæg. Det konkluderes derfor, at en beslutningstager, der står overfor at skulle vælge mellem at investere i et af de to anlæg, ud fra en samfundsøkonomisk betragtning må forventes at foretrække det sydeuropæiske forbrændingsanlæg med den største miljø- og sundhedsbelastning.²¹

Det er endvidere interessant at sammenligne de beregnede samfundsmæssige skadesomkostninger ved det vesteuropæiske forbrændingsanlæg med satserne for afgifterne på for-

²¹ "Especially for the investment decision makers, it is important to know whether a particular pollution abatement measure is worthwhile to take (...) Given the higher level of social costs of the Western European incinerator (ECU 129 per tonne), this decision maker would be expected to have a preference for the Southern European plant (ECU 70 per tonne)" (van Beukering *et al.*, 1998: 54).

brænding af affald i Danmark og Norge, jf. tabel 1. Af sammenligningen fremgår det, at den danske sats for forbrænding på 44 euro pr. ton langt overstiger de beregnede skadesomkostninger ved det europæiske forbrændingsanlæg. Det bør dog bemærkes, at de faktiske skadesomkostninger ved forbrænding af affald i Vesteuropa sandsynligvis er undervurderet, da beregningerne er foretaget for et anlæg, som opfylder nogle udledningskrav, der langt overstiger de gældende standarder i EU, hvilket især gælder for udledningen af dioxiner.²²

ECON (2000)

ECON Senter for økonomisk analyse undersøgte i 2000 de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling for Miljøverndepartementet i Norge. I forbindelse med undersøgelsen er der ikke foretaget noget selvstændigt studie for at nå frem til de værdier for de samfundsmæssige skadesomkostninger, der anvendes i beregningerne.

NOK pr. ton	Eksternaliteter ved klimagasser	Eksternaliteter ved klimagasser og andre gasser m.v.	Alle udledninger	Slutbehandlingsafgift i 2001
Deponering	80-425	150-650	515-2.815	314
Forbrænding	20-60	100-185	1.030-1.700	79-314

Tabel 5 Samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling og satser for slutbehandlingsafgiften på affald i Norge

Som det fremgår af tabel 5, er det af afgørende betydning hvilke udledninger fra affaldsbehandling, der indgår i beregningerne. På grund af usikkerhed er estimaterne for de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling angivet som intervaller. Selv hvis alle udledninger regnes med, er det beregnet, at det laveste estimat for de samfundsmæssige skadesomkostninger ved både deponering og forbrænding af affald er noget højere end de nuværende satser for den norske slutbehandlingsafgift på affald.

COWI (2000)

Det rådgivende danske ingeniørfirma COWI har gennemført et økonomisk værdisætningsstudie af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved deponering og forbrænding af affald for Europa-Kommissionens Generaldirektorat for Miljø. I indledningen af rapporten gøres der udtrykkelig opmærksom på, at der er tale om et metodologisk studie, og at en sammenligning af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved forbrænding og deponering ikke

²² "... the operators of the Western European incinerator took substantial efforts to reduce its negative environmental impacts. *Measures, far beyond the EU standards, were taken.* Particular attention was paid to the reduction of emissions of dioxins, which retrieved substantial negative publicity. Also the recycling of residues was developed to a very sophisticated level" (van Beukering *et al.*, 1998: 54).

kan anvendes til at afgøre om forbrænding eller deponering bør foretrækkes.²³ I forbindelse med beregningerne af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved deponering af affald er der i undersøgelsen taget udgangspunkt i to typer af anlæg, der afspejler forskellige teknologiske standarder og niveauer for nyttiggørelse af energi.

Euro pr. ton	Deponering I (Opfylder nuværende EU-krav) ²⁴	Deponering II (Gammelt anlæg) ²⁵
Global opvarmning	5 (1-14)	8 (2-23)
Luftforurening (NO _x og SO ₂)	0,1 (0,02-0,2)	0 (-)
Nedsivning af forurennet regnvand (perkolat)	0 (0-1)	1,5 (1-2)
Foringelse af landskabets skønhedsværdi	10 (6-19)	10 (6-19)
Samlede samfundsmæssige skadesomkostninger	15 (7-34)	20 (9-44)
Fortrængning af anden forurening	÷4 (÷10-÷1)	0 (-)
Netto samfundsmæssige skadesomkostninger	11 (6-24)	20 (9-44)

Tabel 6 Samfundsmæssige skadesomkostninger og gevinster ved deponering

På grund af usikkerheder i beregningerne er værdierne angivet som et bedste estimat, og i parentes som et interval, der udgøres af det laveste og det højeste estimat. Af tabellen ses, at en forringelse af landskabets skønhedsværdi vurderes at udgøre den største del af de samlede samfundsmæssige skadesomkostninger ved de to typer af anlæg. Når der i beregningerne af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved deponering tages højde for, at deponering af affald kan være med til at fortrænge anden forurening, er de bedste estimater

²³ "This report is a purely methodological study based on existing information from literature. It is not intended to compare and evaluate various waste management options. Therefore, this study was neither conceived to compare landfill disposal to incineration nor can any of the results of this study be used to make a generalised statement on which method is to be preferred" (COWI, 2000a: Important introductory remark).

²⁴ "The landfill is a modern containment landfill that fulfils the demands of the newest directive (EC/31/1999). The landfill has a leachate collection and treatment system. Further, the landfill gas is collected to generate electricity and heat (CHP)" (COWI, 2000a: 58).

²⁵ "The landfill is an old site without a liner and landfill gas is not collected" (COWI, 2000a: 58).

for de netto samfundsmæssige skadesomkostninger beregnet til henholdsvis 11 (6-24) og 20 (9-44) euro pr. ton.

Euro pr. ton	Forbrænding I (Opfylder fremtidige EU-krav) ²⁶	Forbrænding II (Opfylder nuværen- de EU-krav) ²⁷	Forbrænding III (Opfylder ikke nu- værende EU-krav) ²⁸
Global opvarmning	0,8 (0,5-1,0)	0,8 (0,5-1,0)	0,8 (0,5-1,0)
Luftforurening (NO _x og SO ₂)	20 (5-27)	50 (15-72)	69 (20-108)
Nedsivning af forurennet regnvand (perkolat)	0 (0-0,3)	0 (0-0,3)	0 (0-0,3)
Foringelse af landska- bets skønhedsværdi	8 (4-14)	8 (4-14)	8 (4-14)
Samlede samfundsmæs- sige skadesomkostninger	28 (10-43)	58 (20-88)	77 (25-124)
Fortrængning af anden forurening	÷71 (÷115-÷19)	÷21 (÷29-÷4)	0 (-)
Netto samfundsmæssige skadesomkostninger	÷43 (÷72-÷9)	37 (16-84)	77 (25-124)

Tabel 7 Samfundsmæssige skadesomkostninger og gevinster ved forbrænding

På samme måde er de samfundsmæssige skadesomkostninger ved forbrænding beregnet ved at tage udgangspunkt i tre typer forbrændingsanlæg, der afspejler forskellige teknologiske standarder og niveauer for nyttiggørelse af energi. Forbrænding I opfylder de fremtidige krav fra EU, mens Forbrænding II opfylder de nuværende EU-krav. Forbrænding III opfylder ikke de nuværende krav fra EU.

Som det fremgår af tabel 7 kan de samlede samfundsmæssige skadesomkostninger ved forbrænding af affald være negative eller positive, afhængig af hvilken forurening det forudsættes, at forbrændingen fortrænger. Af tabellen ses endvidere, at luftforureningen fra af-

²⁶ "The incineration plant fulfils the proposed directive on incineration of waste (Common Position (2000/C 25/02)). Energy recovered will generate electricity and heat (CHP), which normally implies a high recovery percentage. This percentage is assumed to be 83%" (COWI, 2000a: 54).

²⁷ "The incineration plant fulfils the existing directive on incineration of waste (89/369/EEC). Energy recovered will generate electricity only, which normally implies a lower recovery percentage. This percentage is assumed to be 25%" (COWI, 2000a: 54).

²⁸ "The incineration plant does not fulfil the existing directive. The flue gas cleaning technology is an electrostatic precipitator. There is no energy recovery" (COWI, 2000a: 54).

faldsforbrændingsanlæggene vurderes at udgøre den største del af de samlede samfundsmæssige skadesomkostninger ved de tre typer af anlæg.

Euro pr. ton	Deponering I	Deponering II	Forbrænding I	Forbrænding II	Forbrænding III
Samlede samfundsmæssige skadesomkostninger	15 (7-34)	20 (9-44)	28 (10-43)	58 (20-88)	77 (25-124)
Fortrængning af anden forurening	÷4 (÷10-÷1)	0 (-)	÷71 (÷115-÷19)	÷21 (÷29-÷4)	0 (-)
Netto samfundsmæssige skadesomkostninger	11 (6-24)	20 (9-44)	÷43 (÷72-÷9)	37 (16-84)	77 (25-124)

Tabel 8 Samlede samfundsmæssige skadesomkostninger, fortrængning af anden forurening og netto samfundsmæssige skadesomkostninger

For overskuelighedens skyld er det kun de samlede samfundsmæssige skadesomkostninger, fortrængningen af anden forurening og de netto samfundsmæssige skadesomkostninger ved deponering og forbrænding, som er med i tabel 8. Det er endvidere særligt de netto samfundsmæssige skadesomkostninger, som er interessante i en sammenligning med de nordiske slutbehandlingsafgifter på affald. For afgifterne på deponering af affald i de nordiske lande gælder det, at kun satserne for den finske deponeringsafgift ligger i det beregnede interval for de to typer af deponier (11-20 euro pr. ton). For satserne på forbrænding af affald i Danmark og Norge gælder det, at afgifterne ligger indenfor intervallet af de tre typer af forbrændingsanlæg. Det bør endvidere bemærkes, at der er en endog meget stor forskel på de beregnede netto samfundsmæssige skadesomkostninger ved de forskellige typer af forbrændingsanlæg (÷43-77 euro pr. ton).

Selvom der i COWI (2000a) gøres opmærksom på, at der er tale om et metodologisk studie, er det vanskeligt at se, hvad der adskiller denne undersøgelse fra andre undersøgelser, hvor der til trods for usikkerheder om de faktiske udledninger og værdisætningen af dem konkluderes på baggrund af de gennemførte beregninger af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling.

Euro pr. ton	Brisson (1997)	ECON (2000)	COWI (2000)
Geografisk område	Danmark	Norge	EU
Deponering	4-6	64-348	11-20
Forbrænding	÷18-12	127-210	÷43-77

Tabel 9 Samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling (Brisson (1997), ECON (2000) og COWI (2000))

Af en sammenligning af resultaterne i de største værdisætningsundersøgelser, der er mest relevante for en vurdering af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandlingen i de nordiske lande (Brisson (1997), ECON (2000) og COWI (2000)) fremgår det, at der er tale om endog meget store forskelle i de estimerede skadesomkostninger ved affaldsbehandling. Selv om det er nogle af de mest omfattende undersøgelser, der er foretaget af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling i de nordiske lande, kan undersøgelserne imidlertid kritiseres på en række afgørende punkter. På grund af mangel på data om skadesomkostningerne ved affaldsbehandling i de nordiske lande anvendes der i undersøgelserne værdier, der stammer fra andre undersøgelser. Endvidere anvendes der i nogle tilfælde data for renseomkostningerne som en erstatning for de korrekte skadesomkostninger.

3.5 Sammenfatning

Resultaterne af de gennemførte økonomiske værdisætningsundersøgelser af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling er kendetegnet ved usikkerhed og manglende viden om de faktiske udledninger fra affaldsbehandlingsanlæg og værdisætningen af udledningerne. Det tilrådes derfor, at man konkluderer forsigtigt på baggrund af undersøgelsernes resultater.

Forud for indførelsen af slutbehandlingsafgifterne på affald i de nordiske lande synes der kun at være foretaget værdisætningsundersøgelser af den norske afgift. Satserne for slutbehandlingsafgiften er imidlertid ikke et udtryk for de samlede samfundsøkonomiske omkostninger ved de forskellige former for affaldsbehandling, men er først og fremmest beregnet ud fra en værdisætning af udledningerne af metan ved deponering og en række giftstoffer ved forbrænding.

I Brisson (1997) og ECON (2000) er der foretaget nogle af de mest omfattende beregninger af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling i de nordiske lande. Som det fremgår af gennemgangen, kan beregningerne imidlertid kritiseres på en række centrale punkter. På grund af mangel på data om skadesomkostningerne ved affaldsbehandling i de nordiske lande anvendes der i begge undersøgelser estimater fra andre undersøgelser. I ECON (2000) anvendes der endvidere i nogle tilfælde data for renseomkostningerne

som en erstatning for de korrekte skadesomkostninger. Dette gælder også for undersøgelsen i COWI (2000).

På baggrund det gennemførte litteraturstudie af de eksisterende værdisætningsundersøgelser vurderes det, at de værdier for de mange forskellige samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling, der fremkommer i forbindelse med en betinget værdisætningsundersøgelse på grund af usikkerhed og mangelfuld viden, ikke vil være tilstrækkeligt præcise og troværdige til, at værdierne kan anvendes til f.eks. at fastsætte satserne for en slutbehandlingsafgift på affald. For det første er der stor usikkerhed om nogle af de faktiske udledninger fra affaldsbehandling, da der ikke foretages kontinuerte målinger af alle udledninger. Dernæst er der stor usikkerhed om de skader, som udledningerne medfører.²⁹ Endelig har de fleste mennesker, som det fremgår af de eksisterende betingede værdisætningsundersøgelser, kun en meget begrænset viden om de miljø- og sundhedsmæssige omkostninger, der er forbundet med de forskellige former for affaldsbehandling.

²⁹ "Miljøkostnadene ved utslipp av miljøgifter fra fyllplasser antas å være betydelige. Det er imidlertid relativt stor usikkerhet til både mengdene som slippes ut og til verdsettingen av skadene fra utslippende" (Finans- og tolldepartementet, 1998: 19 (kap. 3)).

4. Vurdering af effekterne af slutbehandlingsafgifterne på affald i de nordiske lande

4.1 Indledning

Med indførelsen af en svensk deponeringsafgift i 2000 er der nu indført en afgift på affald i fire nordiske lande. I alle landene er der tale om afgifter, som opkræves efter mængden af affald, der slutbehandles. Da afgifterne både varierer med hensyn til grundlaget for afgifterne og niveauet af afgiftssatserne, er der ikke muligt at tale om nogen egentlig nordisk model for affaldsbeskatning.

Pr. ton	Forbrænding	Deponering	Forbrænding	Deponering
	Nationale møntenheder		Euro ³⁰	
Danmark (DKK)	330	375	44	50
Finland (FIM)		90		15
Norge (NOK)		314		39
- grundafgift	79		10	
- tillægsafgift	0-235		0-29	
Sverige (SEK)		250		27

Tabel 10 Satser for slutbehandlingsafgifterne på affald i de nordiske lande i 2001

I alle de nordiske lande er affald til genanvendelse fritaget for afgiften. I Finland og Sverige er det kun affald, der deponeres, som er omfattet af slutbehandlingsafgifterne. Endvidere omfatter den finske afgift kun affald, der tilføres de kommunale deponier, da affald, der tilføres private deponier, er undtaget for afgiften. I Danmark og Norge er der udover en deponeringsafgift også en afgift på forbrænding af affald. I Norge består afgiften for forbrænding af en grundafgift og en tillægsafgift, der reduceres i forhold til graden af forbrændingsanlæggets energiudnyttelse. De højeste satser for forbrænding og deponering af affald findes i Danmark, mens Finland har den laveste sats. Satsen for den finske deponeringsafgift har været uændret, siden afgiften blev indført i slutningen af 1996. Derimod er satserne for den norske slutbehandlingsafgift på affald, der blev indført i 1999, blevet justeret i forhold til den generelle prisudvikling i såvel 2000 og 2001.

³⁰ 'Euro foreign exchange reference rates (as at 27 August 2001)' (European Central Bank) (<http://www.ecb.int/>).

I Danmark har der siden 1. januar 1999 endvidere været en afgift på varme produceret af affald. Afgiften er beskrevet nærmere i forbindelse med beskrivelsen af den danske slutbehandlingsafgift på affald i afsnit 4.2.

Den norske slutbehandlingsafgift på affald adskiller sig fra afgifterne i de øvrige nordiske lande ved, at man inden indførelsen af afgiften foretog nogle økonomiske værdisætningsundersøgelser af nogle af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling.

	Afgiftsgrundlag	Væsentligste undtagelser
Danmark	Affald, der tilføres registrerede anlæg til deponering eller forbrænding	Forurennet jord Farligt affald
Finland	Affald, der tilføres kommunale deponier	Affald til forbrænding Affald, der tilføres private deponier
Norge	Affald, der indleveres til slutbehandling (deponering eller forbrænding)	Farligt affald ("spesialavfall") Affald, der anvendes som brændsel på energianlæg i industrien Jord til afslutning/tildækning af deponier Forurennet jord m.v. ³¹
Sverige	Affald, der tilføres anlæg, hvor mere end 50 ton farligt eller andet affald pr. år deponeres eller opbevares i mere end 3 år	Affald til forbrænding Visse affaldstyper, der er nævnt i § 3 og § 10 i Lag (1999:673) om skatt på avfall

Tabel 11 Afgiftsgrundlaget og væsentlige undtagelser for slutbehandlingsafgifterne på affald i de nordiske lande

I tabel 11 er afgiftsgrundlaget for de enkelte landes slutbehandlingsafgifter på affald og de væsentligste undtagelser for afgifterne beskrevet nærmere. For den svenske slutbehandlingsafgift er der dog tale om så mange undtagelser for afgiften, at der henvises til de relevante paragraffer i lovtæksten.

I de følgende afsnit er de enkelte landes målsætninger på affaldsområdet og satserne for slutbehandlingsafgifterne på affald beskrevet nærmere. Endvidere er der en beskrivelse af nogle af de gennemførte evalueringer af afgifterne.

³¹ "Forurensede jord- og løsmasser omfattes ikke av avgiftsplikten. Det er et vilkår for fritak at massene ble forurenset før 1. januar 1999" (Finans- og tolldepartementet, 1998: 1).

4.2 Vurdering af effekterne af slutbehandlingsafgiften på affald i Danmark

I *Affald 21*, som er regeringens affaldsplan for perioden 1998-2004, er de kvantitative målsætninger for affaldsbehandlingen, at affaldsmængderne i 2004 fordeler sig med 64 pct. til genanvendelse, 24 pct. til forbrænding og 12 pct. til deponering (Miljø- og Energiministeriet, 1999: 18).

DKK pr. ton	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Forbrænding til el-produktion m.v.	160	210		280		330
Anden forbrænding		260		330		
Deponering	195	335		375		
Deponering af restprodukter fra kraftværker baseret på fossile brændsler eller biomasse		210				

Tabel 12 Satser for slutbehandlingsafgiften på affald i Danmark 1996-2001

I Danmark har der siden 1. januar 1987 været en slutbehandlingsafgift på affald. Afgiftssatsen var oprindeligt 40 DKK pr. ton affald til deponering og forbrænding, men satsen er efterfølgende blevet forhøjet og differentieret, så den i 1996 udgjorde 160 DKK pr. ton affald til forbrænding og 195 DKK pr. ton affald til deponering. Afgiftssatserne er i de senere år blevet yderligere forhøjet, samtidig med at afgiftsgrundlaget er blevet udvidet til bl.a. også at omfatte deponeringen af restprodukter fra visse kraftværker. Pr. 1. januar 2001 udgør afgiften 330 DKK pr. ton affald til forbrænding og 375 DKK pr. ton affald til deponering. Afgiften refunderes for affald, der fraføres de registrerede deponerings- og forbrændingsanlæg.

DKK pr. GJ	1999	2000	2001	2002
Varme produceret ved forbrænding af affald, der er omfattet af afgiftspligten	4,90	7,60	10,20	12,90

DKK pr. ton ³²	1999	2000	2001	2002
Træaffald	65	100	135	170
Andet affald	45	70	90	110

Tabel 13 Satser for affaldsvarmeafgiften i Danmark 1999-2001

Siden 1. januar 1999 har der endvidere været en afgift på varme produceret ved forbrænding af affald. Begrundelsen for at indføre afgiften var, at forhøjelserne af afgifterne olie, kul og gas i forbindelse med vedtagelse af den såkaldte Pinsepakke ville medføre en øget indtjening fra salg af affaldsvarme, som kunne anvendes til at reducere gebyrerne for at modtage affald til forbrænding. Effekten af forhøjelsen af afgifterne på energiområdet ville dermed modvirke tilskyndelsen til at reducere den mængde af affald, der forbrændes, som slutbehandlingsafgiften på affald medfører (Skatteministeriet, 1999).

Effekterne af den danske slutbehandlingsafgift er blevet undersøgt i flere omgange. I det følgende er det imidlertid kun nogle af resultaterne fra de to seneste evalueringer, der omtales nærmere. Af Andersen, Dingsøe og Brendstrup (1997: 106) fremgår det, at de indvejede affaldsmængder til de kommunale anlæg fra 1987 til 1996 blev reduceret med 26 pct., og at de indvejede affaldsmængder til fyldpladser m.v., der blev omfattet af slutbehandlingsafgiften i 1990, frem til 1996 blev reduceret med 39 pct. Da reduktionen i affaldsmængderne hovedsageligt skete i bygge- og anlægsaffaldet, husholdningsaffaldet og det blandede affald, blev det taget som et udtryk for, at slutbehandlingsafgiften havde haft en effekt på bestemte affaldsfraktioner.

I Dingsøe og Andersen (1999) blev effekterne af forhøjelsen af slutbehandlingsafgiften med virkning fra 1. januar 1997 undersøgt. Udover at være en opdatering af udviklingen i de afgiftspligtige affaldsmængder, bestod evalueringen også af en undersøgelse af effekterne af forhøjelsen af afgiften på behandlingen af affald på en række udvalgte virksomheder. De afgiftspligtige affaldsmængder steg fra 1996 til 1998 med 7 pct., hvilket kan forklares med en udvidelse af afgiftsgrundlaget til også at omfatte slagger og restprodukter fra kraftværkerne. De indvejede affaldsmængder til de kommunale anlæg blev fra 1996 til 1998 reduceret med 0,5 pct., og de indvejede affaldsmængder til fyldpladser m.v. blev reduceret med 23 pct.

I evalueringen vurderes det, at afgiftsdifferentieringen har været medvirkende til, at der er sket en forskydning i de udvalgte virksomheders affaldsbehandling fra deponering til forbrænding, og det vurderes, at forhøjelsen af afgiften i 1997 har været med til at sikre, at affaldsmængderne ikke er steget i takt med den økonomiske udvikling. Endelig er det bereg-

³² For virksomheder, der ikke måler den faktiske mængde varme, der produceres ved forbrændingen af affald, kan afgiften opgøres efter vægten af det affald, der er medgået til produktion af varme (Skatteministeriet, 2001).

net, at omkostningsbelastningen ved slutbehandlingsafgiften kun er beskeden for de fleste virksomheder.

4.3 Vurdering af effekterne af slutbehandlingsafgiften på affald i Finland

I midten af 1990'erne udarbejdede man den første nationale affaldsplan i Finland. I forbindelse med vedtagelsen af planen i 1998 blev der fastsat en række målsætninger for affaldsproduktionen og -behandlingen i forskellige sektorer frem til 2005. De overordnede målsætninger i planen er at reducere væksten i affaldsmængderne, at øge den andel af affaldet, der nyttiggøres i form af materialegenanvendelse eller energiudnyttelse i forbindelse med forbrænding af affaldet, og at undgå miljø- og sundhedseffekter ved affaldshåndtering.

FIM pr. ton	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Deponering	90	90	90	90	90	90

Tabel 14 Satser for slutbehandlingsafgiften på affald i Finland 1996-2001

Siden slutningen af 1996 har der i Finland været en afgift på affald, der tilføres kommunale deponier, hvorimod affald, der tilføres private deponier og affaldsforbrændingsanlæg, er undtaget for afgiften.

Effekterne af slutbehandlingsafgiften på en række virksomheders valg af affaldsbehandling er blevet undersøgt i forbindelse med et to-årigt forskningsprojekt WAPO ('Effectiveness of Waste Policy Instruments') fra 1998 til 2000. WAPO-projektet, der blev koordineret af det finske miljøinstitut (SYKE), har resulteret i to rapporter (Kautto og Melanen, 2000) og (Kautto, Melanen, Saarikoski, Ilomäki og Yli-Kaupilla, 2000), som er udgivet på finsk med et kort engelsk summary. Endvidere er 3 artikler blevet sendt til internationale tidsskrifter, hvoraf den ene er blevet publiceret i *Journal of Cleaner Production* (Ilomäki og Melanen, 2001).

Af det engelske summary i Kautto, Melanen, Saarikoski, Ilomäki og Yli-Kaupilla (2000) fremgår det, at en af konklusionerne af WAPO-projektet er, at anvendelse af økonomiske virkemidler på affaldsområdet bør udvides og orienteres mod en mere effektiv udnyttelse af ressourcer i virksomhederne. På baggrund af de positive erfaringer med økonomiske virkemidler som de kommunale affaldsgebyrer og den nationale afgift på deponering af affald vurderes det største problem at være, at afgiften kun omfatter affald, der tilføres kommunale deponier.³³

³³ "Promising experiences on already applied economic instruments, such as the municipal waste charge and national waste tax, should also encourage more intensive use of economic instruments. The main problem with the waste tax is that it is only applied at landfills operated by a municipality" (Kautto, Melanen, Saarikoski, Ilomäki og Yli-Kaupilla, 2000: 99).

Ved at indsamle og analysere data fra 14 større industrivirksomheder fra forskellige brancher, og ved at interviewe de ledende medarbejdere, som var ansvarlige for miljøspørgsmål i de udvalgte virksomheder, er det i Kautto og Melanen (2000) forsøgt at vurdere virksomhedernes opfattelse af reguleringen og effekterne af virkemidlerne på affaldsområdet, herunder slutbehandlingsafgiften. Af undersøgelsens resultater fremgår det, at den direkte effekt af affaldsreguleringen har været lille, bortset fra effekterne af de kommunale affaldsgebyrer og især slutbehandlingsafgiften, som vurderes at have foranlediget en stigning i nyttiggørelsen af affaldet fra virksomhederne. Kun i to af virksomhederne har udviklingen i den mængde af affald, der deponeres, været uændret i løbet af 1990'erne, når der korrigeres for udviklingen i virksomhedernes produktion. I tolv af virksomhederne er der sket en stigning i mængden af affald, der nyttiggøres, når der tages højde for stigningen i virksomhedernes produktion, og i fem af virksomhederne har der været tale om en betydelig stigning.³⁴

I Ilomäki og Melanen (2001), som er en undersøgelse af affaldsminimering i 41 små og mellemstore virksomheder med under 250 medarbejdere, konkluderes det, at virksomhedernes bestræbelser på at affaldsminimere i højere grad skyldes ønsket om at reducere omkostningerne til indkøb af råmateriale end omkostningerne til affaldsbehandling. Endvidere er omkostningerne til affaldsbehandling i de fleste virksomheder så ubetydelige, at de kun giver virksomhederne et begrænset incitament til at reducere affaldsmængderne.³⁵

FIM million	1996	1997	1998	1999	2000 ³⁶
Provenu	41	127	182	202	198

Tabel 15 Provenu af slutbehandlingsafgiften på affald i Finland 1996-2000

De seneste data om affaldsmængder, der er blevet offentliggjort af Finlands Statistik (Tilastokeskus) i 2000, vedrører 1997 (Statistics Finland, 2000).³⁷ På baggrund af dataene om udviklingen i provenuet af slutbehandlingsafgiften burde det være muligt at finde frem til de data for affaldsmængderne, der har givet anledning til indbetalingerne, ved de implicerede

³⁴ "A more marked change was to be found in recovery and final disposal of wastes in landfills. The amount of waste disposed of to landfills, in relation to production, had remained constant in only two of the case plants in the 1990s. Twelve of the fourteen plants had succeeded in increasing waste recovery in relation to production, and five of them displayed a significant increase. Waste charges and the national waste tax in particular seem to stimulate enterprises to upgrade waste recovery" (Kautto og Melanen, 2000: 83-84).

³⁵ "The majority of the interviewees considered waste costs to be so insignificant that it was not economically justified to invest in decreasing waste amounts (...) ... the waste disposal charges and the waste tax in Finland are currently so low that they provide little incentive for SMEs to introduce waste minimisation (...) The minimisation of wastes in Finland is driven more by the costs of raw materials than by waste costs" (Ilomäki og Melanen, 2001: 216).

³⁶ Personlig kommunikation med Virva Terho, Senior Statistician, Statistics Finland, Environment and Energy

³⁷ Personlig kommunikation med Virva Terho, Senior Statistician, Statistics Finland, Environment and Energy.

myndigheder. Det har imidlertid ikke været muligt at fremskaffe disse oplysninger i forbindelse med dette projekt. Da slutbehandlingsafgiften på affald først er indført i slutningen af 1996, vil data for de affaldsmængder, der blev deponeret i 1996, kunne anvendes som "før"-data. Som et eventuelt alternativ kan det overvejes at anvende data for affaldsmængderne i 1994, der blev brugt som referenceåret i forbindelse med udarbejdelsen af den nationale affaldsplan.

Et af de fremtidige tiltag, der omtales i affaldsplanen, er nedsættelsen af en arbejdsgruppe med repræsentanter fra Finansministeriet, Miljøministeriet og Toldnævnet, der skal undersøge mulighederne for en udvidelse og revision af slutbehandlingsafgiften på affald. Endvidere foreslås det, at der i et samarbejde mellem Miljøministeriet, det finske miljøinstitut og Finlands Statistik udvikles et opfølgningssystem af affaldssektoren (JÄSTI).

4.4 Vurdering af effekterne af slutbehandlingsafgiften på affald i Norge

De væsentligste målsætninger for behandlingen af ikke-farligt affald i Norge er, at udviklingen i affaldsproduktionen i fremtiden skal være væsentlig lavere end den økonomiske udvikling, og at den del af affaldet, der slutbehandles på deponier eller i forbindelse med forbrænding uden energiudnyttelse, inden 2010 skal være reduceret til omkring 25 pct. af de producerede affaldsmængder. I 1996 blev 43 pct. af de producerede affaldsmængder slutbehandlet (Miljøverndepartementet, 1999: 6).

NOK pr. ton	1999	2000	2001
Forbrænding			
- grundafgift	75	76	79
- tillægsafgift	0-225	0-230	0-235
Deponering	300	306	314

Tabel 16 Satser for slutbehandlingsafgiften på affald i Norge 1999-2001

Med virkning fra 1. januar 1999 blev der indført en afgift på slutbehandlingen (forbrænding og deponering) af affald i Norge. Afgiften refunderes for affald, der fraføres de registrerede deponerings- og forbrændingsanlæg.

Satserne for slutbehandlingsafgiften er ikke et udtryk for de samlede samfundsøkonomiske omkostninger ved de forskellige former for affaldsbehandling, men er først og fremmest beregnet ud fra en værdisætning af udledningerne af metan ved deponering og en række giftstoffer ved forbrænding. Afgiftssatsen for forbrænding består af en grundafgift og en tillægsafgift, der reduceres i forhold til graden af energiudnyttelse, således at tillægsafgiften i 2001 maksimalt udgør 235 NOK pr. ton. Afgiftssatserne er i 2000 og 2001 blevet justeret i forhold til den generelle prisudvikling.

Statistisk sentralbyrå har siden 1992 udarbejdet en årlig statistik over "kommunalt behandlet affald" i samarbejde med Statens forurensningstilsyn.³⁸ I 1992, 1995 og 1998 er der indsamlet data om affaldsmængder i samtlige kommuner, mens udvalgte kommuner har afrapporteret i de øvrige år. Kvaliteten af dataene er løbende blevet forbedret, idet den andel af affaldet, der vejes i forbindelse med indleveringen af affaldet, er steget fra ca. 50 pct. i 1992 til 91 pct. i 1998. Det må forventes, at datakvaliteten er blevet yderligere forbedret i forbindelse med indførelsen af slutbehandlingsafgiften på affald.

I forbindelse med en vurdering af de faktiske effekter af en slutbehandlingsafgift er det af stor værdi, hvis der foreligger data for affaldsbehandlingen før indførelsen af afgiften. Desværre har det kun været muligt at finde data for det kommunalt behandlede husholdnings- og erhvervsaffald til og med 1999 (Statistisk sentralbyrå, 2001). I modsætning til husholdningsaffaldet, der udelukkende behandles på kommunale anlæg, behandles en del af erhvervsaffaldet på ikke-kommunale forbrændingsanlæg og deponier.³⁹ En korrekt sammenligning af "før" og "efter"-data for de afgiftspligtige affaldsmængder vil derfor kræve, at disse data fremskaffes på anden måde.⁴⁰

Ton	1995	1996	1997	1998	1999
Husholdningsaffald	1.173.643	1.195.274	1.259.333	1.363.909	1.396.674
Erhvervsaffald	1.548.514	1.565.909	1.461.408	1.494.296	1.253.001
Samlet	2.722.157	2.761.183	2.720.741	2.858.206	2.649.675

Tabel 17 Mængder af kommunalt behandlet affald i Norge fra 1995 til 1999

Ifølge Statistisk sentralbyrå (2001) var de samlede *kommunalt behandlede affaldsmængder* stort set uændrede fra 1995 til 1997. Fra 1997 til 1998 steg affaldsmængderne fra 2,72 mio. ton til 2,86 mio. ton. Efter indførelsen af slutbehandlingsafgiften på affald i 1999 blev de samlede kommunalt behandlede affaldsmængder reduceret til 2,65 mio. ton, hvilket svarede til en reduktion på over 7 pct. i forhold til 1998. Reduktionen i de samlede kommunalt behandlede affaldsmængder skyldtes, at reduktionen i erhvervsaffaldet fra 1,49 mio. ton til 1,25 mio. ton var større end den fortsatte stigning i husholdningsaffaldet fra 1,36 mio. ton i 1998 til

³⁸ "Med kommunalt avfall menes avfall som kommunene har et administrativt ansvar for å ta hånd om, samt annet avfall som tas hånd om ved kommunale avfallsanlegg" (Statistisk sentralbyrå, 2000: 10). "Statistikken omfatter alt husholdningsavfall samt den delen av næringsavfallet som bliver håndteret i kommunal eller interkommunal renovasjon eller håndtert i ordninger som kommunen eller det interkommunale selskapet har administrativt ansvar for" (Statistisk sentralbyrå, 2000: 3).

³⁹ Personlig kommunikation med Oystein Skullerud, Seksjon for miljøstatistikk, Statistisk sentralbyrå.

⁴⁰ Ifølge 'Avfall og avfallsstatistikk – begreper og klassifikasjon' omfatter kommunalt affald næsten alt husholdningsaffald og store dele af erhvervsaffaldet (Statistisk sentralbyrå, 1999).

1,40 mio. ton i 1999. Genanvendelsen ('gjenvinning') af affaldsmængderne steg fra 641.000 ton i 1998 til 781.500 ton i 1999, hvilket svarede til en stigning på 22 pct.

Ifølge Norges Miljøvernforbund (2000) er importen af registreret affald alene fra Norge til Sverige steget fra 53.000 tons i 1996 til 339.000 tons i 1999. Ifølge Miljøvernforbundet har forskellene i slutbehandlingsafgifterne på affald mellem de enkelte lande været en medvirkende årsag til, at importen af registreret affald alene fra Norge til Sverige steg fra 110.000 tons i 1998 til 339.000 tons i 1999, hvor den norske slutbehandlingsafgift på deponering og forbrænding af affald blev indført.

I forbindelse med behandlingen af Statsbudgettet for 2001 besluttede Stortinget, at man skulle vurdere grundlaget for afgiften med henblik på en større differentiering af satserne for de forskellige typer af affaldsbehandlingsanlæg ud fra anlæggenes miljøbelastning (ECON, 2000: 1).

4.5 Vurdering af effekterne af slutbehandlingsafgiften på affald i Sverige

I regeringens nationale affaldsstrategi ('En nationell strategi för avfallshanteringen') er en af de kvantitative målsætninger, at de deponerede affaldsmængder i 2005 skal være reduceret med 50-70 pct. i forhold til 1994 (Den svenske regering, 1999: 17).⁴¹

SEK pr. ton	2000	2001
Deponering	250	250

Tabel 18 Satser for slutbehandlingsafgiften på affald i Sverige 2000-2001

I 2000 blev der i Sverige indført en afgift på affald, der deponeres eller opbevares på et affaldsbehandlingsanlæg i mere end 3 år. En række affaldstyper er imidlertid undtaget for afgiften. Endvidere refunderes afgiften for affald, der fraføres anlæggene (Lag (1999:673) om Skatt på avfall).

Da slutbehandlingsafgiften på affald først lige er blevet indført, har det ikke været muligt at finde nogle evalueringer af afgiften. Ved hjælp af en lineær programmeringsmodel til strategisk planlægning af affaldshåndtering i Sverige⁴² er der imidlertid blevet foretaget en forhåndsvurdering af en afgift på 250 SEK (Ljunggren, 2000). Afgiften vurderes kun at have en lille effekt. Det har endvidere vist sig at være vanskeligt at finde opdaterede data for affalds-

⁴¹ Regeringen anser mot denna bakgrund att den totala mängden deponerat avfall exklusive gruvavfall bör ha mindskat med 50-70% til år 2005 räknat från 1994 års nivå (prop. 1997/98:145 s. 146). Detta gäller såväl hushållsavfall, övrigt konsumtionsavfall som produktionsavfall" (Den svenske regering, 1999: 17).

⁴² MIMES/Waste for Sweden.

behandlingen i Sverige. F.eks. anvender Ljunggren (2000) de nationale affaldsmængderne fra 1994 i sin model.

4.6 Sammenfatning

Med indførelsen af den svenske deponeringsafgift i 2000 er der indført en afgift på affald i fire nordiske lande. I alle landene er der tale om afgifter, som opkræves efter mængden af affald, der slutbehandles. Da afgifterne både varierer med hensyn til afgiftsgrundlag og -niveau, er der imidlertid ikke tale om nogen egentlig nordisk model for affaldsbeskatning.

I forbindelse med litteraturstudiet af evalueringer af afgifterne er det lykkedes at finde frem til en række danske og finske undersøgelser. Effekterne af den danske slutbehandlingsafgift er bl.a. blevet undersøgt i forbindelse med en evaluering af afgiften i 1997. Af evalueringen fremgik det, at de indvejede affaldsmængder til de kommunale anlæg fra 1987 til 1996 var blevet reduceret med 26 pct., og at de indvejede affaldsmængder til fyldpladser m.v. fra 1990 til 1996 var blevet reduceret med 39 pct. Da reduktionen i affaldsmængderne hovedsageligt var sket i "tunge" affaldsfraktioner som bygge- og anlægsaffald, husholdningsaffald og blandet affald, blev det taget som et udtryk for en effekt af den vægtbaserede slutbehandlingsafgift.

Af en efterfølgende evaluering af afgiften i 1999 fremgik det, at de afgiftspligtige affaldsmængder fra 1996 til 1998 steg med 7 pct. Stigningen kan imidlertid forklares med en udvidelse af afgiftsgrundlaget til også at omfatte slagter og restprodukter fra visse kraftværker. De indvejede affaldsmængder til de kommunale anlæg blev fra 1996 til 1998 reduceret med 0,5 pct., samtidig med at de indvejede affaldsmængder til fyldpladser m.v. blev reduceret med 23 pct.

I evalueringen vurderes det, at differentieringen af afgiften, havde været medvirkende til, at der var sket en forskydning i en række udvalgte virksomheders affaldsbehandling fra deponering til forbrænding. Endvidere vurderes forhøjelsen af afgiften i 1997 at have været med til at sikre, at affaldsmængderne ikke steg i takt med den økonomiske udvikling. Endelig blev det beregnet, at omkostningsbelastningen ved slutbehandlingsafgiften kun var beskedent for de fleste virksomheder.

Af evalueringerne af den finske afgift på deponering af affald på kommunale deponier fremgår det, at den direkte effekt af affaldsreguleringen har været lille, bortset fra effekterne af de kommunale affaldsgebyrer og især slutbehandlingsafgiften, der vurderes at have foranlediget en stigning i nyttiggørelsen af affaldet fra en række udvalgte virksomheder. Omkostningerne til affaldsbehandling vurderes i de fleste virksomheder at være så ubetydelige, at de kun giver virksomhederne et begrænset incitament til at reducere affaldsmængderne.

Forskellene i slutbehandlingsafgifterne på affald mellem de enkelte lande har ifølge Norges Miljøvernforbund (2000) været en medvirkende årsag til, at importen af registreret affald alene fra Norge til Sverige steg fra 110.000 tons i 1998 til 339.000 tons i 1999, hvor den norske slutbehandlingsafgift på deponering og forbrænding af affald blev indført. En nærmere undersøgelse af udviklingen i den grænseoverskridende transport af affald mellem de nordiske lande og lande udenfor Norden kunne derfor være interessant, hvis man ønsker at undersøge nogle af de mulige utilsigtede effekter af slutbehandlingsafgifterne på affald. Det har imidlertid ikke været muligt at undersøge de utilsigtede effekter af slutbehandlingsafgifterne på affald på udviklingen i den grænseoverskridende transport af affald nærmere indenfor rammerne af dette projekt.

I Norge er der allerede få år efter afgiftens indførelse i 1999 overvejelser i gang om, hvordan en afgift på affald kan være udformet, så den i højere grad afspejler de miljø- og sundhedsmæssige omkostninger ved udledningerne fra affaldsbehandling.⁴³ Dette skyldes bl.a., at den norske afgift med dens nuværende udformning først og fremmest vurderes at være egnet til at reducere udledningerne af metan fra affaldsdeponier. Derimod vurderes afgiften ikke at være et særlig velegnet virkemiddel til at reducere udledningerne af miljøfarlige stoffer fra affaldsforbrænding (Finans- og tolldepartementet, 1998: 19-20 (kap. 3)).⁴⁴

⁴³ "En mest mulig treffsikker avgift bør i prinsippet legges direkte på utslippene, gitt at disse kan måles tilstrekkelig presist (...) En avgift på utslipp til luft fra fyllplasser anses på denne backgrunnen ikke å være praktisk gjennomførbar" (Finans- og tolldepartementet, 1998: 20 (kap. 3)).

⁴⁴ "En avgift på sluttbehandling av avfall synes å være et relativt lite treffsikkert virkemiddel overfor denne type utslipp (miljøgifter, red.) (...) Sluttbehandlingsavgiften er først og fremst et egnet virkemiddel for å begrense utslippene av metangas" (Finans- og tolldepartementet, 1998: 19-20 (kap. 3)).

5. Konklusioner og anbefalinger

5.1 Indledning

I forbindelse med gennemførelsen af dette projekt er der foretaget et litteraturstudie af økonomiske værdisætningsundersøgelser af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling og af evalueringer af slutbehandlingsafgifter på affald i de nordiske lande. Selvom det i rapporten er beskrevet, hvordan det er forbundet med en række problemer at gennemføre værdisætningsstudier og evalueringer, vurderes det, at såvel økonomisk værdisætning som evalueringer med fordel kan indgå i en systematisk vurdering af målsætninger og virkemidler i affaldspolitikken i de pågældende lande.

5.2 Økonomisk værdisætning af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling

Til trods for at antallet af økonomiske værdisætningsstudier nærmest er eksploderet i de senere år, er det kun et fåtal af studierne, der vedrører affaldsbehandling. Forud for indførelsen af slutbehandlingsafgifterne på affald i de nordiske lande synes der således kun at være foretaget værdisætningsundersøgelser af den norske afgift. De store forskelle i resultaterne af de gennemførte økonomiske værdisætningsstudier af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling har endvidere gjort, at det ikke har været muligt at konkludere entydigt på undersøgelsesresultater i forhold til de nuværende satser for afgifterne på slutbehandlingen af affald i de nordiske lande.

I den hidtil mest omfattende værdisætningsundersøgelse vedrørende affaldsbehandling i Danmark er det ved hjælp af estimater fra andre værdisætningsundersøgelser beregnet, at forhøjelserne af den danske slutbehandlingsafgift på affald siden indførelsen af en afgift på 40 DKK pr. ton i 1987 har medført, at satserne langt har oversteget de samfundsmæssige skadesomkostninger ved deponering og forbrænding. I undersøgelsen kritiseres det derfor, at de danske myndigheders iver for at reducere affaldsmængderne til deponering og forbrænding har medført en økonomisk ineffektiv affaldspolitik (Brisson, 1997: 274). Det bør dog nævnes, at de forholdsvis lave estimater for de samfundsmæssige skadesomkostninger ved f.eks. affaldsforbrænding, som Brisson når frem til, hænger sammen med, at skadesomkostningerne ved udledninger af bl.a. dioxin ikke indgår i undersøgelsen. Omkostninger, som i en nyere norsk værdisætningsundersøgelse vurderes at udgøre langt den overvejende del af de beregnede skadesomkostninger (ECON, 2000). Desuden er det problematisk, at beregningerne i undersøgelsen i så høj grad foretages på baggrund af værdier fra andre undersøgelser. Ifølge Møller (1996: 431) kan værdisætningen af miljøgoder i betingede værdisætningsundersøgelser ikke benyttes i mange andre sammenhænge, da der er tale om specifikke værdier, der knytter sig til et ganske bestemt betinget eksperiment.

I Finland blev der i begyndelsen af 1990'erne gennemført en betinget værdisætningsundersøgelse af betalingsvilligheden for genanvendelse og forbrænding blandt befolkningen i området omkring Helsinki (Huhtala, 1996 og 1999). Husholdningernes gennemsnitlige betalingsvillighed pr. måned blev estimeret til at være FIM 60 for forbrænding og FIM 70 for genanvendelse, og forskellen mellem estimerne blev tolket som et udtryk for husholdningernes vurdering af de samfundsøkonomiske fordele ved genanvendelse.

I Norge blev der forud for indførelsen af slutbehandlingsafgiften på affald gennemført en ikke-offentliggjort værdisætningsundersøgelse af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling. Satserne for slutbehandlingsafgiften på affald, der efterfølgende blev indført i 1999, var imidlertid ikke et udtryk for de samlede samfundsmæssige omkostninger ved de forskellige former for affaldsbehandling, men var først og fremmest beregnet ud fra en værdisætning af udledningerne af metan ved deponering og en række giftstoffer ved forbrænding. Flere norske studier af miljøomkostningerne ved affaldsbehandling har i løbet af 1990'erne og senest i 2000 vist, at de marginale skadesomkostninger ved den eksisterende affaldsbehandling er større end satserne for den indførte slutbehandlingsafgift på affald, til trods for at afgiften er blevet forhøjet i både 2000 og 2001. Nogle af de væsentligste estimater vurderes dog at være forbundet med store usikkerheder (NOU (1996) og ECON (2000)).⁴⁵

I en svensk undersøgelse af hvilke faktorer, der påvirker husholdningernes håndtering af affald i Varberg, indgik spørgsmålet om husholdningernes årlige betalingsvillighed for en miljøvenlig affaldsbehandling. Kun lidt over halvdelen af de adspurgte husholdninger svarede på spørgsmålet. Da størstedelen af husholdningerne svarede 0 SEK, var det mindre end hver fjerde af de adspurgte husholdninger, der tilkendegav, at de havde en positiv betalingsvillighed. Den højeste betalingsvillighed var 2.000 SEK, mens den gennemsnitlige betalingsvillighed blev beregnet til 400 SEK pr. år (Sternier og Bartelings, 1999).

I forbindelse med de gennemførte værdisætningsstudier af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling er nogle særlige forhold ved affaldsområdet blevet tydeliggjorte. For det første er affaldsbehandling forbundet med mange forskellige udledninger til forskellige recipienter (vand, jord eller luft). Eksternaliteterne spænder lige fra forurening af grundvandet over lokale lugtgener og forringelser af landskabers skønhedsværdier til globale miljøproblemer som udledningen af drivhusgasser, der vurderes at medvirke til klimaforandringer. For det andet er der store usikkerheder om størrelsen af nogle af de centrale eksternaliteter, f.eks. udledningerne af dioxin fra affaldsforbrændingsanlæg og metan fra affalds-

⁴⁵ "Prisen på deponering og forbrenning ved kommunale anlegg i Norge ligger i størrelsesorden 300-700 kr pr. tonn. En avgift basert på de analysene som er gjort av miljøkostnadene ligger langt over dette. Det er imidlertid stor usikkerhet knyttet til slike anslag. En avgift på eksempelvis 200-300 kr pr. tonn vil kunne gi et årligt proveny på 800-1200 mill. Kr. i startfasen, synkende over tid ettersom gjenvinningsnivået øker. På den annen side viser beregninger av miljøomkostnadene at et "riktig" avgiftsnivå bør være langt høyere" (NOU 1996:9: 56).

deponier, da der ikke sker en kontinuerlig måling af udledningerne.⁴⁶ Desuden er der stor usikkerhed om de miljø- og sundhedsmæssige effekter af udledningerne. For det tredje er der i befolkningen generelt kun en begrænset viden om skadesomkostningerne ved de forskellige former for affaldsbehandling.

På baggrund af usikkerhederne og den mangelfulde viden, som er blevet afdækket i forbindelse med de eksisterende værdisætningsundersøgelser, vurderes en betinget værdisætningsundersøgelse ikke at resultere i tilstrækkeligt præcise og troværdige værdier for de mange forskellige samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling, som kan anvendes til at fastsætte afgiftssatserne for de forskellige former for affaldsbehandling. Da en alternativ fremgangsmåde, hvor den faktiske adfærd afdækkes ved hjælp af en husprisundersøgelse, kun vil omfatte en begrænset del af eksternaliteterne ved de eksisterende affaldsbehandlingsanlæg, vurderes denne værdisætningsmetode heller ikke at være velegnet.

5.3 Vurdering af effekterne af slutbehandlingsafgifterne på affald i de nordiske lande

I forbindelse med litteraturstudiet af evalueringer af afgifterne er det kun lykkedes at finde frem til danske og finske undersøgelser. Dette hænger sammen med, at afgifterne i Norge og Sverige er blevet indført i de senere år, og at evalueringer af de faktiske effekter af afgifterne derfor først kan forventes at foreligge efter nogen tid. I forbindelse med evalueringerne har det været forsøgt at vurdere de direkte effekter af afgifterne. Evalueringerne i Danmark og Finland tyder på, at afgifterne har haft en vis effekt på affaldsbehandlingen, samtidig med at omkostningsbelastningen ved afgifterne for f.eks. de fleste virksomheder har været beskednen. De indirekte samfundsøkonomiske effekter af afgifterne på f.eks. beskæftigelsen kan imidlertid formentlig kun analyseres ved hjælp af økonomiske modeller. I Danmark, som var det første nordiske land, der indførte en slutbehandlingsafgift på affald, og som nu har de højeste satser for afgiften, er de sammenlignelige afgiftspligtige affaldsmængder blevet reduceret med mere end en fjerdedel, siden afgiften blev indført i 1987. Det er vanskeligt med sikkerhed at opgøre, hvor stor en del af reduktionen i de behandlede affaldsmængder, som kan tilskrives slutbehandlingsafgiften på affald, men det vurderes at være ca. 75-80 pct. (Andersen og Dingsøe, forthcoming)

Selvom data om udviklingen i de afgiftspligtige affaldsmængder er en nødvendig forudsætning for at kunne vurdere de faktiske effekter af en slutbehandlingsafgift på affald, er de ikke tilstrækkelige i forbindelse med en vurdering af udviklingen i miljø- og sundhedsbelastningerne ved affaldsbehandling. F.eks. kan der over en længere årrække være sket store ændrin-

⁴⁶ I Hansen (2000: 8-9) er det estimeret, at der i 1998-99 blev dannet 78-570 g I-TEQ/år chlorede dioxiner ved affaldsbehandling i Danmark, og at den estimerede emission fra affaldsforbrænding var på 11-42 g I-TEQ/år til luft og 35-275 g I-TEQ/år til depoter.

ger i kravene til udledninger fra forbrændings- eller deponeringsanlæg. Hvis man ønsker at fastsætte de teoretisk korrekte priser for at give de rigtige incitamentet ved affaldsbehandling, er det imidlertid en forudsætning, at man har en viden om disse samfundsmæssige skadesomkostninger.

5.4 Videre undersøgelser

Da de eksisterende værdisætningsundersøgelser er kendetegnet ved usikkerhed og mangelfuld viden om de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling, kunne en måde at løse problemerne på være, at man gennemførte en undersøgelse af en række eksperter vurderinger af skadesomkostningerne. Muligheden for at anvende ekspertpaneler i forbindelse med økonomiske værdisætningsundersøgelser er bl.a. nævnt i nogle norske publikationer (ECON (2000: 43)). I en publikation fra Finansministeriet i Danmark er det beskrevet, hvordan en begrænset viden om et miljøgode kan være et problem i forbindelse med fastsættelsen af befolkningens præferencer for godet. I de tilfælde, hvor betalingsvilligheden ikke er baseret på individuelle præferencer men på svagt funderede subjektive vurderinger af sandsynligheder, og hvor de adspurgte kun har en begrænset erfaring i at udtrykke værdien i penge-enheder, kan det overvejes at anvende en værdisætningsmetode, som er baseret på præferencerne hos et udvalg af eksperter på et område, i stedet for at forsøge at vurdere befolkningens betalingsvillighed (Finansministeriet, 1999: 56).

Fordelen ved at anvende et ekspertpanel er, at de adspurgte personer er udvalgt på baggrund af deres viden om området. Anvendelsen af et ekspertpanel kan imidlertid medføre en bias i værdisætningen af godet. Endelig kan fremgangsmåden kritiseres for ikke at føre frem til en samfundsmæssig vurdering, da den ikke er baseret på befolkningens præferencer og betalingsvillighed (Finansministeriet, 1999: 56). Et ekspertpanel vil kunne bidrage med en yderligere kvantificering af de miljø- og sundhedsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling. Derudover vil resultaterne af undersøgelsen kunne være med til at afklare, hvor vidt det vil være hensigtsmæssigt at gennemføre en betinget værdisætningsundersøgelse af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling.

I stedet for at forsøge at tilstræbe at opnå en teoretisk korrekt værdisætning, som det forekommer næsten utænkeligt at kunne fastlægge i en verden med uvidenhed og usikkerhed, bør man måske snarere forsøge at nå frem til en brugbar værdisætning, som kan anvendes som et udtryk for en nedre grænse for samfundets vurdering af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling (analogt til Baumol og Oates' omkostningsminimerende teorem). Et ekspertpanel kan i den forbindelse opfattes som et bidrag til den politiske beslutningsproces, hvor man forsøger at vurdere den *objektive* usikkerhed ved affaldsbehandling, mens den viden om samfundets vurdering af skadesomkostningerne, som fremkommer i forbindelse med en betinget værdisætningsundersøgelse, vil være et udtryk for

borgernes *subjektive* usikkerhed. Til at vurdere eventuelle forskelle i eksperternes og befolkningens vurderinger af de samfundsmæssige skadesomkostninger ved affaldsbehandling kunne man overveje at gennemføre en undersøgelse ved hjælp af et borgerpanel, som det f.eks. har været praktiseret i en årrække af Teknologirådet i Danmark. På denne måde kunne man forsøge at integrere forskellige måder at opfatte tingene på frem for at forsøge at holde dem adskilt.⁴⁷

⁴⁷ "The risk literature has been dominated for many years by authors trying to distinguish between 'real' risk as judged by 'experts' and 'perceived' risk as felt by 'lay people' (...) This is a false distinction, in that it seeks to separate two ways of knowing that should be integrated" (O'Riordan, 1991: 149).

Referencer

- Andersen, Mikael Skou, Dengsøe, Niels og Stefan Brendstrup (1997), *Affaldsafgiften 1987-1996. En ex-post evaluering af incitamenter og miljøeffekter*, (Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 96 1997), København: Miljøstyrelsen
- Andersen, Mikael Skou, Dengsøe, Niels og Anders Branth Pedersen (2000), *Vurdering af de grønne afgifters effekter i de nordiske lande. Resultater og metodespørgsmål*, (TemaNord 2000:561), København: Nordisk Ministerråd
- Andersen, Mikael Skou and Dengsøe, Niels (forthcoming), A Baumol-Oates approach to solid waste taxation, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, Tokyo.
- Bonnieux, Francois og Brigitte Desaignes (2000), 'Municipal Waste Strategy and Households' Behaviour and Attitudes' (INRA-ECONOMIE, Rennes, France) (<http://www.feem.it/>)
- Brisson, Inger og David Pearce (1995), *Benefit Transfer for Disamenity from Waste Disposal*, (CSERGE Working Paper WM 95-06), The Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University College London and University of East Anglia
- Brisson, Inger Edith (1997), *Externalities in Solid Waste Management: Values, Instruments and Control*, (PhD-thesis from Economics Department, University College London), (SØM publikation nr. 20), København: AKF Forlaget
- Carson, Richard T. (2000), 'Contingent Valuation: A User's Guide', *Environmental Science & Technology*, Vol. 34, No. 8, 1413-1418
- Christiansen, Vidar (1996), 'Optimal og "grønn" beskatning', (Vedlegg 1) i Norges Offentlige Utredninger (1996), 323-347
- COWI (2000a), *A Study on the Economic Valuation on Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste*, (Final Main Report), Brussels: European Commission, DG Environment
- COWI (2000b), *A Study on the Economic Valuation on Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste*, (Final Appendix Report), Brussels: European Commission, DG Environment
- Dahmén, Erik (1970), *Sæt pris på miljøet*, Spektrums Aktuelle
- Deacon, Robert T., Brookshire, David S., Fisher, Anthony C., Kneese, Allen V., Kolstad, Charles D., Scrogin, David, Smith, V. Kerry, Ward, Michael og James Wilen (1998), 'Research Trends and Opportunities in Environmental and Natural Resource Economics', *Environmental and Resource Economics* 11(3-4): 383-397
- Dengsøe, Niels og Mikael Skou Andersen (1999), *Effekter af den forhøjede affaldsafgift med særligt fokus på erhvervsaffald* (Arbejdsrapport nr. 22 1999), København: Miljøstyrelsen
- Den svenske regering (1999), *En nationell strategi för avfallshanteringen*, (Regeringens skrivelse 1998/99:63), Stockholm: Den svenske regering
- Diamond, Peter A. og Jerry A. Hausman (1994), 'Contingent Valuation: Is Some Number Better than No Number?', *Journal of Economic Perspectives*, vol. 8, no. 4, Fall 1994, 45-64

- ECON (2000), *Miljøkostnader ved avfallsbehandling*, (ECON-rapport nr. 85/00), (Utarbeidet for Miljøverndepartementet), Oslo: ECON Senter for økonomisk analyse
- European Commission (1996a), *Cost-benefit analysis of the different municipal solid waste management systems: objectives and instruments for the year 2000*, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities
- European Commission (1996b), *Economic Evaluation of the Draft Incineration Directive*, (A report produced for the European Commission DG XI), Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities
- European Environment Agency (EEA) (2001), *Environmental signals 2001*, (European Environment Agency regular indicator report), Copenhagen: European Environment Agency (<http://www.eea.eu.int>)
- Finansministeriet (1999a), *Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger*, København: Finansministeriet
- Finansministeriet (1999b), *Miljøvurdering af finanslovsforslaget for 2000*, København: Finansministeriet
- Finansministeriet (2000), *Miljøvurdering af finanslovsforslaget for 2001*, København: Finansministeriet
- Folmer, Henk og Ekko van Ierland (eds.) (1989), *Valuation Methods and Policy Making in Environmental Economics*, (Studies in Environmental Science 36), (Selected and integrated papers from the Congress 'Environmental Policy in a Market Economy', Wageningen, The Netherlands, 8-11 September 1987, Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V.
- Folmer, Henk og Ekko van Ierland (1989), 'Valuation Methods and Policy Making in Environmental Economics: Relevance and Scope', i Folmer og Ierland (eds.) (1989), 1-11
- Fullerton, Don, Hong, Inkee og Gilbert E. Metcalf (2000), *A Tax on Output of the Polluting Industry is not a Tax on Pollution: The Importance of Hitting the Target*, (FEEM Working Paper 46.2000) (www.feeem.it)
- Garrod, Guy og Ken Willis (1998), 'Estimating lost amenity due to landfill waste disposal', *Resources, Conservation and Recycling*, 22, 83-95
- Goddard, Haynes C. (1995), 'The benefits and costs of alternative solid waste management policies', *Resources, Conservation and Recycling*, 13, 183-213
- Hanemann, W. Michael (1995), 'Contingent Valuation and Economics' i Willis og Corkindale (1995), 79-117
- Hansen, Erik (2000), *Substance Flow Analysis for dioxins in Denmark*, (Environmental Project No. 570 2000), Copenhagen: The Danish Environmental Protection Agency
- Huhtala, Anni (1996), 'A Post-Consumer Waste Management Model for Determining Optimal Levels of Recycling and Landfilling', Helsinki: Finnish Forest Research Institute
- Huhtala, Anni (1999), 'How much do money, inconvenience and pollution matter? Analysing households' demand for large-scale recycling and incineration', *Journal of Environmental Management*, 55, 27-38

- Illomäki, Mika og Matti Melanen (2001), 'Waste minimisation in small and medium-sized enterprises - do environmental management systems help?', *Journal of Cleaner Production* 9, 209-217
- Institute for Environment and Health (IEH) (1997), *Health Effects of Waste Combustion Products*, (Report R7), Leicester: Institute for Environment and Health, University of Leicester, UK
- Johansson, Per-Olov og Leif Mattsson (1988), 'Värdering av icke prissatta nyttigheter', *Miljøøkonomi i Norden nr. 1*, 10-12
- Jordal-Jørgensen, Jørgen (1994), 'Sæt pris på miljøet', *AKF Nyt nr. 4 december 1994*, København: AKF Forlaget, 29-33
- Jordal-Jørgen, Jørgen (1995), *Samfundsmæssig værdi af vindkraft*, (Delrapport: Visuelle effekter og støj fra vindmøller – kvantificering og værdisætning), København: AKF Forlaget
- Kautto, Petrus og Matti Melanen (2000), *Inverkan av avfallspolitisk styrning på industrin*, (Miljön i Finland 415), Helsinki: Finlands miljöcentral (finsk)
- Kautto, Petrus, Melanen, Matti, Saarikoski, Heli, Illomäki, Mika og Hannele Yli-Kaupila (2000), *Avfallspolitikens styrmedel i Finland - Inverkan och utvecklingsbehov*, (Miljön i Finland 430), Helsinki: Finlands miljöcentral (finsk)
- Keiding, Hans (1988), 'Om værdisætning af miljøgoder - en kommentar', *Miljøøkonomi i Norden nr. 1*, 13
- Lake, Iain, Bateman, Ian J. og Julian P. Parfitt (1996), 'Assessing a Kerbside Recycling Scheme: A Quantitative and Willingness to Pay Case Study', *Journal of Environmental Management*, 46, 239-254
- Ljunggren, Maria (2000), 'Modelling national solid waste management', *Waste Management & Research*, 18, 525-537
- Miljø- og Energiministeriet (1999), *Affald 21. Regeringens affaldsplan 1998-2004*, København: Miljø- og Energiministeriet
- Miljøstyrelsen (2000), *Affaldsstatistik 1999*, (Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 17 2000), København: Miljøstyrelsen (www.mst.dk)
- Miranda, Mari Lynn og Brack Hale (1997), 'Waste not, want not: the private and social costs of waste-to-energy production', *Energy Policy*, Vol. 25, No. 6, 587-600
- Møller, Flemming (1996), *Værdisætning af miljøgoder*, København: Jurist- og Økonomforbundets Forlag
- Møller, Flemming, Andersen, Stig Per, Grau, Peter, Huusom, Henrik, Madsen, Troels, Nielsen, Jørgen og Lisbeth Strandmark (2000), *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter*, København: Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen
- Naturvårdsverket (2000), 'Import och export av avfall' (<http://www.environ.se/dokument/teknik/avfall/avstat/expimp.htm>)
- Navrud, Ståle og Gerald J. Pruckner (1997), 'Environmental Valuation – To Use or Not to Use', *Environmental and Resource Economics* 10, 1-26

- Navrud, Ståle og Mette Vågnes (2000), *Assessment of Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI) and the Expansion of Its Coverage to the EU*, (Report to the European Commission, DG XI), Lysaker: ENCO Environmental Consultants A S (www.enco.no)
- Norges Miljøvernforbund (2000), 'Greenpeace arresterte søppeleksportskip. Miljøvernforbundet applauderer' (27. november), (<http://www.miljovernforbundet.no/saker/27novembernr3.htm>)
- Norges Offentlige Utredninger (1995), *Virkemidler i miljøpolitikken*, (Utredning fra et utvalg nedsatt av Miljøverndepartementet i oktober 1992), (NOU 1995:4), Oslo
- Norges Offentlige Utredninger (1996), *Grønne skatter - en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting*, (NOU 1996:9), Oslo
- Organisation for Economic Co-operation and Development (1997), *Environmental Performance Reviews. Finland*, Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD)
- Organisation for Economic Co-operation and Development (1997), *Behavioral Responses to Environmentally-related Taxes*, (COM/ENV/EPOC/DAFFE/CFA (99)111/FINAL) Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD)
- O'Riordan, Timothy (1991), 'Towards a Vernacular Science of Environmental Change', 149-162 i Roberts og Weale (eds.) *Innovation and Environmental Risk*
- Pearce, David (2000), *Public Policy and Natural Resources Management. A framework for integrating concepts and methodologies for policy evaluation* (Draft September), (Prepared for DGXI, European Commission)
- Pearce og Seccombe-Hett (2000), Economic Valuation and Environmental Decision-Making in Europe, *Environmental Science and Technology*, 34, 1419-1425
- Powell, Jan C., Pearce, David og Inger Brisson (1995), *Valuation for Life Cycle Assessment of Waste Management Options*, (CSERGE Working Paper WM 95-07), The Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University College London and University of East Anglia
- Rønningen, Olav (2000), *Bygg- og anleggsavfall. Avfall fra nybygging, rehabilitering og riving. Resultater og metoder*, (Rapporter 2000/8), Oslo: Statistisk sentralbyrå
- Spash, Clive (2001), 'Deliberative Monetary Valuation', Paper presented at the 5th Nordic Environmental Research Conference *The Ecological Modernisation of Society*, 14-16 June 2001, Aarhus, Denmark (<http://www.au.dk/~cesamat/>)
- Statistics Finland (2000), *Wastes from Production and Consumption*, Helsinki: Statistics Finland Statistisk sentralbyrå (2000), *Avfallsstatistikk. Kommunalt avfall 1998* (Waste Statistics. Municipal Waste 1998), Oslo: Statistisk sentralbyrå
- Statistisk sentralbyrå (2000), *Naturressurser og miljø 2000*, Oslo: Statistisk sentralbyrå (http://www.ssb.no/vis/01/sa_nrm/nrm2000/sa34.html)
- Statistisk sentralbyrå (2001), *Mengde kommunalt avfall etter avfallstype. 1992-1999. Tonn* (http://www.ssb.emner/01/05/avfall_tab_fig/t_kagvts.html)
- Sterner, Thomas og Heleen Bartelings (1999), 'Household Waste Management in a Swedish Municipality: Determinants of Waste Disposal, Recycling and Composting', *Environmental and Resource Economics*, 13, 473-491

- Strøjer Madsen, Erik, Ulff-Møller Nielsen, Jørgen og Kurt Pedersen (1988), *Økonomisk teori i internasjonalt perspektiv*, København: Jurist – og Økonomforbundets Forlag
- Van Beukering, Pieter, van Drunen, Michiel, Dorland, Kees, Jansen, Huib, Ozdemiroglu, Ece og David Pearce (1998), *External Economic Benefits and Costs in Water and Solid Waste Investments. Methodology, Guidelines and Case Studies*, (Report number R98/11 carried out for the European Investment Bank), Amsterdam: Institute for Environmental Studies (IVM) og Economics For The Environment Consultancy Ltd (EFTEC)
- Van Beukering, Pieter J.H. (2000), *Economic valuation of waste management and recycling-related externalities. Methods and empirical results*, (W-00/29), Amsterdam: Institute for Environmental Studies (IVM), Vrije Universiteit
- Willis, Ken G. og J. T. Corkindale (eds.) (1995), *Environmental Valuation. New Perspectives*, Wallingford: Cab International

Lovgivning:

Danmark

- Skatteministeriet (1999), Svar på spørsmål nr. 1417 af Kim Andersen (Venstre) (<http://www.folketinget.dk>)
- Skatteministeriet (2001), Kulafgiftsloven (Lovbekendtgørelse nr. 702 af 28. september 1998 om afgift på stenkul, brunkul og koks m.v.) (<http://www.skm.dk>)

Norge

- Finans- og tolldepartementet (1998), St prp nr 54 (1997-98) Grønne skatter (<http://www.odin.dep.no>)
- Finans- og tolldepartementet (1998), Forskrift om avgift på slutbehandling av avfall (Finans- og tolldepartementets forskrift av 2. desember 1998 nr. 1106) (<http://www.toll.no>)
- Miljøverndepartementet (1999), St.meld. nr. 8 (1999-2000), Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand, Kap. 7 Avfall og gjenvinning (<http://www.odin.dep.no>)
- Miljøverndepartementet (2000), St.prp. nr. 1 (2000-2001) for budsjetterminen 2001 (<http://www.odin.dep.no>)

Sverige

- Lag (1999: 673) om skatt på avfall
(<http://www.notisum.se/rnp/SLS/LAG/19990673.HTM>)