

KAPITEL III

AFFALD

III.1 Indledning

Hvor der er aktivitet, er der affald

Affald er en uundgåelig del af økonomisk aktivitet. Der produceres affald i forbindelse med virksomhedernes produktion samt ved husholdningernes forbrug, og der er derfor en tendens til, at mængden af affald øges, når aktiviteten i samfundet stiger. Affald kan give anledning til en række miljøproblemer i form af lugt, gene, sygdom og forurening af det omgivende miljø, og der har igennem tiden været forskellige tiltag for at mindske generne. Allerede i jægerstenalderen samlede man sit affald i køkkenmøddinger, og i dag er affald genstand for en omfattende regulering for at mindske de ovennævnte miljøproblemer, som ellers ville være markante med nutidens høje økonomiske aktivitet og koncentration af bosætningen i byerne.

Hvad er affald?

Ifølge Affaldsbekendtgørelsen omfatter affald ethvert stof eller enhver genstand, som indehaveren skiller sig af med eller agter at skille sig af med. Undtaget er dog stoffer, som kan videreanvendes på lovlig vis, dvs. som lever op til alle relevante krav til produkt-, miljø- og sundhedsbeskyttelse for den pågældende anvendelse, og som ikke vil få generelle negative indvirkninger på miljøet eller menneskers sundhed. Et eksempel herpå kunne være videresalg af ubehandlet resttræ fra en tømrevirksomhed til brænde. Den nævnte definition på affald er objektivt set altomfattende og dækker således alt fra kemisk industriaffald til et æbleskrog smidt i skoven.

Både private og offentlige aktører

Reglerne for affaldshåndtering i Danmark er omfattende, og i princippet skal alt affald afleveres enten til genanvendelse, forbrænding eller deponi. Derfor er virksomhederne forpligtede til at afhænde deres affald til affaldsindsamlere eller affaldsbehandlingssystemer, og alle husstande er underlagt en afhentningsordning for husholdningsaffald. Således består affaldssektoren af en blanding af private virksomhe-

der, der agerer inden for et offentligt regelsæt, samt offentlige virksomheder ejet af kommunerne. Eksempelvis er det typisk private firmaer, som efter aftale med de enkelte kommuner afhenter husholdningsaffaldet hos de private husstande, mens husholdningsaffaldet herefter afleveres til kommunalt ejede forbrændingsanlæg. Omvendt drives genbrugspladserne en del steder af kommunerne, mens det indsamlede papir, glas og metal videreføres af private firmaer.

Formål med analyserne

I dette kapitel underkastes affaldssektoren og principperne for affaldshåndtering i Danmark et økonomisk eftersyn. Analyserne er overvejende beskrivende. Med udgangspunkt i en gennemgang af eksternaliteterne ved affald foretages en vurdering af mulighederne for at gennemføre en afgiftsbaseret regulering, hvor miljøeffekterne afspejles i affaldsafgifterne. Desuden gennemgås organiseringen af affaldssektoren, blandt andet for at vurdere hvorvidt den nuværende arbejdsdeling mellem private og offentlige virksomheder kan forventes at føre til en ressourceeffektiv affaldssektor.

Indhold i kapitlet

I kapitlet belyses indledningsvis sammenhængen mellem affald og miljø, hvorefter affaldssektoren og målsætningerne på affaldsområdet beskrives og diskuteres. På grundlag heraf gennemgås incitamenterne i affaldsbehandlingen samt reguleringen af husholdninger og små virksomheder. Sidst vurderes reguleringen af de større virksomheder og organiseringen af sektoren sammen med Regeringens oplæg til "Ressourcestrategi 2013-18".

III.2 Affald og miljø

Affald skal indsamles og håndteres

Hvis affald blot bortsmides eller afbrændes lokalt af husholdninger og virksomheder, fører det til miljøomkostninger i form af spredning af smitsomme sygdomme og giftige stoffer. Dette påvirker menneskers sundhed og fører til skader på miljø og natur. Det er derfor nødvendigt at have et system, hvor affald indsamles og håndteres.

Producenter, typer og behandling af affald

Affald produceres både af husholdninger og virksomheder. Der skelnes desuden mellem forskellige typer af affald, ligesom der findes forskellige behandlingsmetoder til forarbejdning/bortskaffelse af affaldet, jf. boks III.1. Fra et økonomisk synspunkt er målet med affaldsreguleringen at sikre, at affaldet behandles på den samfundsøkonomisk set mest effektive måde. I en ideel verden bliver alt affald indsamlet og håndteret, og der foregår ingen henkastning af affald i naturen. Prisen for at komme af med affald for husholdninger og virksomheder vil afhænge af affaldstypen og afspejle både de direkte håndteringsomkostninger og de miljøomkostninger, der følger af den mest omkostningseffektive håndtering af den pågældende affaldstype. For visse affaldstyper kunne prisen være negativ, eksempelvis for affald med en høj værdi i genanvendelse. Dette er også i overensstemmelse med anbefalingerne fra OECD, jf. OECD (2006).

Pris lig marginalomkostninger giver de rette incitamenter

Ideelt set vil en sådan prissætning give den rette tilskyndelse for affaldsproducenterne til at sortere affaldet, idet dette kan begrænse håndteringsomkostningerne. Prisen vil også give producenterne af varer en tilskyndelse til at producere varer, der er relativt lette at genanvende, idet forbrugerne som udgangspunkt vil være villige til at betale en højere pris for sådanne varer, fordi det vil reducere deres omkostninger til bortskaffelse. Tilsvarende vil der være tilskyndelse til at producere varer med længere levetid og til at begrænse mængden af emballage.

Boks III.1 Hovedtræk i det danske affaldssystem

Ifølge Bekendtgørelse om affald omfatter affald ethvert stof eller enhver genstand, som indehaveren skiller sig af med eller agter at skille sig af med. Kommunerne er den udøvende myndighed og har tilsynspligt på området. Kommunerne har pligt til at etablere ordninger for affald produceret af husholdninger og virksomheder i kommunen. Affaldsproducenterne (både husholdninger og virksomheder) har som hovedregel pligt til at benytte de kommunale ordninger som for eksempel dagrenovationsindsamling, storskraldsordninger mv. Siden 2010 har kommunerne ikke længere pligt eller ret til at etablere indsamlings- og anvisningsordninger for kildesorteret erhvervsaffald til materialenyttiggørelse. Det er virksomhedens ansvar og pligt at kildesortere og sikre genanvendelse af det pågældende affald. Kommunernes opgave er at føre tilsyn med, at virksomhederne kildesorterer og genanvender affaldet.

De affaldsproducerende virksomheder skal kildesortere den del af deres affald, som er egnet til genanvendelse. For den resterende del af affaldet kan kommunen vælge, om virksomhederne skal pålægges at deltage i en indsamlings- eller anvisningsordning. Ved indsamling er det kommunen, som forestår indsamling og aflevering af affaldet til håndtering, mens kommunen ved en anvisningsordning foreskriver, hvor virksomhederne skal aflevere affaldet til videre håndtering. For det genanvendelige kildesorterede erhvervsaffald kan virksomhederne vælge selv at indgå aftaler med en indsamlingsvirksomhed. Indsamlingsvirksomhederne skal godkendes af Miljøstyrelsen og er underlagt den generelle miljø- og affaldsregulering. Desuden kan virksomhederne sende deres forbrændingsegnete affald til nyttiggørelse i udlandet, men pålægges så en dokumentationspligt over for kommunen. I lovgivningen indebærer "nyttiggørelse" af affald generelt, at affaldet erstatter anvendelsen af andre materialer, der ellers ville være blevet anvendt til at opfylde en bestemt funktion. I realiteten dækker nyttiggørelse over genanvendelse og forbrænding med energiudnyttelse. Det kildesorterede genanvendelige affald samt det forbrændingsegnete affald udgør størsteparten af virksomhedernes affald, hhv. 82 og 13 pct. For dagrenovationslignende affald skal virksomhederne benytte de kommunale ordninger, ligesom kommunen skal stille mindst en genbrugsplads til rådighed for virksomhederne. Virksomheder, som frembringer farligt affald, har anmeldepligt til kommunen.

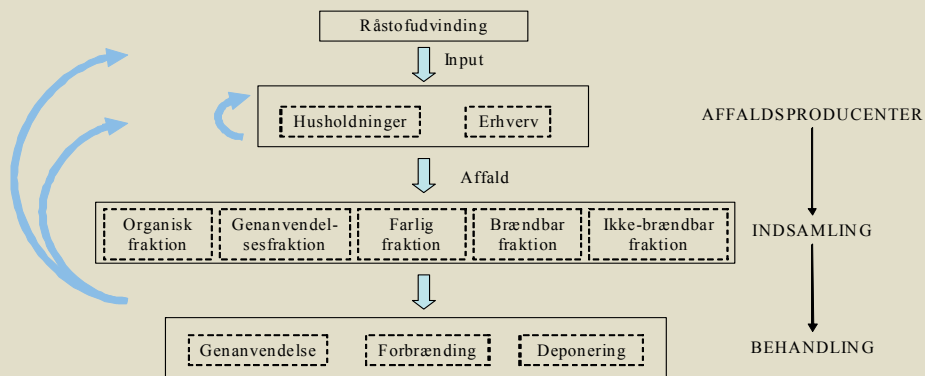
For husholdningerne er kommunerne pålagt at etablere en indsamlingsordning i form af afhentning af dagrenovation, hvor husholdningerne er forpligtet til at deltage. Kommunen kan desuden pålægge husholdningerne at sortere affaldet. De kommunale affaldsordninger omfatter afhentning – typisk foretaget af et privat firma, som kommunen har indgået aftale med – og håndtering af affaldet, ligesom husholdningerne kan anvende de kommunale genbrugspladser samt ordninger til

Boks III.1 Hovedtræk i det danske affaldssystem, fortsat

genanvendelse af f.eks. pap, papir, metal og glas.

Kommunen skal fastsætte og opkræve et gebyr hos virksomheder og husholdninger til dækning af omkostningerne ved de affaldsordninger, de er omfattet af. Gebyret for virksomhedernes forbrændings- og deponeringsegne affald skal afspejle den enkelte virksomheds belastning af ordningen, mens gebyret for det dagrenovationslignende affald skal differentieres efter tømningsfrekvens, volumen af affaldsbeholderen, mængde eller kombinationer heraf. For husholdninger omfatter gebyret også deltagelse i indsamlingsordninger (f.eks. glas, papir, farligt affald, storskrald) samt adgang til aflevering af affald på genbrugspladser.

I figuren er affaldsstrømmene beskrevet. Første led er råstofudvinding, som indgår i husholdningernes og virksomhedernes forbrug og produktion. Restproduktet af virksomhedernes og husholdningernes aktiviteter er affald. Affald opdeles på forskellige fraktioner, som er kendetegnet ved bestemte stofflige egenskaber, der gør det fordelagtigt at behandle dem særskilt (f.eks. papir, plast, dæk, elektroniske produkter). Affaldsbehandling omfatter mange teknologier, men beskrives overordnet set ved genanvendelse, afbrænding og deponi. Behandlingsformerne genfindes også i EU's såkaldte affaldshierarki, hvor genanvendelse foretrækkes frem for afbrænding, som igen foretrækkes frem for deponi. Både genanvendelse og afbrænding leverer input tilbage til virksomheder og husholdninger i form af råvarer eller energi.



Affaldsbekendtgørelsen foreskriver, at det kildesorterede genanvendelige affald skal afleveres til godkendte indsamlingsvirksomheder. Affald, som ikke genanvendes, skal forbrændes eller deponeres. Affald må kun afbrændes eller deponeres på godkendte anlæg. Dog kan kommunerne tillade afbrænding af haveaffald.

Optimal prissætning fungerer ikke pga. henkastning

En væsentlig hindring for det ideelle system er, at ulovlig bortskaffelse af affald fra husholdningerne i praksis ikke kan kontrolleres. Hvis affaldsproducenterne pålægges de fulde omkostninger ved affaldshåndteringen og miljøpåvirkningen, vil omfanget af uautoriseret bortskaffelse med stor sandsynlighed blive omfattende. Principielt ville dette kunne imødegås ved et forbud mod henkastning, men i praksis er det umuligt at forestille sig en effektiv håndhævelse af et sådant forbud. Et andet problem omkring husholdningsaffald er, at det i sin natur er ret blandet, og at det derfor kan være vanskeligt at prissætte miljøomkostningerne.

I dag er marginalprisen for husholdninger tæt på nul

Disse problemer betyder, at et system med en korrekt prissætning i praksis ikke er hensigtsmæssigt – i hvert fald ikke for de små affaldsproducenter. Når henkastning ikke er så stort et problem i dag, skyldes det, at husholdningerne i praksis i dag *ikke* står over for en marginalpris på at komme af med affald. I realiteten er marginalomkostningen for husholdningerne nul eller meget lille, idet omkostningerne til håndtering af det almindelige husholdningsaffald dækkes af et fast årligt gebyr, der kun i begrænset omfang er afhængigt af affaldsmængden; for storskrald er det tilsvarende muligt at komme af med affaldet gratis eller for en meget lille omkostning. Den lave eller ikke eksisterende marginalomkostning for at komme af med affald gør, at husholdningerne ikke har nogen nævneværdig tilskyndelse til at skaffe sig af med affaldet på uautoriseret vis. Ulempen er, at der heller ikke er nogen nævneværdig økonomiske tilskyndelse til at reducere affaldsmængderne eller til en hensigtsmæssig sortering og håndtering.

For de store virksomheder virker prissætning

I modsætning til hvad der er tilfældet for husholdningerne, er der i dag et system for de store virksomheder, som tilnærmelsesvis minder om det ideelle system. Dette er muligt, da de store virksomheder typisk producerer store mængder af relativt ensartet affald, som kan kildesorteres og genanvendes, og derfor kan de store virksomheder med fordel indgå aftaler med affaldsindsamlingsvirksomheder. Da affaldet er ensartet, ved aftagerne i udgangspunktet, hvilken håndteringsmåde som er økonomisk mest hensigtsmæssig, hvorfor prissætningen er entydig. Samtidigt er virksomhe-

derne underlagt dokumentationspligt for håndteringen af affaldet, hvorved det kan sikres, at affaldet afleveres til korrekt håndtering. Desuden vil de store mængder i sig selv gøre sandsynligheden for afsløring af evt. ulovlig bortskaffelse betragtelig. For dagrenovationslignende affald skal virksomhederne benytte de kommunale ordninger.

Affaldspolitikken har forskellige opgaver

Der er således meget forskellige opgaver for affaldspolitikken afhængigt af, om den er rettet mod husholdningerne (og de små virksomheder) eller de store virksomheder. For de store virksomheder er opgaven at sikre, at affaldet afleveres til autoriserede firmaer. Desuden skal de autoriserede affalds- og genanvendelsesfirmaer reguleres, så miljøeffekter ved de forskellige former for affaldsbehandling er prissat korrekt. Dette vil føre til, at prisen, som de store virksomheder betaler, både afhænger af mængderne og typen af affald, som de producerer. De betaler således den korrekte marginale pris for at komme af med deres affald. For husholdningerne og de små virksomheder er udfordringen anderledes. Her er det som nævnt problematisk at sætte en marginal (type- og mængdeafhængig) pris på affaldshåndteringen, idet det vil give en tilskyndelse til ulovlig bortskaffelse, som det i praksis er umuligt at undgå. Når de korrekte prissignaler ikke kan gives, kan der være behov for supplerende regulering, som giver tilskyndelse til en hensigtsmæssig affaldshåndtering, eksempelvis gennem ordninger for genanvendelse og producentansvar.

Eksternaliteter ved affald

Behandling af affald har også eksternaliteter

For at reducere de omfattende samfundsmæssige omkostninger ved henkastet (ureguleret) affald har der op gennem historien været regler for bortskaffelse og håndtering af affald. I dag indsamles således stort set alt affald, og det behandles grundlæggende på tre forskellige måder: Depoering, forbrænding og genanvendelse, jf. boks III.2. Håndtering og behandling af affald medfører imidlertid også negative miljøeffekter, som afhænger af behandlingsmetoden. En overordnet miljømæssig sammenligning af de forskellige behandlingsmetoder er dog vanskelig, da miljøeffekterne vil variere meget afhængigt af affaldstyper. Generelt set er det forskelligt affald, som havner på deponi henholdsvis sendes

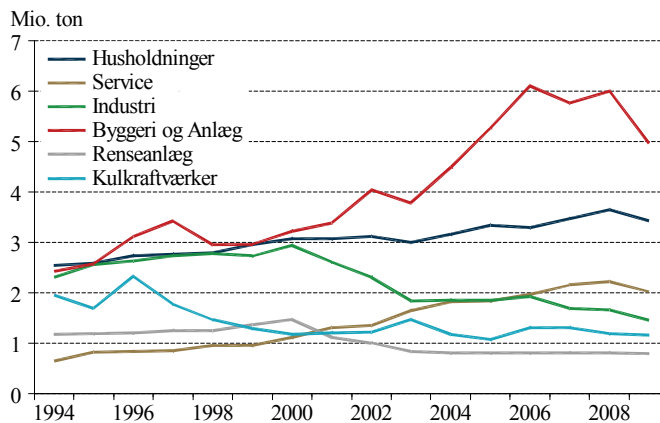
til forbrænding og genanvendelse. Man skal derfor være varsom med at sammenligne på tværs af behandlingsmetoder, med mindre man gør det for en specifik affaldstype eller -fraktion.

III.3 Affaldssektoren i Danmark

Stor forskel i udviklingen af affaldsmængder mellem sektorer

De samlede mængder af affald i Danmark er steget ca. 25 pct. i perioden 1994-2009. Affaldsproduktionen registreres i ton fordelt på forskellige kilder eller sektorer, som er husholdninger, service, industri, byggeri og anlægsvirksomhed, rensningsanlæg samt kulfyrede kraftværker, jf. figur III.1. Der er stor forskel på udviklingen i affaldsmængderne mellem sektorerne, og især affald fra byggeri og service er steget meget, mens affald fra kulfyrede kraftværker, rensningsanlæg og industri er faldet gennem perioden.

Figur III.1 Affaldsmængder fra sektorer



Anm.: Affald fra affaldsbehandlingsanlæg indgår ikke i opgørelsen, da affaldet dermed ville blive medregnet to gange, mens restprodukter fra kulkraftværker, der er en direkte affaldskilde, indgår.

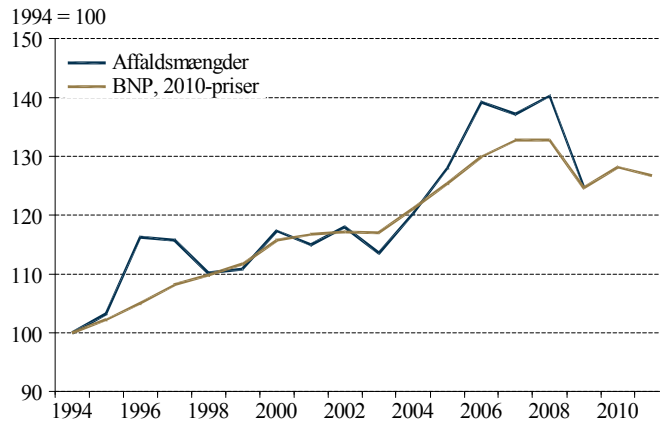
Kilde: Miljøstyrelsen.

**Den økonomiske
krise medførte
mindre
affaldsproduktion**

Affald fra kulfyrede kraftværker består af restprodukterne slagge og flyveaske, og mængden heraf følger energiproduktionen fra de pågældende værker, hvor der frem mod 2000 var et betydeligt fald i elproduktionen baseret på kul, jf. Energistyrelsen (2012). Den store mængde af restprodukter fra de kulfyrede kraftværker i 1996 skyldtes en stor eksport af el til Norge og Sverige, jf. Miljøstyrelsen (2011a). Faldet i industriens affald fra 2000 og frem skal bl.a. ses i sammenhæng med stigningen i affaldet fra servicesektoren, da der kan være tale om en vis forskydning i affaldet mellem sektorerne. Dette ses f.eks. ved, at der er sket et fald i antallet af industrivirksomheder i perioden 1990-2003 samtidigt med en stor stigning i antal nye virksomheder inden for vidensservice, jf. Miljøstyrelsen (2008).¹ Der har specielt siden 2003 været en stigning i de samlede mængder af affald efterfulgt af en stagnation og et fald, som kan tilskrives effekterne af finanskrisen og faldet i den økonomiske aktivitet, jf. figur III.2. Udviklingen er især drevet af affaldsmængderne fra byggeri og anlæg, men også fra servicesektoren og husholdningerne. De tre nævnte sektorer står for de største andele af de samlede affaldsmængder.

- 1) Forskydningen skal dog også ses i sammenhæng med lovgivningsmæssige ændringer i indberetningerne af affald fra og med 2001. Der kan have været fejlagtige registreringer under industri, som burde have været foretaget under service før 2001, jf. Miljøstyrelsen (2011a). Derfor skal sammenligning af affaldsmængder før og efter 2001 ske med et vist forbehold. Efter 2003 har tallene stabiliseret sig og giver sandsynligvis et mere retvisende billede af udviklingen.

Figur III.2 Samlede affaldsmængder og BNP



Kilde: Miljøstyrelsen og Statistikbanken.

Offentlige udgifter til affald er steget

Omkostningerne ved affaldsbehandling og -forebyggelse er grundlæggende fordelt på private og offentlige virksomheder og omfatter indsamling, behandling og bortskaffelse af affald. På affaldsområdet er den offentlige sektors udgifter steget fra 6,8 mia. kr. i 1995 til 11,3 mia. kr. i 2008 og de udgør knap 0,7 pct. af BNP (2010-priser). Affaldsområdets andel af de samlede offentlige miljøudgifter er også steget fra 27 pct. i 1995 til 35 pct. i 2008.² Langt størsteparten af de offentlige udgifter til affaldsbehandling afholdes af offentlige virksomheder i kommunalt regi.

Henkastning af affald

Udover det affald, som afleveres og indsamles via de forskellige affaldsordninger i kommunerne, henkastes en del affald i naturen og byerne. Mængden af henkastet affald opgøres ikke selvstændigt i affaldsstatistikkerne, men indgår i det omfang, det opsamles og afleveres af for eksempel frivillige organisationer eller ved gadefejning. Størsteparten af dette registreres som husholdningsaffald, jf. Operate (2008). Det er blevet skønnet, at kommunerne og

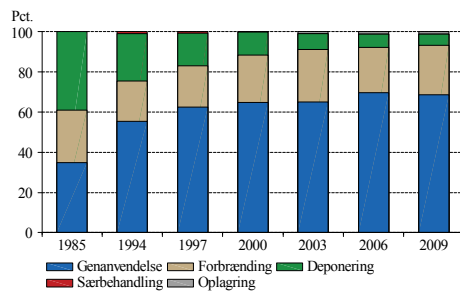
2) Miljøudgifter omfatter bl.a. udgifter til fremmelse af miljømæssige foranstaltninger, beskyttelse af miljøfølsomme områder, forskning og til at drive rensningsanlæg og affaldshåndtering mv. Data for miljøudgifterne er fra Danmarks Statistik, som afsluttede serien i 2008.

Vejdirektoratet hvert år bruger mere end 500 mio. kroner på at indsamle henkastet affald, jf. Hold Danmark Rent (2012).

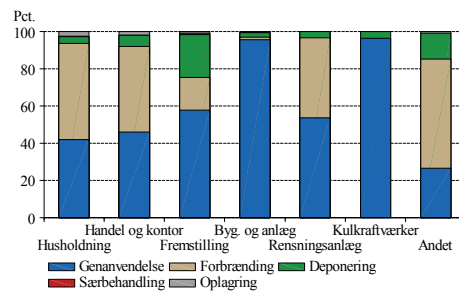
Behandling af affald

Andelen af affald til genanvendelse har været stigende fra 1985 til 2009, mens affald til deponering er faldet markant, og affald til forbrænding har været relativt uændret, jf. figur III.3a. Derudover går en lille del af affaldet til særlig behandling, som omfatter midlertidig behandling af farligt affald, og til oplagring af affald forud for videre behandling. Der er en del variation i fordelingen af behandlingsmetoder i de forskellige sektorer, jf. figur III.3b.

Figur III.3a Behandling af affald



Figur III.3b Behandling fordelt på affaldskilder, 2009



Kilde: Miljøstyrelsen.

Affaldssektorens opbygning og organisering

Kommuner har ansvaret for affaldshåndtering

I henhold til EU's Affaldsdirektiv har staten ansvaret for organiseringen af det nationale affaldssystem. Medlemsstaterne kan dog frit organisere affaldssystemet, og i de fleste lande er det kommunerne, der håndterer affaldet. I Danmark er kommunerne således ansvarlige for håndtering af – eller tilsyn med – affaldet fordelt på indsamling og behandling (genanvendelse, forbrænding eller deponering). I praksis varierer affaldshåndteringen imellem kommunerne, da der er mulighed for lokal selvbestemmelse. De store kommuner har typisk valgt selv at stå for håndteringen af affaldet, mens langt de fleste mindre kommuner indgår i fælleskommunale affaldsselskaber. Oftest er indsamlingsdelen udliciteret til private selskaber inden for indsamling af husholdnings- og erhvervsaffald og genanvendelse. Genanvendelse af affald foregår typisk i privat regi, hvorimod forbrænding af affald oftest foretages af et kommunalt/fælleskommunalt selskab. Deponeringsanlæg må som hovedregel i dag kun ejes af det offentlige. Dette begrundes med, at der dermed skabes sikkerhed for, at der er tilstrækkelige midler til, at deponeringsanlægget kan lukkes og efterbehandles uden konsekvenser for miljøet, jf. Miljøministeriet mfl. (2007).

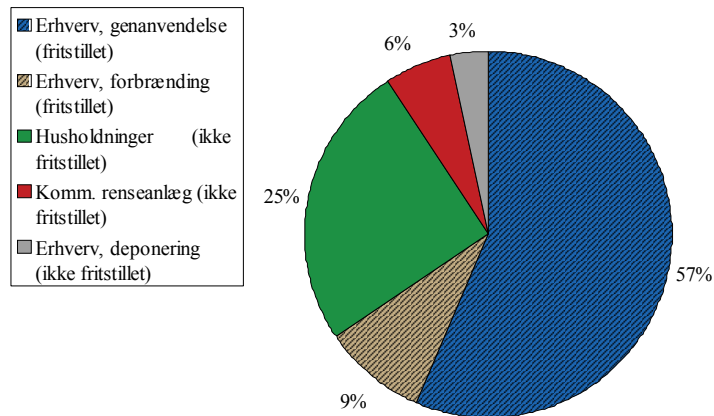
En stor del af affaldet kan handles internationalt

Import og eksport af affald reguleres hovedsageligt i EU's Transportforordning, som medfører, at affald til nyttiggørelse stort set kan handles frit inden for EU. Det er således som hovedregel tilladt at importere og eksportere kildesorteret affald til genanvendelse eller genbrug samt forbrændingsegnet affald uden anmeldelse til Miljøstyrelsen. Undtaget herfra er dog kommunalt indsamlet blandet affald, hvilket udgør en mindre del af erhvervsaffaldet, men ca. tre fjerdedele af husholdningsaffaldet til forbrænding. For dette affald gælder det, at EU-medlemslandene kan forbyde import og eksport, hvilket Danmark har benyttet sig af.³ Affald, der kan eksporteres/importeres uden anmeldepligt,

- 3) EU's Transportforordning giver mulighed for, at medlemslandene kan tage hensyn til princippet om tilstrækkelig egenkapacitet gennem et generelt eller delvist forbud mod overførsel af affald til bortskaffelse (hvortil hører kommunalt indsamlet blandet affald). Forbuddet gælder dog ikke, hvis ikke der findes egne bortskaffelsesmuligheder i Danmark eller i afsenderlandet.

kaldes også for fritstillet affald og består således af det genanvendelige og forbrændingsegnete erhvervsaffald, som samlet set udgør omkring to tredjedele af det samlede danske affald, jf. figur III.4. En stor del af dette affald indsamles og behandles uden for det kommunale system. Det genanvendelige affald genanvendes enten i Danmark eller sendes til godkendte anlæg i udlandet.

Figur III.4 Andele af samlet affaldsmængde, 2009



Anm.: Figuren viser det fritstillede affalds andel (skraveret område) af de samlede affaldsmængder.

Kilde: Miljøstyrelsen.

EU's nærheds- og kapacitetsprincip

Ifølge EU-lovgivningen skal medlemsstaterne råde over et tilstrækkeligt net af bortskaffelses anlæg (f.eks. deponering) og anlæg til nyttiggørelse (genanvendelse og forbrænding) af kommunalt indsamlet blandet affald fra husholdninger og virksomheder.⁴ Dette er den såkaldte kapacitetspligt, som dermed gælder for 34 pct. af den samlede affaldsmængde i 2009. Der er således ingen kapacitetsforpligtelse for det fritstillede affald, dvs. for resten af det forbrændingsegnete affald (forbrændingseget erhvervsaffald) eller for andet

4) Kommunalt indsamlet blandet affald svarer til dagrenovation og dagrenovationslignende affald.

affald til genanvendelse eller genbrug. Kapacitetspligten bunder i et ønske om at sikre, at affaldet ikke hober sig op eller eksporteres til tredjelande i større mængder. Medlemslandene kan indgå kapacitetssamarbejder om nyttiggørelsen under forudsætning af, at Kommissionen underrettes. Dermed kan overskudskapacitet udnyttes på tværs af landegrænser.

Kommunerne har anvisningsret til 44 pct. af alt affald

I den danske lovgivning har kommunerne en såkaldt anvisningsret, som betyder, at den enkelte kommune kan bestemme, hvordan og hvor affaldsproducenten skal håndtere sit affald. Der er anvisningsret til alt affald, der skal deponeres eller forbrændes, hvilket vil sige 43 pct. af den samlede affaldsmængde i 2009. For kildesorteret genanvendeligt erhvervsaffald gælder det derimod, at affaldsproducenten frit kan vælge mellem godkendte og registrerede genanvendelsesanstalter og indsamlere af genanvendeligt affald. Dermed har kommunen også en anvisningsret for en del af det fritstillede affald, nemlig for det forbrændingsegnete erhvervsaffald. Fordelingen på affald med og uden anvisningsret kan også læses af figur III.4, hvor der er anvisningsret til alt affald undtagen det genanvendelige erhvervsaffald.

Udbudspligt og hvile-i-sig-selv-princippet

Der er endvidere ikke udbudspligt ved allokering af affald til anlæg, der er under kommunal kontrol, og der gælder et hvile-i-sig-selv princip for de offentlige virksomheder på affaldshåndteringsområdet.⁵ Hvile-i-sig-selv-princippet vedrører takstfastsættelsen for offentlige virksomheder, især forsyningsvirksomheder, som ikke uden særlig hjemmel må have underskud eller overskud (non-profit). Forholdene omkring anvisningsret, udbudspligt og hvile-i-sig-selv-princippet er behandlet yderligere i afsnit III.8.

5) Hvile-i-sig-selv-princippet gælder ikke for afbrænding af affald på de centrale kraftværker, som dog ikke udgør en ret stor andel af affaldsforbrændingen.

Boks III.2 Definition af affaldsbehandlingsmetoder

De overordnede affaldsbehandlingsmetoder er defineret i affaldslovgivningen, og de relevante definitioner for nærværende kapitel er beskrevet nedenfor.

Deponering: Placering af affald i et deponeringsanlæg, som er en udgravning til deponering af det affald, der ikke genanvendes eller forbrændes. Tidligere tiders lossepladser kan betragtes som en form for "lavteknologisk" deponi. I Danmark findes der i dag omkring 40 deponeringsanlæg i drift. Forurenede jord udgør den største andel af det deponerede affald i dag med omkring to tredjedele. Omkring 10 pct. af deponeret affald udgøres af farligt affald primært i form af shredderaffald, som er restfraktionen fra skrotning af biler m.m., efter de genanvendelige metaller er sorteret fra.

Forbrænding: Afbrænding af affald i anlæg fremstillet hertil. I Danmark anvendes varmen fra affaldsforbrænding til produktion af elektricitet og fjernvarme. Der er 32 forbrændingsanlæg i Danmark, hvoraf 24 er dedikerede affaldsforbrændingsanlæg, der primært afbrænder husholdnings- og erhvervsaffald, jf. Affald Danmark (2011b). Tre anlæg er multifyrede affaldsforbrændingsanlæg, der både brænder husholdnings- og erhvervsaffald samt biomasse og/eller naturgas. Endelig er der fem øvrige specielle anlæg, der medbrænder affald eller brænder slam eller farligt affald, jf. bl.a. Affald Danmark (2011b). Danmark indførte den 1. januar 1997 et stop for deponering af forbrændingsegnet affald. I 2007 bidrog affald med ca. 38 mio. GJ til energiforsyningen i Danmark, svarende til ca. 20 pct. af den samlede danske fjernvarmeproduktion. 4,5 pct. af elproduktionen var baseret på affald. Omkring 55 pct. af affaldsforbruget til el og fjernvarme består af bionedbrydeligt affald, som anses som værende vedvarende energi, jf. Energistyrelsen (2012).

Genanvendelse og genbrug: Der skelnes normalt mellem, hvorvidt et produkt *genbruges* til samme formål eller *genanvendes*, dvs. omforarbejdes til produkter, materialer eller stoffer, hvad enten de bruges til det oprindelige formål eller til andre formål. Der findes et større antal metoder og operationer, som bruges ved genanvendelse af affald, og som vil variere for forskellige affaldsfraktioner afhængigt af affaldets egenskaber.

Miljøeffekterne fra deponering har lang tidshorisont

De direkte miljøeffekter ved deponering er primært emission af perkolat,⁶ der potentielt kan true grundvand og/eller overfladevand, og deponigas (afdampning fra deponiet). Af potentielle emissioner kan f.eks. nævnes metan og NMVOC til luft samt N- og P-holdige forbindelser, metaller, dioxin, PAH, PCB, phtalater m.v. til vand og jord, jf. Hansen mfl. (2004). For deponeringsanlæg er tidsperspektivet for emissioner meget langt (længere end 100 år), da der fortsat er en risiko for miljøeffekter, selvom anlægget ikke længere anvendes. Der er således en risiko for skadeseffekter fra ukontrollerede udslip, men der er også miljøeffekter knyttet til de kontrollerede emissioner via spildevand og slam fra rensningsanlæg, hvor perkolatet behandles.

Nutidens deponeringsanlæg er pålagt flere miljøkrav end tidligere tiders

Gamle deponeringsanlæg var underlagt væsentligt mindre restriktive miljøkrav, end deponi er i dag. For eksempel indførte Danmark i 1997 et stop for deponering af forbrændingseget affald, som indeholder organisk materiale, da dette ved nedbrydning danner metan, der er en kraftig drivhusgas. Fra gamle deponeringsanlæg produceres således fortsat store mængder metan, der dog ofte opsamles og udnyttes til produktion af el og varme eller brændes af, hvilket mindsker metan-udledningen til luften. Metan-udledningen fra affald udgjorde to pct. af Danmarks samlede drivhusgasudledning i 2010. Der er endvidere påvist problemer med udsivning af giftige stoffer fra gamle lossepladser, jf. Thomsen mfl. (2011). Miljøeffekterne fra ældre lukkede deponeringsanlæg er derfor større end fra nutidens deponeringsanlæg.

Forbrænding af affald medfører luftforurening

Miljøeffekterne fra affaldsforbrænding kommer fra udledninger til luften samt fra restprodukterne ved afbrænding af affaldet. Udledningerne til luften kan variere afhængigt af typen af forbrændingsanlæg. Der er især tale om emissioner af CO₂, SO₂, NO_x, VOC, metan og tungmetaller. Miljøeffekten fra restprodukterne (bl.a. flyveaske og slagger) er

- 6) I dag gøres deponiers sider og bund tætte, og det forurenede regnvand (kaldet perkolat), som løber gennem affaldet, drænes bort og sendes til rensning. Når et deponi er fyldt, dækkes affaldet med jord, der tilplantes med vegetation. I mange år efter lukningen skal der pumpes perkolat væk fra deponiet, og det kontrolleres, at affaldet ikke skader naturen i nærheden af deponiet.

afhængig af, hvad der efterfølgende sker med restprodukterne, for eksempel om de går til genanvendelse eller deponi. Slagger udgør ca. 20 pct. af den samlede indfyrede affaldsmængde og består især af uorganiske stoffer, mineraler og metaller. En stigende andel af metallerne i forbrændingsslagger genanvendes, men den største andel af slagger (gen)anvendes i forbindelse med vejbyggeri, havneudvidelser og andre bygningskonstruktioner, jf. Affald Danmark (2011b).

Grænseværdierne overskrides på nogle anlæg

Der er fastsat miljømæssige minimumskrav til forbrænding i EU. Generelt overholder forbrændingsanlæggene de fastsatte grænseværdier for udledning beregnet som årsmiddelværdier, mens der forekommer en del overskridelser af emissionsgrænserne for døgnmiddelværdier. Der er dog stor variation mellem anlæggene, jf. Affald Danmark (2011b).

Genanvendelse har også miljøeffekter

Genanvendelse og oparbejdning til genanvendelse medfører et energi- og materialeforbrug, som har afledte miljøeffekter bl.a. i form af luftemissioner m.m. Disse afhænger i høj grad af affaldstyper, genanvendelses- og indsamlingsmetoder. Eksempelvis viser en undersøgelse af genanvendelse af forskellige former for plastflasker, at målt på effekten på CO₂-udledning, er der stor forskel på, om genanvendelsen frem for forbrænding netto har en positiv eller negativ effekt afhængigt af renheden af plastflaskerne, jf. Astrup mfl. (2009). Disse forhold skal inddrages sammen med de øvrige økonomiske konsekvenser, når de samfundsøkonomiske konsekvenser af behandlingsmetoder for forskellige affaldsfraktioner skal opgøres.

Konsekvenser for affaldspolitikken

Hele produktionskæden skal reguleres

Affaldspolitikken skal skabe de rette institutionelle rammer, så husholdninger og virksomheder bliver ansvarlige for at sortere og aflevere deres affald, at de forskellige affaldstyper behandles samfundsøkonomisk hensigtsmæssigt, samt at der findes tilstrækkelig kapacitet til at håndtere affaldet. Mængden af affald og miljøeffekterne afhænger af adfærd hos producenterne af de oprindelige varer, forbrugernes adfærd samt affaldshåndteringen. Derfor skal regulering af affald ikke kun foranledige et korrekt valg af affaldsbehand-

ling, men også give et incitament til forbrugere og producenter af varer til at designe og forbruge varer, så de samlede samfundsøkonomiske omkostninger ved håndtering af affaldet minimeres. Affaldets miljøeffekter og de samfundsøkonomiske omkostninger herved er således bestemt af både affaldsmængder, typer og behandlingsmetoder. I det følgende afsnit beskrives affaldssektoren i Danmark med hensyn til disse forhold.

III.4 Målsætninger på affaldsområdet

Internationalt fokus på affaldshåndtering og -forebyggelse

Reguleringen af affaldssektoren i Danmark er for størstedelens vedkommende styret af internationale lovgivninger og strategier. Dette gælder specielt EU-reguleringen, men strategier fra FN og OECD har også påvirket den danske regulering. De vigtigste initiativer på internationalt plan er Basel-konventionen fra 1989 om kontrol med grænseoverskridende transport og bortskaffelse af farligt affald samt OECD's arbejde vedrørende kontrol med overførsel af affald og udvikling af internationale standarder for miljøforsvarlig affaldshåndtering.

Affaldslovgivning og målsætninger i EU

Begrundelser for EU's regulering

EU begrundede regulering af affaldsproduktionen med henholdsvis miljø- og sundhedseffekter samt tab af ressourcer. Affald og behandling af affald har nogle miljø- og sundhedseffekter, som i nogen grad kan være grænseoverskridende. EU's arbejde har til formål at mindske disse eksterne effekter ved at forebygge skabelsen af affald og give incitament til behandlingsmetoder med færre og mindre eksterne effekter.

Affaldsregulering i EU har eksisteret gennem 40 år

I midten af 1970'erne vedtog EU de første versioner af "Affaldsdirektivet" og "Direktivet om farligt affald" med baggrund i voksende problemer med bortskaffelse af især giftigt affald, jf. Europa-Kommissionen (2005). Direktiverne indeholdt foranstaltninger, der skulle sikre, at affald blev håndteret uden at medføre skader på mennesker og miljø. Sammen med den senere vedtagne "Forordning om overvågning af og kontrol med overførsel af affald" udgjorde de

rammerne for lovgivningen på affaldsområdet i Danmark. I 1996 kom en ny EU affaldsstrategi, som skulle forbedre affaldsbehandlingen og fremme genbrug, genanvendelse og energiudnyttelse, jf. European Environmental Bureau (2005). Omkring årtusindskiftet vedtog EU desuden “Direktivet om forbrænding af affald” og “Direktivet om deponering af affald”, som fastlagde standarder for udledninger til luft og grundvand.

Særskilte målsætninger for bestemte typer af affald

Udover de nævnte mere overordnede direktiver har EU også målrettet reguleringen specifikt mod forskellige affaldsstrømme med særlige negative miljøeffekter eller på områder, hvor det havde vist sig vanskeligt at etablere genanvendelse. Reguleringen er især rettet mod batterier, elektronikaffald, emballage og biler.

Affaldshierarkiet

Affaldsdirektivet spiller en central rolle i EU’s affaldspolitik. Det foreskriver blandt andet, at medlemslandene skal anvende det såkaldte affaldshierarki, som er en prioritetsrækkefølge for lovgivning og politikker om affaldsforebyggelse og -håndtering. Affaldshierarkiet medfører således en relativt klar rangordning mellem forskellige former for behandling og forebyggelse af affald, hvor de bedste miljømæssige løsninger ligger i toppen af hierarkiet. Rangordningen er som følger:

- 1) Forebyggelse
- 2) Forberedelse med henblik på genbrug
- 3) Genanvendelse
- 4) Anden nyttiggørelse (f.eks. energiudnyttelse)
- 5) Bortskaffelse (deponering)

EU-affaldslovgivningen sigter således helt generelt mod at flytte affald opad i hierarkiet.⁷

Brug af konkrete styringsmål

For at opfylde de overordnede målsætninger om mindsket miljøbelastning og øget ressourceeffektivitet indeholder EU-reguleringen konkrete styringsmål for medlemslandene på flere områder. Specielt er der fastsat specifikke procen-

7) Affaldshierarkiets princip nævnes allerede i det første Affaldsdirektiv fra 1975.

tuelle mål for, hvor store andele af forskellige affaldstyper der skal indsamles eller genanvendes.

Øget fokus på hele produktionskæden og affald som en ressource

I det seneste årti er fokus blevet rettet mere mod bæredygtig ressourceanvendelse og ressourceproblematikken i det hele taget, og der er kommet et øget fokus på hele produktionskæden. EU's 6. miljøhandlingsprogram (2002 - 2012) identificerede affaldsforebyggelse og affaldshåndtering som et af fire højt prioriterede områder. Programmets primære mål var at sikre, at økonomisk vækst ikke fører til mere affald.

Europa som genanvendelses-samfund

Det langsigtede mål for EU er at gøre Europa til et genanvendelsessamfund, at undgå affald og bruge uundgåeligt affald som en ressource, hvor det er muligt. Det skal nås gennem meget højere niveauer for genanvendelse og ved at minimere udvinding af naturressourcer. Argumentationen for dette mål bygger bl.a. på et hensyn til fremtidige generationers adgang til knappe ressourcer, at priserne på ressourcerne i dag er for lave bl.a. pga. subsidier, at varierende priser gør det svært for virksomhederne at planlægge, og at der er eksternaliteter i forbindelse med ressourceanvendelse generelt (bl.a. miljø-effekter). Endvidere indgår et argument om, at øget ressourceeffektivitet medfører en sikring af vækst og arbejdspladser samt øget produktivitet og konkurrenceevne. Forsyningssikkerhedsargumentet spiller også en rolle på området.⁸ Der henvises i øvrigt til afsnit III.9 for en diskussion af ressourceproblematikken.

Affaldslovgivning og målsætninger i Danmark

Affald er længe blevet reguleret

Man har i Danmark helt tilbage til omkring år 1200 haft love for, hvordan affald i byerne skulle behandles. Omkring år 1700 blev gadefejning og bortkørsel af husholdningsaffald i København sat i system, og hovedparten af affaldet blev bragt til lossepladser uden for byen. Op gennem 1800-tallet var der dog stærkt stigende hygiejne- og sundhedsproblemer, som bl.a. ledte til en koleraepidemi i 1853. Som følge heraf blev det fastsat ved lov, at kommunalbestyrel-

8) Se bl.a. Europa-Kommissionen (2011a) og Europa-Kommissionen (2011b).

serne skulle oprette regulativer, der indeholdt regler for bl.a. bortskaffelse af husholdningernes latrin og affald. Regulativerne gjaldt frem til den første miljøbeskyttelseslov i 1974, som havde til formål at begrænse forurening, herunder affaldsproduktion.

Danske målsætninger afspejler EU's målsætninger

Den aktuelle affaldslovgivning er karakteriseret ved et tæt samspil mellem EU-regulering og national regulering. EU-reguleringen sætter de overordnede rammer og principper og har nogle kvantitative styringsmål. Organiseringen og den faktiske implementering til national lovgivning påhviler de nationale myndigheder. Omtrent hvert fjerde år udgives i Danmark de såkaldte "Affaldsstrategier", som opstiller mål for affaldsområdet. De seneste strategier er "Affaldsstrategi 2009-12" samt "Ressourcestrategi 2013-18", som ventes indført i løbet af 2013.

Overordnede danske mål

De danske overordnede mål på affaldsområdet tager i sagens natur afsæt i EU's overordnede mål og går bl.a. på at forebygge affaldsdannelsen (mængde og farlighed), reducere tabet af ressourcer og den samlede miljøbelastning fra affald (herunder CO₂-emissioner), sikre mest miljø for pengene, øge kvaliteten i affaldsbehandlingen og sikre en effektiv affaldssektor.

Danmark er tredje bedste EU-land til at implementere Affaldsdirektivet

EU har i 2012 foretaget en vurdering af, hvor gode medlemslandene har været til at implementere EU-affaldslovgivningen og kravene i Affaldsdirektivet, specielt med hensyn til kommunalt affald. Landene er vurderet i forhold til 18 kriterier (f.eks. genanvendelse, behandlingskapacitet, overtrædelse af EU-lovgivning mv.). Danmark ligger i analysen på en tredjeplads blandt alle medlemslandene lige efter Østrig og Holland. På tre områder (ud af 27) klarer Danmark sig mindre godt. Det drejer sig om områderne "afkobling af produktionen af husholdningsaffald fra husholdningernes forbrug", "udarbejdelse af et affaldsforebyggelsesprogram" og "mængdebaseret (vægtafhængig) betaling for husholdningsaffald", jf. Europa-Kommissionen (2012b).

**Kvantitative
styringsmål og
målopfyldelse**

De overordnede mål søges opfyldt blandt andet ved, at der fastsættes kvantitative mål for, hvordan forskellige affaldsfraktioner skal behandles. De fleste af målsætningerne er EU-mål, men for enkelte affaldsstrømme har Danmark fastsat strammere mål. Danmark opfylder de fleste af målsætningerne, jf. tabel III.1. Den nationale målsætning for 2012 er, at minimum 65 pct. af den samlede affaldsmængde genanvendes, mens maksimalt 6 pct. deponeres. Den resterende andel forbrændes, jf. Regeringen (2009). Disse mål er samlet set opfyldt, selvom enkelte delmål for nogle affaldskilder ikke helt har kunnet opfyldes, jf. Miljøstyrelsen (2011a).

Tabel III.1 EU og danske styringsmål

Affaldsdirektivet

I 2020 skal genanvendes minimum 50 pct. af papir, metal, plast og glas fra husholdninger.

Danmark vil sandsynligvis kunne opfylde målet, jf. Kaysen og Petersen (2010).

Mindst 70 pct. materialenyttiggørelse af ikke-farligt bygge- og anlægsaffald i 2020.

Danmark opfylder målet.

Batteridirektivet

Indsamling af mindst 25 pct. i 2012 og 45 pct. i 2016 af de bærbare batterier. Danmark har dog fremrykket 2016-målet til 2012 og indført mål om 55 pct. indsamling i 2018.

Danmark opfylder 2016-målet i 2012.

WEEE-direktivet (affald af elektrisk og elektronisk udstyr) – revideret i 2012

Genanvendelse af 55 - 80 pct. af WEEE afhængigt af kategori samt nyttiggørelse af 75 - 85 pct. af WEEE afhængigt af kategori, som skal opfyldes fra 2016.

Danmark opfylder i dag langt de fleste mål.

I 2016 skal indsamles mindst 45 pct. af alt markedsført elektrisk og elektronisk udstyr, når dette bliver til affald. Målet øges til 65 pct. frem mod 2019.

Danmark indsamlede 58 pct. i 2011.

Direktivet om udrangerede køretøjer (bilskrot)

I 2015 mindst 85 pct. genanvendelse og 95 pct. nyttiggørelse af bilskrot.

Danmark opfylder i dag målet om genanvendelse, men ikke om nyttiggørelse.

Emballagedirektivet

Minimumsmål for genanvendelse af emballageaffald, som skulle være nået i 2008:

- 60 pct. af papir- og papemballageaffald
- 60 pct. af glasemballageaffald (dansk mål er 80 pct.)
- 22,5 pct. af plastemballageaffald
- 50 pct. af metalemballageaffald
- 15 pct. af træemballageaffald

Hertil kommer, at mindst 55 pct. af det samlede emballageaffald skal genanvendes og mindst 90 pct. skal nyttiggøres eller brændes i affaldsforbrændingsanlæg med energiudnyttelse.

Danmark opfylder alle målene.

Deponeringsdirektivet

I 2016 maks. 35 pct. deponering af deponeret bionedbrydeligt kommunalt affald i 1995.

Danmark opfylder målet.

National målsætning

Mindst 65 pct. af alt affald genanvendes, og maksimalt 6 pct. deponeres i 2012.

Målet er opfyldt.

Kilde: Miljøstyrelsen.

Diskussion af målsætningerne

Mål er begrundet i miljøeffekter	EU's og Danmarks overordnede målsætninger på affaldsområdet er generelt begrundet i markedsfejl i form af miljøeffekter knyttet til affaldsbehandling og ressourcudvinding. Det er dog ikke alle de operationelle mål, som understøtter en samfundsøkonomisk hensigtsmæssig affaldshåndtering.
Affaldshierarkiet baseret på at opnå det bedst mulige miljøresultat	Affaldshierarkiets rangordning af metoderne til affaldsbehandling er fastsat på baggrund af, hvilken metode der overordnet set har den mindste miljøbelastning. Denne rangordning tager således ikke direkte udgangspunkt i samlede samfundsøkonomiske analyser af de mulige behandlingsformer, selv om argumentationen bl.a. også omfatter, at der er økonomiske fordele for EU i at blive et "genanvendelsessamfund", jf. for eksempel Monier mfl. (2011).
Affaldshierarkiet er specielt brugbart, når der mangler viden	Affaldshierarkiet er således et forsøg på at give en generel instruks begrundet i miljøhensyn og til dels også direkte omkostninger og vil specielt være brugbart på områder, hvor der mangler viden eller data vedrørende affaldets konsekvenser. Efterhånden som viden omkring affaldets miljø- og samfundsøkonomiske konsekvenser øges, vil affaldshierarkiet dog mere være en begrænsning ved valg mellem affaldsbehandlingsmetoder.
Affaldshierarkiet bør tilpasses over tid	Affaldshierarkiet lægger op til, at rangordningen er den samme for alle typer af affald, hvilket betyder, at det for alle affaldstyper for eksempel er bedre at genanvende end at udnytte affaldets brændværdi til produktion af el og varme. Det er ikke oplagt, at dette altid er korrekt, hverken miljømæssigt eller hvis alle omkostninger og indtægter tages i betragtning. ⁹ Eksempelvis viser en undersøgelse af genanvendelse af forskellige former for plast, at målt på effekten på CO ₂ -udledning, er der stor forskel på, om genanvendel-

9) En litteraturgennemgang viser, at der ikke altid er sammenfald mellem affaldshierarkiets rangordning af behandlingsmetoderne og en rangordning foretaget på baggrund af cost-benefit-analyser, jf. bl.a. Dijkgraaf og Vollebergh (2005), mens andre studier peger på, at den overordnede rangordning i affaldshierarkiet nok ikke ville være meget forskellig fra en rangordning baseret på samfundsøkonomiske analyser, jf. Pearce (2005).

sen netto har en positiv eller negativ effekt i forhold til forbrænding afhængigt af renheden af platen, jf. Astrup mfl. (2009) og Europa-Kommissionen (2005). Endvidere vil regionale og teknologiske forskelle have indflydelse på priser og omkostninger og dermed påvirke rangordningen af behandlingsmetoderne. Selv hvis affaldshierarkiets rangordning måtte medføre en samfundsøkonomisk korrekt behandling af en given affaldsstrøm, er det ikke sikkert, at dette vil gælde for den samlede mængde af den pågældende affaldsstrøm. Dette skyldes, at de marginale samfundsøkonomiske gevinster kan være faldende jo større andel af den samlede mængde, der går til den pågældende behandling.

**Indbygget
fleksibilitet i
anvendelsen af
affaldshierarkiet**

Samlet set er spørgsmålet, om affaldsdirektivet har nok fleksibilitet til at afspejle disse forskelle. Selvom medlemslandene skal anvende affaldshierarkiet, er det muligt for de enkelte lande at afvige fra affaldshierarkiet, hvis fravigelsen medfører en miljømæssig forbedring og er begrundet i en livscyklustankegang (LCT). LCT omfatter grundlæggende en kvalitativ beskrivelse af konsekvenserne af produktion og håndtering af affaldstypen. Samtidig skal medlemslandene tage hensyn til de generelle principper for beskyttelse af miljøet, hvorunder indgår blandt andet forsigtighed, teknisk anvendelighed, økonomisk levedygtighed og de samlede konsekvenser for miljø, økonomi og samfund samt proportionalitetsprincippet. Det er således uklart, om samfundsøkonomiske beregninger på baggrund af en LCT kan være tilstrækkelig begrundelse for at fravige affaldshierarkiet, eller om fravigelse kun kan accepteres, hvis det fører til en entydig reduktion af miljøpåvirkningen.¹⁰

- 10) For eksempel fremgår det af et vejledende dokument til affaldsdirektivet, at "livscyklus tankegangen" (LCT) kan indeholde kvantitative metoder som "livscyklus analyse" (LCA) samt "cost-benefit analyse" (CBA), "livscyklus costing" (LCC) og "social LCA" (S-LCA), jf. Europa-Kommissionen (2012a). I dansk lovgivning fremgår endvidere at: "*Anvendelsen af affaldshierarkiet og fravigelser herfra skal ske med henblik på at opnå det bedste samlede miljømæssige resultat. Vurderingen skal foretages ved at afveje prioriteringen af miljømæssige målsætninger og principper over for (samfunds)økonomiske hensyn*", jf. Bemærkninger til Forslag til Lov om ændring af lov om miljøbeskyttelse (L13, 2010-11).

Kvantitative mål bør fastsættes ud fra de marginale samfundsøkonomiske omkostninger

De kvantitative mål for, hvordan forskellige affaldsfraktioner skal behandles, er nært knyttet til de overordnede målsætninger og affaldshierarkiet. De faste mål har den fordel, at de er konkrete, målbare/kontrollerbare og har en klar tidsfrist for opfyldelse. Målene bør komme så tæt som muligt på at leve op til princippet om, at de marginale samfundsøkonomiske omkostninger ved at nå målet svarer til de marginale samfundsøkonomiske gevinster. Det kan dog ofte være vanskeligt at opgøre værdien af gevinsterne, som er en reduktion i de miljø- og sundhedsmæssige effekter fra affald og ressourceanvendelse.¹¹ Hvis værdien af gevinsterne ikke er kendt, og der dermed ikke kan sættes optimale målsætninger, vil den næstbedste løsning være at fastsætte nogle mål, som så søges opnået omkostningseffektivt.¹²

Generelle EU-mål kan medføre unødvendige omkostninger

Der kan imidlertid være store forskelle på de marginale behandlingsomkostninger mellem forskellige lande, hvilket gør, at de generelle EU-mål kan være mere omkostningseffektive i nogle lande end andre, jf. RDC-Environment og Pira International (2003). Der er heller ikke samme mulighed for at fravige de kvantitative målsætninger, som der er for at fravige affaldshierarkiet, hvilket øger sandsynligheden for, at der kan være unødvendigt store samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med de faste mål. Det er således et relevant spørgsmål, om styringsmålene er for konkrete og detaljerede og dermed giver for lille fleksibilitet for affaldshåndteringen i medlemslandene.

Afvejning imellem kontrol og fleksibilitet

Anvendelsen af faste mål på affaldsområdet risikerer at medføre ekstra samfundsøkonomiske omkostninger, da den procentvise fordeling af affaldet på forskellige behandlingsmetoder ikke nødvendigvis er afstemt med omkostninger og teknologier i de enkelte lande. Det er derfor væsent-

- 11) I forbindelse med Emballagedirektivets målsætninger blev der foretaget en beregning af de optimale genanvendelsesrater for de enkelte medlemslande på baggrund af en livscyklus- og cost-benefit-analyse. Analysen indeholdt også værdisatte miljøgevinster, jf. RDC-Environment og Pira International (2003).
- 12) I en omkostningseffektivitetsanalyse bør den forventede effekt af forskellige tiltag på miljøpåvirkningen dog opgøres kvantitativt eller som minimum beskrives kvalitativt, jf. Schou mfl. (2005).

ligt løbende at vurdere, om alle målene knyttet op på affaldshierarkiet er hensigtsmæssige for Danmark. Samtidigt er der mulighed for fleksibilitet i anvendelsen af virkemidler til at opnå målene, da det er op til medlemslandene selv at vælge virkemidlerne og organiseringsformen for affaldssektoren. Også her er det væsentligt at vurdere, om de eksisterende valg er baseret på den rette afvejning imellem kontrol og fleksibilitet. Dette vurderes i de følgende afsnit.

III.5 Incitament i affaldsbehandlingen

De foregående tre afsnit har givet en introduktion til, hvad problemerne med affald er, og hvorfor der reguleres på området. Ligesom mange andre steder i verden har den danske affaldsproduktion været stigende. Samtidig går affaldsbehandlingsmetoderne i retning af mere genanvendelse og mindre deponering, hvilket blandt andet skyldes affaldsreguleringen, der følger EU's affaldshierarki. Der er en omfattende EU-regulering på området med en del faste målsætninger, som Danmark for størstedelens vedkommende opfylder. I de følgende afsnit ses nærmere på principper og instrumenter til regulering af affaldsbehandlingen.

Minimering af de samfundsøkonomiske omkostninger

Affaldsbehandlingen er det sidste led i affaldshåndteringen, hvor affaldet enten nyttiggøres ved genanvendelse eller forbrænding, eller hvor det deponeres. Det primære formål med regulering af affaldsbehandling er at sikre, at affaldet behandles, så de samfundsøkonomiske omkostninger minimeres.

Den ideelle regulering

Den optimale affaldsbehandling kan sikres gennem en korrekt prissætning af hver behandlingsform. Den pris, affaldsproducenten skal betale for at komme af med affaldet, skal svare til summen af den marginale miljøomkostning og de marginale private omkostninger ved den relevante affaldsbehandling. For at afgiften fungerer korrekt, skal det sikres, at prissignalet videreføres i hele produktionskæden, og at både affaldsproducenter og producenter af varer derfor internaliserer omkostningerne i deres beslutninger.

Højere afgifter fører til henkastning

Det ville ideelt set kunne opnås ved, at såvel de direkte marginalomkostninger som eksternaliteterne ved behandlingen indgår i den marginale pris, husholdninger og virksomheder betaler for at komme af med affaldet. Der er imidlertid det problem ved en sådan afgiftsmodel, at den kan føre til øget omgåelse og henkastning af affald. Dette er særligt tilfældet for husholdningerne og de små virksomheder, jf. afsnit III.2 og III.6.

Regulering gennem regler bliver relevant

Når det ikke er muligt at give alle affaldsproducenterne tilskyndelse til hensigtsmæssig affaldshåndtering gennem de priser, de betaler for at komme af med affaldet, er det nødvendigt at sikre dette gennem en mere regelbaseret regulering. Her spiller regler for sortering og genanvendelse en væsentlig rolle, ligesom det kan være relevant at sætte et mål for reduktion af affaldsproduktionen fra de affaldsproducenter, som ikke pålægges den fulde pris for affaldshåndteringen. Dette er tilfældet for den kommunale indsamling af affald fra private husholdninger samt for de ordninger, som gælder for de små virksomheder.

Her ses på affaldsbehandlingen

I dette afsnit gennemgås og diskuteres reguleringen af deponi og forbrænding af affald, dvs. den regulering som gælder for affaldsbehandlingen efter affaldet er indsamlet fra affaldsproducenterne. Indsamlingen af affaldet vil for de store virksomheders vedkommende være sket gennem aftaler med affaldshåndteringsvirksomheder om direkte at aftage deres affald eller gennem aftaler med den kommune, hvor de er lokaliseret. For husholdningerne og de mindre virksomheder er det kommunen, som forestår indsamling og videregivelse af affaldet til affaldsbehandling. De særlige problemer, som knytter sig til affaldsindsamlingen fra husholdningerne (og de små virksomheder), behandles i afsnit III.6.

Afgift på deponering af affald

Afgifter på deponi og forbrænding af affald

Affaldsbehandlingen sker enten ved deponering af affaldet på en losseplads, forbrænding af affaldet på et forbrændingsanlæg eller genanvendelse af affaldet på forskellig vis, jf. afsnit III.3. Ved deponering af affald betales en affalds-afgift pr. ton. Affaldsforbrændingsanlæggene er overvejen-

de i offentligt eje og reguleres ligeledes gennem en række afgifter. Genanvendelse af affald sker til gengæld i høj grad i privat regi, og der betales ingen afgift.

**Afgift på deponi:
Mindre affald og
mere
genanvendelse**

Siden 1987 har der været en afgift på deponi, og indtil 2010 var der også en afgift på forbrænding. Begge afgifter havde fra starten til formål at mindske affaldsproduktionen og fremme genanvendelse. Siden indførelsen er afgiften på deponi blevet sat op flere gange, og fra 2010 har afgiften været 475 kr./ton, jf. tabel III.2. Fra 1999 til 2009 er der sket et fald i afgiften målt i faste priser, da afgiften ikke løbende er blevet opreguleret med den almindelige prisudvikling. Afgiften er i dag den samme for alle typer af affald, som må deponeres.¹³ Det drejer sig primært om bestemte typer erhvervsaffald, slam fra rensningsanlæg og slagger fra kulkraft.

Tabel III.2 Affaldsavgift på deponi og forbrænding

År	Afgift på deponi	Afgift på forbrænding ^{a)}
----- Kr. pr. ton -----		
1987-1989	40	40
1990-1992	130	130
1993-1996	195	160
1997-1998	335	260
1999-2009	375	330
2010-	475	-

a) Her er angivet afgiften for forbrænding uden udnyttelse til elproduktion. Afgiften for forbrænding med elproduktion var lavere i perioden 1997-2001.

Kilde: Andersen mfl. (1997) og Folketingets Miljøudvalg (2012).

13) Farligt affald var afgiftsfritaget i en periode indtil 2012.

Afgiften overvæltet på virksomhederne og øger incitamentet til genanvendelse

Afgiften betales af deponiejereren, som overvælter afgiften på affaldsproducenterne gennem prisen for at aflevere affald til deponering. Det er muligt for deponiejereren at overvælte hele afgiften, da de virksomheder, som afleverer affald til anlægget, ikke har mulighed for at vælge imellem forskellige anlæg. Kommunen har anvisningsretten, og virksomheden skal derfor benytte det anviste anlæg, jf. i øvrigt afsnit III.8. Alternativt kan virksomheden sende affaldet til genanvendelse, hvis det er muligt at genanvende affaldet. Derved styrker afgiften virksomhedernes incitament til at sortere affaldet, så det kan genanvendes.

Dansk afgift modsvarer andre EU-landes

Den danske afgift på deponi ligger på linje med de lande, vi normalt sammenligner os med, jf. tabel III.3. Det samme gælder for behandlingsomkostningerne, som dog varierer en del imellem lande. Langt de fleste lande i EU har indført afgifter på deponi, men den danske afgift adskiller sig ved at gælde for alle affaldstyper. Det har især betydning for byggeaffald, som i mange lande er afgiftsfrit eller har en meget lav afgift, jf. Watkins mfl. (2012).

Tabel III.3 Deponerings-omkostninger i en række lande

	Afgift	Behandlings- omkostninger	Samlede omkostninger
	----- Kr. pr. ton -----		
Danmark	475	325	800
Tyskland	0	1.040	1.040
Holland	800	190	990
Sverige	370	790	1.160
England	480	200	680

Kilde: Watkins mfl. (2012).

Indtil 1997 var der en positiv effekt af afgiften på en række affaldstyper, især byggeaffald

I perioden 1987-96 faldt andelen af affald til deponi, og det blev vurderet, at afgiften spillede en væsentlig rolle i den ændrede affaldsbehandling, især for erhvervsaffald inkl. byggeaffald, jf. Andersen mfl. (1997). Afgiftssatsen blev fra starten sat, så det kunne betale sig at genanvende byggeaffaldet i stedet for at deponere det, jf. Miljøstyrelsen (1985).

Afgiften blev pålagt både deponering og forbrænding af affald. I perioden 1987-93 faldt det deponerede byggeaffald med 63 procent, og mængden af deponeret slam og slagger faldt med 22 procent. Efter 1993 ophører reduktionen i affaldsmængderne til deponi, og de samlede affaldsmængder begynder at stige som følge af det økonomiske opsving, jf. Andersen mfl. (1997).

Forbud mod deponering af forbrændingseget affald

I 1997 implementeres en større omlægning af affaldsreguleringen: Afgiften på deponi adskilles fra afgiften på forbrænding og sættes væsentligt op, jf. Andersen mfl. (1997). Det bliver samtidig forbudt at deponere forbrændingseget affald. Differentieringen af de to affaldsafgifter blev indført for at mindske deponeringen af forbrændingseget affald, men forbuddet mod deponering af dette affald gjorde basalt set differentieringen af afgiften overflødig. Til gengæld har niveauet for begge afgifter betydning for, hvorvidt det kan betale sig at genanvende både forbrændingseget affald (f.eks. papir og plast) og affald, som sendes i deponi (f.eks. slagger fra kulfyrede anlæg).

Vanskeligt at vurdere om deponeringsafgift er korrekt

Eksternaliteten ved deponering må forventes at afhænge af en lang række fysiske og reguleringsmæssige faktorer. Eksempelvis er skaden ved udsivning af forurenede vand fra deponeringsanlæg meget afhængig af de lokale jordbundsforhold samt af reglerne for opsamling og rensning af forurenede vand fra lossepladsen. Der findes ikke værdisætningsstudier for danske forhold, og det er derfor heller ikke muligt at vurdere, om det nuværende afgiftsniveau er korrekt.

Lovkrav giver lavere miljøeffekter ved deponi

Der er sket store ændringer i sammensætningen af deponeret affald siden indførelsen af afgiften, og håndteringen af miljøeffekterne er væsentligt strammet. Med forbuddet i 1997 blev der sat en stopper for deponering af organisk affald på danske lossepladser, hvilket betyder, at der ikke fremover dannes metan fra ny deponering af affald. Samtidig har løbende stramninger af reglerne for opsamling og rensning af spildevand fra deponi mindsket påvirkningen af grund- og overfladevand fra nye deponeringer. Begge disse forhold skulle afspejles i en lavere afgift på deponering af affald, idet de marginale miljøomkostninger ved at deponere

et ton affald er reduceret. Dette forudsætter dog, at afgiften i udgangspunktet var fastsat korrekt i forhold til eksternaliteterne ved deponi på daværende tidspunkt.

Forsikring mod fremtidig forurening kan godtgøre en afgift

Til gengæld kan fremtidige uforudsete miljøproblemer godtgøre en fortsat afgift på deponi, selv hvis de forventede udledninger er nul. Uforudsete miljøproblemer kunne f.eks. være et hul i en membran, som ikke bliver opdaget i tide, og som fører til forurening af grund- eller overfladevand. Deponiets ejer skal stille sikkerhed for den fremtidige drift efter lukning. Dette inkluderer fortsat overvågning og rensning af spildevand fra lossepladser, men dækker ikke forureningsskader som følge af brand, eksplosioner eller utætte membraner, jf. Affald Danmark (2011a). En afgift på deponi kan sikre, at der ikke deponeres for meget affald samt fungere som en forsikringspræmie for samfundet til fremtidige uforudsete udgifter ved deponi. Provenuet fra afgiften udgjorde 150 mio. kr. i 2011.

Udledning fra ældre lossepladser er potentielt et stort miljøproblem

Der er fortsat miljøproblemer med ældre, lukkede lossepladser, men reguleringen af deponering af affald har ingen effekt på dem, da den kun kan påvirke den fremtidige beslutning om yderligere deponi. Lossepladserne udgør potentielt et stort problem for åer, søer og grundvand, og der udledes også fortsat metan, selv om en række pladser i dag opsamler metan, hvilket mindsker udledningen noget, jf. Affald Danmark (2011a). Dette miljøproblem bør håndteres igennem den øvrige miljøpolitik.

Afgift på affaldsforbrænding

En fjerdedel af alt affald forbrændes

Omkring $\frac{1}{4}$ af den samlede affaldsproduktion i Danmark forbrændes. Energien fra affaldsforbrændingen bruges til produktion af fjernvarme og el, men det er dyrere at udnytte energien i affald i forhold til andre brændsler, og affaldsproducenterne betaler derfor en pris for at komme af med affaldet.

Miljøeffekter begrunder afgift på affaldsforbrænding

Forbrænding af affald medfører udledning af luftforurenende stoffer samt klimagasser. Det er derfor nødvendigt at regulere forbrændingen for at internalisere eksternaliteterne fra denne forurening. Det gøres mest effektivt igennem

afgifter, eksempelvis på de emissioner af miljøskadelige stoffer som forbrændingen medfører. Dette er også i høj grad tilfældet, bl.a. i form af afgifter på CO₂, SO₂ og NO_x. Derudover skal affaldsforbrændingsanlæggene leve op til grænseværdier for CO, SO₂, NO_x og partikler, ligesom der er krav om filtre til opsamling af tungmetaller. Fra 2013 kommer affaldsforbrændingsanlæggene til at indgå i CO₂-kvotesektoren. Den samlede regulering sidestiller affaldsforbrænding med resten af fjernvarmesektoren, hvilket er en forudsætning for en fremtidig konkurrenceudsættelse af branchen, jf. afsnit III.8.

III.6 Regulering af affald fra forbrugere og små virksomheder

Knap halvdelen af alt affald i Danmark indsamles gennem det kommunale system. Det drejer sig om dagrenovation og affald fra husholdninger og mindre virksomheder, som enten går til genanvendelse eller brændes på forbrændingsanlæg. I dette afsnit sættes der fokus på affaldet fra husholdninger og mindre virksomheder, fordi der er nogle særlige problemer omkring prissætningen af affald fra disse grupper.

Kommunalt affald afregnes til for lav marginal pris

Næsten alle kommuner opkræver en årlig betaling for affaldshåndtering for husholdninger og for dele af erhvervsaffaldet. Betalingen afhænger af beholderens størrelse og tømningshyppigheden. Så længe husholdningen ikke producerer mere affald end beholderens kapacitet, er prisen for at aflevere et ekstra kg affald nul. Dette skaber et begrænset incitament til at reducere den samlede mængde affald eller at sortere affaldet og sende det til genanvendelse.

Mængdeafhængige gebyrer på affald giver de rette incitamenter ...

En velfungerende affaldsregulering skal give forbrugere og virksomheder tilskyndelse til at minimere de samlede samfundsøkonomiske omkostninger ved affaldsproduktionen. Det kan gøres ved at indføre en korrekt marginalpris for affaldshåndteringen. Da de samfundsøkonomiske omkostninger afhænger af både mængder og typer af affald, bør disse forhold principielt afspejles i affaldsbetalingen i form

af mængde- og typedifferentierede gebyrer for både husholdninger og erhverv.

... men øger også ulovlig bortskaffelse

Ulempen ved at gøre betalingen afhængig af affaldsmængderne er, at det også giver tilskyndelse til at afhænde affaldet uden om de autoriserede kanaler. Dette kan være ved afbrænding af pap, papir og træ i eget fyr eller brændeovn eller ved bortkastning af affaldet i naturen. Da det i praksis vil være umuligt at håndhæve et forbud mod disse former for bortskaffelse, skal gevinsterne ved en mængdeafhængig betaling holdes op imod ulemperne ved en øget ulovlig bortskaffelse, hvilket derfor skal indgå i overvejelserne om design af affaldsreguleringen.

Typer af affaldsgebyrer

Vægt- og volumen

I praksis kan affaldsgebyrerne differentieres på forskellige måder, men fælles for dem er, at forbrugere og virksomheder betaler pr. enhed affald. Typiske eksempler er:

- Volumendifferentierede gebyrer: Husholdningen vælger en containerstørrelse med årlig betaling
- Betaling baseret på antal sække: Betaling for mærkater, som påføres sække, der sættes ud til afhentning
- Frekvensdifferentieret gebyr: Husholdningen vælger tømningshyppighed
- Betaling baseret på vægt: Affaldet vejes ved afhentning. Evt. differentiering efter typen af affald (dagrenovation, papir, pap, storskrald mv.)

Volumenbaserede ordninger dominerer i Danmark

De enkelte kommuner anvender forskellige former for henteordninger, men de volumenbaserede ordninger er dominerende. Der er således 91 kommuner med volumenbaserede ordninger og kun syv kommuner, der har et vægtafhængigt gebyr. I det følgende gennemgås danske og internationale erfaringer med volumen- og vægtdifferentierede gebyrer, og hensigtsmæssigheden af ordningerne diskuteres i forhold til effekten på affaldsmængder, genanvendelse og henkastning.

Volumenbaserede gebyrer har usikker effekt

Den første danske undersøgelse af volumenbaserede ordninger viste en lille forskel i affaldsmængde pr. husholdning imellem kommuner med volumenbaserede gebyrer (to kommuner) og referencekommunerne uden nogen mængdeafhængighed i prisen for afhentning. Forskellen var dog meget beskedent (70 kg pr. husholdning pr. år), jf. Tønning (2000). Undersøgelsen baserer sig rent metodisk på en sammenligning imellem kommuner med forskellige ordninger, og der er derfor ikke tale om en egentlig evaluering af konsekvenserne ved en ændring af ordningen inden for den enkelte kommune. Der er dermed ikke noget klart grundlag for at vurdere, om omlægning til volumenbaserede ordninger har betydning for affaldsmængden. En del af forklaringen på den lille effekt på affaldsmængder kan være, at når beholderstørrelsen først er valgt, så er prisen for et ekstra kg affald reelt nul, indtil det bliver nødvendigt at vælge en større beholder. Dette understøttes af den internationale litteratur, som generelt finder, at volumenbaserede ordninger har mindre effekt på affaldsmængderne end vægtbaserede ordninger, jf. f.eks. Dijkgraaf og Gradus (2004) og gennemgang i Kinnaman (2006) og Hogg mfl. (2011).

Vægtbaseret gebyr reducerer affaldsmængderne

I modsætning til erfaringerne med volumenbaserede ordninger, ses der en effekt på affaldsmængderne ved vægtafhængige ordninger, men der er stor forskel på effekterne. I en sammenligning af 16 danske kommuner fandt man, at mængden af dagrenovation var halvt så stor i kommuner med vægtbaseret betaling sammenlignet med referencekommuner med volumenbaserede ordninger.¹⁴ Forskellen blev til dels forklaret af øget hjemmekompostering og udsortering af papir, pap og glas fra dagrenovationen. En opfølgning af analysen viste, at øget aflevering af dagrenovation på genbrugspladserne også spillede en rolle, jf. Tønning (2001). Når dagrenovation på genbrugspladser tages i betragtning, var den samlede affaldsmængde i kommuner med vægtbaserede gebyrer 17 procent lavere end i referencekommunerne.

14) Referencekommunerne i undersøgelsen er udvalgt, så de matcher de andre kommuner på en række demografiske variable, lokalisering og affaldsordningernes sammensætning. Derimod blev der ikke foretaget en evaluering af effekten inden for den enkelte kommune, hvorfor resultaterne kun bør ses som indikative.

Lignende erfaringer i udlandet	At der er en effekt af at indføre vægtbaserede gebyrer på både affaldsmængder og genanvendelse understøttes af resultaterne fra en række udenlandske undersøgelser. Oftest ses både en reduktion i den samlede affaldsmængde og en øget sortering af affaldet, som giver en reduktion i restaffaldet. Der er dog en del variation i resultaterne.
Effekten på mængderne afhænger af ordningen	Tidligere erfaringer viser, at efterspørgslen efter affaldshåndtering er uelastisk for de volumenbaserede ordninger, mens der er en vis elasticitet i affaldsmængden med hensyn til pris pr. kg i de vægtbaserede ordninger, jf. f.eks. gennemgang i Hogg mfl. (2011). Et hollandsk studie finder egenpriselasticiteter på -0,06 for volumenbaserede ordninger og på -0,47 for vægtbaserede gebyrer, jf. Dijkgraaf og Gradus (2004). I alt 19 lande i EU har erfaringer med differentierede gebyrer for affald, og typisk består gebyrerne af en fast årlig betaling samt en betaling pr. kg affald, som indsamles af kommunen, jf. Watkins mfl. (2012).
Mængdeeffekt eller omfordeling af affaldet?	Ovenstående studier peger på, at en del af effekten på mængderne skyldes, at noget af affaldet afleveres andre steder (genbrugsplads, offentlige skraldespande mv.) eller bortskaffes ulovligt, f.eks. ved afbrænding i hjemmet eller henkastning i naturen. Et amerikansk studie estimerer således, at 28 procent af reduktionen i affald skyldes ulovlig bortskaffelse, jf. Fullerton og Kinnaman (1996). I et irsk studie angav 33 procent af husholdningerne, at de brændte mere affald efter indførslen af vægtbaserede gebyrer, jf. Scott og Watson (2006).
Vægtbaserede ordninger øger genanvendelsen	I det danske studie gik genanvendelsen af papir og pap op med 60 procent, mens genanvendelsen af glas steg med 12 procent pr. husholdning pr. år, jf. Tønning (2000). Mængden af hjemmekompostering blev næsten tredoblet, så der samlet set sås en øget genanvendelse på 46 procent. Derudover er det muligt, at der bliver afleveret flere genbrugsmaterialer på genbrugspladsen end tidligere, men det er ikke opgjort. Erfaringer fra udlandet viser en stor variationen i effekten af vægtbaserede ordninger på genanvendelsen. De største forøgelser i genanvendelsen ses, hvor der er indført henteordninger for en række genanvendelige materialer

samtidig med indførslen af de vægtbaserede gebyrer for den del af affaldet, som ikke går til genanvendelse, jf. Hogg mfl. (2011) og Dunne mfl. (2008). Endelig er det muligt, at husholdningerne i kommuner med et vægtbaseret system valgte at bruge varer længere eller genbruge mere i hjemmet. Der er dog ikke nogen studier, som har været i stand til at opgøre dette.

Øget henkastning af affald eller aflevering andre steder

Der er en tendens i studierne til at overvurdere faldet i affaldsmængder, fordi der ikke tages tilstrækkeligt hensyn til restaffald henkastet i naturen eller afleveret andre steder, f.eks. på genbrugspladser, offentlige skraldespande eller på arbejdspladser, jf. Hogg mfl. (2011). I det danske studie fra 2000 blev henkastning af affald ved rastepladser ikke analyseret, men det blev vurderet, at det også kan være med til at forklare forskellen, jf. Tønning (2000). Rapporten, der fulgte op på undersøgelsen, viste, at der blev stillet mere affald på rastepladser i kommuner med vægtbaserede gebyrer, og at det især drejede sig om dagrenovation, jf. Tønning (2001). Interview med beredskabscheferne i de fem kommuner med vægtbaserede gebyrer viste, at man i to kommunerne oplevede klager over afbrænding af husholdningsaffald i olietønder eller brændefyr, men omfanget var ikke opgjort.

Vægtbaserede ordninger for husholdningerne er problematiske

Samlet viser erfaringerne, at vægtbaserede ordninger kan have en effekt på husholdningernes affaldsproduktion, men der er en væsentlig risiko for, at en del af denne effekt skyldes ulovlig bortskaffelse. Derfor forekommer det ikke hensigtsmæssigt med vægtafhængige affaldsgebyrer for husholdningerne. I stedet bør der anvendes faste eller volumenbaserede gebyrer, som suppleres med oplysning og regler med henblik på at give tilskyndelse til sortering af affaldet samt reduktion af affaldsmængderne.

Små virksomheders brug af genbrugspladser

Obligatorisk gebyr for virksomheders brug af genbrugspladser

Virksomheders brug af genbrugspladser har i de seneste år undergået en del ændringer, som illustrerer de problemer, som kan opstå ved betaling for at komme af med affald. Indtil 2010 havde kommunerne selv ret til at bestemme virksomheders adgang til genbrugspladserne, herunder

eventuelt betaling. I halvdelen af kommunerne havde mindre virksomheder adgang til genbrugspladserne, jf. Christensen og Ettrup (2004). I resten af kommunerne stod virksomhederne selv for at komme af med affaldet, f.eks. ved at have en aftale med et privat affaldsfirma. Stort set alle de kommuner, der tillod adgang, opkrævede et gebyr enten af alle virksomheder i kommunen eller et gebyr pr. besøg. Fra 2010 blev reglerne ensartet, så alle kommuner skulle give virksomhederne ret til at bruge den lokale genbrugsstation, jf. tabel III.4. Virksomhederne skulle til gengæld betale et obligatorisk, årligt gebyr. Der var mulighed for at blive fritaget, f.eks. for meget små virksomheder, hvis virksomheden ingen affaldsproduktion havde eller i forvejen havde en affaldsordning med et privat firma. Tidligere havde halvdelen af de kommuner, som gav adgang til genbrugspladserne, valgt at opkræve et gebyr af alle de lokale virksomheder, mens resten typisk havde gebyrer efter forbrug, jf. Christensen og Ettrup (2004).

Tabel III.4 Oversigt over virksomheders adgang til kommunale genbrugspladser

	Indtil 2010	2010-2011	2012	2013
Ordning	Kommunerne havde forskellige ordninger	Virksomheder har adgang i egen kommune	Virksomheder har adgang i egen kommune	Virksomheder har adgang i alle kommuner
Deltagelse	Afhænger af kommune	Obligatorisk med mulighed for fritagelse	Tilmeldeordning	Tilmeldeordning
Betaling	Afhænger af kommune	Fast gebyr afhængigt af virksomhedstype og størrelse	Årligt gebyr eller efter brug	Årligt gebyr eller efter brug

Tilmeldeordning fører til øget ulovlig bortskaffelse

Et stort antal virksomheder bad om fritagelse fra det nye gebyr, hvilket pålagde kommunerne en administrativ byrde. Samtidig var mange virksomheder utilfredse med det besvær, en ansøgning om fritagelse gav, jf. Processor (2011). Det førte til, at ordningen i 2012 blev ændret til en tilmeldeordning for de virksomheder, som brugte pladserne. De tilmeldte virksomheder skal betale enten et årligt gebyr eller efter brug. Begge dele er typisk differentieret efter, hvor stor virksomheden er eller hvor meget affald, der afleveres på genbrugspladsen. Derved kom virksomhederne til at betale en positiv marginalpris for at komme af med deres affald på genbrugspladsen. Ifølge kommuner og andre offentlige myndigheder har det medført en stigning i den ulovlige bortskaffelse af bl.a. byggeaffald. Problemet er et eksempel på, at en ændring af reglerne, hvor virksomhedernes betaling bliver afhængig af den aktuelle anvendelse, kan give tilskyndelse til øget henkastning af affald.

Manglende adgang til pladser giver også ulovlig henkastning

Det viste sig desuden at være et problem, at virksomhederne kun havde adgang til genbrugspladser i egen kommune. Indtil 2010 var der kommuner, som tillod udefrakommende virksomheder at bruge genbrugspladserne, eventuelt mod

betaling. Det er især relevant for mindre håndværksvirksomheder, som arbejder i andre områder af landet, og hvor det derfor er besværligt og dyrt at køre f.eks. byggeaffald tilbage til hjemkommunen. Dette kan også være en kilde til øget ulovlig bortskaffelse. Fra 2013 er lovgivningen ændret, så virksomhederne har adgang til genbrugspladser i alle kommuner mod betaling.

Henkastning af affald

Hvordan reguleres henkastning?

Henkastning af affald i naturen og anden ulovlig bortskaffelse er forbudt ifølge forskellige love og regler, blandt andet naturbeskyttelsesloven, affaldsbekendtgørelsen og politivedtægterne. På grund af manglende mulighed for at afgiftsbelægge henkastning af affald, må der i stedet reguleres ved at indføre en indirekte omkostning ved henkastning og derved give borgere og virksomheder incitament til at aflevere affaldet det korrekte sted. Virkemidler kan i denne sammenhæng være et system med kontrol og bøder, pantsystemer samt information og holdningsbearbejdning.

Gener ved henkastning

Danske undersøgelser viser, at befolkningen oplever, at henkastning af affald er problematisk, både hvor de bor og i naturen. Der er ikke gennemført studier i Danmark, som kvantificerer betalingsviljen for reduceret henkastning af affald, men et australsk studie finder en betalingsvilje på 240 kr. pr. år pr. husholdning for en 10 pct. reduktion i henkastet emballageaffald på offentlige steder, jf. PricewaterhouseCoopers (2010).¹⁵ Derudover findes der en række undersøgelser af betalingsviljen for renhed på strande og langs vandløb i forbindelse med rekreation, jf. Economics for the Environment Consultancy (2002), Östberg mfl. (2012), Meyerhoff mfl. (2010) og Hanley mfl. (2006).

Vanskeligt at overføre resultater til Danmark

Det vurderes ikke muligt at bruge studierne til samlet at sige noget om gevinsten ved at undgå henkastet affald i Danmark. Dette skyldes, at der er stor variation i, hvad der er værdisat, hvilket gør det vanskeligt at finde attributter i

15) Studiet er sidenhen blevet kritiseret for en række metodiske antagelser, jf. Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics (2010).

studierne, som muliggør en konsistent overførsel af resultaterne i form af benefit transfer.

Omkostninger ved oprydning på 280-480 mio. kr. pr. år

I forbindelse med forberedelsen af en indsats mod henkastning af affald blev der i 2008 udarbejdet en oversigt over de afholdte omkostninger ved fjernelse af affaldet. Opgørelsen er dog ikke fuldstændig, dels fordi den kun omfatter offentlige aktører, og dels fordi opgørelsen kun omfatter oplysninger fra få kommuner. I boks III.3 er resultaterne gengivet, ligesom der er forsøgt foretaget et overslag for de samlede årlige omkostninger. Dette indikerer omkostninger for de offentlige aktører på mellem 280 og 480 mio. kr. pr. år. Dette må ses som et underkantsskøn for de samlede omkostninger ved oprydning efter henkastet affald, da omkostningerne for private aktører (f.eks. skovejere og udbydere af kollektiv transport) ikke er medtaget. Der kan derfor være anseelige sparede udgifter ved en reduktion af henkastning af affald, ligesom regelændringer, der øger henkastningen, kan føre til væsentlige omkostninger.

Boks III.3 Omkostninger ved henkastning af affald

Henkastning af affald sker alle steder: I byerne, på stranden, i skoven, på marker og langs vejene, og det omfatter alt fra et cigaretskod på stationen til et læs byggeaffald i skoven. Omkostningerne ved henkastning opstår gennem æstetiske gener, gener ved ophobning af affald, effekter på miljøet og skader på dyr, som kommer til skade ved at træde på - eller indtage - affald.

Ideelt skal omkostningerne ved henkastning af affald opgøres ved befolkningens betalingsvilje for at undgå henkastning. Der er ikke foretaget sådanne studier i Danmark, og de udenlandske studier, som forefindes, giver ikke mulighed for at overføre resultaterne til danske forhold.

En anden tilgang er at se på oprydningsomkostningerne, idet disse mindst må afspejle de ressourcer, som man vil afsætte for at modvirke de negative effekter ved henkastning. Oprydningsomkostningerne ligger hos en lang række aktører, rækkende fra private til offentlige selskaber (f.eks. DSB), kommuner og statslige myndigheder (Vejdirektoratet, Skov-og Naturstyrelsen, m.fl.). Derfor er det vanskeligt at foretage en dækkende opgørelse af omkostningerne, ikke mindst da aktiviteterne til oprydning for de store aktører typisk falder under driftsaktiviteter som eksempelvis tømning af skraldespande, snerydning mv., og derfor ikke afreporteres særskilt.

I forbindelse med forberedelse af en indsats til bekæmpelse af henkastning blev der i 2008 udarbejdet en baggrundsrapport, hvori indgik en vurdering af oprydningsomkostningerne. For de statslige og kommunale veje blev omkostningen anslået til 50 mio. kr. årligt og i de offentlige skove 10-15 mio. kr. årligt. Der blev også foretaget en vurdering for Århus og Helsingør kommuner på hhv. 11 og 4 mio. kr. årligt, hvilket svarer til 33 og 64 kr. pr. indbygger. På grundlag af opgørelserne for disse to kommuner fås et bud på omkostningerne for alle kommuner baseret på antal personer på mellem 190 og 360 mio. kr årligt.

Omregnet til 2011-priser fås et groft aggregeret nationalt overslag for omkostningerne til oprydning efter henkastet affald på mellem 280 og 480 mio. kr. pr. år. Dette må anses for et klart underkantsskøn, da det ikke omfatter omkostninger for private skov- og lodsejere samt private firmaer (f.eks. udbydere af kollektiv transport).

Henkastning af affald stiger med omkostningerne ved korrekt affaldshåndtering

Ulovlig bortskaffelse af affald opstår, når det er forbundet med omkostninger at komme lovligt af med affaldet. Denne omkostning kan være pekuniær eller i form af tidsforbrug. Eksempelvis øges henkastning af affald i parker, når der er færre skraldespande, eller når de ikke bliver tømt så hyppigt. Ligeledes kan vægtbaserede gebyrer på affaldshåndtering øge mængden af henkastet affald som nævnt tidligere.

Hvordan undgås henkastning?

Da henkastning ikke kan reguleres gennem en afgift må økonomiske tilskyndelser gives gennem et system med kontrol og bøder eller pantsystemer. Såfremt dette ikke er muligt, er alternativet at reducere omkostningerne ved korrekt bortskaffelse af affaldet. Henkastning er også et område, hvor information og holdningsbearbejdning kan være centrale redskaber.

Bøder kræver håndhævelse og skal opfattes som fair

Et bødesystem består af en bøde på ulovlig bortskaffelse i kombination med kontrol. I princippet er behovet for kontrol (dvs. risikoen for at blive opdaget) omvendt proportional med bødens størrelse. Og da det i praksis vil kræve en betydelig kontrolindsats at skabe en stor risiko for at blive opdaget under henkastning af affald, taler dette for en betragtelig bøde. Men meget høje bødetakster vil oftest være en urealistisk løsning, da bøder i forhold til juridisk praksis – og almindeligt hensyn til “rimelighed” – bør afspejle forseelsens alvor.

Få bøder for henkastning

Derfor synes det ikke fremkommeligt at reducere omfanget af henkastning væsentligt gennem bøder. En opgørelse af antallet af bøder for henkastning af affald og anden ulovlig bortskaffelse viser da også, at der i perioden 2008-12 er givet i alt 27 bøder med en samlet bødestørrelse på 64.050 kr.¹⁶ Det nuværende bødeniveau for henkastning af affald udgør 1.000 kr. til 8.000 kr. afhængigt af forseelsen. Det meget lave antal bøder kunne dog godt rejse spørgsmålet, om kontrollen kunne gøres mere effektiv.

16) Ifølge Miljøstyrelsens oversigt over bøder for henkastet affald, downloaded den 18/10-2012 fra mst.dk.

Pant giver incitament til at indlevere affald

Det økonomiske alternativ til bøder er et pantsystem. Panten betales ved køb af varen og udbetales igen, når varen afleveres som affald. Panten sættes, så den svarer til de marginale miljøomkostninger ved ulovlig bortskaffelse. Dette fører til det korrekte incitament til at undgå ulovlig bortskaffelse, men giver samtidig incitament til at smide varen ud tidligere, end man ellers ville, fordi det giver mulighed for at indløse panten. Ideelt set skal panten differentieres efter omkostningerne til affaldshåndtering og ville derfor kræve mange forskellige niveauer af pant, hvilket medfører høje transaktionsomkostninger, hvis den skal dække alle affaldstyper. Desuden vil der være logistiske udfordringer ved et omfattende pantsystem.

Pant på dåser og flasker vigtigt

Der er dog gode eksempler på velfungerende pantsystemer. Pantsystemet for dåser og flasker spiller en større rolle i bekæmpelsen af henkastning af disse affaldstyper. For flasker blev pant indført af bryggerierne i 1910 for at sænke omkostningerne ved at genbruge flaskerne, jf. Miljøstyrelsen (2004). Først i den sidste halvdel af halvfjerdserne begyndte det offentlige at regulere området, og i 2000 blev pantsystemet udvidet til også at omfatte engangsemballage (dåser). I dag er det primære formål at indsamle emballage, så det ikke henkastes i naturen, og at sikre genanvendelse, jf. Dansk Retursystem (2012). Systemet drives af en privat non-profit organisation, der hedder Dansk Retursystem A/S.

Pantsystemet omsatte for 1,1 mia. kr. i 2011

Det danske retursystem opkrævede pant for 1.124 mio. kr. i 2011 og udbetalte heraf returpant for 979 mio. kr. Den samlede indtægt var på 463 mio. kr., hvoraf 106 mio. var salg af genanvendelige materialer og 145 mio. kr. var returpant, der ikke blev indløst, jf. Dansk Retursystem (2012).¹⁷ Grundet de stigende priser på genanvendelige smaterialer, udgør indtægterne fra dåser til genanvendelse en stadig større andel.

Pant sikrer aflevering ...

Pant er effektivt til at sikre indsamling af flasker og dåser. I 2011 kom 89 procent af emballagerne retur. Desuden viser indsamlingskampagner, at kun 4-6 procent af de dåser, som

17) I øvrigt var der gebyr- og øvrige indtægter på 212 mio. kr.

indsamles i naturen, er belagt med pant.¹⁸ Det tyder på, at pantsystemet er meget effektivt til at forhindre henkastning af denne affaldstype i naturen. Det er vanskeligt at vurdere, hvor mange flere dåser og flasker der ville blive henkastet i naturen uden systemet, men det er oplagt, at panten mindsker henkastningen samlet set.

... og tilskyndelse til indsamling af affald

Et karakteristika ved pantordningerne er, at de sætter en positiv pris på det henkastede affald. Selv om den oprindelige køber af produktet henkaster affaldet og derved ikke indløser panten, vil der være en tilskyndelse for andre til at indsamle affaldet og bringe det til de autoriserede indsamlingssteder

Men kan have høje omkostninger

Kritikere af pant på flasker og dåser har fremført, at pant fører til højere transaktionsomkostninger og behandlingsomkostninger end produktafgifter. Det er dog ikke en relevant sammenligning, når man ønsker at regulere henkastning af affald, som er tilfældet med det danske pantsystem, da en produktafgift kun mindsker affaldsmængderne, men ikke sikrer korrekt bortskaffelse af affaldet.

Information og holdningsbearbejdning også vigtigt

Påvirkning af holdninger og adfærd omkring henkastning af affald er også en vigtig brik i håndtering af problemet. Derfor spiller informationskampagner en vigtig rolle i forhold til henkastning af affald, ligesom enkle tiltag som reducerer ulempen ved at bortskaffe affaldet korrekt – f.eks. synlige og tilgængelige skraldespande og nem adgang til genbrugspladser – vil mindske henkastningen af affald.

18) Danmark Naturfredningsforenings affaldsindsamling:
I 2010: 197.000 dåser indsamlet, 7.800 var med pant.
I 2009: 153.000 dåser indsamlet, ca. 10.000 med pant.
I 2008: 154.400 dåser indsamlet, ca. 7.800 med pant.

III.7 Regulering af vareproducenter

Formålet med at regulere producenter af varer er at internalisere miljø- og affaldshåndteringsomkostningerne i producenterne og forbrugernes adfærd. Behovet for at regulere producenterne skyldes, at det ikke er muligt at pålægge husholdningerne de fulde omkostninger til bortskaffelsen af deres affald, hvorfor deres forbrugsvalg ikke afspejler omkostningerne til bortskaffelse, jf. afsnit III.6. Derfor har det været relevant at tilskyndelse gives på producentniveauet i stedet. Dette vil også påvirke forbrugernes valg, idet producenterne kan sende omkostningerne videre til forbrugere gennem højere priser på varer med høje miljøomkostninger.

Produktafgifter kan påvirke design af produkter

Afgifter, som pålægges bestemte produkter, giver producenterne et direkte incitament til at ændre design af deres produkter, og samtidig påvirkes forbrugsadfærden ved køb. Eksempelvis er der afgifter på en række emballager, som har til formål både at ændre sammensætningen af emballage, emballagemængden og forbrugernes valg mellem forskellige emballagetyper (f.eks. aluminiumsdåser og plastflasker). En optimal afgift afhænger af miljøpåvirkningen ved den endelige affaldsbehandling af produktet. Det betyder, at det optimale afgiftsniveau ofte ændres over tid, når f.eks. nye behandlingsmuligheder for affaldet reducerer miljøomkostningerne, eller når nye materialer, som er mindre miljøbelastende, kommer på markedet. Det er derfor vigtigt, at afgifterne løbende opdateres.

Producentansvar

Producentansvar bliver brugt som et alternativ til produktafgifter. Eksempelvis findes der i Danmark producentansvar for batterier. Det har til formål at placere ansvaret for et produkts affaldsbehandling på producenterne af den oprindelige vare.¹⁹ Producenterne har således det fysiske og økonomiske ansvar for den endelige affaldsbehandling og bærer omkostningen ved den endelige affaldshåndtering.

19) Producentansvarsordningerne gælder oftest for producenter og importører af det pågældende produkt. Producent og importør bliver i det følgende benævnt producent under et, da reglerne for de to grupper oftest er ens.

Det giver dem enten incitament til at ændre produkternes design, så affaldshåndteringen bliver billigere, eller til at øge prisen på produkterne og derved mindske efterspørgslen efter dem.

Vigtigt at miljøeffekter er internaliseret i behandlingsomkostningerne

Det er vigtigt, at miljøeffekterne indgår i de omkostninger, som producenterne skal afholde, såfremt producentansvarsordningerne skal give samme tilskyndelser som en afgift. Det kan for eksempel ske ved, at der pålægges en afgift på den endelige affaldsbehandling, som er tilfældet for deponi og affaldsforbrænding i Danmark, jf. afsnit III.5. Alternativt skal der være regler for den endelige affaldsbehandling, som sikrer, at affaldet ender i en samfundsøkonomisk optimal behandling. Producentansvarsordningen kan altså ikke alene sikre en internalisering af miljøeksternaliteterne.

Producentansvar håndteres oftest kollektivt

En anden forudsætning for, at producentansvarsordninger fører til internalisering af miljøeffekterne, er, at den enkelte producent afholder miljøomkostningerne ved egne produkter. Det sker mest direkte, hvis producenten har et individuelt finansielt ansvar, jf. tabel III.5. I praksis bliver ordningerne oftest håndteret kollektivt gennem en producentansvarsorganisation. Denne organisations hovedopgave er at organisere indsamling og behandling af affaldet for producenterne, som er medlemmer. I en kollektiv ordning er det vigtigt, at det enkelte medlem fortsat afholder egne omkostninger, men ofte fordeles de samlede omkostninger i stedet efter f.eks. markedsandele.

Tabel III.5 Individuelle og kollektive ordninger for producentansvar

	Håndtering af affald	Finansiering
Individuelt	Producenterne organiserer selv indsamling og behandling af egne produkter	Producenterne betaler for håndteringen af affald fra egne produkter
Kollektivt	Virksomheder organiserer håndtering af affaldet. Kan være producentansvarsorganisationer eller private virksomheder	Producenterne betaler en andel af de samlede omkostninger baseret på f.eks. markedsandele eller produkttyper

Kilde: Glachant (2004).

Pant på særlige affaldstyper

Både afgifter og producentansvar påvirker forbrugsadfærdigheden ved køb af nye varer, men har ikke indvirkning på, hvordan forbrugeren skiller sig af med varen. Her kan pant på varer bruges, når der er tale om affald, som skal indsamles eller behandles på en bestemt måde. Panten giver forbrugeren tilskyndelse til at sortere affaldet og aflevere det på et indsamlingssted. Pant er også behandlet i afsnit III.6, hvor fokus var på at undgå henkastning af affald.

Emballageafgifter

Emballageafgifterne er produktafgifter

Emballageafgifterne er produktafgifter, der har til hensigt at give producenterne incitament til at reducere mængden af emballage og vælge miljøvenlige emballagetyper. De nuværende afgifter omfatter emballage til en lang række fødevarer og andre produkter (f.eks. drikkevarer, maling, kølervæske og parfume). Der findes desuden særskilte afgifter for engangsservice, PVC-folie og bæreposer. Afgifterne afhænger af materiale og vægt/volumen (afhængigt af type). Formålet med afgifterne er generelt at mindske mængden af affald. Derudover søges brugen af miljøvenlige materialer fremmet for nogle af ordningerne.

Første emballageafgift i 1978

Den første afgift trådte i kraft i 1978 på visse typer af emballage i detailhandlen. Afgiften var baseret på volumen og materiale. I 1994 kom afgiften på bæreposer, og i 1998 indførtes afgifter på flasker og dunke. Fra 1999 blev afgifterne omlagt til vægtbaserede afgifter med undtagelse af emballage til vin, øl, spiritus og mineralvand, hvor den volumenbaserede afgift blev opretholdt og forøget for at sikre incitament til at genbruge emballagen. Det fremmede genbrug af emballagen ved at gøre nyproducerede flasker (som var afgiftsbelagte) relativt dyrere end genbrugsflasker. I dag genbruges kun en lille del af flaskerne. I stedet brændes eller genanvendes emballagen.

Miljø-differentierede emballageafgifter

I 2001 blev de vægtbaserede afgifter differentieret efter et miljøindeks for forskellige emballagematerialer og kom også til at inkludere emballager til erhvervsmæssigt brug. I samme ombæring blev afgifter på engangsservice og PVC-folier til levnedsmidler inkluderet i emballageafgifterne.

Der blev skelnet mellem emballage lavet af råstoffer og emballage lavet af genanvendte materialer. Miljøindekset består af:

- Energi i forbrug
- CO₂-emission
- Miljøeffekter: klimaeffekt, forsuring mv.
- Ressourceforbrug af kul, olie og naturgas
- Affaldsgrupper, f.eks. giftigt affald til deponi

Pap, papir og glas har det laveste (mindst miljøbelastende) indeks, de fleste typer plast ligger i midten, og aluminium, jern og nogle plasttyper har det højeste miljøindeks.

**Indeks
overvurderer
klimaaspektet**

En indeksering af afgifterne bør afspejle miljøeffekterne korrekt. En optimal produktafgift på emballager ville være differentieret i forhold til miljøeffekten af hver type af emballage i den bedst mulige behandlingsform. Men dette miljøindeks benytter tre indikatorer for klimaaspektet: Energi i forbrug, CO₂-emission og klimaeffekt. Derved favoriseres papir og pap over f.eks. aluminium, da netop klimaeffekten er større ved forbrænding af aluminium. Det er dog ikke muligt at sige, om et mere stringent valg af faktorer ville have ændret rangordningen.

**Nødvendigt at
opdatere indeks**

Indekset har været uændret siden 2000. Siden da er priserne på råstoffer steget meget, især for visse metaller, og indsamling af genanvendelige materialer i kommunerne har været stigende. I 2009 blev 79 procent af metalemballagen genanvendt mod 42 procent i 2002, jf. Kaysen (2006) og Miljøstyrelsen (2011c). Derved forbrændes en mindre del af metalemballagen end tidligere, og de negative miljøeffekter af forbrændingen er derfor reduceret. Disse ændringer burde afspejles i miljøindekset og føre til lavere emballageafgifter.

**Grænsehandel og
eksportgodtgørelse
har ført til lavere
afgift**

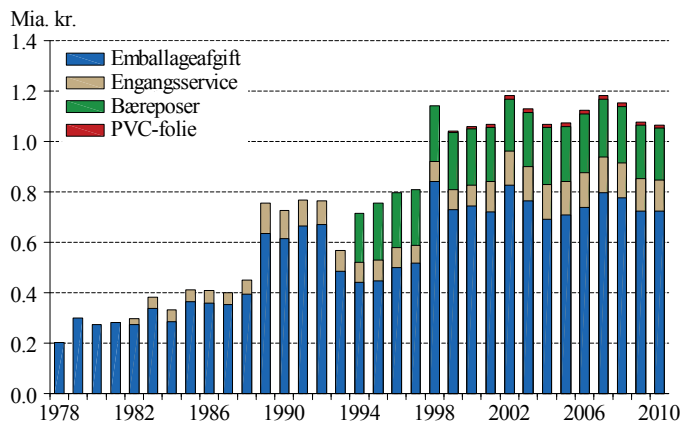
Den volumenbaserede afgift for flasker og dåser har til formål at begrænse affaldsmængderne. Derudover havde afgiften tidligere til formål at understøtte genanvendelse af emballage ved at gøre nyproduceret emballage dyrere. Det er ikke relevant i dag, hvor flasker og dåser sjældent genbruges direkte. Efter 2001 er den volumenbaserede emballageafgift blevet reduceret to gange (i 2004 og 2011) blandt

andet for at mindske grænsehandel og problemer med godtgørelse af afgiften ved eksport. I 2004 blev den sat ned med 80 procent for øl- og sodavandsemballage, og i 2011 blev den halveret for vin og spiritusflasker, der indgår i pantsystemet. Det betyder, at afgiften på en sodavandsflaske med pant er faldet til 20 procent af niveauet i 2001 (løbende priser), jf. bl.a. Miljøstyrelsen (2004). Effekten af afgiften er derfor reduceret væsentligt, både når det gælder affaldsmængder og understøttelse af pantordningen.

Samlet skatteprovenu på 1,3 mia. kr.

Emballageafgifterne gav et samlet provenu på godt 1 mia. kr. i 2010, jf. figur III.5. Heraf tegnede den vægt- og volumenbaserede afgift sig for 0,7 mia. kr., og provenuet fra bæreposer var næsthøjest med 0,2 mia. kr. Det samlede provenu har været stigende siden 1978, hvilket afspejler et stigende forbrug af emballager samt en udvidelse af emballagetyperne, der er afgiftsbelagt.

Figur III.5 Provenu fra emballageafgifterne



Anm.: Data for 2011 er ikke medtaget pga. diskrepans mellem Statistikbankens og Skatteministeriets data.

Kilde: Statistikbanken.

Men virkningen er udhulet

Samtidig med det stigende provenu er det relative afgiftsniveau blevet udhulet, hvilket har mindsket incitamentet ved ordningen. Det skyldes, at afgifterne ikke er blevet hævet med den almindelige prisudvikling, blandt andet på grund af

skattestoppet i 2001-11. Eksempelvis har afgiften på bæreposer været uændret siden indførslen i 1993.²⁰

Virkingen af emballageafgifterne er uvis

Virkingen af emballageafgifterne er ikke undersøgt nærmere, bortset fra afgiften på bæreposer, som nævnes nedenfor. Hvis forbruget og genanvendelsen af emballage i 2002 sammenlignes med 2009, kan man se, at forbruget har været faldende (plast undtaget) og genanvendelsen stigende for alle typer af emballage, jf. tabel III.6. Det er dog ikke muligt at sige, hvorvidt det skyldes afgifterne eller en øget brug af indsamlingsordninger for genanvendelse. Stigende råstofpriser kan også spille en rolle i forhold til at mindske brugen af materialer i en række emballager, f.eks. er plastflasker lettere i dag end for ti år siden.

Tabel III.6 Emballageforbrug og genanvendelse

	Forbrug		Genanvendelse	
	2002	2009	2002	2009
	---- 1.000 ton ----		----- Pct. -----	
Glas	193	143	70	88
Plast	157	165	16	26
Papir og pap	1.373	1.083	55	79
Metal	41	34	42	77
Træ	94	36	30	86

Kilde: Miljøstyrelsen (2011) og Kaysen (2006).

Afgiften på bæreposer havde stor virkning på forbrug

Afgiften på bæreposer reducerede forbruget meget ved indførslen i 1993. Afgiftsniveauet blev sat til 0,50 kr. pr. pose, uanset om posen var lavet af papir eller plast, og det har været uændret siden. Afgiften blev ved lovens vedtagelse vurderet til at give et provenu på ca. 1 mia. kr., hvis forbruget var uændret, og til 500 mio. kr. ved ændret adfærd, jf. Miljøstyrelsen (2004). Det viste sig, at provenuet det første år (1994) var 135 mio. kr., hvilket var en noget større adfærdsændring end forventet. Siden har forbruget af

20) Afgiften blev indført i 1993 og overført til emballageafgifterne i 2001.

bæreposer været stigende, og i 2011 var provenuet omkring 200 mio. kr., hvilket var forventeligt som følge af udhulning af afgiftens virkning over tid. Udenlandske erfaringer viser ligeledes, at afgifter på bæreposer kan være meget effektive, jf. OECD (2006).

Fokus på produkter med særlige affaldsproblemer

I teorien kunne der indføres produktafgifter eller lignende regulering for *alle* produkter. Det er dog ikke optimalt, da transaktionsomkostningerne vil være meget store, og da der ikke vil være de samme gevinster ved regulering af alle typer varer. Regulering af producenter bør derfor fokusere på grupper af produkter, hvor der er særlige problemer med affaldshåndteringen. Det drejer sig f.eks. om produkter, hvor der er et stort potentiale for at mindske miljøpåvirkningen gennem et ændret design, og hvor producenterne derfor spiller en central rolle.

Reduktion af affaldsmængden ikke et mål i sig selv

Det er et problem, at emballageafgifterne ikke er klart funderet i miljøomkostningerne, dog med undtagelse af afgiften på PVC-folier. En reduktion i affaldsmængderne fører kun til en reduktion i miljøomkostninger ved affald, hvis der er en klar sammenhæng mellem mængden af affald og effekten på miljøet. Når det ikke er tilfældet, kan afgiften føre til brug af mere problematiske emballager for at reducere mængden. En del emballagetyper kan genanvendes og resten forbrændes, så her er argumentet endnu sværere at se. Der kan derfor stilles spørgsmålstegn ved, hvad formålet med emballageafgifterne reelt er, hvis der ses bort fra, at afgifterne bibeholdes af provenuhensyn.

Batterier

Velfungerende marked for bil- og industribatterier

Producentansvarsordning for batterier (BAT) blev indført i 2009 og gælder for bærbare batterier og bil- og industribatterier, jf. boks III.4. Formålet er at minimere batteriers negative påvirkning af miljøet. Det kan gøres enten ved at bruge mere miljøvenlige batterier eller ved at øge indsamlingen og genanvendelsen af batterier. For bil- og industribatterier gælder det, at genanvendelse kan betale sig, og der eksisterede allerede inden indførslen af producentansvarsordningen en række virksomheder, som håndterede disse batterier. Denne type batterier udgjorde i 2011 86 procent af

	<p>alle batterier. Andelen af indsamlede og genanvendte bil- og industribatterier er 90-100 procent af de markedsførte batterier i 2011, jf. DPA System (2012).</p>
Regulering derfor ikke nødvendig	<p>Offentlig regulering af bil- og industribatterier er ikke nødvendig, så længe genanvendelsen håndteres miljømæssigt korrekt, og markedet er velfungerende. Det er dog vigtigt, at der sker en løbende overvågning i det tilfælde, at det ikke længere er rentabelt at genanvende batterierne.</p>
Indsamling af bærbare batterier finansieres af fast gebyr	<p>De bærbare batterier (typisk husholdningsbatterier) udgør 14 procent af alle batterier og indsamles primært kommunalt. Ordningen finansieres gennem et vægtafhængigt gebyr, som indkræves af Skat. Provenuet fra gebyrerne bruges direkte til at finansiere kommunernes indsamling. Der indsamles knap halvdelen af den markedsførte mængde bærbare batterier, jf. DPA System (2012). Derved opfyldes både den danske og EU's målsætning på området, men genanvendelsesprocenten er langt lavere end for bil- og industribatterier.</p>
Lavere efterspørgsel, men påvirker ikke design	<p>Producentansvarsordningen for batterier har to effekter: For det første bærer batteriproducenterne omkostningen ved håndteringen af batterierne. For det andet stiger prisen på bærbare batterier i det omfang, gebyret overvælttes på forbrugerne, hvilket reducerer efterspørgslen. Hvis gebyret overvælttes fuldt ud på forbrugerne, er der kun en effekt på efterspørgslen. Der er ingen effekt på producenternes designbeslutninger, da gebyret ikke er differentieret efter batteriets miljøfarlighed.</p>
Muligt at differentiere gebyr	<p>Gebyret kunne differentieres til at afspejle de samfundsøkonomiske omkostninger ved håndtering af batterierne. Det vil føre til en mindsket efterspørgsel efter batterier med høje miljøomkostninger, hvilket vil ændre efterspørgslen hen imod mere miljørigtige batterier.</p>

Boks III.4 Forskellige typer af batterier, deres miljøpåvirkning og brug

Batterier er primært et miljøproblem på grund af indholdet af cadmium, kviksølv og bly. Hvis batterier smides i dagrenovationen og afbrændes, kan tungmetallerne spredes via luften. Batterier på det danske marked kan opdeles i fire typer, som har forskellig giftighed:

- Nikkel-cadmium-batterier: Genopladelige batterier, som indeholder tungmetallet cadmium, der er giftigt selv i meget små mængder og ophobes i fødekæden
- Blysyrebatterier: Blyholdige batterier, som primært bruges til biler og i industrien
- Knapcellebatterier: Små engangsbatterier i f.eks. ure, legetøj og høreapparater. Indeholder typisk mindre mængder kviksølv
- Andre typer: Eksempelvis de almindelige engangsbatterier, der bruges i husholdningen, og som kan indeholde meget små mængder kviksølv

Batterier bruges til en række forskellige formål: Industriebatterier, bilbatterier og bærbare batterier, som primært bruges i husholdninger. Bil- og industriebatterier udgør den største mængde batterier. For industriebatterier og bilbatterier udgør blysyrebatterierne den mest almindelige batteritype.

For at kunne markedsføre batterier i Danmark skal producenten eller importøren være registreret hos DPA-system, som administrerer producentansvarsordningerne for Miljøstyrelsen. Producentansvarsordningen fungerer lidt forskelligt for producenter af bil- og industriebatterier og producenter af bærbare batterier:

- Producenter af bil- og industriebatterier er overvejende individuelt registrerede, hvilket betyder, at de selv varetager håndteringen af ansvaret. Det sker typisk ved, at ansvaret overføres til køber. Dette system er indført, fordi batterierne er værdifulde efter endt brug og derfor ikke påfører køber omkostninger. Batterierne indsamles og behandles i privat regi. Bilbatterier andrager ca. 11.000 ton og industriebatterier ca. 9.000 ton årligt
- Producenter af bærbare batterier er overvejende medlemmer af en af de fire kollektive ordninger: Elretur, ERP, RENE AG og Returbat. Som medlemmer af en kollektiv ordning har de overgivet ansvaret for den endelige affaldsbehandling til den private organisation. Indsamlingen af batterier sker primært gennem den kommunale indsamling, f.eks. på genbrugspladserne. De indsamlede batterier fordeles på de kollektive ordninger efter en fordelingsnøgle, som offentliggøres af DPA-system en gang årligt. Derefter behandles batterierne i privat regi. De markedsførte mængder af bærbare batterier andrager godt 3.000 ton årligt

Særskilt afgift på miljøskadelige batterier

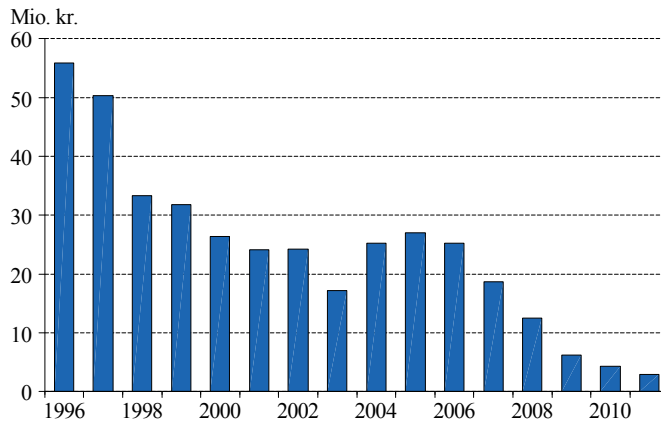
Der findes i dag en afgift på nikkel-cadmium batterier, som til dels opfylder formålet om at differentiere reguleringen af batterier efter miljøeffekt, og som mere direkte påvirker producenternes adfærd.²¹ Den tager dog ikke højde for problemerne med andre tungmetaller fra batterier, som ender i forbrændingsanlæggene. Afgiften har været med til at skubbe udviklingen i retning af større efterspørgsel efter alternativer til nikkel-cadmium-batterier. I årene inden indførelsen af afgiften steg forbruget af batterierne med 20 procent årligt. Efter indførelsen er forbruget faldet støt. Afgiftsniveauet har været uændret siden 1996, mens det samlede provenu er faldet støt fra 56 mio. kr. i 1996 til 3 mio. kr. i 2011, jf. figur III.6. Afgiften svarede oprindeligt til ca. 30 procent af batteriernes pris uden afgiften, jf. Finansministeriet (1999).

Forslag: Pantordning for bærbare batterier

Samlet set er erfaringerne med producentansvarsordningen for bærbare batterier ikke entydig positive. Dette skyldes ikke mindst, at kun knap halvdelen af den solgte mængde bærbare batterier indsamles og en stor andel derfor må forventes at blive afbrændt med dagrenovationen, hvilket fører til forurening med tungmetaller og vanskeliggør genanvendelse. En pant på de bærbare batterier – i kombination med producentansvarsordningen – kunne sikre, at batterierne i højere grad blev indsamlet og behandlet korrekt. I 2007 blev der arbejdet seriøst hen imod en sådan pantordning, som blev vurderet til at koste 300 mio. kr. i opstart og 30 mio. kr. i løbende årlig omkostning. Det påtænkte pantsystem lignede meget pantsystemet på dåser og flasker og indebar blandt andet opsætning af 2000 maskiner til indsamling af brugte batterier. Ideen blev dog aldrig realiseret. Det er dog nødvendigt at opgøre de sparede miljøomkostninger ved en pantordning for at kunne konkludere, hvorvidt det samfundsmæssigt kan betale sig. Der er dermed en god grund til at genoverveje en sådan ordning.

21) Denne type batterier indeholder cadmium, som er giftigt selv i meget små mængder.

Figur III.6 Afgiftsprovener fra nikkel-cadmium-batterier



Anm.: Provenu i faste priser, 2011-niveau.

Kilde: Statistikbanken.

Elektrisk og elektronisk affald

WEEE-affaldet håndteres gennem kollektive ordninger

Affald fra elektrisk og elektronisk udstyr er et problem, fordi produkterne ofte indeholder miljøskadelige stoffer, jf. boks III.5. Denne type affald er reguleret ud fra WEEE-direktivet (WEEE = waste electrical and electronic equipment). Den danske implementering af WEEE-direktivet for elektronisk og elektrisk affald er i høj grad sket gennem kollektive private ordninger. Der blev markedsført 115.000 ton udstyr til husholdninger og 26.000 ton udstyr til erhverv i 2011. Denne mængde er faldet fra henholdsvis 130.000 ton husholdningsudstyr og 40.000 ton erhvervsudstyr i 2007, hvilket formodes at skyldes den økonomiske udvikling i perioden. WEEE-affaldet fra husholdningerne indsamles helt overvejende kommunalt, hvorefter de private virksomheder står for affaldsbehandlingen.

Finansieringen er også primært kollektiv – begrænset incitament

Der findes fem kollektive ordninger med i alt 1.000 virksomheder, og derudover har 600 virksomheder individuelle registreringer, hvor de håndterer eget affald, jf. DPA-system (2012). Omkostningen for medlemmer af de kollektive ordninger fordeles efter markedsandele, og der er derfor et begrænset incitament til både at minimere omkostninger og

ændre design. Det må forventes, at langt størstedelen af affaldet indsamles i de kollektive ordninger.

Kun en efterspørgselseffekt

De kollektive ordninger fører til, at producenten kun i begrænset omfang indarbejder affaldsomkostningen i sine beslutninger, da der ikke er noget særskilt incitament til at ændre design og råvarevalg, som er særligt problematiske for miljøet. Det betyder, at den eneste effekt af ordningerne er, at priserne på produkterne bliver højere, og forbrugerne derfor efterspørger mindre samlet set. Miljøstyrelsen skriver i en ny rapport, at forventninger til WEEE ikke er indfriet med hensyn til påvirkningen i designfasen, jf. Miljøstyrelsen (2012).

Boks III.5 Definition af elektrisk og elektronisk udstyr som affald (WEEE)

WEEE er et problem, fordi elektriske apparater indeholder en række forskellige stoffer, der skader miljøet: Kviksølv, cadmium, bly, kobber, bromerede flammehæmmere og PVC. De kan spredes i miljøet, hvis de ikke håndteres korrekt, når produkterne skrottes.

Typer af WEEE og de årlige markedsførte mængder af de pågældende produkter:

- Store husholdningsapparater: Køleskabe, fryserne mv. (65.000 ton)
- Små husholdningsapparater: Støvsugere, strygejern mv. (15.000 ton)
- It- og teleudstyr: Computere, mobiltelefoner mv. (25.000 ton)
- Forbrugerudstyr: Tv-apparater, forstærkere mv. (15.000 ton)
- Belysningsudstyr: Lysstofrør, elpærer mv. (5.000 ton)
- Elektrisk og elektronisk værktøj (10.000 ton)
- Andre typer: Legetøj, sportsudstyr, medicinsk udstyr mv. (10.000 ton)

For at kunne markedsføre elektrisk og elektronisk udstyr i Danmark, skal producenten eller importøren være registreret hos DPA-system, som administrerer producentansvarsordningerne for Miljøstyrelsen. Producentansvarsordningen fungerer lidt forskelligt for produkter til private og til erhverv:

- Producenter, som primært sælger til erhvervsformål, er overvejende individuelt registrerede, hvilket betyder, at de selv varetager håndteringen af ansvaret. Det brugte udstyr indsamles hovedsageligt af producenterne selv og behandles i privat regi, hvor det meste genanvendes i en eller anden form
- Producenter af WEEE, som primært sælger til private, er overvejende medlemmer af en af de fem kollektive ordninger: Elretur, ERP, LWF, RENE AG og Returbat. Som medlemmer af en kollektiv ordning har de overgivet ansvaret for den endelige affaldsbehandling til den private organisation, mens indsamlingen primært sker gennem den kommunale indsamling, f.eks. på genbrugspladserne. Det indsamlede WEEE fordeles på de kollektive ordninger efter en fordelingsnøgle, som offentliggøres af DPA-system en gang årligt. Derefter behandles affaldet i privat regi, hvor størstedelen genanvendes i en eller anden form

Markedet for elektrisk og elektronisk udstyr er domineret af nogle få producenter. Det er således 77 producenter ud af 1.622, som står for 80 procent af den markedsførte mængde. Produkter til private udgør langt størstedelen af markedet.

Stor forskel i omkostninger til genanvendelse afhængigt af miljøpåvirkning

For at tilskynde til at ændre design i en mere miljøvenlig retning, er der behov for, at ordningerne differentieres. Det vil være vanskeligt at differentiere ordningerne efter de reelle miljøomkostninger, da det kræver en detaljeret værdisætning af en lang række produkters endelige affaldsbehandling. Et alternativ er at differentiere efter nettoomkostningerne ved miljøvenlig genanvendelse af produktet. Et studie af den engelske producentansvarsordning viser, at der er stor forskel på omkostningen ved at genanvende afhængigt af produktets miljøpåvirkning, jf. tabel III.7. Studiet viser desuden, at forskellene i omkostninger ikke reflekteres i producenternes betaling.

Tabel III.7 Genanvendelsesomkostninger for WEEE i Storbritannien

		Nettoomkostning ved genanvendelse (kr./ton)	Producentomkostning (kr./ton)
Små husholdningsapparater	Apparater med batterier	0	100
	PC og spillekonsoller	0	
	Bærbar PC med skærm uden kviksølv	-2.300	
	Bærbar PC med skærm med kviksølv	1.700	
	Servere	-1.400	
	Mobiltelefoner	-6.400	
Køleudstyr	CFC-kølemiddel	500	500
	Propan-kølemiddel	-900	
Skærme	LCD-skærm med kviksølv	1.700	800
	LCD-skærm uden kviksølv	0	
	CRT-skærm	900	
Store husholdningsapparater	F.eks. mikrobølgeovn, opvaskemaskine, vaskemaskine	-900	-400

Anm.: Bemærk at genanvendelsesomkostninger er angivet for den nuværende metode til affaldsbehandling.

Kilde: Mayers (2011).

Muligt at differentiere efter simple kriterier

Det anføres ofte, at det ikke er muligt i praksis at differentiere betalingen i producentansvarsordningerne, fordi de omfatter komplekse produkter, som består af mange forskellige komponenter og materialer. En differentiering kan derfor føre til høje transaktionsomkostninger. Erfaringer med differentiering af den franske WEEE-ordning viser dog, at det er muligt at opstille nogle simple kriterier for den enkelte produktgruppe, som adresserer nogle af de væsentligste miljøproblemer for hver gruppe, jf. Miljøstyrelsen (2012). Disse kriterier er i det franske tilfælde blevet defineret i samarbejde med producenterne, hvilket sikrer en større accept af ordningen.

Påvirkning af design kræver samarbejde i EU

En differentiering af producentansvarsordningen vil betyde, at produkter med høje behandlings- og miljøomkostninger bliver dyrere for danske forbrugere. Det vil derfor påvirke det indenlandske forbrug. Til gengæld vil det have en begrænset virkning på producenternes design. For at kunne påvirke producenter af biler, vaskemaskiner og fjernsyn til at ændre design, er det nødvendigt med ensartede kriterier og ordninger inden for EU. Langt de fleste producenter designer til et internationalt marked, hvor Danmark udgør en mindre andel.

Afgift vs. producentansvarsordning

Afgifter i kombination med offentlig håndtering er et alternativ til producentansvarsordningen, da det ikke er nødvendigt, at producenterne har det praktiske og fysiske ansvar for affaldsbehandlingen for at påvirke deres adfærd. Den samme virkning kan skabes ved indførelsen af differentierede afgifter. Fordelene ved en afgift kan være et simplere system med lavere transaktionsomkostninger og en større grad af myndighedskontrol med ordningen. Et problem med at benytte afgiftssystemet kan være, at det løbende skal opdateres, fordi miljøomkostninger og designløsninger ændrer sig over tid.

Pant på småt elektrisk og elektronisk udstyr

Småt elektrisk og elektronisk udstyr, som eksempelvis mobiltelefoner, sparepærer og brødristerer, udgør et særligt problem, fordi de i højere grad er i risiko for at ende i dagrenovationen end f.eks. en fryser. Det kan derfor overvejes at indføre et pantsystem for denne type produkter for at undgå, at produkterne bliver bortskaffet sammen med den

øvrige dagrenovation. En norsk rapport peger på en række udfordringer ved et sådant pantsystem, blandt andet udvikling af pantautomater, omkostningen til mærkning af produkterne og problemerne med gamle ikke-mærkede produkter, jf. Baastad (2012). På baggrund af rapporten anbefaler det norske Miljøverndepartement, at der ikke indføres et pantsystem i Norge, jf. Miljøvernsdepartementet (2012).

Nødvendigt at kende miljøomkostninger for at vurdere pantordning

I denne konklusion er dog ikke inddraget de sparede miljøomkostninger ved at fjerne affaldet fra dagrenovationen. Småt elektrisk og elektronisk udstyr kan indeholde blandt andet kviksølv og PVC, som fører til forurening, når det brændes i affaldsforbrændingsanlæg. Det er nødvendigt at gennemføre en cost-benefit-analyse, som vægter omkostningerne ved et pantsystem op mod de sparede miljøomkostninger, før et eventuelt pantsystem kan vurderes til at være for dyrt.

III.8 Organisering og konkurrenceforhold

Fokus på omkostnings-effektivitet

På affaldshåndteringsområdet er der både private og offentlige aktører, og set i lyset af ønsket om økonomisk effektivitet er det væsentligt, at konkurrencevilkårene for offentlige og private aktører er ens. Ud fra denne betragtning er der visse forhold i affaldssektorens organisering og regulering, som er problematiske.

Netværksmonopol er en fordel ved indsamling fra husholdninger

Indsamling af dagrenovation (og i et vist omfang kildesorteret affald) fra husstande er oftest organiseret ved, at kommunen eller det fælleskommunale selskab efter en udbudsforretning har etableret en ordning, hvor samme renovationselskab forestår indsamlingen fra samtlige husstande i et område. Da dagrenovation er en ensartet affaldstype, der ikke varierer meget mængdemæssigt over tid, er der næppe nogen økonomisk fordel i at tillade forskellige vognmænd at indgå kontrakt med de enkelte husstande om indsamling, jf. Konkurrencestyrelsen (1999). Indsamling af dagrenovation kan således nærmest karakteriseres som et "betalt" naturligt monopol. Effektivitetsgevinsten sikres ved, at indsamlingsordningen udbydes med jævne mellemrum (3-5 år), hvilket

også er tilfældet i dag for de fleste kommuners vedkommende.

Indsamling fra erhvervsvirksomheder er i fri konkurrence

Affald fra erhverv er mindre homogent virksomhederne imellem og varierer betydeligt i mængder, hvorfor der ikke er samme effektivitetsgevinst ved en fælles indsamlingsordning. Bl.a. derfor er indsamlingen af erhvervsaffald i dag overladt til virksomhederne, som har ansvar og pligt til at kildesortere og sikre genanvendelse af deres affald og samtidigt kan vælge frit mellem transportør og godkendte genanvendelsesanstalt. Genanvendelse af affald foregår typisk helt i privat regi.

Konkurrenceproblemer for deponering og forbrænding

Indsamling og genanvendelse er således generelt set udsat for konkurrence. Derimod er forbrænding og deponering af affald mindre konkurrenceudsatte, hvilket blandt andet betyder, at virksomheder, transportører og kommuner ikke frit kan afsætte affaldet til forbrænding eller deponi.

Effektivitetspotentialer for forbrænding og deponering

For affaldsforbrænding og deponering har flere analyser påpeget, at den eksisterende regulering ikke understøtter en omkostningseffektiv affaldssektor. Effektiviseringspotentialerne vurderes at være på 4 til 10 pct. for forbrændingsanlæggene og 25 til 35 pct. for deponeringsanlæggene, jf. Miljøstyrelsen (2006), Miljøstyrelsen (2010) og Miljøministeriet mfl. (2007). Resultaterne er fremkommet på baggrund af DEA-analyser, hvor der sammenlignes mellem eksisterende anlægs effektivitet.²²

De problematiske forhold i sektoren i dag drejer sig grundlæggende om kommunernes anvisningsret og kapacitetspligt samt hvile-i-sig-selv-princippet. Ydermere kan der være nogle markedsmæssige forhold, der medfører en risiko for monopoldannelse i sektoren. Disse forhold beskrives nærmere i det følgende.

22) En DEA-analyse (Data Envelopment Analysis) bestemmer enhedernes relative efficiens, dvs. det vurderes, om en given enhed i lyset af de andre enheders præstationer kunne have produceret et større output vha. mindre eller samme input. Dermed bliver resultatet ofte konservativt, eftersom muligheden, for at de mest effektive anlæg kan blive mere effektive, ikke indregnes.

Kapacitetspligt og anvisningsret

Kapacitetspligt varetages ved ejerskab

Ifølge affaldsreguleringen fra EU har Danmark pligt til at sikre en tilstrækkelig behandlingskapacitet til at håndtere den nationale produktion af dels affald til bortskaffelse og dels kommunalt indsamlet blandet affald. Med kommunernes overordnede ansvar for affaldshåndteringen i Danmark varetager de fleste kommuner kapacitetspligten gennem at opføre og eje forbrændings- og deponeringsanlæg (alene eller i fællesskab med andre kommuner), som de kan anvise affaldet til. Alternativt til ejerskab har visse kommuner indgået langtidskontrakter med behandlingsanlæg for at sikre kapaciteten.

Fritstillet brændbart affald er ikke "frit" i Danmark

Kapacitetspligten er i dansk lovgivning blandt andet udmøntet i, at danske kommuner har en anvisningsret og -pligt. Kommunernes anvisningsret betyder, at den enkelte kommune bestemmer, hvordan og hvor affaldsproducenten skal håndtere sit affald. Kommunerne har ifølge den danske affaldsbekendtgørelse anvisningsret til alt affald, der skal deponeres eller forbrændes, hvilket udgjorde 43 pct. af den samlede affaldsmængde i 2009, jf. afsnit III.3. Den danske anvisningsret gælder således for en større andel af affaldet end kapacitetspligten i EU's Affaldsdirektiv omfatter. Som følge af Affaldsdirektivet, der tillader, at affald til nyttiggørelse stort set kan handles frit inden for EU, er det tilladt at eksportere det forbrændingsegnete erhvervsaffald.²³ Det betyder, at en virksomhed kan vælge enten at følge den kommunale anvisning og aflevere affaldet på det anviste (danske) anlæg eller at eksportere affaldet til et udenlandsk anlæg. Hvis det ikke kan svare sig for virksomheden at eksportere affaldet, kan affaldet således kun afleveres på det af kommunen anviste anlæg. Der er således ikke reel konkurrence i Danmark om det forbrændingsegnete affald, som EU har fritstillet, da øvrige danske forbrændingsanlæg ikke kan byde ind på dette affald som følge af anvisningsretten.

23) Det forbrændingsegnete erhvervsaffald udgør omkring 9 pct. af den samlede affaldsmængde og knap 40 pct. af det forbrændte affald i 2009.

Regler reducerer konkurrencen

Da kommunerne oftest har varetaget kapacitetspligten gennem at eje anlæg, anviser de derfor også affaldet til disse anlæg ud fra et ønske om at udnytte anlægskapaciteten fuldt ud.²⁴ Anvisningen til egne anlæg kan lade sig gøre, da der ikke er udbudspflicht ved allokering af affald til anlæg, der er under kommunal kontrol.²⁵ Når kommunerne ejer affaldet og samtidig ejer affaldsbehandlingsanlæg, som kommunen kan anvise affaldet til uden udbud, er der ikke lige konkurrencevilkår mellem kommunale og ikke-kommunale anlæg. Den manglende konkurrence kan medføre et effektivitetstab, fordi affaldet anvises til et givent anlæg i stedet for til det anlæg, hvor det er billigst. Der er således kun konkurrence om affald fra kommuner, der ikke selv ejer et anlæg.²⁶ De nævnte forhold gælder specielt for forbrændingsanlæggene, da deponeringsanlæg som udgangspunkt skal være offentligt ejede.²⁷ Men også imellem offentligt ejede deponeringsanlæg kan der være effektivitetsforskelle, som ikke udnyttes ved den gældende regulering.

Sammenfald af myndigheds- og driftsopgaver

Den beskrevne organisering af affaldssektoren medfører en sammenblanding af myndigheds- og driftsherrerollen hos kommunerne. Det skyldes, at kommunerne både har en kapacitetspligt, en anvisningsret og kan bestemme, om affaldet skal genanvendes, forbrændes eller deponeres, samtidigt med at de ejer en stor del af affaldsforbrændings- og deponeringsanlæggene og dermed står som køber af affaldet. Denne sammenblanding medfører uigennemsigthed i sektoren. En måde at adskille kommunens rolle som

- 24) Kapacitetsudnyttelsen har stor betydning for forbrændingsanlæggenes økonomi og dermed for affaldstaksten. Det skyldes, at de fleste omkostninger er faste, og at et fald i kapacitetsudnyttelse medfører mindre varmeproduktion og dermed også mistede indtægter fra salg af energi (fjernvarme).
- 25) En række af de tjenesteydelser og vareindkøb, som en kommune eller et affaldsselskab foretager, er dog umiddelbart omfattet af udbudspflicht, for eksempel renovationskørsel og indkøb af containere, jf. Konkurrencestyrelsen (1999).
- 26) 19 kommuner havde i 2010 ikke ejerskab i forbrændingsanlæg, jf. Miljøstyrelsen (2010).
- 27) Begrundelsen for offentligt ejerskab er grundlæggende at sikre, at der er ressourcer til at imødegå eventuelle miljøeffekter i den lange periode, hvor deponiet ikke er aktivt længere.

driftsherre for anlæg fra rollerne som køber og myndighedsudøver kan være en selskabsgørelse af forbrændings- og deponeringsanlæg, som anbefalet i Miljøstyrelsen (2010).²⁸ En selskabsgørelse vil desuden stille anlæggene mere lige, fordi de bliver underlagt samme skatteregler, og skabe øget gennemsigtighed omkring anvendelsen af skatteborgernes penge.

Hvile-i-sig-selv-princippet og offentlige monopoler

Hvile-i-sig-selv-princippet skal hindre monopolars overnormale avance ...

Affaldsområdet er som en række andre forsyningsområder underlagt reglerne om fuld gebyrfinansiering og hvile-i-sig-selv-princippet, som blandt andet er begrundet ud fra konkurrencemæssige hensyn. Princippet indebærer, at den pris, som forsyningsvirksomheden opkræver for ydelsen, set over en årrække skal modsvare de faktiske omkostninger, som virksomheden har ved at producere og levere ydelsen. Princippet skal blandt andet sikre, at en forsyningsvirksomhed ikke udnytter en monopolsituation på et forsyningsområde til at opkræve en urimelig avance blandt brugerne af forsyningsydelsen.

... men medfører mindre omkostnings-effektivitet

Virksomhederne kan således ikke optjene et overskud ved at sænke omkostningerne og kan samtidig altid få dækket deres omkostninger via priserne (behandlingsgebyret). Derfor har virksomhederne ikke nødvendigvis incitament til at være omkostningseffektive, ligesom det kan føre til overinvesteringer. Dermed er der reelt ikke nogen sikkerhed for, at priserne bliver lavere, end de ville have været under et ureguleret monopol, jf. Konkurrencestyrelsen (2005). Samtidig indebærer hvile-i-sig-selv-princippet i sig selv ikke en entydig og ensartet gebyrfinansiering.²⁹ Således kan anvendelsen af hvile-i-sig-selv-princippet muligvis forklare en del af forskellene i kommunernes affaldsgebyrer.

28) Selskabsgørelse betyder, at kommunalt ejede anlæg bliver udskilt fra kommunerne i selvstændige selskaber i form af A/S eller Aps.

29) For en mere uddybende gennemgang af hvile-i-sig-selv-princippet og alternativer hertil henvises til Det Økonomiske Råds Sekretariat (2005).

Markedsudsættelse eller incitamentsregulering

Når det gælder regulering af (offentlige) monopoler, er der flere alternativer til hvile-i-sig-selv-regulering. Overordnet set står valget mellem at markedsudsætte området eller en form for incitamentsregulering. En markedsudsættelse vil være betinget af, at markedsforholdene i øvrigt ikke medfører naturlig monopoldannelse. Incitamentsskabende regulering af monopoler kan for eksempel være indtægtsrammer, prislofter, to-tarifs-system og benchmarking, jf. Konkurrencestyrelsen (2005). Sådanne reguleringsmetoder indeholder incitamenter til effektivitetsfremme i modsætning til hvile-i-sig-selv-princippet.

Princippet dækker store dele af affaldssektoren

Affaldshåndteringen i Danmark er som nævnt omfattet af hvile-i-sig-selv-princippet. Undtaget herfra er udlicitering til private virksomheder af indsamling/transport af affald til behandlingsanlæg samt private genanvendelsesvirksomheder. Sidstnævnte håndterer ca. 40 procent af den samlede affaldsmængde.³⁰ Kommunen selv er dog underlagt hvile-i-sig-selv-princippet og betaler de virksomheder, der har vundet licitationen/udbuddet, med afgiftsmidler opkrævet hos affaldsproducenterne. Resten af sektoren er karakteriseret ved et offentligt monopol, jf. Finansministeriet (1999). Dette gælder specielt for deponering og forbrænding.³¹

Monopoler i forsyningssektoren

Hvile-i-sig-selv-princippet bliver ofte retfærdiggjort ud fra en ide om, at affaldsbehandling er et naturligt monopol. Monopoler optræder i et vist omfang inden for mange forsyningsområder og kan skyldes forskellige forhold. Naturlige monopoler foreligger, når der af tekniske årsager kun kan være en enkelt virksomhed på et marked og kan eksempelvis skyldes meget store etableringsomkostninger. En stor monopolvirksomhed vil i nogle tilfælde kunne forsyne markedet mere effektivt end flere (mindre) udbydere, da den større produktion kan medføre lavere enhedsomkostninger, jf. Det Økonomiske Råds Sekretariat (2005).

30) Det genanvendelige affald handles generelt på det frie marked, men ca. 20 pct. indsamles af kommuner som en del af den kommunale affaldshåndtering og er derfor stadig underlagt den kommunale prisstruktur.

31) Der er mulighed for privat ejerskab af forbrændingsanlæg, men de har ikke lov til at optjene profit, hvilket har fået flere private aktører til at forlade markedet.

Samtidig kan naturlige monopoler føre til for høje priser på grund af den manglende konkurrence.

Offentligt monopol kan være at foretrække

Et offentligt monopol kan være at foretrække frem for et privat monopol, da der er bedre mulighed for at sikre rimelige priser, hvilket eksempelvis er sket gennem brugen af hvile-i-sig-selv-princippet. Spørgsmålet er dog, i hvor høj grad der vil opstå private monopoler, hvis affaldsbehandlingsområdet blev dereguleret. Det afhænger blandt andet af graden af konkurrence mellem nationale og internationale anlæg og behovet for at opretholde en vis indenlandsk kapacitet for at dække den nationale kapacitetsforpligtigelse.

Affaldsforbrænding er i dag et offentligt monopol

Som følge af den store andel af offentligt ejerskab på affaldsforbrændingsområdet samt anvisningsretten og udbudsreglerne kan affaldsforbrændingssektoren i dag karakteriseres som værende under offentligt (lokalt) monopol. Da der er store investeringsomkostninger forbundet med anlæggene, kan der være en risiko for monopoldannelse på affaldsforbrændingsområdet i forbindelse med en privatisering, jf. Affald Danmark mfl. (2011). Ved en deregulering af sektoren vil en eventuel udvikling hen imod en privat monopoltilstand dog blive modvirket af, at omkostningerne ved at transportere affald til forbrænding er lave. Dermed vil forbrændingsanlæg være i konkurrence om de udbudte affaldsmængder fra både Danmark og udlandet, jf. Miljøstyrelsen (2010).

Positive erfaringer fra andre forsyningsområder

Erfaringer fra andre forsyningsområder har vist, at det er muligt at markedsudsætte delområder, der hidtil har hørt under et naturligt monopol. På disse områder er det udelukkende nettene og netadgangen (f.eks. el- og gasledninger), som efterfølgende udgør det naturlige monopol. Det kan således være muligt at udskille separate markeder for netadgang og for grossist- og detaildistribution og derefter indføre konkurrence på for eksempel detail- og grossistmarkederne. Andre erfaringer har vist, at det er muligt gennem udbud at skabe konkurrence om markedet, jf. Konkurrencestyrelsen (2005). For affaldsforbrændingsområdet ville dette betyde, at forbrændingsegnet affald kunne

handles frit (eventuelt via udbud), og at affaldsforbrændingsanlæggene kunne byde ind på dette affald.

Affaldsforbrændingsanlæg er underlagt forskellige prisreguleringer

Generelt leverer affaldsforbrændingssektoren tre produkter: El, varme og affaldsbortskaffelse. Affaldsforbrændingsanlæggenes økonomi er derfor afhængig af prisreguleringen på disse tre områder. Salg af el foregår på det frie marked, og el-prisen er dermed markedsbestemt.³² Affaldsforbrændingsanlæg får imidlertid en væsentlig del af deres indtægter gennem salg af fjernvarme. Fjernvarmenettet er også karakteriseret ved at være et naturligt monopol, og der er således en regulering af prisen på fjernvarme fra affaldsforbrændingsanlæg. Ifølge de nyeste regler må et affaldsforbrændingsanlæg maksimalt opkræve den laveste af henholdsvis hvile-i-sig-selv-prisen på varme eller et prisloft svarende til gennemsnitsprisen på varme fra de centrale kraft-varmeanlæg.³³ Selve affaldsforbrændingen er reguleret efter hvile-i-sig-selv-princippet, dvs. at den pris, anlæggene opkræver for at modtage affald, skal svare til omkostningerne ved at behandle affaldet.

Deponeringssektor under offentligt monopol

For deponeringsanlæg er der i højere grad tale om offentlige monopoler som følge af lovgivningen om ejerforhold. Siden 1991 har der været krav om, at nye deponeringsanlæg skal være ejet af offentlige myndigheder, samt at allerede eksisterende offentligt ejede deponeringsanlæg skal forblive i offentligt ejerskab. I dag er således kun tre ud af 42 anlæg privatejede, jf. Affald Danmark (2011a).

Øget konkurrence kan reducere omkostningerne

Øget konkurrence, hvor de mest effektive (private eller offentlige) virksomheder varetager affaldshåndteringen, vil kunne reducere omkostningerne ved affaldshåndtering. En sådan åbning for konkurrence skal dog afvejes i forhold til hensyn til sikkerhed for forsyning af affaldsbehandling, planlægning mv., jf. Finansministeriet (1999).

32) Dog med nogle særlige overgangsordninger for anlæg etableret før 2004.

33) Jf. Bekendtgørelse om fastsættelse af prislofter og maksimalpriser for fjernvarme fra affaldsforbrændingsanlæg (17. dec. 2012). I forhold til den tidligere regulering medfører denne ændring en reduktion i antallet af maksimalpriser, hvilket har stillet affaldsforbrændingsanlæggene mere lige mht. varmeprisen.

**Politisk aftale om
'ny organisering'**

I 2007 blev der indgået et bredt politisk forlig om en 'ny organisering af affaldssektoren', der havde til formål at effektivisere og liberalisere sektoren. Første fase af aftalen er blevet gennemført og medførte en frisættelse af kildesorteret genanvendeligt erhvervsaffald og benchmarking af forbrændings- og deponeringsanlæg.³⁴ Anden fase af aftalen var målrettet forbrændings- og deponeringssektoren og indledtes med udarbejdelsen af en tværministeriel embedsmandsrapport, som beskriver alternativer til organisering af forbrændings- og deponeringssektoren. Rapporten blev fulgt op med den tidligere regerings 'Aftale om Konkurrencepakke', som bl.a. indebar en selskabsmæssig udskillelse af forbrændingsanlæggene og konkurrenceudsættelse af forbrænding af alt affald. Som følge af regeringsskiftet blev aftalen ikke udmøntet til lov. Den nye regering har imidlertid i oktober 2012 fremlagt et konkurrencepolitisk udspil, som fokuserer på konkurrenceproblemerne i affaldsforbrændingssektoren, men der er ikke nævnt konkrete initiativer.

Anbefalinger til løsninger**Anbefalinger
målrettet
forbrænding**

Den ovenfor nævnte embedsmandsrapport indeholder analyser af forskellige scenarier i relation til affaldsforbrændingsområdet.³⁵ De væsentligste anbefalinger, der skal reducere de beskrevne problemer i sektoren, er:

- Selskabsgørelse af forbrændingsanlæg – så der ikke er en sammenblanding af kommunernes interesser og for at sikre mere lige konkurrencevilkår
- Hvile-i-sig-selv-princippet ophæves for at give tilskyndelse til at nedbringe omkostningerne
- Markedsudsættelse af forbrændingsegnet husholdningsaffald, idet der indføres udbudspligt herfor

34) Aftalen betød at anvisningsretten på kildesorteret genanvendeligt erhvervsaffald blev afskaffet samt en regnskabsmæssig udskillelse m.v. af forbrændings- og deponeringsanlæg som grundlag for benchmarking.

35) Miljøstyrelsen (2010).

- Anvisningsret for forbrændingsegnet erhvervsaffald afskaffes, så alle danske forbrændingsanlæg kan byde ind på affaldet

Tiltagene forventes at medføre en omkostningsbesparelse for samfundet på mindst 350 mio. kr. årligt, jf. Miljøstyrelsen (2011b).

Etablering af privat monopol bør overvåges

Hvis hvile-i-sig-selv-princippet for affaldsforbrændingsanlæg ophæves uden at implementere en alternativ reguleringsmekanisme, kan der være en fare for, at der opstår et privat monopol, da markedet som tidligere nævnt er karakteriseret ved produktionstekniske barrierer, som det er tilfældet med de store etableringsomkostninger for affaldsforbrænding. Risikoen for monopol afhænger dog af i hvilket omfang affaldet markedsudsættes og af omkostningerne ved at transportere affaldet. Hvis det viser sig, at konkurrenceudsættelsen af affaldsforbrændingssektoren medfører monopoldannelse, bør der indføres en incitamentsskabende regulering, der i modsætning til hvile-i-sig-selv-princippet indeholder incitamentet til effektivitetsfremme.

Overgangsordning for eksisterende anlæg

Der er ingen tvivl om, at øget konkurrence på markedet på sigt vil gøre, at nogle værker vil blive afviklet. Dette vil stille nogle kommuner i en vanskelig situation, da de har bundet penge i værkerne. Problemet vil dog kunne reduceres ved en overgangsordning, da mange af de eksisterende anlæg vil være teknisk udtjente i løbet af de kommende år. Konkurrencepakken indeholdt også en tilpasningsperiode for vanskeligt stillede kommunalt ejede forbrændingsanlæg, som i en overgangsperiode på op til fem år skulle kunne tiltrække husholdningsaffald fra ejerkommunerne uden udbud. Alt affald til anlægget skulle i så fald forbrændes til hvile-i-sig-selv-prisen.

Konkurrence kan sikre effektive anlæg

Spørgsmålet er, hvor stort problemet med forsyning med affald i realiteten vil være. Der er to forhold, som taler for, at forsyningsproblemet ikke vil være så stort, som det tidligere har været: For det første vil den indenlandske handel med affald føre til, at en række værker vil forsvinde fra markedet over tid, da de ikke vil have mulighed for at

konkurrere om affaldet. Dette vil i sig selv give mulighed for øget handel og større sikkerhed for affaldsmængderne til de resterende værker. Desuden forventes de danske affaldsforbrændingsværker at kunne konkurrere på affaldstaksterne overfor affaldsforbrændingsværker i udlandet, bl.a. fordi varmen kan afsættes til fjernvarmenettet, jf. Miljøstyrelsen (2010).

Anbefalinger målrettet deponi

For deponeringsområdet er der lavet tilsvarende scenarieanalyser som for affaldsforbrændingsområdet. De væsentligste anbefalinger er opsummeret her:

- Deponeringsanlæggene selskabsgøres
- Hvile-i-sig-selv-princippet erstattes med simpel prisloftregulering for at imødegå misbrug af en eventuel regional monopoldannelse. På sigt indføres et mere avanceret prisloft baseret på bl.a. benchmarking
- Kommunerne anviser til et eller flere anlæg i en såkaldt affaldsregion, som skal sikre en hensigtsmæssig geografisk spredning af deponeringsanlæggene
- Virksomhederne får frit valg af anlæg inden for regionen
- Kommunerne har fortsat ansvaret for at sikre tilstrækkelig kapacitet
- Fortsat offentligt ejerskab af anlæggene ud fra miljøhensyn, men med mulighed for at skabe konkurrence om driften af anlægget ved for eksempel udlicitering

III.9 Kritiske råstoffer

Ressourcestrategi på trapperne

Spørgsmålet om genanvendelse af affald – herunder de råstoffer som bortsmides med affaldet – står højt på den politiske dagsorden både i Danmark og EU. Regeringen arbejder i øjeblikket på en Ressourcestrategi, som har en målsætning om at øge genanvendelse af affald og råstoffer i Danmark. Ressourcestrategien er en udmøntning af EU's strategi på området. Baggrunden for den ny strategi er en forventning om øget ressourceknaphed i fremtiden, hvilket bruges som et argument for, at det er vigtigt at udvikle

teknologier til at genanvende en større del af vores affald i produktion af nye varer.

Strategien kommer formentligt til at fokusere på fire områder:

- Udnyttelse af næringsstoffer (især fosfor) i organisk affald f.eks. fra landbruget
- Design af elektronik, så det er billigere at udnytte sjældne og kritiske metaller
- Mere miljørigtig genanvendelse af bygge- og anlægsaffald, især mht. affald, der indeholder PCB³⁶
- Øget genanvendelse af pap, papir, glas mv.

“Kritiske råstoffer”

Ressourcestrategien tager især udgangspunkt i diskussioner om de mulige problemer, der kan opstå, hvis råstoffer, som er centrale i eksempelvis den elektroniske industri, ikke vil være tilgængelige i fremtiden. FN og EU har derfor udviklet terminologien “kritiske råstoffer”. Disse omfatter ikke-fornybare råstoffer, som er karakteriseret ved at have stor økonomisk betydning for vigtige sektorer, at være svært substituerbare, og som er forbundet med stor forsyningsrisiko, forstået sådan, at de findes i få lande og derfor kan blive genstand for politisk pression.³⁷

Prisen fortæller om knaphed

Spørgsmålet om ikke-fornybare ressourcer er velbeskrevet i den økonomiske litteratur, og resultaterne tilsiger, at det ikke i sig selv er grund til politisk indgriben, at en ressource er udtømmelig. Rationalet er, at når knapheden på en ressource øges, vil det følges af stigende priser. Dette giver tilskyndelse til at anvende ressourcen med omtanke (herunder øge genanvendelsen), at udvikle substitutter til ressourcen samt at udvikle alternative teknologier. Dette fortæller også, at det ofte fremførte argument om, at stigende priser

36) PCB kan skade mennesker og miljø og blev brugt i byggematerialer indtil det blev forbudt i byggeriet i 1977.

37) Et eksempel på et kritisk råstof er scandium, som anvendes i fly og sparepærer. Sjældne jordarter kan være europium og terblum, som anvendes i mobiltelefoner, samt nerodym, som anvendes i vindmøller og AV-udstyr.

på ressourcer skal give anledning til politisk handling, grundlæggende er problematisk. De stigende priser er netop markedets måde at signalere knaphed til producenterne, og dette giver tilskyndelse til at øge indsatsen for at genanvende ressourcerne eller udvikle alternativer.

**Årsager til
utilstrækkelige
prissignaler**

Bekymringen skal således ikke tage udgangspunkt i, at priserne på de ikke-fornybare ressourcer stiger, men snarere om de stiger hurtigt nok. Et velfungerende prissignal forudsætter, at markederne er velfungerende, således at de priser, som producenterne betaler for råvarerne, giver de rette signaler. Der kan nævnes tre væsentlige grunde til, at dette eventuelt ikke er tilfældet. Den første er manglende prissætning af eksternaliteter. Hvis der er negative eksternaliteter forbundet med udvindingen eller brugen af råstofferne, som ikke er korrekt reguleret, vil det føre til en hurtigere udvinding af råstofferne samt en større miljøbelastning ved udvindingen end, hvad der er samfundsøkonomisk hensigtsmæssigt. Tilsvarende gør sig gældende, såfremt der gives subsidier til råstofudvinding, hvilket er tilfældet i en række lande. Sidst skal nævnes usikre ejendomsrettigheder, som også fører til en for hurtig udvinding over tid. Dette skyldes, at en forventning om, at en erhvervet rettighed til udvinding af ressourcen ikke nødvendigvis respekteres i al fremtid, vil føre til en for kortsigtet udvindingsprofil. Dette fører til lavere priser, end hvis ressourcen blev udvundet optimalt over en længere tidsperiode. Både de usikre ejendomsrettigheder og manglende prissætning af miljøeffekterne betyder, at tilskyndelserne til genanvendelse og udvikling af substitutter og alternative teknologier bliver for beskeden. De nævnte problemer er dog typisk knyttet til de lande, som producerer råstofferne, ligesom det er vanskeligt for et lille land som Danmark at imødegå de omtalte problemer.

**Er der særlige
problemer ved
genanvendelse?**

En korrekt prissætning af ressourceanvendelsen og dens miljøeffekter vil sikre, at producenterne opfører sig samfundsøkonomisk hensigtsmæssigt. Der kan dog også være institutionelle forhold, som fører til en u hensigtsmæssig anvendelse af affaldet, og dette kan særligt være tilfældet, når ressourcerne er afleveret til affaldshåndteringen. Når det gælder affald fra de større virksomheder, vil dette typisk

	<p>bestå af store rimeligt homogene mængder. De store virksomheder er forpligtede til at aflevere affaldet til autoriserede affaldsselskaber, så det må forventes, at der derigennem findes velfungerende rammer for at sikre det økonomisk hensigtsmæssige niveau for genanvendelse af ressourcerne i affaldet.</p>
Særlig udfordring for det blandede affald	<p>Noget tilsvarende gælder ikke for husholdningerne, som er tilknyttet dagrenovationen. Her sker der kun i begrænset omfang en sortering af affaldet, idet hovedparten ender i skraldespanden som blandet affald. Undtaget herfra er ordningerne til indsamling af glas, papir, batterier mv. Ligeledes er der forskel imellem kommunerne på den service, som ydes, idet det i nogle kommuner er husstandens egen opgave at bringe affaldet til opsamlingsstederne, mens andre kommuner afhenter det ved hjemadressen.</p>
Deltagelse er nøglen til genanvendelse	<p>Muligheden for genanvendelse af husholdningernes affald afhænger i høj grad af, om man kan få husholdningerne til at deltage i sorteringsordningerne. Selv for eksempelvis papir og glas, som er rimeligt homogene affaldstyper, hvor der er udbredte ordninger, er det kendt, at en del stadig bortskaffes med det blandede affald. Det er oplagt, at dette må være tilfældet, da der i sig selv er ekstra omkostninger forbundet med udsortering af glas og papir og med at aflevere dette på rette sted.</p>
Ikke behov for en særlig indsats	<p>Med mindre der kan argumenteres for, at der er særlige institutionelle barrierer for genanvendelse, er der ikke økonomiske argumenter for at foretage en særlig indsats for at øge genanvendelsen, hverken generelt eller for de udpegede kritiske råstoffer. Prissignalerne bør i sig selv føre til genanvendelse i det omfang, som er økonomisk attraktivt, og der er derfor ikke gode argumenter for at gennemføre en regulering, som påfører Danmark særlige omkostninger på dette område.</p>

III.10 Sammenfatning og anbefalinger

**Affald skal
indsamles og
håndteres**

Affald er en uundgåelig del af økonomisk aktivitet. Der produceres affald i forbindelse med virksomhedernes produktion samt ved husholdningernes forbrug, og der er derfor en tendens til, at mængden af affald øges, når aktiviteten i samfundet stiger. Hvis affald ikke håndteres, men blot bortsmides, fører det til miljøomkostninger i form af spredning af smitsomme sygdomme og giftige stoffer, der påvirker menneskers sundhed og fører til skader på miljø og natur. Det er derfor nødvendigt at have et system, hvor praktisk talt alt affald indsamles og håndteres.

**Ideelt skal pris på
affaldshåndtering
dække både direkte
og miljømæssige
omkostninger**

Principielt skal prisen for at komme af med affald for husholdninger og virksomheder afspejle både de direkte håndteringsomkostninger og de miljøomkostninger, der følger af affaldshåndteringen. Ved at pålægge en afgift, der afspejler miljøomkostningerne, sikrer man, at virksomheder og forbrugere inddrager de eksterne omkostninger, der er forbundet med affald, i deres adfærd. En sådan prissættelse af affald giver den rette tilskyndelse for affaldsproducenterne til at sortere affaldet og reducere mængderne.

**Type- og
mængdebaseret
betaling fungerer
for de store
virksomheder ...**

Dette princip genfindes i hovedtræk for de store virksomheders affaldshåndtering, idet de typisk producerer store mængder af relativt ensartet affald, som kan kildesorteres og genanvendes. Derfor kan virksomhederne med fordel indgå aftaler med affaldsindsamlingsvirksomheder, og deres bortskaffelse kan kontrolleres gennem en dokumentationspligt. Forudsat at miljøomkostningerne ved bortskaffelsen er afspejlet i priserne, vil dette system sikre en samfundsmæssig hensigtsmæssig håndtering af de store virksomheders affald.

**... men bør ikke
anvendes for
husholdningerne**

Vægt- og typebaserede gebyrer er anbefalet af OECD, ligesom det er forsøgt indført for dagrenovationen i enkelte kommuner. Det vurderes dog, at sådanne gebyrer på afhentning af affald fra husholdninger og små virksomheder ikke er hensigtsmæssige. Hovedargumentet er, at det vil give tilskyndelse til ulovlig bortskaffelse af affald, og at det er umuligt at håndhæve et forbud i denne sektor på grund af betydelige kontrolproblemer. Dette har også været erfarin-

gen, efter ordningerne for de små virksomheders brug af genbrugspladserne blev ændret. Her blev betalingen afhængig af virksomhedens størrelse eller hvor meget affald, der afleveres på genbrugspladsen. Derved kom virksomhederne til at betale en positiv marginalpris for at komme af med deres affald på genbrugspladsen, og ifølge kommuner og andre offentlige myndigheder har det medført en stigning i den ulovlige bortskaffelse. For at reducere tilskyndelsen til ulovlig bortskaffelse bør der i stedet anvendes faste affaldsgebyrer i kombination med en lav marginalpris, suppleret med let tilgængelige faciliteter til bortskaffelse af affald samt information herom. Det mest udbredte system for husholdningerne i Danmark med en fast betaling, der kun afhænger af beholderstørrelse og eventuelt afhentningshyppighed, forekommer i det lys fornuftigt.

Målsætninger for affaldsbehandling

Flere faste målsætninger for affald

Affaldslovgivningen afspejler et tæt samspil mellem EU-regulering og national regulering. EU-reguleringen sætter de overordnede rammer og principper og har nogle kvantitative styringsmål. Organiseringen og den faktiske implementering i national lovgivning er en opgave for de danske myndigheder. De overordnede mål søges opfyldt bl.a. ved, at der fastsættes kvantitative mål for behandlingsmetoder og affaldsfraktioner. Spørgsmålet om genanvendelse af affald står højt på den politiske dagsorden både i Danmark og EU, hvilket kommer til udtryk ved EU's affaldshierarki. Dette foreskriver, at genanvendelse skal foretrækkes frem for afbrænding, som igen foretrækkes frem for deponi. Den nationale målsætning for 2012 er, at minimum 65 pct. af den samlede affaldsmængde genanvendes, mens maksimalt 6 pct. må deponeres.

Ukritisk fokus på genanvendelse ...

Der må dog sættes spørgsmålstegn ved, om affaldshierarkiet i den nuværende fortolkning, hvor genanvendelse altid går forud for afbrænding, er samfundsøkonomisk fornuftigt, da valget af affaldshåndtering både bør afspejle miljøeffekterne og de direkte håndteringsomkostninger. Det anbefales derfor både at inddrage livscyklusanalyser samt samfundsøkonomiske analyser (CBA) med henblik på at vurdere

hensigtsmæssigheden ved at flytte affaldstyper op i affaldshierarkiet.

... men behov for mål for husholdningernes affald

Problemerne med at indføre en korrekt prissætning i håndteringen af husholdningernes og de mindre virksomheders affald nødvendiggør en supplerende regulering, som giver tilskyndelse til sortering af affaldet samt reduktion af mængderne. Her forekommer det fornuftigt at have mål om reduktion af affaldsmængderne og cost-benefit-baserede retningslinjer for behandling af de forskellige affaldsfraktioner, som er knyttet op på affaldshierarkiet.

Regulering af producentsiden

Problemet med prissætning af husholdningernes affald er også et væsentligt argument for at regulere på producentsiden for derigennem at få internaliseret omkostningerne til affaldshåndtering. Regulering af producentsiden har således til formål at sikre, at omkostningerne ved bortskaffelse af produkterne inddrages i producenternes beslutninger og kommunikeres videre til forbrugerne gennem produktpriserne. Dette kan være særligt væsentligt for produkter, hvor designet eller valg af bortskaffelsesmetode har stor betydning for omkostningen ved den endelige affaldshåndtering. Den nuværende produktregulering dækker primært emballage, batterier samt elektrisk og elektronisk udstyr.

Emballageafgifterne bør have et eftersyn

Afgifter på emballage blev indført allerede i 1978 og er siden øget og udvidet til at dække flere typer af emballage. Der er dog en række problemer omkring afgifterne, bl.a. at de ikke er tilstrækkeligt differentierede efter miljøomkostningerne og derfor kun leder til mindre efterspørgsel, men ikke til mere miljørigtigt design. De vægtbaserede emballageafgifter er en undtagelse, da de er differentierede efter miljøindeks. Dette indeks bør dog opdateres for at afspejle de aktuelle miljøeffekter, ligesom afgifterne i fremtiden bør prisreguleres.

Velfungerende marked for bil- og industribatterier

Der er producentansvar for batterier, hvilket betyder, at producenter af batterier har det fysiske og økonomiske ansvar for den endelige affaldshåndtering. Formålet er at minimere batteriers negative påvirkning af miljøet. Det kan

ske enten ved at bruge mere miljøvenlige batterier eller ved at øge indsamlingen og genanvendelsen af batterier. I praksis er der et velfungerende marked for genanvendelse af bil- og industribatterier, og langt hovedparten af disse genanvendes. Derfor kan den regulerende indsats på dette område indskrænkes til en overvågning af, om genanvendelsen holder sig tæt på 100 pct.

Producentansvar for bærbare batterier suppleres med pant

Manglende indsamling af bærbare batterier udgør et større problem, da kun knap halvdelen af den solgte mængde bærbare batterier indsamles. En stor andel antages derfor at blive afbrændt med dagrenovationen, hvilket fører til forurening med tungmetaller og vanskeliggør genanvendelse. Producentansvarsordningen kan mindske efterspørgslen efter bærbare batterier gennem øgede priser, men det er ikke oplagt, at det i sig selv sikrer en øget indsamling af batterierne. Hvis hovedformålet er at sikre en høj indsamlingsgrad, bør man i stedet overveje pantordninger. Det anbefales at lave en samlet vurdering af miljøgevinster og omkostninger ved et pantsystem for at kunne vurdere, om en pantordning kan betale sig samfundsøkonomisk.

Genovervej pant på småt elektronik

Producentansvarsordningen for WEEE (Waste Electrical and Electronic Equipment) blev indført i 2006 med henblik på at overdrage ansvaret og omkostningerne for bortskaffelse og genanvendelse af elektronikprodukter til producenterne. Det er dog usikkert, om indsamlingsordningen giver de rette signaler i affaldshåndteringen, idet småt WEEE bliver smidt i dagrenovationen i et ukendt omfang og typisk ender i affaldsforbrændingsanlæg. Ved at indføre en pantordning på småt elektronik, ville det være muligt fremadrettet at sikre en bedre indsamling og behandling. Det anbefales ligesom for de bærbare batterier at lave en samfundsøkonomisk analyse af et pantsystem for småt elektronik.

Øgede priser på råstoffer vil øge genanvendelsen

I det omfang de store og små elektronikprodukter indeholder knappe råstoffer, må det forventes, at stigende knaphed og dermed stigende priser giver tilskyndelse til at øge genanvendelsen, at udvikle substitutter til ressourcen samt at udvikle alternative teknologier. Tendensen ses også ved at skrottet (deponeret) elektronik opgraves med henblik på genanvendelse. Det ofte fremførte argument om, at stigende

priser på ressourcer skal give anledning til politisk handling, er således tvivlsomt. Spørgsmålet om resourceknaphed er udgangspunktet for regeringens kommende resourcestrategi. Her skal advares imod at indføre faste mål og ordninger, som blokerer for prissignalet. I stedet skal der arbejdes på at sikre de rette institutionelle rammer, som muliggør genanvendelse, eksempelvis gennem nemt tilgængelige ordninger for sortering af husholdningernes affald.

Organisering af affaldssektoren

Liberalisering af affaldsstrømmene

Kommunerne har det overordnede ansvar for affaldshåndteringen, som er fordelt på henholdsvis indsamling og behandling. På affaldshåndteringsområdet er der både private og offentlige aktører. Set i lyset af ønsket om økonomisk effektivitet er det væsentligt, at der er konkurrenceudsættelse, hvor dette er muligt, og at konkurrencevilkårene for offentlige og private aktører er ens. Ud fra denne betragtning er der visse forhold i affaldssektorens organisering og regulering, som er problematiske. Problemstillingerne er tidligere blevet behandlet i et embedsmandsudvalg, som kom med en række anbefalinger til øget privatisering og markedsudsættelse af affaldsforbrænding og deponi, jf. Miljøstyrelsen (2010). Der er grund til fortsat at arbejde i retning af at gennemføre de væsentligste anbefalinger, som især vedrører:

- Selskabsgørelse af både forbrændings- og deponianlæg, så der ikke er en sammenblanding af kommunernes interesser og for at sikre mere lige konkurrencevilkår
- Hvile-i-sig-selv-princippet ophæves og selskaberne drives efter forretningsmæssige principper for at give tilskyndelse til at nedbringe omkostningerne
- Evt. privatisering af anlæg til affaldsforbrænding, men fortsat offentligt ejerskab for deponianlæg
- Øget konkurrenceudsættelse af det forbrændingsegnede affald, idet anvisningsretten for erhvervsaffaldet afskaffes, og der indføres udbudspligt for husholdningsaffaldet

Udgangspunktet for anbefalingerne er, at der er en risiko for, at hvile-i-sig-selv-princippet for kommunernes affaldsforbrændings- og deponianlæg fører til unødvendigt høje omkostninger for bortskaffelse af affaldet, bl.a. på grund af manglende kapacitetstilpasning. Da princippet sikrer dækning af omkostningerne, uanset hvilken teknologi som anvendes i affaldsbortskaffelsen, er der også en risiko for, at tilskyndelsen til at indføre nye og billigere teknologier bliver for beskeden. Desuden bør der arbejdes hen imod at øge fleksibiliteten i affaldshåndteringen, så kapacitetsudnyttelsen bliver bedst mulig.

Litteratur

Affald Danmark (2011a): BEATE Benchmarking af affaldssektoren 2011. Deponering.

Affald Danmark (2011b): BEATE Benchmarking af affaldssektoren 2011. Forbrænding.

Affald Danmark, RenoSam og Kommunernes Landsforening (2011): Kommunernes fremtidige rolle vedrørende forbrænding af affald.

Andersen, M.S., N. Dingsøe og S. Brendstrup (1997): Affaldsafgiften 1987-96. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen 96. Miljøstyrelsen.

Astrup, T., T. Fruergaard og T.H. Christensen (2009): Recycling of plastic: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste management & research*, 27 (8), s. 763-772.

Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics (2010): ABARE review of the PricewaterhouseCoopers 'Estimating consumers' willingness to pay for improvements to packaging and beverage container waste management' Final Draft Report.

Baastad, D.-F. (2012): Utredning av obligatorisk panteordning for småelektronikk.

Christensen, L. og B. Ettrup (2004): Mindre virksomheders brug af genbrugspladser. Miljøprojekt nr. 895. Miljøstyrelsen.

Dansk Retursystem (2012): Årsrapport 2011.

Det Økonomiske Råds Sekretariat (2005): En vurdering af de økonomiske aspekter ved hvile-i-sig-selv-princippet. Internt notat.

Dijkgraaf, E. og R.H.J.M. Gradus (2004): Cost savings in unit-based pricing of household waste. The case of the Netherlands. *Resource and Energy Economics*, 26 , s. 353-371.

Dijkgraaf, E. og H.R.J. Vollebergh (2005): Literature review of social costs and benefits of waste disposal and recycling. I: Rasmussen, C. og D. Vigsø: *Rethinking the Waste Hierarchy*. Institut for Miljøvurdering.

DPA System (2012): WEEE og BAT statistik 2011.

Dunne, L., F. Convery og L. Gallagher (2008): An investigation into waste charges in Ireland, with emphasis on public acceptability. *Waste management*, 28 , s. 2826-2834.

Economics for the Environment Consultancy (2002): Valuation of benefits to England and Wales of a revised Bathing Water Quality Directive and other beach characteristics using the choice experiment methodology. Department of Environment, Food and Rural Affairs.

Energistyrelsen (2012): Energistatistik 2011. Energistyrelsen.

Europa-Kommissionen (2005): EU waste policy. The story behind the strategy.

Europa-Kommissionen (2011a): Flagskibsinitiativet Et ressourceeffektivt Europa under Europa 2020-strategien. Meddelelse fra Kommissionen KOM (2011) 21 endelig.

Europa-Kommissionen (2011b): Køreplan til et ressourceeffektivt Europa. Meddelelse fra Kommissionen KOM(2011) 571 endelig.

Europa-Kommissionen (2012a): Guidance on the interpretation of key provisions of Directive 2008/98/EC on waste. DG Environment.

Europa-Kommissionen (2012b): Screening of waste management performance of EU member states.

European Environmental Bureau (2005): EU Environmental Policy Handbook. A Critical Analysis of EU Environmental Legislation.

Finansministeriet (1999): Miljøvurdering af finanslovsforslaget for 2000.

Folketingets Miljøudvalg (2012): Redegørelse om virkningerne af gradvis ophævelse af afgiftsfritagelse for farligt affald. MIU alm. del Bilag 436. Folketinget.

Fullerton, D. og T. Kinnaman (1996): Household responses to pricing garbage by the bag. *American Economic Review*, 86 (4), s. 971-984.

Glachant, M. (2004): Changing product characteristics to reduce waste generation. I: OECD: *Addressing the economics of waste*.

Hanley, N., R. Wright og B. Alvarez-Farizo (2006): Estimating the economic value of improvements in river ecology using choice experiments: an application to the water framework directive. *Journal of environmental management*, 78 (183), s. 193.

Hansen, E., S. Skårup, K. Christensen, T.S. Poulsen, N. Bendtsen og M. Müller (2004): Livscyklusvurdering af deponeret affald. Miljøprojekt Nr. 971. Miljøstyrelsen.

Hogg, D., C. Sherrington og T. Vergunst (2011): A comparative study on economic instruments promoting waste prevention.

Hold Danmark Rent (2012): Kortlægning af henkastet affald i Danmark 2011.

Kaysen, O. (2006): Statistik for genanvendelse af emballageaffald 2004. Miljøprojekt Nr. 1129. Miljøstyrelsen.

Kaysen, O. og C. Petersen (2010): Vurdering af genanvendelsesmålsætninger i affaldsdirektivet. Miljøprojekt Nr. 1328. Miljøstyrelsen.

Kinnaman, T. (2006): Examining the justification for residential recycling. *The Journal of Economic Perspectives*, 20 (4), s. 219-232.

Konkurrencestyrelsen (1999): Redegørelse om affaldssektoren.

Konkurrencestyrelsen (2005): Konkurrenceredegørelse 2005.

Mayers, K. (2011): Implementing individual producer responsibility for Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) in the EU through improved cost allocation; Præsentation i København, 12. november 2011. I: Miljørigtigt design af elektronisk udstyr, Miljøprojekt nr. 1449, Miljøstyrelsen.

Meyerhoff, J., A. Dehnhardt og V. Hartje (2010): Take your swimsuit along: the value of improving urban bathing sites in the metropolitan area of Berlin. *Journal of environmental planning and management*, 53 (1), s. 107-124.

Miljøministeriet, Finansministeriet, Økonomi- og Erhvervsministeriet og Transport- og Energiministeriet (2007): Deponering af affald - baggrundsrapport.

Miljøstyrelsen (1985): Miljøafgifter.

Miljøstyrelsen (2004): Økonomiske virkemidler på natur- og miljøområdet. Miljøprojekt Nr. 887. Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2006): Opdatering af effektiviseringspotentialer på forbrændingsområdet i Danmark. Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2008): Affaldsstatistik 2006. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 2.

Miljøstyrelsen (2010): Forbrænding af affald - Afrapportering fra den tværministerielle arbejdsgruppe vedrørende organisering af affaldsforbrændingsområdet.

Miljøstyrelsen (2011a): Affaldsstatistik 2009 og Fremskrivning af affaldsmængder 2011-2050. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 4. Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2011b): *Hovedscenarier nye Kara tal og ny DEA-analyse. Rev. feb. 2011.*

Miljøstyrelsen (2011): Statistik for genanvendelse af emballageaffald 2009. Miljøprojekt Nr. 1382.

Miljøstyrelsen (2012): Miljørigtigt design af elektronisk udstyr. Miljøprojekt 1449. Miljøministeriet.

Miljøvernsdepartementet (2012): Vurdering av en panteordning for småelektronikk. Klima- og forurensningsdirektoratet.

Monier, V., M. Hestin, C. O'Connor, G. Anderson, A. Neubauer, S. Sina, G. Homann og H. Reisinger (2011): Implementing EU Waste Legislation for Green Growth. Europa-Kommissionen.

OECD (2006): The Political Economy of Environmentally Related Taxes. OECD.

Operate (2008): Henkastet affald. Baggrundsrapport. Miljøstyrelsen.

Östberg, K., L. Hasselström og C. Håkansson (2012): Non-market valuation of the coastal environment - Uniting political aims, ecological and economic knowledge. *Journal of environmental management*, 110, s. 166-178.

Pearce, D. (2005): Does European Union waste policy pass a cost-benefit test? I: Rasmussen, C. og D. Vigsø: *Rethinking the waste hierarchy*. Institut for Miljøvurdering.

PricewaterhouseCoopers (2010): Estimating consumers' willingness to pay for improvements to packaging and beverage container waste management. Environment Protection and Heritage Council.

Processor (2011): Erfaringer med genbrugsstationer efter den ændrede organisering 1. januar 2010.

RDC-Environment og Pira International (2003): Evaluation of costs and benefits for the achievement of reuse and recycling targets for the different packaging materials in the frame of the packaging and packaging waste directive 94/62/EC. Europa-Kommissionen.

Regeringen (2009): *Regeringens Affaldsstrategi 2009-12*.

Schou, J.S., B. Hasler og L.G. Hansen (2005): Styringsmidler i naturpolitikken. Faglig rapport fra DMU nr. 564. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøministeriet.

Scott, S. og D. Watson (2006): Introduction of weight-based charges for domestic solid waste disposal. Environmental Protection Agency.

Thomsen, N.I., N. Milosevic, M. Balicki, M. Christensen, P. Bauer-Gottwein og P.L. Bjerg (2011): Kvantificering af forureningsfluxe fra en gammel losseplads til omkringliggende vandressourcer. I: *Vintermøde om jord- og grundvandsforurening. Bind II*. ATV Jord og Grundvand.

Tønning, K. (2000): Fordele og ulemper ved gebyrdifferentierede indsamlingssystemer for husholdningsaffald. Miljøprojekt 576. Miljøstyrelsen.

Tønning, K. (2001): Vægtbaserede indsamlingssystemer for dagrenovation. Miljøprojekt 645. Miljøstyrelsen.

Watkins, E., D. Hogg, A. Mitsios, S. Mudgal, A. Neubauer, H. Reisinger, J. Troeltzsch og M. Van Acoleyen (2012): Use of economic instruments and waste management performances. Europa-Kommissionen.