

# Miljö ekonomi och politik

---

2016







Miljö, ekonomi och politik  
2016

**Konjunkturinstitutet** är en statlig myndighet under Finansdepartementet. Vi gör prognoser som används som beslutsunderlag för den ekonomiska politiken i Sverige. Vi analyserar också den ekonomiska utvecklingen samt bedriver tillämpad forskning inom nationalekonomi.

I Konjunkturbarometern publicerar vi varje månad statistik över företagens och hushållens syn på den ekonomiska utvecklingen. Undersökningar liknande Konjunkturbarometern görs i alla EU-länder.

Rapporten **Konjunkturläget** är främst en prognos för svensk och internationell ekonomi, men innehåller också djupare analyser av aktuella makroekonomiska frågor. Konjunkturläget publiceras fyra gånger per år. **The Swedish Economy** är den engelska översättningen av delar av rapporten.

I **Lönebildningsrapporten** analyserar vi varje år de samhällsekonomiska förutsättningarna för lönebildningen.

Den årliga rapporten **Miljö, ekonomi och politik** är en översyn och analys av miljöpolitiken ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

Vi publicerar också resultat av utredningar, uppdrag och forskning i serierna **Specialstudier, Working paper, PM** och som remissvar.

Du kan ladda ner samtliga rapporter från vår webbplats, [www.konj.se](http://www.konj.se). Den senaste statistiken hittar du under [www.konj.se/statistik](http://www.konj.se/statistik).

# Förord

Konjunkturinstitutet har av regeringen fått uppdraget att ta fram en årlig miljöekonomisk rapport: ”Myndigheten ska, i samråd med Naturvårdsverket, utarbeta en årlig rapport om miljöpolitikens samhällsekonomiska aspekter, däribland den ekonomiska politikens kort- och långsiktiga effekter på riksdagens mål för miljö kvalitet och på en i övrigt miljömässigt hållbar utveckling.”

I årets rapport analyserar vi den cirkulära ekonomin utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv. Vi diskuterar vilka marknadsmisslyckanden som kan motivera styrning mot en mer cirkulär ekonomi och granskar effekter samt ändamålsenligheten i styrmedel på avfallsområdet, bland annat deponiskatt, producentansvar, avfallsförbränningskatt, viktbaserad avfallstaxa, reglering av gruvavfall och skatt på naturgrus. Detta motiveras av scenarioanalysen som visar att den ekonomiska utvecklingen till 2035 kan föra med sig ökade avfallmängder. Vi analyserar även den roll som grön offentlig upphandling har i en cirkulär ekonomi, i vilken mån miljöskatter kan styra bort från farliga kemikalier i plast, samt hur sysselsättning och produktivitet kan påverkas av en övergång till en mer cirkulär ekonomi.

Ett stort tack riktas till Konjunkturinstitutets vetenskapliga råd som består av Professor Runar Brännlund (ordförande), Professor Thomas Aronsson, Professor Ing-Marie Gren, Professor Caroline Leck, Professor Per Mickwitz och Professor Patrik Söderholm. Rådet har lämnat värdefulla synpunkter. Rapportens analys och slutsatser svarar dock Konjunkturinstitutet för. I rapporten lämnar det vetenskapliga rådet även en utblick över vad de tror kommer att bli intressant för svensk miljöpolitik framöver. Tanken är att några av dessa idéer ska fångas upp i nästa års miljöekonomiska rapport.

Ett tack riktas också till Naturvårdsverket som bidragit med konstruktiva synpunkter.

Författare till rapporten är Camilla Andersson, Charlotte Berg, Anna Dahlqvist, Pelle Marklund, Linda Sahlén Östman och Marit Widman vid Konjunkturinstitutets miljöekonomiska enhet. Patrik Söderholm är författare till rapportens första kapitel. Björn Carlén har bidragit med värdefulla synpunkter.

Arbetet med rapporten har letts av forskningschef Eva Samakovlis.

Stockholm i december 2016

Urban Hansson Brusewitz  
Generaldirektör



# Innehåll

Sammanfattning .....	7
1 Cirkulär ekonomi ur ett samhällsekonomiskt perspektiv .....	9
1.1 Inledning .....	9
1.2 Interaktionen mellan det ekologiska och det ekonomiska systemet .....	11
1.3 Policyinitiativ med fokus på cirkulär ekonomi .....	14
1.4 Nationalekonomiskt perspektiv på cirkulär ekonomi .....	17
1.5 Marknadsmislyckanden och styrmedelsutmaningar .....	24
1.6 Kort introduktion till rapportens resterande delar .....	29
2 Avfall – mål, behandling och utveckling .....	31
2.1 Mål och regler för svensk avfallspolitik .....	31
2.2 Avfallsbehandling i Sverige och EU .....	34
2.3 Hur kan avfallsmängderna utvecklas till 2035? .....	38
3 Styrmedelsanalyser .....	47
3.1 Producentansvaret .....	47
3.2 Avfallsförbränningsskatt .....	56
3.3 Deponiskatt .....	63
3.4 Viktbaserad avfallstaxa och insamling av matavfall .....	70
3.5 Styrning av utvinning av naturgrus samt mineraler .....	83
3.6 Styrning av farliga kemikalier i plast via varuskatt .....	95
3.7 Grön offentlig upphandling .....	104
4 Sysselsättning och produktivitet i en cirkulär ekonomi .....	119
4.1 Inledning .....	119
4.2 Sysselsättningseffekter i en cirkulär ekonomi .....	120
4.3 Produktivitetsförändringar i en mer cirkulär ekonomi .....	122
Referenser .....	133
Appendix .....	145
Vetenskapliga rådets reflektioner och utblick .....	146





# Sammanfattning

Politiker, både inom EU och i Sverige, betonar vikten av att stödja framväxten av en cirkulär ekonomi där värdet på produkter, material och resurser fortlever så länge som möjligt. Styrmedel som uppmuntrar ökad resurseffektivitet, minskade avfallsströmmar, giftfria kretslopp, återvinning och återanvändning anses vara särskilt viktiga. Det kan verka orimligt att deponera eller bränna avfall som kan återvinnas, men även återvinning kräver resurser och energi. Vid höga nivåer är kostnaderna för ytterligare utsortering och återanvändning starkt stigande. Därför är återvinning inte alltid rätt recept för en hållbar ekonomisk utveckling.

Ofta betraktas den cirkulära ekonomin som väsensskild från den konventionella och som en mirakelmedicin för fler jobb och bättre miljö. Men, den cirkulära ekonomin är inget annat än en ekonomi som hushåller med samhällets resurser, såväl jungfruliga som resurser inbäddade i använda varor. En verksam miljöpolitik vilar till stor del på en träffsäker beskattning av miljöpåverkan och reglering av farliga ämnen. Även utan styrmedel finns incitament till ökad återvinning och resurseffektivisering. Sverige har arbetat länge för att med olika styrmedel minska miljöpåverkan och bidra till en mer cirkulär ekonomi. Dessa styrmedel fungerar. Vid höjda ambitionsnivåer bör i första hand befintliga styrmedel ses över och skärpas.

Nya styrmedel kan motiveras om det förekommer marknadsmisslyckanden som inte har beaktats. För den cirkulära ekonomin är externa effekter och informationsmisslyckanden särskilt relevanta. En brist med flera av de styrmedelsförslag som EU-kommissionen och regeringen har lagt fram är att de inte utgår från marknadsmisslyckanden eller har konsekvensanalyserats fullt ut. Sammantaget riskerar det att påverka miljön negativt och öka kostnaderna för att nå miljömålen. I den här rapporten analyseras cirkulär ekonomi utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv. Vi studerar effektiviteten och ändamålsenligheten i befintliga och föreslagna styrmedel. Rapportens viktigaste slutsatser är:

- Svensk behandling av hushållsavfall är i linje med *EU:s avfallshierarki* som anger att avfall i första hand ska förebyggas och i andra hand återanvändas eller materialåtervinnas. Om detta inte är möjligt ska avfallet energiåtervinnas och i sista hand deponeras. Endast en procent av hushållsavfallet deponeras.
- En ambition bakom EU:s strategi för en cirkulär ekonomi är att *avfallsmängderna ska frikopplas från ekonomisk tillväxt*. Vår scenarioanalys av den ekonomiska utvecklingen till 2035 visar att avfallsmängderna växer långsammare än ekonomin. Det beror på strukturomvandling, där mindre avfallsintensiva branscher som transporter och tjänster växer snabbare än mer avfallsintensiva branscher inom basindustrin. För att avfallsmängderna ska minska i absoluta tal krävs dock kraftiga styrmedel. Det är inte nödvändigtvis önskvärt från ett samhällsekonomiskt perspektiv.
- *Producentansvarets* insamlings- och återvinningsmål är i stort sett uppnådda. EU-kommissionens handlingsplan för en cirkulär ekonomi föreslår att målen för materialåtervinning skärps ytterligare. Målen är dock inte kostnadseffektiva eftersom marginalkostnaden varierar i en geografisk och demografisk dimension. Potentialen att uppfylla målet om ekodesign är också begränsad.

- I Sverige pågår en statlig utredning om återinförandet av en *avfallsförbrännings-skatt*. En förbränningskatt enligt energiskattemodellen omfördelar endast koldioxidutsläppen inom EU:s utsläppshandelssystem. En punktskatt på avfallsförbränning styr mot ökad materialåtervinning och minskad deponering av aska, men minskar inte förbränningens miljöeffekter träffsäkert. Skatt på utsläpp medför dock höga transaktionskostnader. Skärpta gränsvärden, kan i kombination med en punktskatt på avfallsförbränning, vara mer lämpligt.
- Enligt EU:s avfallsdirektiv bör deponerat avfall beskattas. *Deponiskattens* miljöstyrande effekt skulle stärkas om undantagen begränsades och skatten differentierades utifrån avfallens miljöpåverkan. Farliga ämnen som saknar behandlingsalternativ och historiskt avfall behöver fortsatt undantas, medan de andra undantagen behöver utredas.
- Enligt EU-kommissionen hindras högre återvinningsgrader ofta av bristande infrastruktur för separat insamling och avsaknad av ekonomiska styrmedel. Om målet med avfallspolitiken är att minska energiåtervinning och öka material- och biologisk återvinning tyder resultaten på att *särskild insamling av matavfall* är ett mer träffsäkert styrmedel än en *viktbaserad avfallstaxa*.
- Ofta framställs användning av icke-förnybara naturresurser som ett problem, men det är inte resursernas knapphet som utgör problemet. Styrningen av utvinning eller användning av naturresurser bör utformas för att avhjälpa eventuella marknadsmisslyckanden. Om tillståndsprövningen tillämpas strikt har *naturgrusskatten* sannolikt ingen miljöstyrande effekt. Skatten behöver då motiveras av andra skäl.
- Gruvavfall regleras huvudsakligen via *lagstiftning*. För farligt sulfidhaltigt avfall är lagbaserade krav bättre än skatter. En deponiskatt på icke-farligt avfall kan inte motiveras utifrån läckage av farliga ämnen men skulle kunna styra mot ökad återvinning. I regel prövas gruvverksamhet först enligt *minerallagen* och sedan *miljöbalken*. Detta har ibland inneburit att verksamheten påbörjats innan alla risker utretts. Det bör därför utredas om prövningarna kan integreras.
- Kemikalieutredningen föreslår en *varuskatt på plast* för att fasa ut giftiga ämnen. En sådan skatt minskar användningen av beskattade plastprodukter, men får endast liten effekt på svensk plastproduktion. Om syftet är att minska ftalater i svensk produktion är skatten inte träffsäker. Är syftet att minska användningen av plastprodukter i svenska bostäder är skatten mer träffsäker.
- EU-kommissionen ser *grön offentlig upphandling* som central för cirkulär ekonomi. Men grön upphandling kan endast undantagsvis utgöra ett effektivt miljöpolitiskt styrmedel. Upphandlingskriterier som syftar till klimatpolitiska extrasteg omfördelar endast utsläpp inom EU:s utsläppshandelssystem, alternativt ökar kostnaderna för att nå det nationella målet. Det kan dock inte uteslutas att innovationsupphandling bidrar till utveckling och spridning av ny teknik. Den offentliga upphandlingens roll är, även i en cirkulär ekonomi, att vara ett medel för myndigheter att bedriva verksamheten kostnadseffektivt.
- Vi har granskat antagandena bakom tidigare analyser av cirkulär ekonomi och kan konstatera att de till viss del bygger på önsketänkanden. Vår analys visar att styrningen mot en mer cirkulär ekonomi varken leder till ökad sysselsättning eller förbättrad tillväxt. En politik för en mer cirkulär ekonomi bör istället saluföras utifrån de miljövinster som den kan ge.

# 1 Cirkulär ekonomi ur ett samhällsekonomiskt perspektiv

**Såväl EU-kommissionen som den svenska regeringen har tagit initiativ för att främja den så kallade cirkulära ekonomin. I detta kapitel resoneras kring hur cirkulär ekonomi kan betraktas utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv. Denna bör i första hand vila på principer som har dominerat miljöpolitiken under lång tid, till exempel behovet av att sätta pris på utsläpp och reglera användningen av farliga ämnen i produkter. Den cirkulära ekonomin innebär dock även nya utmaningar, bland annat kopplat till hur digitaliseringen möjliggör ett ökat delande av produkter och tjänster. I kapitlet diskuteras två kategorier av marknadsmisslyckanden som är speciellt relevanta i en cirkulär ekonomi, samt ett antal generella lärdomar för styrmedelsval, inklusive revideringen av existerande styrmedel. Fokus ligger på de utmaningar som rör avfallshantering och resurseffektivitet.**

## 1.1 Inledning

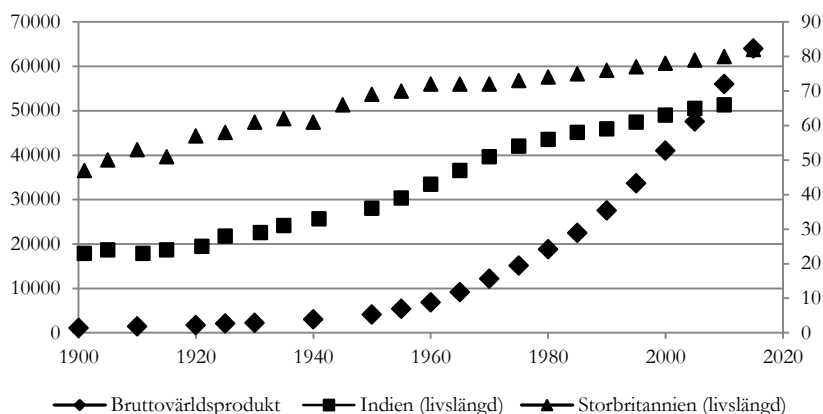
Det globala samfundet står inför betydande utmaningar vad gäller användningen av naturresurser. Denna användning kan ge upphov till en rad negativa effekter på bland annat klimat, biologisk mångfald, och ekosystemens förmåga att reglera luft- och vattenkvalitet. Figur 1-3 illustrerar den globala utvecklingen sedan förra sekelskiftet med fokus på ekonomisk tillväxt, förväntad livslängd, resursanvändning och totala utsläpp av svavel samt koldioxid. Sedan början av 1900-talet har välfärden, mätt i termer av inkomster, ökat exponentiellt. Förbättrade livsvillkor framkommer också av den stadiga ökningen i förväntad livslängd (se figur 1).

Samtidigt har den positiva ekonomiska utvecklingen även inneburit ett ökat tryck på världens naturresurser, bland annat i form av en sjudubbling av den globala materialanvändningen, till exempel biomassa, malm- och industrimineraler (se figur 2). Utsläppen av en rad miljöfarliga ämnen har också ökat. Vissa utsläpp, bland annat svavel (se figur 3), har reducerats i absoluta termer, som ett resultat av politiska styrmedel och regleringar. Viktiga problem förblir dock olösta, till exempel förekomsten av farliga kemikalier i produkter och de ökande utsläppen av växthusgaser. Politiker och andra beslutsfattare söker därför sätt att styra mot minskad miljö- och klimatpåverkan. I detta sammanhang har begreppet *cirkulär ekonomi* fått ett ökat politiskt utrymme.

Det finns ingen etablerad definition av cirkulär ekonomi men en vanlig beskrivning bygger på idén om en ekonomi där värdet på produkter, material och resurser fortlever så långt som möjligt (Europeiska kommissionen 2015). Styrmedel som styr mot ökad resurseffektivitet (-produktivitet), minskade avfallsströmmar, giftfria kretslopp, återvinning och återanvändning lyfts fram som speciellt viktiga. Den svenska regeringen tillsatte exempelvis en statlig utredning som ska föreslå ”styrmedel för att förebygga uppkomst av avfall i syfte att främja en cirkulär ekonomi” (Dir 2016:3).

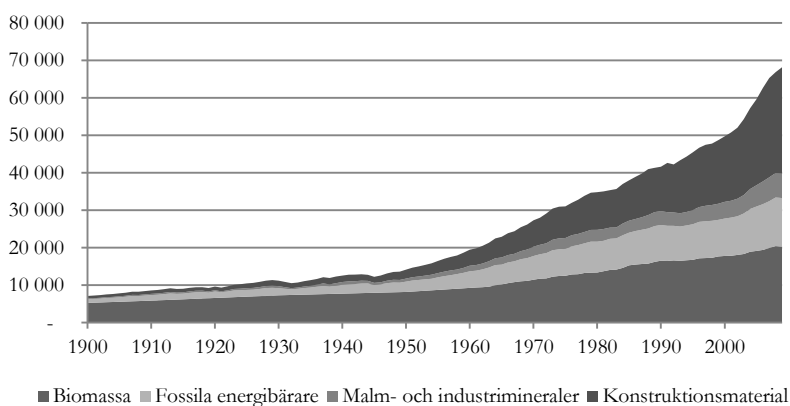
Till stora delar bygger idén om en cirkulär ekonomi på tankar och policyidéer som har diskuterats under lång tid och redan är uttryckta inom ramen för de svenska miljökvalitetsmålen samt FN:s generationsmål. Dessa idéer har dessutom resulterat i olika styrmedel på miljöområdet.

**Figur 1 Bruttovärldsprodukt (globalt) samt befolkningens förväntade livslängd**  
 Miljarder USD i 1990 års priser (vänster axel) samt livslängd i antal år (höger axel)



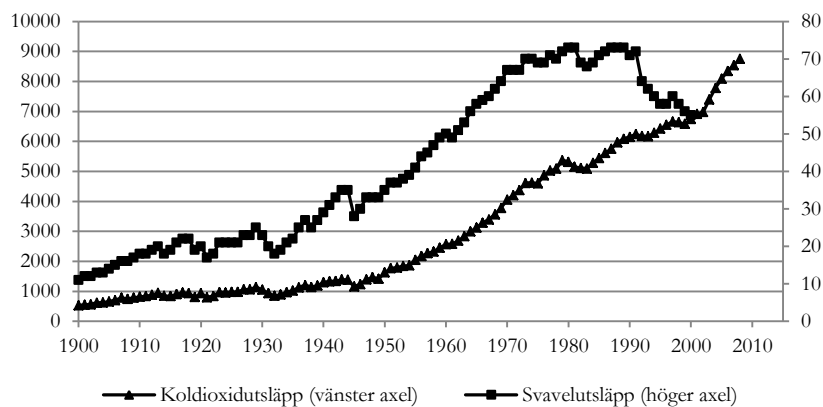
Källor: DeLong 1998, International Monetary Fund 2016 och Roser 2016.

**Figur 2 Total global användning av olika kategorier av material**  
 Miljoner ton



Källa: Krausmann m.fl. 2009.

**Figur 3 Totala globala utsläpp av koldioxid och svavel**  
 Miljoner ton



Källor: Stern 2005 och Boden m.fl. 2010.

Sverige har haft lagstiftning om återvinning av returpapper sedan 1975 (Ekheimer 2006). Ett producentansvar för förpackningar implementerades 1994. Pantsystemet

för aluminiumburkar och PET-flaskor har funnits sedan 1984 respektive 1994. Styrmedel för energieffektivisering har funnits sedan 1970-talet, till exempel investeringsstöd, byggregler, krav på avfallsplaner, och konsumentinformation.<sup>1</sup> Under de senaste 30 åren har även de ekonomiska styrmedlen ökat i form av kväveoxidavgift, svaveldioxidskatt, skatt på kvävegödsel, deponiskatt, koldioxidskatt, samt differentierad bensinskatt för att fasa ut blyad bensin. Sådana styrmedel bygger på principen att ”förorenaren betalar”, och har bidragit till att synliggöra en del av de miljökostnader som olika utsläpp och avfallsströmmar orsakar.

Debatten som förs om nya åtgärder och styrmedel för att främja en cirkulär ekonomi reflekterar därför en strävan efter en *ökad ambitionsnivå* i politiken. Även om cirkulär ekonomi inte utgör ett paradigmskifte i miljö- och klimatpolitiken, inrymmer den en del företeelser som inte uppmärksammas lika mycket i den politiska debatten. Exempelvis har produktdesignfrågor lyfts fram som viktiga ur ett hållbarhetsperspektiv, bland annat i EU:s ekodesigndirektiv som ställer krav på olika produkters energi- och materialeffektivitet. Intresset för att identifiera styrmedel som kan bidra till att öka produkters återvinningsbarhet är ett annat exempel.

Diskussioner om cirkulär ekonomi berör ofta framväxten av *delningsekonomin*, som innebär en fokusförskjutning från ägande till nyttjande av produkter och tjänster. Detta är inte heller någon ny företeelse. Taxitjänster, uthyrningsföretag och bilpooler har funnits länge. Bilförmåner, reseavdrag och milersättning innebär dessutom att hushåll och arbetstagare delar på bilens transporttjänster. Digitaliseringen möjliggör en ökning av antalet transaktioner där underutnyttjade tillgångar och tjänster (till exempel hotellrum) säljs, hyrs ut, eller samutnyttjas. Detta sker huvudsakligen via en digital marknadsplats (till exempel Airbnb). Utvecklingen, som potentiellt kan leda till ökad resursproduktivitet och lägre transaktionskostnader, innebär också utmaningar kring hur ekonomisk aktivitet ska regleras och beskattas (Horton och Zeckhauser 2016).

Ovanstående diskussion illustrerar vikten av att analysera hur den cirkulära ekonomin bör förstås och realiseras. Analysen behöver identifiera vilka avvägningar som behöver göras vid beslut om utformning och implementering av styrmedel som ska främja framväxten av den cirkulära ekonomin.

## 1.2 Interaktionen mellan det ekologiska och det ekonomiska systemet

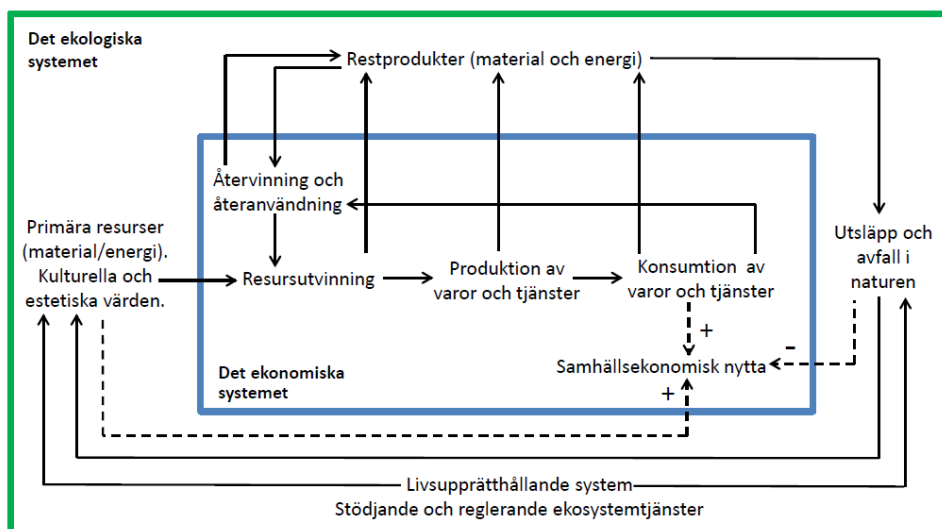
En viktig utgångspunkt vid analyser av den cirkulära ekonomin är hur det ekonomiska och det ekologiska systemet (det globala klimatet inkluderat) interagerar. Figur 4 bygger på en utveckling av en modell av den cirkulära ekonomin som Pearce och Turner (1990) presenterade i sin miljöekonomiska lärobok för drygt 25 år sedan.<sup>2</sup> Modellens syfte är att översiktligt beskriva på vilka sätt det ekonomiska systemet (den inre rektangeln) är beroende av det ekologiska systemet (den yttre rektangeln) för att generera samhällsekonomisk nytta, det vill säga ett högre mänskligt välbefinnande.

---

<sup>1</sup> Även om den moderna miljö- och avfallspolitiken inte introducerades förrän under senare hälften av 1900-talet ignorerades inte återvinning och återanvändning innan dess. Återvinning av metaller har skett under längre tid än så, och till stor del utan styrmedel. Samma gäller återvinning och återanvändning på hushållsnivå.

<sup>2</sup> Vissa hävdar att Pearce och Turner (1990) introducerade begreppet *cirkulär ekonomi* först (Heshmati 2015).

**Figur 4 Interaktionen mellan det ekonomiska och det ekologiska systemet**



Källor: Egen konstruktion baserad på Pearce och Turner 1990 samt Folke 1993.

Beroendet är komplext och inbegriper en rad processer och så kallade ekosystemtjänster, inklusive ett stabilt klimat. Det ekologiska systemet består av en rad kollektiva nyttigheter med olika karaktär, vars överutnyttjande leder till negativa effekter på såväl miljö som välbefinnande. Vi fokuserar endast på de övergripande sambanden och ger exempel på centrala processer och ekosystemtjänster. För att med hjälp av politiska styrmedel hantera situationer med överutnyttjande av det ekologiska systemets livsupprätthållande och producerande förmåga krävs mer kunskaper om processerna. En effektiv politisk styrning för att hantera den globala uppvärmningen måste exempelvis bygga på en god förståelse av klimatsystemet, inklusive hur detta samverkar med andra processer såsom havsförurening och markanvändning.

Figur 4 illustrerar hur samhället är beroende av energi och andra naturresurser, som i kombination med andra produktionsfaktorer kan omvandlas till produkter och tjänster. En del av dessa resurser, som är beroende av ekosystemets levande organismer, benämns ekosystemtjänster (exempelvis produktionen av spannmål, träråvara, och bioenergi). En förutsättning för att tillförseln av förnybara resurser ska kunna upprätthållas över tid är de *reglerande* och *stödjande* ekosystemtjänsterna. Den förstnämnda kategorin inkluderar exempelvis pollinering av grödor och klimatreglering. De stödjande ekosystemtjänsterna är centrala för att övriga ekosystemtjänster ska fungera, och inbegriper bland annat fotosyntes, bildning av jordmån samt biogeokemiska kretslopp såsom vattnets kretslopp och kvävet kretslopp (Naturvårdsverket 2014).

Figur 4 visar också att det ekologiska systemet inte enbart skapar nytta indirekt via omvandlingsprocesser utan detta sker även direkt. De flesta människor uppskattar naturupplevelser och det finns därför en efterfrågan på friluftsliv och naturturism, samt en efterfrågan på att bevara kulturarv med nära koppling till lokala ekosystem. Denna typ av tjänster benämns kulturella ekosystemtjänster. Det ekologiska systemet tar också hand om restprodukter i form av avfall och utsläpp som produktionsprocesserna ger upphov till. De reglerande och stödjande ekosystemtjänsterna säkerställer att det ekologiska systemet har förmåga att till exempel rena luft och vatten. Om utsläppen och avfallströmmarna blir för omfattande överskrider dock denna förmåga vilket får negativa konsekvenser för samhällsekonomin.

Utsläppen leder till en direkt negativ effekt på människors välbefinnande, till exempel när svavelutsläpp från industrier genererar hälsoproblem. Dessa effekter från stationära utsläppskällor stod i fokus under den tidiga miljödebatt som växte fram under 1900-talet. Utsläppen undergräver dessutom det ekologiska systemets förutsättningar att förse samhällsekonomin med resurser. Om exempelvis markförsurning leder till att grundläggande byggstenar för djur och natur sätts ur spel, minskar det ekologiska systemets förmåga att återhämta sig samt att fortsätta generera förnyelsebara resurser och ekosystemtjänster. I slutänden undergrävs framtida möjligheter att tillgodose mänskliga behov via produktionen av varor och tjänster.

Samhället har under lång tid försökt bemästra sådana effekter, men många åtgärder har lett till nya miljö- och resursproblem. Markförsurning har exempelvis kompensats med hjälp av insatsvaror, såsom ökad användning av konstgjorda näringsämnen framställda i koldioxidintensiva produktionsprocesser (Folke 1993). Betydande resurser har också lagts på att restaurera förorenade markområden. Åtgärder kan naturligtvis också genomföras för att undvika ett överutnyttjande av det ekologiska systemet, vilket framhålls i den cirkulära ekonomin (Nordic Council of Ministers 2015).

Figur 4 illustrerar också hur det ekonomiska systemet genererar restprodukter längs hela värdekedjan, och hur avfallsproblematiken delvis kan hanteras genom att återanvända produkter eller återvinna material från dem. Restenergier, till exempel överskottsvärme från processindustrier, kan också återvinnas (bland annat i fjärrvärmesystemen). Samtidigt finns det fysiska begränsningar för såväl material- som energiåtervinning. Termodynamikens första och andra huvudsats innebär – grovt förenklat – att ingen materia och energi förstörs; den måste komma ut någonstans och den kommer ut i en nedbruten och mindre tillgänglig form. Detta visar att betydelsen av de negativa konsekvenserna av ekonomisk aktivitet riskerar att öka när det ekonomiska systemet växer i omfattning (Ayres och Kneese 1969).

Sammanfattningsvis fyller det ekologiska systemet fyra viktiga samhällsekonomiska funktioner: (a) det erbjuder naturresurser som kan omvandlas till varor och tjänster; (b) det tar hand om avfall och utsläpp och reglerar luft och vatten; (c) det ger direkt nytta via människors åtnjutande av naturens estetiska och kulturella värden; och (d) det erbjuder andra former av stödjande ekosystemtjänster som är centrala för att funktionerna (a)-(c) ska fungera.

Sambanden som illustreras i figur 4 utgör utgångspunkter för en fördjupad diskussion och analys av den cirkulära ekonomins innebörd och utmaningar. Då relationen mellan det ekologiska och det ekonomiska systemet ska omsättas i praktiskt beslutsfattande uppstår en rad frågor. Hur kan (och bör) vi förstå de underliggande orsakerna till ett överutnyttjande av resurser och ekosystemtjänster? Vilka avvägningar behöver göras? Hur ska problemen hanteras genom kombinationer av styrmedel? På vilken politisk nivå (globalt, EU, nationellt) bör dessa styrmedel implementeras? Svaren på dessa frågor är långtifrån självklara och bör identifieras utifrån en förståelse av aktörernas beteenden under olika ekonomiska och institutionella förutsättningar.

I nästa avsnitt redogör vi för hur policyinitiativ på EU-nivå och i Sverige angriper dessa utmaningar som ett komplement till existerande styrmedel. Vi diskuterar också de förväntningar som ofta lyfts fram kring den cirkulära ekonomins konsekvenser.

### 1.3 Policyinitiativ med fokus på cirkulär ekonomi

Det sker idag en spontan utveckling mot en ekonomi med mer cirkulära inslag; nya affärsmodeller har vuxit fram som syftar till att möta en ökande efterfrågan på begagnade varor, reparationer, och uthyrning (Nordic Council of Ministers 2015). Internetplattformar underlättar att samäga produkter eller hyra ut produkter då de inte används. Styrmedel på miljöområdet bidrar till denna utveckling. I ett stort antal länder framhålls dock betydelsen av att skynda på utvecklingen mot en cirkulär ekonomi, bland annat med hjälp av skärpningar av existerande styrmedel samt införandet av nya.

#### AKTUELLA POLICYINITIATIV INOM EU OCH SVERIGE

Strävanden efter att minska avfallsmängderna och öka resurseffektiviteten har resulterat i en rad policyinitiativ, inklusive ny lagstiftning. I december 2015 presenterade Europeiska kommissionen ett meddelande om cirkulär ekonomi med titeln *Closing the Loop – An EU Action Plan for the Circular Economy*, som bygger på tidigare strategier och direktiv. Inom avfallsområdet finns ett flertal direktiv, exempelvis avfalldirektivet (EU 2008/98/EG) som bland annat definierar avfallshierarkin. Kommissionen har också en strategi för resurseffektivitet (Europeiska kommissionen 2011a, 2011b).

I den *första* delen av meddelandet från 2015– handlingsplanen – presenteras initiativ för områdena: produktion, konsumtion, återvinning och avfallshantering (Regeringskansliet 2015). Handlingsplanen lägger fram få förslag till bindande lagstiftning men innehåller många idéer till åtgärder och styrmedel:

- Främja reparation, uppgradering, och återvinning av produkter genom att utveckla produktkrav, till exempel genom att tillämpa ekodesigndirektivet (EU 2009/125/EG).
- Ta fram riktlinjer för bästa avfallshanterings- och resurseffektivitetspraxis i industrin genom så kallade BREFs (BAT reference documents).<sup>3</sup>
- Överväga väl avvägda krav på produkters livslängd, samt tillgång till information till konsumenter om reparerbarhet och reservdelar.
- Undersöka hur miljömärkningen kan effektiviseras, bland annat genom att utnyttja metoder för att mäta produkters miljöprestanda över hela livscykeln.
- Vidta åtgärder för en miljöanpassad offentlig upphandling genom att betona avfalls- och resurseffektivitetsaspekter i nya eller reviderade kriterier.
- Utveckla standarder för sekundära material och råvaror, i synnerhet plaster.
- Analysera åtgärder i gränssnittet mellan kemikalier, produkter och avfallslagstiftningen, bland annat kring hur det kan bli möjligt att minska förekomsten samt förbättra spårningen av särskilt farliga ämnen i produkter.

Fem områden anses vara speciellt viktiga: plast, matavfall, kritiska råvaror, bygg- och rivningsavfall, samt biomassa och biobaserade produkter (Europeiska kommissionen 2015). I meddelandets *andra* del, det så kallade avfallspaketet, presenteras förslag på revideringar av sex EU-direktiv på avfallsområdet. Ändringsförslagen innebär bland annat höjda mål för förberedelse av återanvändning och återvinning av kommunalt avfall och förpackningsavfall, minimikrav för producentansvar, skärpta krav på nationella avfallsplaner och program för förebyggande av avfall. I den mån dessa förslag omsätts i ny lagstiftning, kommer de så småningom att införlivas i svensk lag.

---

<sup>3</sup> BREFs anger bindande gränsvärden för utsläpp inom industrisektorer.



Avfallshanteringen i EU:s medlemsstater skiljer sig åt. I vissa medlemsstater deponeras mer än 90 procent av hushållsavfallet medan en handfull andra länder, inklusive Sverige, deponerar mindre än 3 procent. År 2014 genererades 438 kilo hushållsavfall per person i Sverige, strax under genomsnittet på 470 kilo per person för alla EU-27 länder (Eurostat 2015). Utav detta gick endast 3 kilo per person och år till deponi medan motsvarande siffra för EU-genomsnittet var drygt 130 kilo. Sedan år 2000 har andelen deponerat avfall utav total mängd hushållsavfall minskat i Sverige från 23 procent till mindre än 1 procent (se avsnitt 2.1).

Den nuvarande regeringen vill ta ytterligare steg mot ökad materialåtervinning och resurseffektivitet och ser positivt på kommissionens initiativ, men hade förväntat sig bindande lagförslag i handlingsplanen (Regeringskansliet 2015). Regeringen välkomnar att EU ser biomassa som en viktig del av den cirkulära ekonomin, men lyfter fram vikten av att undvika regleringar kring hur skogsråvaran ska användas. Även avfallspaketet tas emot positivt, även om regeringen vill se mer ambitiösa åtgärder för att fasa ut farliga ämnen samt förbättra informationsflödena avseende dessa.

Under våren presenterades två skatteförslag för att stimulera återanvändning och resurseffektivitet (Finansdepartementet 2016a, 2016b). Dels föreslås att moms på mindre reparationer (cyklar, skor, lädervaror, kläder och hemtextilier) sänks från 25 till 12 procent. Dels föreslås ett REP-avdrag för reparationer och underhåll av vitvaror i hemmet. På motsvarande sätt som för RUT-avdraget är det arbetskostnaden som hushållen ska kunna få en skattereduktion för. I januari 2016 tillsattes utredningen *Styrmedel för att förebygga uppkomst av avfall i syfte att främja en cirkulär ekonomi* (Dir 2016:3). Enligt direktivet ska utredaren analysera och föreslå styrmedel för att främja återanvändning av produkter (till exempel genom reparation, uppgradering och handel med begagnade produkter) och därmed förebygga uppkomsten av avfall. Fokus ligger på konsumentprodukter, och utredaren ska i ett första steg identifiera hinder mot återanvändning kopplat till lagstiftning, standarder och samhällsstrukturer. Produktsäkerhetsregler och garantier påverkar exempelvis handeln med begagnade varor. I ett andra steg ska utredningen identifiera och föreslå förändringar i befintliga styrmedel men även nya styrmedel. Uppdraget ska slutredovisas i februari 2017.

I Sverige finns också ett intresse för resurseffektivitet inom näringslivet. I ett projekt som letts av Ingenjörsvetenskapsakademien (IVA), *Resurseffektiva affärsmodeller*, har olika branscher identifierat områden där det bedöms finnas ett behov av policyutveckling för att gynna framväxten av en cirkulär ekonomi. Dessa områden är kartläggningar och kostnadsvärderingar, branschöverskridande samarbeten, spårbarhet och förberedelse för reparation, renovering, återanvändning och återvinning, ökning av utnyttjandegraden, välfungerande marknader, samt ökning av användningen av återvunnet och förnybart material. I slutrapporten (IVA 2016) återfinns få styrmedelsförslag, men idéerna som förs fram rimmar väl med EU-kommissionens idéer.

#### **POLICYINITIATIVENS UTGÅNGSPUNKTER OCH PÅSTÄDDA KONSEKVENSER**

Policyinitiativen har flera saker gemensamt med direkt relevans för vår diskussion om de samhällsekonomiska utgångspunkterna för effektiva styrmedelsval. En första gemensam nämnare är att såväl kommissionen som den svenska regeringen framhåller att ökad resurseffektivitet, återvinning och återanvändning kommer inte bara öka den ekologiska hållbarheten utan också ge företagsekonomiska vinster och andra samhällsekonomiska fördelar. Kommissionen hyser förhoppningar om att den ”cirkulära ekonomin kommer att stimulera EU:s konkurrenskraft genom att skydda företagen mot

problem på grund av knappa resurser och prissvängningar och genom att skapa nya affärsmöjligheter och innovativa, mer effektiva sätt att producera och konsumera” (Europeiska kommissionen 2015, sida 2). Förslagen anses därför vara tätt kopplade till ökad sysselsättning och ekonomisk tillväxt. Konkret finns förväntningar om betydande kostnadsänkningar, ca 8 procent av den årliga omsättningen för företag inom EU (ca 600 miljarder Euro), samt nya sysselsättningsstillfällen (ca 170 000 jobb inom avfallshanteringssektorn) (Henry 2015).

Liknande formuleringar finns i kommittédirektiven till utredningen om cirkulär ekonomi. Här noteras att ett ökat fokus på återanvändning och återvinning kan bidra till att ”minska affärsrisker och politiska risker kopplade till kraftigt fluktuerande världsmarknadspriser på råvaror” (Dir 2016:3, sida 3). Ändamålsenliga styrmedel kan, framhåller direktivet, främja innovation, ekonomisk tillväxt och sysselsättning. Den cirkulära ekonomins effekter på sysselsättningen har fått speciell uppmärksamhet. En rapport pekar på ca 100 000 nya arbetstillfällen i Sverige, vilket sägs motsvara en minskning av arbetslösheten med en tredjedel. Även betydande förbättringar i handelsbalansen är att vänta (Wijkman och Skånberg 2015).<sup>4</sup>

I en samhällsekonomiskt effektiv miljö- och klimatpolitik ska styrmedlen: (a) adressera problem (marknadsmislyckanden) där företagens och hushållens egenintressen inte sammanfaller med det som är rationellt utifrån samhällets perspektiv; samt (b) göra detta så träffsäkert som möjligt. Sysselsättningsargumentet fallerar på dessa punkter. På lång sikt skapas inte fler arbetstillfällen (om åtgärderna inte bidrar till att öka det totala arbetsutbudet, vilket är mindre sannolikt)– vissa sektorer vinner andra förlorar. Åtgärder som ställer ökade krav på hushållen kan tvärt om minska det totala arbetsutbudet. De siffror som citeras ovan mäter *bruttoeffekter*, och ignorerar sysselsättningen i sektorer som krymper då den cirkulära ekonomin expanderar. Att stödja vissa sektorer är heller ingen träffsäker arbetsmarknadspolitik. Arbetslöshet i ett längre perspektiv beror inte på att vi inte kan hitta arbetsuppgifter, och den minskar därför inte heller om vi kommer på nya – om än viktiga – uppgifter. Eventuella ”misslyckanden” på arbetsmarknaden kan snarare spåras till lönebildning och matchningsproblem.

I kapitel 4 analyseras sysselsättningseffekterna i Sverige av ökad energieffektivisering med allmänjämviktsmodellen EMEC. Analysen visar att en sådan förändring ger upphov till ökad sysselsättning i vissa sektorer men tydligen minskningar i andra sektorer. Detta betyder inte att en mer omfattande cirkulär ekonomi inte kan vara samhällsekonomiskt önskvärd; samhällsekonomisk effektivitet handlar om mer än sysselsättning och BNP-tillväxt. Vår poäng är snarare att utformningen av den cirkulära ekonomin bör motiveras utifrån miljö-, klimat- och resurshushållningsproblemen.

Den *andra* gemensamma nämnaren är att policyinitiativen fokuserar på att stödja på förhand identifierade åtgärder. Dessa antas okritiskt gynna såväl miljön som samhälls-ekonomin. Inte minst framhålls krav på avfallsminimering, ökad resurseffektivisering, ökad livslängd på produkter, återanvändning, ökad materialåtervinning, ökat samägande, minskat materialspill etc. Sådana åtgärder kan komma att spela en viktig roll i en cirkulär ekonomi, men är inte bara förknippade med nyttor utan även med en resursåtgång för samhället. Dessa uppoffringar går bara att bedöma genom att studera

---

<sup>4</sup> Naturvårdsverket (2016a) delar synen på sambandet mellan cirkulär ekonomi och sysselsättning, och noterar att minskad deponering i kombination med ökad återvinning har genererat ökad sysselsättning och nyföretagande ”av betydande omfattning i Sverige” (sida 9).

vilka incitament och förutsättningar som företag och hushåll har att genomföra olika åtgärder. Åtgärdernas nytta måste på liknande sätt bygga på en förståelse av hur aktörernas beteenden påverkar miljön, klimatet och resurshushållningen.

En central del av samhällsekonomiska analyser handlar om att bedöma nyttor och kostnader för samhället av policyförslag, öka kunskapen om de incitament som olika styrmedel ger till beteendeförändringar, samt undersöka i vilken mån aktörernas beslut resulterar i en resursanvändning som är önskvärd ur samhällets perspektiv. Ett för starkt fokus på stöd till vissa åtgärder kan medföra negativa bieffekter:

- Traditionella miljöpolitiska styrmedel (exempelvis utsläppsskatter, gränsvärden för utsläpp, ansvarsregler) riskerar att komma i skymundan. Dessa kan ofta mer träffsäkert adressera de viktigaste miljöproblemen.
- Potentiellt viktiga nackdelar/kostnader med åtgärderna uppmärksammas inte i tillräcklig omfattning. Ett exempel är regeringens förslag om skatteavdrag på reparationer av vitvaror. Denna skapar incitament att förlänga livet på dessa produkter men potentiellt till priset av en högre total elanvändning.<sup>5</sup>
- Politiken tar inte hänsyn till *indirekta* effekter som kan följa av att påstått resurseffektiviserande åtgärder genomförs. Exempelvis när hushållen går över till mer resurseffektiva produkter och beteenden, kan deras utgifter minska och det frigjorda utrymmet i budgeten kan läggas på annan konsumtion.

Att förstå innebörden och omfattningen av sådana effekter är centralt för att kunna främja en samhällsekonomiskt effektiv cirkulär ekonomi; policyinitiativen skulle därför behöva kompletteras med mer detaljerade konsekvensbedömningar.

Policyinitiativens  *tredje*  gemensamma nämnare är det snäva förhållningssättet till cirkulär ekonomi, åtminstone i förhållande till modellen i figur 4. Detta är i sig inget problem, förslagen och direktiven försöker i första hand identifiera områden som saknar politisk styrning. En risk med en sådan ansats är dock att betydelsen av traditionell miljöpolitik för strävandet mot en mer omfattande hållbar utveckling ignoreras.

Styrmedel som direkt reglerar utsläpp, till exempel skatter, gränsvärden och förbud, är minst lika centrala beståndsdelar i en cirkulär ekonomi som stöd till återvinning och reparationer. Exempelvis försvåras återvinning när produkter innehåller farliga kemikalier. Detta visar på vikten av att även granska existerande styrmedel, samt påvisa hur dessa kan utformas mer effektivt. Stora delar av resterande kapitel syftar till att åstadkomma en sådan granskning av styrmedel såsom deponiskatt, avfallsförbränningskatt, offentlig upphandling, och reglering av farliga kemikalier.

## 1.4 Nationalekonomiskt perspektiv på cirkulär ekonomi

Visionen om en cirkulär ekonomi, som dominerar debatten, tar avstamp i en kritik av det ekonomiska systemet. Kritikerna hävdar att det bygger på ett linjärt tankesätt där naturresurser och energi, som antas finnas i oändlig mängd, används för att producera för konsumtion och sedan avfall, med fokus på materiell tillväxt. Detta uttrycktes

---

<sup>5</sup> Detta framförs av Naturvårdsverket (2016b) i ett remissutlåtande. Verket noterar att nya kylar och frysar blivit dubbelt så energieffektiva under de senaste tio åren. Längre produktivslängder innebär då en lägre potential för ökad energieffektivisering.

tidigt av den så kallade Romklubben i skriften *Limits to Growth* (1972), men återfinns även senare (Naturskyddsföreningen 2014a; Jackson 2010).

Många kritiker framhåller också att det ekonomiska tänkandet och den nationalekonomiska disciplin som har växt fram under de senaste 200 åren utgör en förklaring till dagens miljöproblem. Ekonomisk teori antas bygga på ett antagande om att alla naturresurser är utbytbara och att marknadsmekanismerna alltid säkerställer att företag och privatpersoner hushåller med dessa på ett ändamålsenligt sätt (Alekkett och Campbell 2003). Brown (2001) framhåller att ekonomisk teori inte erbjuder några förklaringar på miljö-, klimat- och resursproblemens uppkomst. Wijkman och Rockström (2011) drar slutsatsen att ”nationalekonomin som disciplin domineras av tankesätt som lämnar mycket i övrigt att önska när det gäller synen på naturen och naturresurserna” (sida 198); det finns därför ”ett starkt behov av nytänkande [...] vad gäller den ekonomiska modellen” (sida 207) där lösningar måste ”sökas i en förnyelse och utveckling av ekonomins teoribildning och regelverk” (sida 212).

I kontrast till denna syn är vår utgångspunkt att nationalekonomin erbjuder en rad viktiga verktyg, angreppssätt och insikter för att såväl förstå samt adressera dagens miljö- och resursproblematik. Faktum är att nationalekonomer under mer än 100 år har uppmärksammat frågor rörande naturresurshushållning. Många av de verktyg och insikter som idag används för att förstå de bakomliggande orsakerna till miljöproblem – samt adressera dessa med hjälp av politisk styrning – är också till stora delar gamla. Fakta 1 redogör kort för några centrala bidrag i den nationalekonomiska litteraturen, med relevans för den cirkulära ekonomin.

Det har dröjt flera decennier innan många av de frågor som lyfts fram i forskningen fått genomslag i miljöpolitiken. De sekelgamla analyserna av icke-förnyelsebara naturresurser uppmärksammades först på allvar under 1970-talet då oljepriset sköt i höjden. Principerna för att prissätta miljön går också långt tillbaka tiden, och trots envisa försök att framhäva effektiviteten i ekonomiska styrmedel under 1960-talet dröjde det mer än 20 år innan de fick en mer framträdande plats i svensk miljöpolitik.

Det finns som synes ingen *konceptuell motsättning* mellan nationalekonomiska teorier och utgångspunkter å den ena sidan och en cirkulär ekonomi å den andra (se även Skou Andersen 2007). Ett problem med kritiken som riktas mot nationalekonomins förhållande till miljö-, klimat- och resursfrågor är att den inte skiljer mellan:

- fundamenten i nationalekonomisk (neoklassisk) teori, det vill säga dess konceptuella utgångspunkter;
- nationalekonomiska modeller som tillämpar teorin för att empiriskt studera en frågeställning; samt
- hur samhällsekonomin fungerar i praktiken, givet politiska värderingar samt begränsningar i politiska systemets möjligheter att införa effektiva styrmedel.

Nationalekonomisk teori erbjuder generiska verktyg för att analysera resursfördelningsfrågor. Vilka modeller och empiriska analyser som tas fram beror på vilka frågor som bedömts mest intressanta. Det senare har sin grund i vilka analyser som efterfrågas av myndigheter och politiker. Under efterkrigstiden var det politiska intresset för energifrågor lågt på grund av låga energipriser – det fanns inte ens någon egentlig energipolitik. Antalet analyser av energi som produktionsfaktor i ekonomin samt av dess tillförselsida var därför få, men detta förändrades radikalt i samband med oljekri-

serna under 1970-talet. Även frågan om materialåtervinning fick politisk tyngd under tidigt 1970-tal. Detta gav också avtryck i den tillämpade nationalekonomiska forskningen, bland annat i form av flertalet ekonometriska analyser.<sup>6</sup>

### **Fakta 1 Ett urval nationalekonomiska landmärken inom cirkulär ekonomi**

De klassiska nationalekonomerna Thomas Malthus och David Ricardo hade i sina arbeten ett starkt fokus på naturresurser och avtagande marginalproduktivitet. Teorin för värderingen av kollektiva nyttigheter utvecklades av fransmannen Jules Dupuit under mitten av 1800-talet, och vidareutvecklades av bland annat Heinrich Gossen. Ett stabilt globalt klimat samt de stödjande ekosystemtjänsterna utgör alla viktiga exempel på kollektiva nyttigheter. Att reda ut hur dessa kan värderas bör därför betraktas som ett viktigt bidrag med direkt praktisk relevans. Centralt för förståelsen av den miljöekonomiska problematiken var även Arthur C. Pigous (1920) analys av välfärdseffekter utanför marknadens prissystem, det vill säga det som kallas externa effekter. Hans analys utgör grundvalen för styrmedel som ”sätter pris” på miljön, till exempel via miljöskatter.

Hur naturresurser ska utnyttjas över tid samt hur bristen på klart definierade nyttjanderätter bidrar till misshushållning utgör också frågor som fått tidig belysning. Ett exempel är den danske ekonomen Jens Warming som redan 1911 visade hur det gick att hantera problematiken med ”fritt fiske” genom att införa skatter. Gray (1913, 1914) och senare Hotelling (1931) analyserade den över tid optimala utvinningen av en icke-förnyelsebar resurs (till exempel olja, metaller).

Framväxten av den moderna miljödebatten under 1960-talet bidrog sedan till ökat fokus på miljö- och resursproblematiken inom den nationalekonomiska disciplinen. Ett centralt bidrag med direkt relevans för cirkulär ekonomi var Ayres and Kneese (1969), som integrerade termodynamikens lagar i en samhällsekonomisk modell. Deras modell illustrerade bland annat att ekosystemets förmåga att ta emot utsläpp och avfall är en central resurs för samhället med ett över tiden stigande värde (se även Boulding 1966).

Sedan 1970-talet har forskningen inom miljö- och naturresursekonomi exploderat. Det kan exempelvis noteras att frågan om effektiv förvaltning av icke-förnyelsebara resurser har fått ny belysning (Dasgupta och Heal 1974; Hartwick 1977). Forskningen har även byggt vidare på gamla idéer om nationalräkenskaper för att ta fram gröna räkenskaper och mäta hållbar utveckling över tid (Weitzman 1976).<sup>7</sup> Under 1980-talet expanderade också forskningen kring miljövärderingsmetoder, och dessa har i allt högre grad kommit att tillämpas på värderingen av bland annat olika ekosystemtjänster (Costanza m.fl. 1997).

Den svenska nationalekonomin utgör inget undantag från denna utveckling. Här kan exempelvis Karl-Göran Mälers (1974) tekniska bidrag till miljöekonomin nämnas liksom Peter Bohms (1981) analys av pantsystem. Erik Dahmens debattbok *Sätt pris på miljön!* argumenterade redan 1968 för ett ökat inslag av ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken. Antalet nationalekonomer med miljöekonomisk inriktning har växt kraftigt sedan 1980-talet.

<sup>6</sup> Se Mansikkasalo m.fl. (2014) som syntetiserar – och problematiserar kring – den ekonometriska forskningen om efterfrågan och utbud på returpapper (till exempel priselasticiteter), och dess policyimplikationer.

<sup>7</sup> Solow (1993) samt Li och Löfgren (2010) bidrar med populärvetenskapliga förklaringar av teorin kring hållbar utveckling, vilken i sin tur är starkt kopplad till inkomst- och kapitalbegreppen inom nationalekonomin.

En mer relevant kritik av det nationalekonomiska skräet skulle därför kunna vara att miljöfrågor inte integrerats tillräckligt i *tillämpade* ekonomiska modeller. Precis som arbetskraft och realkapital är även ekosystemtjänster en viktig produktionsfaktor för samhällsekonomin, men historiskt sett har antalet arbetsmarknadsstudier vida överstigit de som studerar ekosystemtjänsternas roll. Nationalekonomer överlag förtjänar nog en sådan kritik men disciplinen som helhet gör det inte. Fakta 1 visar till och med hur nationalekonomer ibland har gått före och identifierat policyutmaningar som inte fått genomslag förrän långt senare.<sup>8</sup>

Gällande den tredje punkten finns en tendens hos nationalekonomins kritiker att anta att alla tillkortakommanden i den *faktiska* ekonomiska utvecklingen kan hänföras till slutsatser i nationalekonomiska läroböcker. Att världen har miljöproblem, hävdar kritikerna, beror på att nationalekonomin ignorerar dessa och bortser från behovet av en mer ambitiös miljöpolitik. Sådan kritik bör riktas mot det sätt som ämnet undervisas. På grundkurser i nationalekonomi ges exempelvis begränsat utrymme åt forskning kring miljö- och naturresursfrågor. Även om kurslitteraturen belyser hur oreglerade marknader kan leda till negativ miljö- och klimatpåverkan med medföljande kostnader för samhället, brukar fokus vara det ”snäva” ekonomiska systemet med mindre uppmärksamhet åt interaktionen med det ekologiska systemet. Beslutsfattare som bara läser grundkurser i nationalekonomi riskerar därför att få en snedvriden bild.<sup>9</sup>

Nationalekonomin består inte av en uppsättning åsikter utan erbjuder en verktygslåda och ett konceptuellt teoretiskt ramverk för att förstå samhällsekonomin bättre. Det finns också en normativ gren av nationalekonomin (välfärdsteorin) som är central i miljöekonomiska analyser men det betyder inte att det politiska systemet har varit speciellt receptivt då det gäller att anamma miljöekonomers rekommendationer.

Vissa rekommendationer stöter också på direkt politiskt motstånd. Ett hinder mot ekonomiska styrmedel under 1980-talet var argumentet att företagen kunde ”köpa sig fria” från rening av utsläpp genom att betala utsläppsskatten.<sup>10</sup> Kritikerna frågade sig dock aldrig varför företagen frivilligt skulle välja att göra detta om skatten innebär högre kostnader. Under 1980-talet var företrädare för svensk industri negativt inställda till ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken, de föredrog istället regleringar (Duit 2007).

Nationalekonomers försök att med olika metoder värdera miljön, för att förbättra beslutsunderlagen inför offentliga investeringar i infrastruktur, har också stött på kritik och beskrivits som ”omoraliska” och ”reduktionistiska” (Söderholm 2003). Trots en övertygelse hos många nationalekonomer om behovet av att ”sätta pris på miljön” är det fortfarande svårt att få gehör för detta i politiskt beslutsfattande.

---

<sup>8</sup> Ytterligare exempel är Nordhaus och Schelling som resonerade kring samhällsekonomiska frågor som skulle bli centrala vid en eventuell reglering av de globala koldioxidutsläppen, till exempel frågor om incitamenten för att teckna internationella klimatavtal och kostnader för utsläppsreduktion (se Nordhaus 1977).

<sup>9</sup> En sådan uppfattning kan vara att samhällsekonomin fungerar mest effektivt i frånvaro av styrmedel, även om nationalekonomisk forskning är starkt centrerad kring att studera marknadsmisslyckanden samt hur dessa kan hanteras med styrmedel. Exemplet är också många på hur nationalekonomiska koncept plockas upp av politiska partier och särintressen för att sedan om- eller misstolkas för att gynna de egna visionerna.

<sup>10</sup> Det är därför inte korrekt att som Naturskyddsföreningen (2014a) hävda att miljörelsen ”sedan länge försökt påverka en av marknadskonomin största brister, nämligen den att priset för miljöförstöring inte syns i priset för de varor vi köper” (sida 49). En relaterad kritik riktas mot utsläppshandeln som beskrivs som ”nyliberal” och i vilken statens roll är ”minimal” (Sommestad 2011, sida 17).

I ljuset av detta är det därför ironiskt att kritikerna av nationalekonomins syn på miljö-, klimat- och naturresursproblemen, landar i slutsatsen att miljön måste ges ett pris (se Jackson 2010; Naturskyddsföreningen 2014a; Wijkman och Rockström 2011). Wijkman och Rockström (2011) konstaterar att en central väg framåt – och således en viktig komponent i den cirkulära ekonomin – är att ”ge naturkapitalet och ekosystemtjänsterna ett värde på marknaden” (sida 257). Denna slutsats kan direkt härledas med utgångspunkt i den disciplin som författarna i samma bok beskrivit som föråldrad.

### **NATIONALEKONOMISKA UTGÅNGSPUNKTER FÖR CIRKULÄR EKONOMI**

På ett konceptuellt plan finns alltså ingen motsättning mellan nationalekonomisk teori och en cirkulär ekonomi där hänsyn tas till det ekologiska systemets livsupprätthållande tjänster. I nationalekonomin står mänsklig välfärd i fokus, och eftersom välfärden är beroende av ekosystemtjänster kommer dessa att betinga ett samhällsekonomiskt värde. Ju knappare resurserna blir desto högre blir värdet.

Fortsättningsvis diskuterar vi inte om – utan hur – en cirkulär ekonomi kan realiseras på ett samhällsekonomiskt effektivt sätt. Tre utgångspunkter är viktiga för diskussionen: (a) innebörden i begreppet samhällsekonomisk effektivitet och dess konsekvenser för avvägningar vid policyutformning; (b) betydelsen av att påverka ekonomins incitamentstruktur under ofullständig information om företagens och hushållens beteenden, anpassningskostnader etc. samt (c) vikten av att ta hänsyn till så kallade allmänjämviktseffekter i hela samhällsekonomin.

Ekonomi handlar i grunden om hur val görs mellan olika alternativ för att på bästa sätt utnyttja knappa resurser (inklusive naturresurser), och en del av samhällsekonomisk analys handlar om att studera avvägningar mellan totala kostnader och nyttor för samhället som olika beslut för med sig. På denna aggregerade nivå innebär en *samhällsekonomiskt effektiv miljöpolitik* att fattade beslut leder till en ökning av utrymmet för hushållens konsumtion av nyttigheter, det vill säga varor och tjänster *i en vid mening*, samt med hänsyn tagen till framtida hushåll (Brännlund och Krström 2012).

Detta innebär exempelvis att en viss nivå på återvinningen av ett material ska åstadkommas till lägsta möjliga kostnad för samhället (kostnadseffektivitet), samt drivas fram till den punkt där kostnaden för ytterligare (en enhets) återvinning är lika hög som värdet av denna återvinning (bland annat i form av undvikta miljöskador). Eftersom återvinning är resurskrävande är det svårt att betrakta ett mål om *fullständig* återvinning som samhällsekonomiskt effektivt. Att återvinning inte är en *per definition* samhällsekonomiskt effektiv aktivitet diskuterades redan i Baumol (1977).

På motsvarande sätt finns avvägningar kopplade till resurseffektivitet. Eftersom det är ett mått på graden av hushållning med knappa resurser bör det definieras som material- och energiproduktivitet, det vill säga på samma sätt som arbetsproduktivitet definieras (SOU 2001:2). Sådana mått är samtidigt partiella, och en produktivitetsökning för material eller energi innebär inte nödvändigtvis en mer effektiv hushållning totalt. Ambitiösa mål för energiproduktiviteten skulle exempelvis kräva stora kapitalinsatser.

Att åstadkomma en effektiv användning av naturresurser inbegriper svåra avvägningar. För det första inkluderar intäktssidan nyttigheter som inte är prissatta på någon marknad. De inryms därför inte heller i BNP-mättet och är inte triviala att mäta. För det andra är ”optimeringsproblemet” dynamiskt, och inbegriper även effekter på framtida generationer. Detta blir relevant för hur icke-förnyelsebara resurser ska utnyttjas över

tid, och hur detta påverkar förutsättningarna för återvinning av samma resurs. Utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv utgör inte utvinning av icke-förnyelsebara resurser en *per definition* ineffektiv aktivitet. Det avgörs snarare av i vilken mån utvinningen betalar sina miljökostnader samt hur räntan (vinsterna) från verksamheten investeras.<sup>11</sup> För naturresurser med väl definierade äganderätter signalerar marknadspriserna en ökad knapphet vilket uppmuntrar till teknisk utveckling och materialsubstitution.

En annan utgångspunkt är att de aggregerade samhällsekonomiska utfall som kan observeras i termer av resursanvändning, miljöeffekter, klimatpåverkan etc. är resultaten av summan av miljontals *decentraliserade beslut*. En central uppgift för politiken är därmed att påverka *incitamentsstrukturen* så att samhällsekonomisk effektivitet främjas. Även på denna punkt finns dock praktiska utmaningar, inte minst kopplat till förekomsten av ofullständig information hos de politiska beslutsfattarna. En sådan utmaning är att kunskapen om olika aktörers effekter på miljön är begränsad. Detta är ett vanligt problem i miljösammanhang, till exempel då den ekologiska statusen i en vattenförekomst påverkas av beslut tagna av många aktörer (privata företag, bilister, kommunala reningsverk, jordbrukare) i det närliggande området (Segerson 1988). Hur mycket var och en påverkar miljö kvaliteten samt hur deras beteenden kan komma att förändras över tid är dock svårt för myndigheterna att kontrollera och följa upp. Denna problematik syns även vid avfallshantering; de miljöfarliga utsläpp som genereras av avfallsgenerering är diffusa och svåra att kontrollera, vilket gör det svårt att verkningsfullt beskatta utsläppen (Walls och Palmer 2001).

Ytterligare en utmaning är informationsbrister kring förekomsten av effektiva åtgärder. De offentliga beslutsfattarna har begränsad information om vad enskilda aktörer kan göra för att bidra till en förbättrad miljö samt vilka kostnader och nyttor som är kopplade till olika åtgärder. Företagen i industrin har ett kunskapsövertag gentemot de reglerande myndigheterna gällande produktionsprocessens egenskaper, potentialen för förbättrad miljöprestanda, samt kostnaderna för att öka prestandan. Ofta saknar företagen dessutom incitament att förmedla denna kunskap till myndigheterna.

Kunskapsövertaget kan ha betydelse för såväl styrmedelsutformning som för styrmedels effekter. Det innebär svårigheter för myndigheterna att i förväg bedöma vilka åtgärder som kommer att genomföras om ett visst styrmedel införs. Därför är det – så långt som möjligt – viktigt att undvika styrmedel som på förhand fastställer vilka åtgärder som bör vidtas samt hur mycket företag och hushåll ska minska miljöpåverkan. Ett skäl till att nationalekonomer ofta lyfter fram betydelsen av ekonomiska styrmedel är att dessa kan överbrygga kunskapsglappet och bidra till att miljöpåverkan reduceras till så låg kostnad för samhället som möjligt.

Det innebär inte att miljöpolitiken alltid bör undvika specifika tekniska lösningar och åtgärder. Såsom påpekats kan det vara svårt att reglera diffusa utsläpp; i avsnitt 3.6 diskuteras svårigheterna med att styra bort från farliga kemikalier i plaster. Samma problem finns inom avfallsområdet. Ett sätt att hantera detta inom EU har varit att göra avsteg från principen om teknikneutralitet genom att basera politiken på den så kallade avfallshierarkin (se EU 2008/98/EG). Denna anger att avfall i första hand ska förebyggas. I andra hand bör avfallet återanvändas eller materialåtervinnas och i tredje

---

<sup>11</sup> En oljeberoende ekonomi kan upprätthålla en långsiktigt hållbar konsumtion om oljeinkomsterna investeras i realkapital som ger en inkomst som långsiktigt motsvarar räntan på värdet av oljefyndigheten (Hartwick 1977). Norge gör sådana avsättningar till en oljefond.



hand energiåtervinnas. Deponi utgör den sista utvägen om inget annat miljömässigt rimligare alternativ kan identifieras (se kapitel 2 för mer om avfallshierarkin).

Forskning visar att denna rangordning i många fall utgör en rimlig tumregel (Moberg 2006), och Sverige har infört en rad styrmedel som styr enligt avfallshierarkin. År 2000 infördes en deponiskatt, tidigare fanns en skatt på förbränning av hushållsavfall som senare togs bort eftersom den inte ansågs styra mot ökad materialåtervinning (SOU 2009:12). Nyligen har dock en utredning om bland annat avfallsförbränningskatt tillsatts (Dir 2016:34). Dessa styrmedel analyseras i avsnitt 3.2 och 3.3.

Att avfallspolitiken är hänvisad till tumregler för teknikval och bygger på styrmedel som styr mot dessa innebär också potentiellt stora merkostnader. Det blir därför viktigt med samhällsekonomiska analyser som undersöker i vilka situationer som tumreglerna blir missvisande och kostnadsineffektiva. I Sverige finns en rad undantag från deponiskatten och vissa av dessa har mött kritik från Naturvårdsverket (2013a). Å andra sidan saknas en grundlig analys av vilka undantag som är samhällsekonomiskt motiverade och vilka som är resultatet av lobbyarbete.<sup>12</sup> Sådana analyser bör ta hänsyn till att många problem som kan förknippas med avfall – till exempel utsläpp från deponier – är lokala och regionala, vilket försvårar tillämpandet av generella regler och riktlinjer. I avsnitt 3.3 analyseras differentieringen av deponiskatten i mer detalj.

En annan del av nationalekonomins utgångspunkter som är relevant för cirkulär ekonomi, är *allmänjämviktsperspektivet*. Samhälls ekonomin består av många sammanflätade marknader där produkter som bjuds ut av en sektor används som insatsvara i en annan. Styrmedel mot enskilda sektorer kan därför få återverkningar på andra sektorer. Det aggregerade utfallet bestäms av relativprisernas utveckling, förekomsten av andra skatter, samt av de olika sektorernas möjligheter att substituera mellan produktionsfaktorer (se Bruvold 1998 samt allmänjämviktsanalysen i kapitel 4).

Allmänjämviktsperspektivet är centralt för att förstå effekterna av olika styrmedel för att stimulera framväxten av en cirkulär ekonomi. Ett skäl är att dessa styrmedel får ekonomiövergripande effekter och det är långt ifrån givet vilka nettoeffekterna blir. Vi har pekat på hur ökad materialeffektivitet kan leda till direkta kostnadsbesparingar (Henry 2015), men om detta realiseras kan frigjorda medel användas till annan konsumtion med högre materialintensitet. Detta kallas rekyleffekten eller Jevons paradox efter den brittiske nationalekonomen Stanley Jevons (Jevons 1865). Rekyleffekten illustrerar att det blir centralt *hur* styrmedel för ökad materialeffektivitet utformas.

En viktig komponent i allmänjämviktsanalyser handlar om beskattningen i samhälls ekonomin, och hur denna övervältras på olika aktörer. Beskattningen rör inte enbart incitamentsbaserade skatter (till exempel utsläppsskatter) utan även fiskala skatter som behöver tas in för att finansiera offentlig verksamhet. Fiskala skatter läggs på breda och stabila skattebaser, och historiskt har inkomstskatter varit viktiga. Även aktiviteter som brukar beskrivas i termer av en delningsekonomi, behöver beskattas på ett konkurrensneutralt sätt. Sådant beskattning ska inte betraktas som ett illegitimt hinder för

---

<sup>12</sup> Johansson m.fl. (2014) ifrågasätter varför gruvindustrin är undantagen deponiskatten. Om skatten även skulle gälla gruvavfall (i huvudsak stora volymer bergrester) skulle styrningen vara i tydligare linje med avfallshierarkin. Naturvårdsverket (2013a, sida 24) bedömer dock att i detta fall är deponi det bästa alternativet ur miljösynpunkt. Det sulfidhaltiga avfallet från gruvbrytning regleras dessutom på annat sätt (se avsnitt 3.5).

framväxten av en cirkulär ekonomi.<sup>13</sup> Skattverket utreder för närvarande hur olika former av delningsekonomier ska beskattas.

En cirkulär ekonomi med fokus på återvinning av restprodukter kan innebära att ekonomins sektorer blir än mer sammanflätade och inbördes beroende. Många restprodukter är i ekonomisk mening *biprodukter*, vilket påverkar förutsättningarna för att bjuda ut dem på en marknad. Ett företags biprodukt (till exempel restvärme) produceras som en sidoeffekt av produktionen av en huvudprodukt (till exempel stål); den är dock så marginell för företagets lönsamhet att dess pris endast har marginell påverkan på produktionsbesluten.<sup>14</sup> Utbudet begränsas i stället av produktionsnivån för huvudprodukten.

På motsvarande sätt kommer utbudet av återvunnet material från konsumentprodukter att begränsas av tidigare konsumtionsnivåer samt produkternas livslängd. En konsekvens är att utbudet av återvunnet material tenderar att vara prisokänsligt (Blomberg och Söderholm 2009), delvis också på lång sikt eftersom materialet som bjuds ut på kort sikt inte finns tillgängligt senare (Tilton 1992). Detta bidrar till en mer volatil prisutveckling för återvunna material än den för material från jungfruliga råvaror.

Förhållandet mellan huvud- och biprodukter har relevans för EU-kommissionens strävan att främja industriell symbios, till exempel där överskottsvärme från en sektor (järn- och stålindustrin) kan användas som insatsvara i en annan sektor (fjärrvärmeproduktion). Sådana samarbeten är förhållandevis frekventa i Sverige, och flera utredningar har pekat på ytterligare potential (SOU 2011:44). Det betyder dock inte per automatik att nya styrmedel är effektiva för att främja sådana överenskommelser.

## 1.5 Marknadsmislyckanden och styrmedelsutmaningar

I detta avsnitt diskuteras marknadsmislyckanden av relevans för cirkulär ekonomi och vilka slutsatser som kan dras rörande införandet av nya styrmedel och revidering av existerande. I praktiken är detta en bred frågeställning – hela miljö- och resursekonomiska litteraturen aktualiseras – men i linje med rapportens resterande kapitel ligger fokus på avfallshantering och i vissa delar resurseffektivitet. Avsnittet har heller ingen ambition att ge en uttömmande bild av alla styrmedel som införts – eller skulle kunna införas – på detta område, utan fokuserar på generella styrmedelsutmaningar.

### **ALLA HINDER ÄR INTE MARKNADSMISLYCKANDEN**

Redan i frånvaro av styrmedel finns det incitament till återvinning och resurseffektivisering. De flesta energibärare och material säljs och köps på marknader vilket ger användarna incitament att hushålla. Detta gäller även återvunna produkter. Mer eller mindre globala marknader för metaller och returpapper har utvecklats de senaste hundra åren på basis av privata initiativ och vinstintressen. Det finns med andra ord betydande cirkulära inslag i dagens ekonomi och det är lätt att se hur digitalisering spontant kommer att stimulera fram fler cirkulära affärsmodeller.

---

<sup>13</sup> På motsvarande sätt är det viktigt att utredningen om cirkulär ekonomi (Dir 2016:3) analyserar regleringar såsom försäkringsvillkor och produktgarantier utifrån flera perspektiv.

<sup>14</sup> Den ekonomiska definition av biprodukt kan skilja sig från definitionen i lagstiftningen (se kapitel 2).

Utifrån ett samhällligt perspektiv är det därför enbart motiverat med styrmedel riktade mot återvinning respektive resurseffektivisering då den marknadsdrivna utvecklingen är samhällsekonomiskt ineffektiv. För att välja kostnadseffektiva styrmedel krävs en god förståelse för skälen till ineffektiviteter– marknadsmisslyckanden. Illa motiverade subventioner till specifika material skapar snedvridningar i resursallokeringen. Men en översyn av barriärer och styrmedel kan inte bara handla om att oreflekterat undanröja alla hinder för cirkulära affärsmöjligheter. Marknadsbarriärer är inte synonymt med marknadsmisslyckanden, och en del barriärer bör lämnas orörda.

Ett exempel är industriell symbios såsom bilaterala avtal för att utnyttja restvärme från processindustrier. Den politiska styrningens roll består här främst av att undranröja höga transaktionskostnader för parterna att ingå frivilliga, marknadsmässiga avtal. Detta skapar i kombination med väl definierade rättigheter goda förutsättningar för effektiva bilaterala avtal, i linje med det så kallade Coase-teoremet (Coase 1960). Att restvärmesamarbeten inte blir av får inte tolkas som att ytterligare styrning behövs. Investeringar för att möjliggöra restvärmesamarbeten är transaktions specifika (Williamson 1983), det vill säga avkastningen beror på att relationen mellan aktörerna upprätthålls över tid. Detta medför ett behov av långsiktiga kontrakt, men inte alla företag är villiga att ingå sådana avtal och bygga upp ett beroende.<sup>15</sup> I vissa sammanhang kan dock politiken spela en roll för att stödja framtagandet av information om tekniska och ekonomiska potentialer för utnyttjande av restenergier.<sup>16</sup>

En annan barriär för ökad återvinning är kraftiga prisfluktuationer som kan observeras i marknaderna för återvunna material, se prisutvecklingen för polyetylenplast i fakta 2. Sådana prisfluktuationer kan vara ett uttryck för informationsmisslyckanden eller höga sökkostnader på omogna marknader, men också många bevisat effektiva sekundärmarknader (exempelvis stål och aluminium) uppvisar starka prissvängningar över tid.

Detta förklaras av interaktionen mellan utbud och efterfrågan. För de flesta återvunna material gäller att utbudet reagerar lite på prisförändringar, i kombination med en efterfrågan som är konjunkturkänslig tenderar detta att skapa betydande prisfluktuationer över tid. De flesta material – inte minst metaller – används i sektorer som är känsliga för konjunktursvängningar (till exempel bilindustrin). En felaktig slutsats är dock att det behövs statliga åtgärder för att åstadkomma mindre omfattande prissvängningar, till exempel prisstabiliseringsprogram. Sådana program är svåra att införa i praktiken (Radetzki 2008), men framförallt hanterar de inte något marknadsmisslyckande på ett effektivt sätt.

Budskapet att alla barriärer inte ska tolkas som marknadsmisslyckanden är relevant även för delningsekonomi. Ett ökat delande av resurser kan leda till betydande effektivitetsvinster och lägre transaktionskostnader. Det är dock svårt att både undranröja ineffektiva regelverk som motverkar en sådan utveckling och samtidigt behålla nödvändiga regelverk samt säkerställa att beskattningen blir konkurrensneutral (Horton och Zeckhauser 2016). Förespråkare för en cirkulär ekonomi betonar ofta att skattesy-

---

<sup>15</sup> I fallet med samarbeten mellan fjärrvärmebolag och industrier är det ofta den industriella aktören som är minst villig att upprätthålla långsiktiga kontrakt. Sådana kontrakt kan begränsa industrins flexibilitet att anpassa sig till omvärldsförändringar. Ett skäl kan också vara att företag vill lägga större fokus på intern energieffektivisering, vilken kan minska det framtida utbudet av restvärme.

<sup>16</sup> I fallet med restvärme från svenska processindustrier finns redan flera former av sådan styrning. I de kommunala energiplanerna ingår att kartlägga energiflöden (inklusive restenergier) i kommunen. Miljöbalkens kunskapskrav kan dessutom utnyttjas för att förmå industriföretag att i samband med prövning av tillstånd utvärdera potentialen för restvärmesamarbeten (Krook-Riekkola och Söderholm 2013).

stemet motverkar resurseffektivitet och cirkulära affärsmodeller. De vill därför se en grön skatteväxling där skatterna på inkomster sänks och finansieras med höjda miljöskatter (Wijkman och Skånberg 2015).

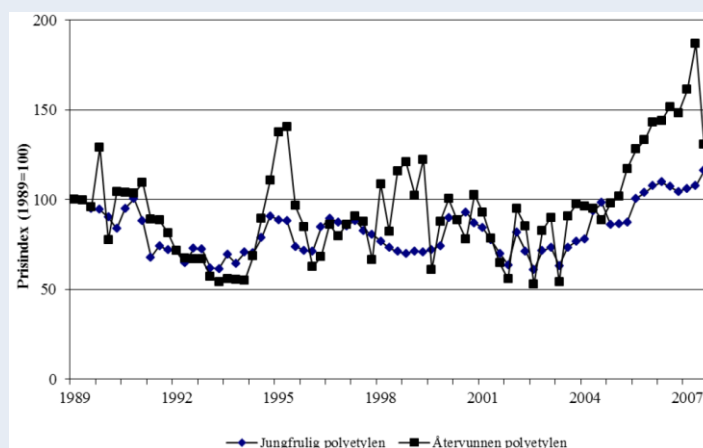
Det är uppenbart att skattesystemet – i kombination med arbetsproduktivitetsökningar – har påverkat de ekonomiska förutsättningarna för reparationer i hemmet, hushållens källsortering, samägande etc. Det är mindre uppenbart att grön skatteväxling skulle både förbättra arbetsmarknadens funktionssätt och ge en bättre miljö. Vid sidan om skatteväxlingseffekten – att en sänkt inkomstskatt ger ett högt arbetsutbud – genereras en allmänjämviktseffekt som uppstår då införandet (eller höjningen) av miljöskatten får effekter på övriga skattebaser. Under rimliga antaganden leder skatteinteraktionseffekten, till att ökningen av arbetsutbudet från inkomstskattesänkningen motverkas, vilket minskar inkomstskattebasen. Nettoeffekten är osäker (Brännlund 2006).

Alla förändringar i skattesystemet i syfte att främja resurseffektivitet, sysselsättning och nya affärsmodeller bör ta hänsyn till att samhällsekonomin består av såväl fiskala skatter som incitamentsbaserade skatter (till exempel miljöskatter). Då företag och hushåll anpassar sina beteenden och bidrar till minskad miljöpåverkan påverkar detta andra skattebaser. Behovet av fiskala skatter torde inte vara mindre framträdande i en expanderande delningsekonomi.

#### Fakta 2 Prisutveckling för jungfrulig respektive återvunnen plast

Figur 5 visar prisutvecklingen för polyetylenplast baserat på situationen i Europa. Marknaden för återvunnen plast kännetecknas av informationsproblem kring det materialets egenskaper och kvalitet (Johnstone och Söderholm 2011), vilket kan ha bidragit till att prissvängningarna varit kraftigare för återvunnen plast.

Figur 5 Prisutveckling för jungfrulig respektive återvunnen polyetylenplast



Källor: WRAP 2007, Ingham 2006, Strömberg 2004 och Eurostat 2015.

Den volatila prisutvecklingen för återvunnen plast kan även förklaras utifrån interaktionen mellan utbud och efterfrågan. I mitten av 1990-talet steg priset på en rad återvunna material som ett resultat av ökad efterfrågan kombinerat med ett prisokänsligt utbud (Ackerman och Gallagher 2002). I mitten av 2000-talet innebar Kinas starka tillväxt en ökad efterfrågan på material, och priset sköt i höjden. De europeiska ländernas export till Kina ökade också mångfald 2000–2006.

## MARKNADSMISSLYCKANDEN OCH STYRMEDELSVAL

Nedan identifieras två kategorier av marknadsmisslyckanden av relevans för cirkulär ekonomi: externa effekter och informationsmisslyckanden. Vi tar också upp specifika förutsättningar som rör den politiska styrningen av, i första hand, avfallshanteringen.

### Internalisera externa effekter med kostnadseffektiva styrmedel

Det viktigaste motivet till miljöpolitisk styrning är förekomsten av *negativa externa effekter*, det vill säga bieffekter av konsumtion eller produktion som drabbar en tredje part utan att någon kompensation utgår. Utsläpp av miljöfarliga ämnen från avfallsdeponier utgör ett klassiskt exempel på sådana externa effekter. Dessa leder till en situation där de privata kostnaderna för deponi är lägre än de samhällsekonomiska kostnaderna. En central uppgift för miljöpolitiken är därför att synliggöra (internalisera) de externa kostnaderna genom exempelvis skatter på utsläpp och avfall. Skatterna bör så träffsäkert som möjligt styra bort från miljöskadan.

Många styrmedel som dominerar avfallspolitiken (bland annat deponiskatt och stöd till återvinning) bygger på att det bedömts svårt att träffsäkert internalisera diffusa externa effekter från avfallströmmarna. Även om det kan vara ett legitimt skäl, till styrmedel som syftar till att styra uppåt i avfallshierarkin, finns det andra ”trubbiga” styrmedel som kan vara mer kostnadseffektiva än en strikt tillämpning av avfallshierarkin. Dessa bör spela en central roll i regleringen av farliga kemikalier och är exempelvis individuella gränsvärden, teknikkrav och förbud av farliga ämnen i produkter.

I avsnitt 3.6 illustreras svårigheterna med att införa kostnadseffektiva ekonomiska styrmedel för att påverka kemikalieanvändningen i varor. Politiken bör därför stödja teknisk utveckling som gör det möjligt att införa en mer träffsäker miljöpolitik, bland annat genom att kunna spåra och mäta förekomsten av kemikalier i produkter. Dagens skatter på kväveoxidutsläpp blev möjliga då teknik utvecklades för att mäta utsläppen vid källan. Trots att fortsatt teknisk utveckling kring utsläppskontroll är sannolik kommer den cirkulära ekonomin att behöva förlita sig på mindre träffsäkra styrmedel.

En kostnadseffektiv avfallspolitik bör bygga på en kombination av styrmedel (Walls och Palmer 2001). Denna bör ge upphov till två incitament: (a) en outputeffekt, till exempel genom en skatt på avfallsgenererande produkter; samt (b) en substitutionseffekt, till exempel genom subvention av återvinning. Denna styrmedelskombination liknar ett pantsystem som innebär att konsumenter har incitament att först hushålla med den avfallsgenererande produkten och sedan återlämna denna på ett miljömässigt sätt. Det svenska producentansvaret för förpackningar har också dessa egenskaper (Fullerton och Wu 1998; Hage 2007), och analyseras i avsnitt 3.1.

Erfarenheter från flera länder visar på svårigheter som uppstår då avfallspolitiken enbart adresserar ett av dessa incitament (Söderholm 2011). Skatter på jungfruliga råvaror, som den svenska naturgrusskatten, innebär att användningen av återvunnet material blir mer ekonomiskt attraktivt. På grund av den låga priskänsligheten i utbudet av naturgrus blir dock effekterna på återvinningen liten, om skatten inte kombineras med utbudstimulerande åtgärder. Skatten på naturgrus har framförallt inneburit att

användningen av krossad sten ökat medan effekterna på mängden återvunnet material varit måttlig.<sup>17</sup> Den svenska naturgrusskatten analyseras närmare i avsnitt 3.5.

En annan fråga i den miljöekonomiska litteraturen är om ekonomiska styrmedel ska vara *pris- eller kvantitetsbaserade*. I såväl avfalls- som energieffektiviseringssammanhang framförs allt oftare förslag baserade på kvantitetsbaserade styrmedel. Återvinningscertifikat innebär att de som tar hand om (återvinner) ett visst material kan utfärda certifikat motsvarande en viss vikt av materialet. Efterfrågan på certifikaten säkerställs genom att fastställa en kvotplikt på användarsidan. Kvotplikten anger hur stor andel av den totala materialanvändningen som måste vara baserad på återvunnet material. Ett sådant system finns för förpackningar i Storbritannien. Ett kvotpliktssystem för energieffektivisering – vita certifikat – finns i ett antal länder (Mundaca och Neij 2009) och uppmuntras i EU:s energieffektiviseringsdirektiv (EU 2012/27/EG).

En nackdel med återvinningscertifikat är, med tanke på det prisokänsliga utbudet för återvunnet material, att kostnaden för att uppfylla målet är osäker. Återvinningscertifikat utgör därmed inte ett samhällsekonomiskt attraktivt styrmedel (Weitzman 1974). De fungerar bäst när utbudet av återvunnet material är känsligt för prisförändringar samt där miljövinster av att återvinna uppvisar tröskeeffekter (till exempel då farliga kemikalier kan fasas ut innan effekterna på miljön blir irreversibla). Ingen av dessa förutsättningar är normalt sett uppfyllda på avfallsområdet.

Utöver incitament till output- respektive substitutionseffekter är det önskvärt att styrmedel för återvinning ger upphov till en tredje typ av incitament, *återvinningsbarhet*. Detta missgynnas dock av icke-miljörelaterade externa effekter i produktionskedjan, som uppstår då en produkt tillverkas på ett sätt som ökar kostnaderna för att återvinna material i en annan sektor. Det finns i dessa fall inte något sätt för återvinnaren att skapa incitament för producenten att ändra produktens design, förutom då ett fåtal aktörer står för produktionen längs produktkedjan och kan förhandla med varandra. Ett exempel på en ogynnsam produktdesign är användningen av polymerer i kabeltillverkning som har minskat förutsättningarna för återvinning av PVC. Denna typ av extern effekt kan internaliseras via en transaktion mellan tillverkaren och den som återvinner produkten. Att detta sker tillhör dock inte normalfallet, och det svenska producentansvaret är inget undantag (Hage 2007). Eftersom producenterna betalar en avgift per kilo förpackning finns visserligen incitament att ta bort onödig förpackning. Återvinningsbarhet är dock en komplex fråga som inrymmer fler aspekter än vikt.

EU-kommissionens senaste initiativ inom cirkulär ekonomi, som innehåller förslag för att öka produkters återvinningsbarhet, utgör en svår utmaning. Avfallspolitiken behöver också finna en balans mellan åtgärder som förbättrar produktdesignen vid tillverkningssteget och motsvarande åtgärder inom avfallshanteringen. Om politiken endast inriktas på det senare steget minskar incitamenten för producenterna att öka återvinningsbarheten i sina produkter även om detta vore mer kostnadseffektivt.

---

<sup>17</sup> Ändamålsenligheten i styrmedel som syftar till att öka efterfrågan på återvunnet material bör ta hänsyn till att avfallsfraktioner handlas på en internationell marknad. Om ett land inför en skatt på jungfruliga råvaror betyder inte det att återvinningen ökar; i stället kanaliseras mer av det material som återvinns till det landet (Oosterhuis m.fl. 2009). Effekten blir tydlig om inget av länderna ställer krav på utbudstimulerande åtgärder.

### Informationsmisslyckanden på material- och energimarknaderna

Medan marknaderna för återvunnen metall och returpapper är effektiva med hög pristransparens och många aktörer, är marknaderna för mer komplexa material (som plaster) betydligt ineffektivare. Information är centralt för etablerandet av effektiva marknader och marknader för återvinningsbara och resurs- samt energieffektiva produkter kan hämmas av informationsmisslyckanden (Johnstone och Söderholm 2011).

Ett exempel är förekomsten av *asymmetrisk information*, då en aktör har ett informationsövertag gentemot en annan. En situation är när en köpare av en produkt inte kan bedöma dess resursförbrukande egenskaper förrän efter inköpet, eller i fallet med återvinning en given avfallsmängds egenskaper. I en sådan situation riskerar endast produkter/material med sämre kvalitet att bjudas ut på marknaden (Akerlof 1970). Även om köparna har en hög betalningsvilja för återvunna material kommer säljarna inte att kunna ta ut ett högt pris på grund av köparnas informationsunderläge.<sup>18</sup> Problemet är sannolikt större på marknader där olika material blandas vid insamlingsstadiet, såsom är fallet med bygg- och rivningsavfall samt vissa plaster.

Detta kan motivera styrmedel som överbryggat kunskapsglappen, till exempel miljömärkningar av vitvaror som förbättrar konsumenternas kunskap om energiförbrukning. Vissa åtgärder kan initieras spontant av privata aktörer på marknaden, ibland med stöd av politiken. Två sådana åtgärder på marknader för återvunna material är test på plats samt vertikal integration. Det senare innebär att återvinnare köper upp företag som ansvarar för insamling och sortering; detta har varit vanligt på marknaderna för återvunnet aluminium.

På marknaderna för återvunna material kan det finnas informationsmisslyckanden kopplade till materialets användbarhet. Vissa sekundära metaller är perfekta substitut till de jungfruliga materialen för vissa applikationer men för vissa marknadssegment gäller detta inte. Ofta minskar dessa problem över tiden i takt med att återvinnarna lär sig mer om hur materialen fungerar i deras produktionsprocesser. Tidigare studier visar att problem med informationsmisslyckanden på användarsidan har varit vanliga för bland annat plast samt bygg- och rivningsavfall (Reid 2003). I vissa fall kan en liten osäkerhet om materialets värde få stora effekter på efterfrågan, inte minst om återvunnet uppfattas som synonymt med dålig kvalitet. Sådana situationer kan i vissa fall motivera statligt stöd till pilot- och demonstrationsprojekt. Andra styrmedel för att hantera denna typ av informationsproblem är att införa generiska produktstandarder, det vill säga standarder som är likadana oavsett om produkten är tillverkad av jungfruliga eller återvunna material.

## 1.6 Kort introduktion till rapportens resterande delar

Rapporten har inga ambitioner att analysera alla styrmedelsutmaningar på området. Fokus ligger i första hand på att granska effekterna samt ändamålsenligheten i existerande och föreslagna styrmedel på avfallsområdet, bland annat deponiskatt, producentansvar, avfallsförbränningskatt, viktbaserad avfallstaxa, reglering av gruvavfallet och skatt på naturgrus. Detta motiveras av scenarionanalysen i kapitel 2 som visar att den

---

<sup>18</sup> Ovanstående situation beskriver en typ av ineffektivitet som uppstår innan ett kontrakt mellan två parter tecknats. Principal-agent problemet beskriver en situation där asymmetrisk information kan snedvräta beslut efter det att ett avtal ingåtts (se Sorrell m.fl. 2004).

svenska ekonomiska utvecklingen fram till år 2035 mest troligt kommer att föra med sig ökade avfallsmängder. Rapporten belyser även den roll som grön offentlig upphandling kan (och bör) spela i en cirkulär ekonomi, i vilken mån miljöskatter kan bidra till att styra bort från farliga kemikalier i plastmaterial, samt hur sysselsättning och produktivitet kan påverkas av en övergång till en mer cirkulär ekonomi.

#### Avsnittet i korthet

- I den politiska debatten betonas vikten av att stödja framväxten av en *cirkulär ekonomi*. Styrmedel som uppmuntrar ökad resurseffektivitet, minskade avfallsströmmar, giftfria kretslopp, återvinning och återanvändning lyfts fram.
- Cirkulär ekonomi bygger på idéer som dominerat policyutformningen under lång tid och som bör betraktas som viktiga även framöver, till exempel behovet av att sätta pris på utsläpp och reglera användningen av farliga ämnen. Den inrymmer också nya utmaningar, bland annat kopplat till hur digitaliseringen möjliggör ett ökat delande av produkter och tjänster.
- Det ekologiska systemet fyller viktiga samhällsekonomiska funktioner. Att främja mänsklig välfärd utan att undergräva det ekologiska systemets förmåga att tillhandahålla dessa funktioner bör betraktas som den cirkulära ekonomins huvudsakliga uppgift.
- Det finns ingen motsättning mellan nationalekonomisk teori och cirkulär ekonomi; teorin erbjuder en rad centrala perspektiv för att identifiera marknadsmisslyckanden och utforma effektiva styrmedel. Det senare handlar både om att införa nya styrmedel och att revidera existerande styrmedel.
- En brist i policyförslagen som EU-kommissionen och regeringen har tagit fram är att de inte baseras på analyser som identifierar marknadsmisslyckanden samt utformar styrmedel som adresserar dessa.
- Det finns betydande cirkulära inslag i dagens samhällsekonomi; redan i frånvaro av nya styrmedel finns incitament till ökad återvinning och resurseffektivisering. Nya styrmedel kan motiveras av att denna spontana utveckling kännetecknas av marknadsmisslyckanden.
- Det är dessutom viktigt att se över rådande lagstiftning och styrmedel; alla hinder för till exempel ökad återvinning, såsom starkt fluktuerande råvarupriser, är dock inte marknadsmisslyckanden.
- Två kategorier av marknadsmisslyckanden är speciellt relevanta för den cirkulära ekonomin – externa effekter och informationsmisslyckanden.
- Vid *externa effekter* är det centralt med styrmedel som prissätter utsläpp eller på annat sätt reglerar dessa. Riktade styrmedel kan behövas som komplement, där det är svårt att styra direkt mot miljöpåverkan. En avfallspolitisk styrning behöver bygga på en kombination av styrmedel för att ge incitament till konsumtionsminskning, substitution samt ökad återvinningsbarhet.
- *Informationsmisslyckanden* handlar bland annat om att en aktör (säljaren) har ett informationsövertag gentemot en annan (köparen), till exempel kopplat till avfallsmängders innehåll samt användbarhet för specifika syften. Detta kan motivera styrmedel i form av exempelvis miljömärkningar och standards.



## 2 Avfall – mål, behandling och utveckling

I det här avsnittet diskuteras vad avfall är, vilka mål och regler som finns för svensk avfallspolitik och hur svensk avfallsbehandling skiljer sig från andra europeiska länder. Avsnittet avslutas med en analys av hur avfallsmängderna i Sverige kan komma att utvecklas i ett så kallat business-as-usual scenario, givet den ekonomiska utveckling som väntas ske till 2035. Resultaten indikerar att en relativ frikoppling av avfallsmängderna från ekonomisk tillväxt kommer att ske till 2035. För att kunna nå en absolut frikoppling, det vill säga en minskning av avfallsmängderna, krävs större förändringar i politiken. En sådan styrning är inte nödvändigtvis önskvärd ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

### 2.1 Mål och regler för svensk avfallspolitik

#### VAD ÄR AVFALL?

Avfall definieras på olika sätt inom juridiken och nationalekonomin. Enligt miljöbalkens definition är avfall ”varje ämne eller föremål som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med” (SFS 1998:808 15 kap. 1 §). Ur ett ekonomiskt perspektiv definieras avfall som något som ingen vill ta emot utan kompensation. Ofta överlappar definitionerna, såsom när restprodukter slutar att vara avfall. Om metoder utvecklas så att restprodukter, från tillverkningsprocesser, kan utnyttjas som insatsvaror i annan produktion kan restprodukten enligt den juridiska definitionen komma att klassas som biprodukt (Naturvårdsverket 2016c).<sup>19</sup> Även ur ekonomiskt perspektiv kan restprodukten upphöra att klassificeras som avfall om den blir en insatsvara som någon är villig att betala för.

Avfall kan också efter återvinningsprocesser fylla samma funktion som ett naturmaterial. Det upphör då att klassificeras som avfall, ur ett ekonomiskt perspektiv eftersom produkten genererar ett positivt värde och från ett juridiskt perspektiv i enlighet med EU-kommissionens ”end of waste”- kriterier (Naturvårdsverket 2016c).

#### MÅL OCH REGLER

EU:s ramdirektiv för avfall (EU 2008/98/EG) är det övergripande regelverk som styr medlemsländernas avfallspolitik. En vital del av direktivet är den så kallade avfallshierarkin som anger att avfall i första hand ska förebyggas, i andra hand förberedas för återanvändning eller materialåtervinnas. Om detta inte är möjligt ska avfallet energiåtervinnas och i sista hand deponeras (se figur 6 och fakta 3). Detta förhållningssätt har präglat avfallspolitiken en längre tid.

Den svenska miljöbalken har tidigare speglat avfallshierarkin utan att hänvisa till den. Sedan 2016 finns avfallshierarkin införd i miljöbalken. Både miljöbalken och direktivet ger utrymme för avsteg från hierarkin av miljöhänsyn.<sup>20</sup> Avfallshierarkin grundas på ett tänkande som tar hänsyn till en produkts miljöpåverkan under hela dess livscykel, från

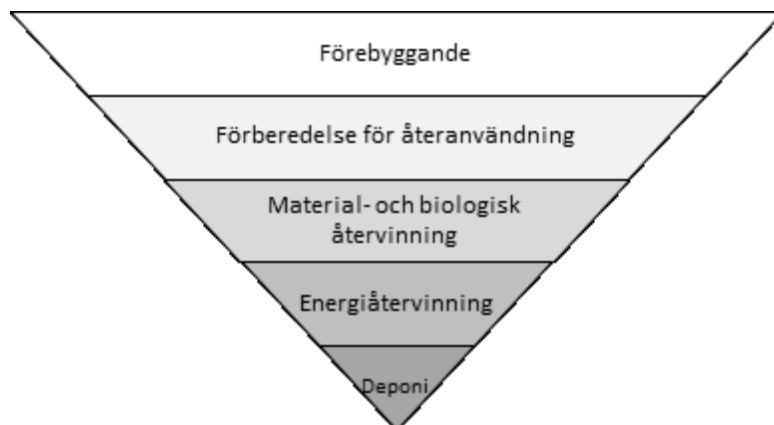
---

<sup>19</sup> Fullständiga kriterier för biprodukter finns i miljöbalken (SFS 1998:808) 15. kap 1 §.

<sup>20</sup> ”Den behandling av avfallet som bäst skyddar människors hälsa och miljö som helhet ska anses som lämpligast, om behandlingen inte är orimlig” (SFS 1998:808 15 kap. 10 §).

utvinning till avfallsbehandling. Avsteg kan göras med hänvisning till livscykelperspektivet, det vill säga om det är mer resurseffektivt och miljömässigt bättre med en behandlingsform längre ner i avfallshierarkin. Avsteg kan också göras för särskilda avfallsflöden om det är motiverat av ekonomiska skäl (Europeiska kommissionen 2012).

**Figur 6 Avfallshierarkin**



Källa: Egen bearbetning

Avvägningar kan göras utifrån en kostnads-nyttö-analys där samhällets kostnader och nyttor förknippade med olika handlingsalternativ vägs mot varandra. De samhällsekonomiska kostnaderna består inte bara av marknadsprissatta kostnader, som kostnaden för att smälta ner aluminium för återvinning, utan även av negativa externa effekter som uppstår till följd av behandlingsalternativet, som exempelvis utsläpp.

Det är inte självklart att den samhällsekonomiska nyttan är högre ju längre upp i avfallshierarkin behandlingen sker (Rasmussen och Vigsø 2005). Exempelvis kan återvinningsprocessen ge upphov till miljöpåverkan vid insamling, bearbetning, sortering och återvinning. Det finns därmed en gräns för när det inte längre är samhällsekonomiskt försvarbart att materialåtervinna vissa produkter. Vad som är det samhällsekonomiskt mest fördelaktiga behandlingsalternativet varierar mellan avfallsslag, geografiska områden och beroende på hur mycket av avfallet som redan behandlas på ett visst sätt. Skillnader mellan avfallsslag beror på att avfallsslagen ger upphov till olika kostnader (inklusive externa effekter) vid olika typer av behandlingar. Skillnaden mellan geografiska områden beror främst på skillnader i transportkostnader och skillnader i skadan som de externa effekterna ger upphov till. Slutligen gör stigande marginalkostnader att återvinningskostnaden ökar ju mer av materialet som återvinns eftersom produkter med hög kvalitet återvinns först och därefter produkter av sämre kvalitet. Avfallshierarkin utgår från miljöpåverkan i en situation utan andra regleringar. Med de miljökrav som ställs på deponier och förbränningsanläggningar är det inte självklart att dessa alternativ orsakar större negativa miljöeffekter än materialåtervinningsprocessen.

Avfallshierarkin utgör en god approximation eller tumregel, även om det skulle vara önskvärt att avfallspolitiken i högre grad avspeglar vad som är samhällsekonomiskt optimalt. Det senare försvåras av att avfallshanteringen är förknippad med diffusa utsläpp som är svåra att mäta och värdera.

Miljö kvalitetsmålet som explicit berör avfall benämns *God bebyggd miljö* och anger att "den totala mängden avfall ska inte öka och den resurs som avfall utgör ska tas till-

vara, samtidigt som risker för hälsa och miljö minimeras”. Avfallshanteringen påverkar även miljö kvalitetsmålen *Gifrfri miljö*, *Begränsad klimatpåverkan* och *Ett rikt odlingslandskap*. Naturvårdsverket ansvarar för avfallsfrågorna och uppföljningen av etappmålen om avfall (Miljömålsportalen 2016).

### **Fakta 3 Avfallshierarkins olika nivåer**

#### *Förebygga avfall*

Att förebygga uppkomsten av avfall definieras i avfallsdirektivet som åtgärder som vidtas innan ett ämne, ett material eller en produkt blivit avfall. Det kan åstadkommas genom: minskning av mängden avfall eller en förlängning av produkters livslängd; minskning av negativ påverkan på miljö och hälsa; minskning av halten skadliga ämnen i material och produkter. Syftet är att bryta sambandet mellan ekonomisk tillväxt och avfallets miljöpåverkan. Sverige har fyra fokusområden för avfallsförebyggande åtgärder: matsvinn, textil, elektronik samt byggnad och rivning.

#### *Förberedelse för återanvändning*

Förberedelse för återanvändning definieras i avfallsdirektivet som: ”återvinningsförfaranden som går ut på kontroll, rengöring eller reparation, genom vilka produkter eller komponenter av produkter som har blivit avfall bereds för att användas igen utan någon annan förbehandling”. För att öka återanvändningen kan marknader för återanvända produkter behöva underlättas. Produkter med längre livslängd är en annan förutsättning.

#### *Materialåtervinning*

Materialåtervinning innebär att materialet som finns i produkten tillvaratas. Avfallsdirektivet anger att separat insamling av avfall för att underlätta materialåtervinning ska göras under förutsättning att det är tekniskt, miljömässigt och ekonomiskt genomförbart. För att underlätta materialåtervinning kan exempelvis utformningen av produkter förbättras, återvinningen för hushåll och verksamheter underlättas och tillgänglighet och förtroende för återvunna varor ökas.

#### *Biologisk återvinning*

Biologisk återvinning kan ske genom rötning då mikroorganismer bryter ner avfallet i en syrefri miljö, vilket genererar biogödsel och biogas. Biologisk återvinning kan också ske genom kompostering, då mikroorganismer och syre omvandlar avfallet till jord. Ett fokusområde för biologisk återvinning är matavfall, samt park- och trädgårdsavfall.

#### *Energiåtervinning*

Med energiåtervinning avses förbränning av avfall i exempelvis ett fjärrvärmeverk. Energin i avfallet tas tillvara och kan ersätta annan energi. Energiåtervinningen ger upphov till utsläpp av farliga ämnen och växthusgaser. Dessutom genereras aska som måste deponeras.

#### *Bortskaffning*

Bortskaffning utgörs främst av deponering.<sup>21</sup> Deponering kan ur miljösynpunkt ibland föredras, exempelvis för farligt avfall och tungmetaller.

---

<sup>21</sup> Andra metoder för bortskaffning är dumpning av muddermassor till havs eller förbränning av aska från avfallsförbränning som är ofullständigt förbränd, där syftet inte är att producera energi.

Ett av etappmålen är att senast 2018 ska 50 procent av matavfallet återvinnas genom biologisk behandling. Detta mål är ännu inte uppnått. År 2014 behandlades ca 390 000 ton matavfall biologiskt av ca 1 070 000 ton uppkommet matavfall, vilket motsvarar ca 36 procent. Matavfall samlas in i 70 procent av Sveriges kommuner, men vissa samlar endast in från storkök och restauranger (Avfall Sverige 2016a). Samrötningsanläggningar, där matavfall från hushåll kan behandlas, finns i 28 kommuner.

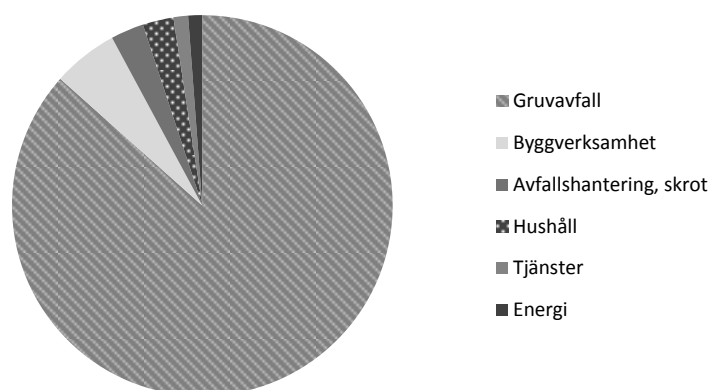
Avfall kan delas in i huvudkategorierna farligt samt icke-farligt avfall. I samband med deponering är det även viktigt att särskilja inert avfall från icke-farligt avfall. Farligt avfall har, enligt avfallsdirektivet, minst en av de 14 farliga egenskaper som listas i direktivet. Några exempel på sådana egenskaper är att avfallet är explosivt, oxiderande eller cancerframkallande. Icke-farligt avfall uppvisar inga av dessa egenskaper. Inert avfall reagerar inte med den omgivande miljön och har därmed begränsad påverkan på miljö och hälsa. För samtliga avfallsslag ansvarar innehavaren för att avfallet hanteras på ett sätt som är godtagbart med hänsyn till människors hälsa och miljö.

Vissa typer av material eller avfall är undantagna från avfallsdirektivet, däribland gasformiga utsläpp till luft och radioaktivt avfall. Vidare undantas avfall som omfattas av annan EU-lagstiftning, däribland avfall från mineralutvinning – det vill säga gruvavfall – som omfattas av utvinningsavfallsförordningen (SFS 2013:319). Avloppsvatten är också undantaget från avfallsdirektivet, men regleras av Avlopps- och Slamdirektiven (EG 91/271/EEG; EG 86/278/EEG).

## 2.2 Avfallsbehandling i Sverige och EU

Totalt uppkom 167 miljoner ton avfall i Sverige 2014 (Naturvårdsverket 2016c). Figur 7 visar olika sektors andel av det uppkomna avfallet, mätt i vikt. Mineralutvinning, det vill säga gruvsektorn, står för 83 procent av uppkommet avfall. Byggverksamhet är den sektor där näst mest avfall uppkommer. Hushållsavfallet utgör tre procent av det uppkomna avfallet, avfall från avfallshantering uppgår till nästan lika stor mängd.

**Figur 7 Uppkommet avfall i Sverige 2014**



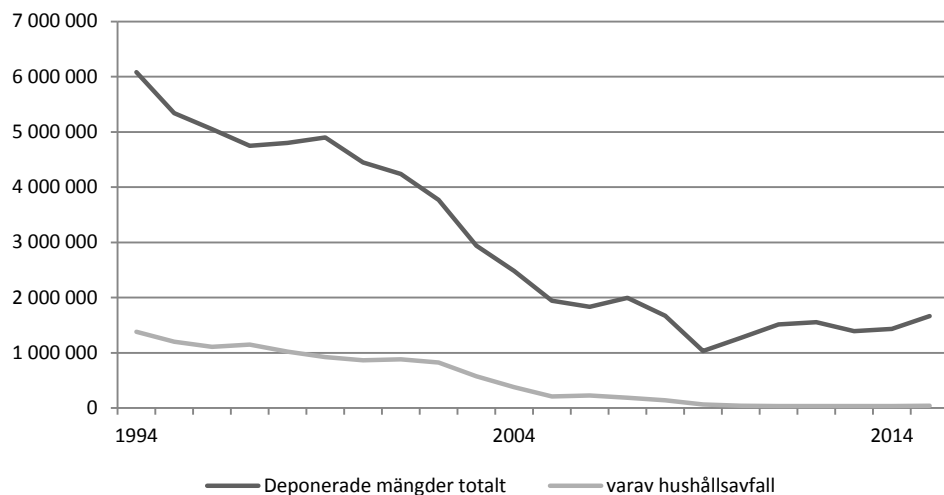
Källa: Naturvårdsverket 2016c.

Utvecklingen av avfallshanteringen i Sverige visar en trend mot avfallshierarkins målsättningar. Deponering har minskat, medan energiåtervinning och materialåtervinning har ökat (se figur 8 och 9). År 2014 deponerades endast en procent av totalt hushålls-

avfall. Industriavfall deponeras däremot i högre grad, se avsnitt 3.3 om deponiskatt. Gruvavfall är inte medräknat i dessa grafer, men diskuteras vidare i avsnitt 3.5.

**Figur 8 Deponering av avfall i Sverige 1994–2015 (exkl. gruvavfall och visst industriavfall)**

Ton

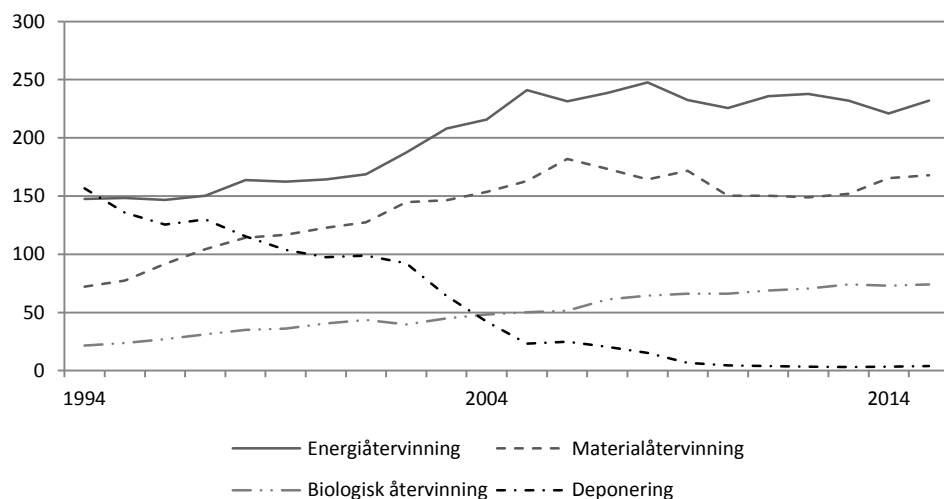


Anm. Data omfattar endast avfallsanläggningar för kommunalt avfall.

Källa: Avfall Sverige 2015a.

**Figur 9 Behandling av hushållsavfall i Sverige 1994–2015**

Kilo per person och år

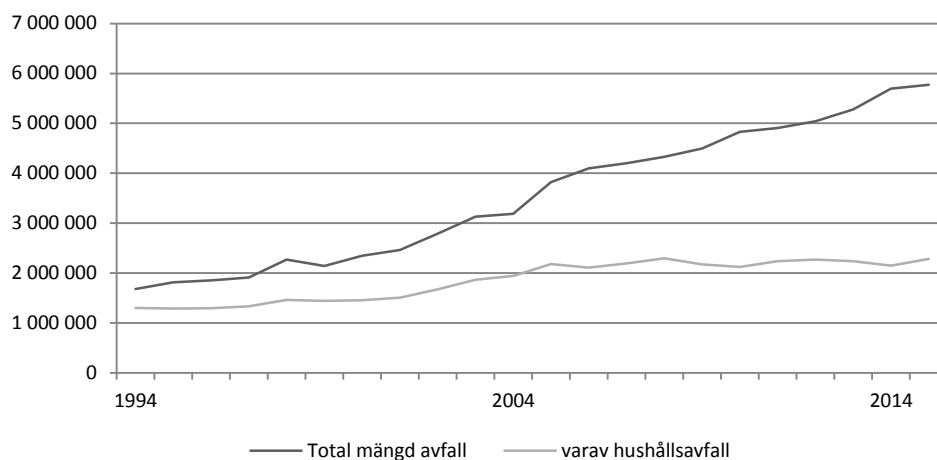


Källa: Avfall Sverige 2015a.

Figur 10 visar hur mycket avfall, i ton, som energiåtervunnits 1994-2015. Totala energiåtervinningen har ökat stadigt, medan ökningen har planat ut för hushållsavfallet.

**Figur 10 Energiåtervinning av avfall i Sverige 1994–2015**

Ton



Anm. Data omfattar endast avfallsanläggningar för kommunalt avfall.

Källa: Avfall Sverige 2015a.

### Svensk avfallshantering i internationell jämförelse

Hur väl svensk avfallshantering står sig i internationell jämförelse beror på vad som analyseras. För hushållsavfall har Sverige ett avfallshanteringssystem med liten miljöpåverkan, låg andel deponering och hög andel energi- och materialåtervinning. Övriga länder med en liknande utveckling är Norge, Danmark, Österrike, Tyskland, Holland, Belgien och Schweiz (Avfall Sverige 2013). Sverige är dock ett av få EU-länder som inte har något system för spårning av farligt avfall. Riksrevisionen har granskat tillsynen, med fokus på transporter av farligt avfall, och funnit brister i tillsyn och spårbarhet samt omfattande illegal avfallshantering (Riksrevisionen 2015a).

För en jämförelse med liknande EU-länder studerar vi Finland och Tyskland. I figur 11 visas hur behandlingen av hushållsavfall har utvecklats över tid. I Sverige uppkom en mindre mängd per person än EU-genomsnittet, medan det i Finland uppkom drygt 500 kilo per person 2012, vilket är strax över EU-genomsnittet. I Tyskland uppgick hushållsavfallet till drygt 600 kilo per person.<sup>22</sup>

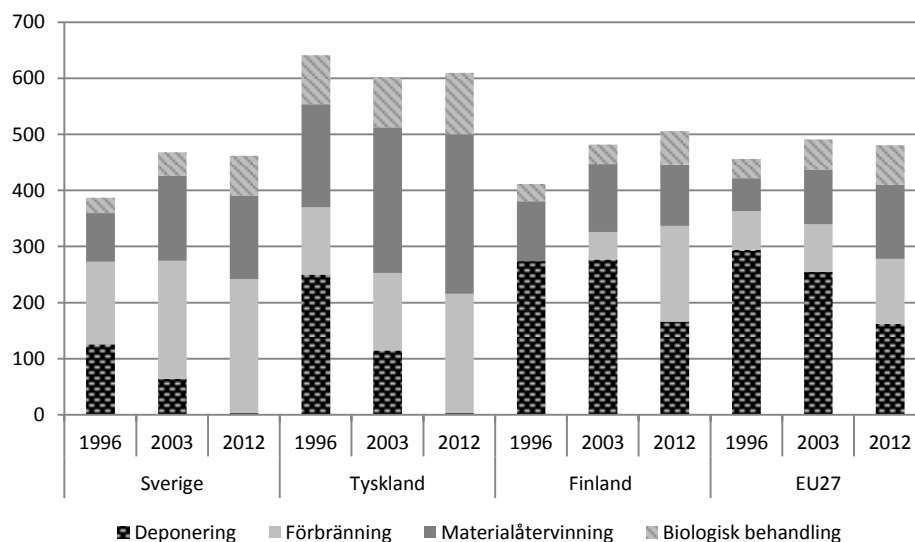
Tyskland och Sverige var de första länderna som införde producentansvar för förpackningar i början av 1990-talet. Tysklands ”Closed Cycle Management Act” från 1996 utökade producentansvaret. Industrin i Tyskland har frivilliga åtaganden för exempelvis kontorspapper och byggmaterial, omkring 86 procent av byggmaterialet återvinns. I Finland infördes utökat producentansvar 1998. Materialåtervinning och biologisk återvinning har tillsammans legat på ca 35 procent under 2000-talet, medan förbränning ökat (Fischer 2013). Dock fanns begränsningar för omfattningen i de norra glesbefolkade delarna av landet fram till 2012, medan insamlingsmålen uppnåddes i de södra delarna. Åtgärder planeras för att öka insamlingen i norra Finland (Pippo 2013).

<sup>22</sup> Det knappa underlaget om behandling av industriavfall förhindrar en jämförelse över tid.

Materialåtervinning i Tyskland står för 45 procent av behandlingen av hushållsavfall, vilket är bland de högsta nivåerna i världen. Även vad gäller industriavfall har Tyskland genomfört åtgärder för att öka återanvändning och användande av avfall som återfyllning (BMUB 2013). I Sverige ligger andelen materialåtervinning på ca 35 procent och i Finland på ca 20 procent

**Figur 11 Avfallsbehandling hushållsavfall i Sverige, Tyskland och Finland**

Kilo per person och år



Källa: Eurostat 2015.

Miljökraven på deponier har skärpts i alla tre länder som en följd av EU-lagstiftning. I Sverige finns deponiförbud mot brännbart och organiskt avfall samt deponiskatt, vilket diskuteras utförligt senare i rapporten. I Tyskland råder förbud mot deponering av sorterat hushållsavfall sedan 2005, men någon deponiskatt finns inte. I Tyskland deponeras inget hushållsavfall utan att först förbehandlas. I Finland infördes en skatt på deponering 1996 som nu ligger på 60 Euro per ton. Förbud mot deponering av organiskt avfall infördes 2016 (Confederation of European Waste to Energy Plants 2015). I Finland deponerades drygt 30 procent av hushållsavfallet 2012 (Eurostat 2015). Vid såväl materialåtervinning som förbränning uppstår dessutom avfall som deponeras som rest. En stor del av avfallet går till förbränning i alla tre länder, så kallad energiåtervinning. Sverige började tidigt bygga ut fjärrvärmesystem där avfall är ett viktigt bränsle. Tyskland har också välutvecklade förbränningsanläggningar för farligt avfall. Både Sverige och Tyskland tar emot avfall från andra länder för förbränning. I Finland har förbränning ökat på senare år.

Sammanfattningsvis är trenden liknande i Tyskland och Sverige: energiåtervinning är välutbyggd och mycket lite avfall deponeras. Materialåtervinning utgör dock en större andel i Tyskland, å andra sidan genereras en större mängd avfall både per person och totalt. I Finland går en relativt stor andel av hushållsavfallet till deponering, men andelen minskar över tid till förmån för materialåtervinning och energiåtervinning. Situationen i Finland motsvarar ungefär genomsnittet i EU.

## 2.3 Hur kan avfallsmängderna utvecklas till 2035?

### BAKGRUND

För avfallshierarkins översta nivå; att förebygga uppkomsten av avfall, finns ett övergripande mål i EU:s 7:e handlingsplan för miljön: ”Waste generation should decline and be decoupled from growth”. Frikoppling av uppkomna avfallsmängder från ekonomisk tillväxt är därmed en grundläggande målsättning bakom EU:s strategi för en cirkulär ekonomi (Europeiska kommissionen 2014a). I Sveriges miljömålssystem finns en liknande skrivelse: ”mängden avfall måste minska”.<sup>23</sup> Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv behöver frikoppling av avfall från ekonomisk tillväxt inte nödvändigtvis vara eftersträvansvärt. Målen bör istället utgå ifrån att minska den negativa miljö- och hälsopåverkan som uppkomsten eller hanteringen av avfall ger upphov till. I detta avsnitt analyseras, med hjälp av Konjunkturinstitutets allmänjämviktsmodell EMEC<sup>24</sup>, hur avfallsmängder av farligt respektive icke-farligt avfall kan komma att utvecklas i Sverige, givet den ekonomiska utveckling som förväntas ske till 2035. Detta ekonomiska scenario kan ses som ett så kallat ”business-as-usual scenario” eftersom politiken antas vara oförändrad. Analysen relaterar till EU:s mål om frikoppling då resultaten indikerar hur långt ifrån avfallsmängden är en relativ eller absolut frikoppling från svensk BNP. Analysen visar också vilka avfallsmängder som riskerar växa mer än andra. De avfallstyper som genererar de största mängderna avfall idag är inte nödvändigtvis de avfallstyper som riskerar växa snabbast till 2035.

EMEC har tidigare använts för att analysera framtida avfallsmängder (Sjöström och Östblom 2010). I den här analysen används både nya bedömningar för utvecklingen av den svenska ekonomin fram till 2035 samt uppdaterat och förbättrat avfallsdata.<sup>25</sup>

### AVFALLSDATA

Uppkomna avfallsmängder har hämtats från ”Avfall i Sverige 2014” (Naturvårdsverket 2016c). Datan behöver dock bearbetas för att passa EMEC-modellen. I modellen behöver avfallskoefficienter kopplas till produktion och konsumtion utifrån *aktivitet*, det vill säga beroende på hur avfallet uppkommer. Vissa avfallskategorier är svåra att koppla till en ekonomisk aktivitet och har därför exkluderats. Andra avfallskategorier har exkluderats av andra skäl, se fakta 4 för en beskrivning av bearbetningarna.

Efter databearbetning och exkludering av flera avfallskategorier återstår kategorier och avfallsmängder som redovisas i tabell 1. Mineraliskt bygg- och rivningsavfall samt gruvavfall, vilka utgör stora avfallskategorier mätt i vikt, ingår inte i analysen. Därmed inkluderar analysen endast en relativt liten andel av den totala mängden uppkommet avfall i Sverige. I tabell 1 visas avfallsmängder relaterade till produktion, materialförbrukning samt hushåll. Avfallsmängder relaterade till produktion utgör avfall som är nära korrelerade med bruttoproduktion, bränsleförbränning, antal anställda samt kapitalförslitning. Avfallsmängder relaterade till materialförbrukning utgör avfall som

---

<sup>23</sup> Se Miljömålsportalen (2016). Under etappmålen för avfall finns följande formulering: ”Avfallshanteringen är effektivare nu och orsakar mindre miljöpåverkan än förr. Men avfallsmängderna fortsätter att öka. Mängden avfall måste minska för att generationsmålet och flera miljö kvalitetsmål ska nås.”

<sup>24</sup> Se modellbeskrivning i Konjunkturinstitutet (2015).

<sup>25</sup> Avfallsstatistiken har genomgått en rad förbättringar under senare år och den senast publicerade avfallsstatistiken för år 2014 är därmed mer tillförlitlig än tidigare (Naturvårdsverket 2016c).



uppkommer på grund av företagens insatsvaruförbrukning och i kategorin hushåll har samtliga avfallsmängder från hushållens konsumtion summerats.

#### **Fakta 4 Bearbetningar av avfallsdata till EMEC-modellen**

För produktionen behövs en bedömning av hur stor andel av respektive avfallstyp per bransch som beror på följande aktiviteter i modellen: a) bruttoproduktion, b) bränsleförbränning, c) depreciering av kapital, d) antalet anställda, e) användning av andra insatsvaror som material. För konsumtionen behövs en bedömning av hur stor andel av varje avfallstyp som uppkommer genom konsumtion av respektive konsumtionsvara. IVL har på uppdrag av Konjunkturinstitutet gjort bedömningarna som behövs för att skapa avfallskoefficienter för EMEC-analysen (IVL Svenska Miljöinstitutet 2016).

De viktigaste bearbetningarna är:

- De avfallskategorier som inte direkt är relaterade till ekonomisk aktivitet har exkluderats från analysen. Det handlar om 11.3 Muddermassa (varierar godtyckligt), 11 Vanligt slam från kommunala avlopp samt hushåll (kopplade till befolkning), 7.7F PCB-haltigt avfall, 12.1 Mineraliskt bygg- och rivningsavfall och 12.6 Jordmassor. Farligt avfall innehållande PCB, förorenade jordmassor samt farligt bygg- och rivningsavfall beror till stor del på ”gamla synner” och är därför svåra att koppla till pågående ekonomisk aktivitet. För att avgränsningarna ska vara konsekventa med avgränsningarna i Sjöström och Östblom (2010) har farligt samt icke-farligt mineraliskt bygg- och rivningsavfall samt jordmassor exkluderats.
- Sekundärt avfall som uppkommer genom avfallsbehandling har exkluderats. Det sekundära avfallet beror på avfallsbehandlingsmetod, inte på ekonomisk aktivitet. Endast primärt avfall från produktion och konsumtion inkluderas.
- Gruvavfall från gruvindustrin har exkluderats. Detta avfall är exkluderat från avfallsdirektivet och behandlas genom andra förordningar.
- Några materiella strömmar kan klassificeras som biprodukter snarare än avfall. Eftersom strömmar av biprodukter till stor del finns med i NR-data i EMEC, bör de exkluderas för att undvika dubbelräkning. Ett exempel är spillning och urin från djur, som sprids på åkrar eller går till rötgasanläggningar. Ett annat exempel är avverkningsrester från skogsbruk som används som bränsle i energisektorn. Sådana avfallskategorier har därför exkluderats.

**Tabell 1 Avfallskategorier och avfallsmängder inkluderade i EMEC**

Avser år 2014, 1000 ton

	Icke farligt avfall				Farligt avfall			
	Total	Prod	Mat	Hushåll	Total	Prod	Mat	Hushåll
Hushållsavfall	2 165,4	489,5	0,0	1 675,9	0,0	0,0	0,0	0,0
Animaliskt/veg avfall	1 570,5	424,0	544,2	602,3	0,0	0,0	0,0	0,0
Avfall från förbränning	1 493,3	1 301,7	191,6	0,0	90,8	90,8	0,0	0,0
Metallavfall	1 462,6	627,1	664,4	171,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Pappersavfall	1 089,9	54,7	667,0	368,2	0,0	0,0	0,0	0,0
Träavfall	1 053,1	413,7	227,4	412,0	101,5	50,1	9,1	42,3
Mineralavfall	785,7	161,5	624,2	0,0	277,5	244,2	33,3	0,0
Blandade material	755,8	231,5	524,3	0,0	15,4	11,7	3,7	0,0
Kemiskt avfall	423,9	374,1	48,7	1,1	310,4	80,0	212,8	17,6
Glasavfall	211,2	16,5	23,7	171,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Plastavfall	199,3	19,5	83,8	96,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Avloppsslam	136,7	134,9	1,8	0,0	18,6	12,3	6,3	0,0
Gummiavfall	85,2	3,5	48,3	33,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Kasserad utrustning	19,8	14,8	5,0	0,0	171,7	26,9	8,3	136,5
Sorteringsrester	15,8	6,2	9,6	0,0	0,4	0,1	0,3	0,0
Textilavfall	5,7	5,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Batterier	2,7	0,0	0,1	2,7	8,4	0,7	2,9	4,8
Sjukvårds och biologiskt	0,2	0,2	0,0	0,0	5,3	5,3	0,0	0,0
Lösningsmedel	0,0	0,0	0,0	0,0	24,3	0,0	24,3	0,0
Oljeavfall	0,0	0,0	0,0	0,0	117,4	0,8	112,6	4,0
Kasserade fordon	0,0	0,0	0,0	0,0	270,3	49,4	16,4	204,5
<b>Total</b>	<b>11 476,9</b>	<b>4 279,1</b>	<b>3 664,0</b>	<b>3 533,7</b>	<b>1 412,0</b>	<b>572,4</b>	<b>429,9</b>	<b>409,7</b>

Anm. Produktion inkluderar avfall som genereras av bruttoproduktion, bränsleförbränning, antal anställda samt kapitalförslitning. Icke farligt avfall inkluderar inert avfall. Endast vid deponering separeras inert avfall från icke-farligt. Hushållsavfall utgör allt avfall som uppkommer i hushåll, inklusive exempelvis bilar och däck.

Källa: IVL:s bearbetning av avfallsdata till EMEC.

### ETT BUSINESS-AS-USUAL SCENARIO TILL 2035

De makroekonomiska ramarna för det ekonomiska scenariot till 2035 följer huvudscenariot från Hållbarhetsrapport 2016 för de offentliga finanserna (Konjunkturinstitutet 2016a). Detta scenario är ingen prognos utan en möjlig utveckling som följer av bland annat SCB:s befolkningsprognos. Bedömningen av strukturomvandlingen har gjorts utifrån Långtidsutredningens referensscenario (SOU 2015:106). Produktivitetsantaganden har justerats i branscher där ny information tillkommit samt på grund av scenariernas olika slutår. I det ekonomiska scenariot antas politiken vara oförändrad, vilket innebär att det kan ses som ett business-as-usual scenario. Den årliga procentuella tillväxten för några viktiga ekonomiska variabler presenteras i tabell 2.

I scenariot sker en betydande strukturomvandling av näringslivet fram till 2035. Bland de branscher som växer mest återfinns exempelvis kemi- och läkemedelsindustrin, fordons- och övrig verkstadsindustri, transporter samt tjänstesektorn. Branscher med något lägre tillväxt är bland andra jord- och skogsbruk, trävaruindustrin, massa- och pappersindustrin, metallindustrin samt järn- och stålindustrin.

**Tabell 2 Försörjningsbalans**

Årlig procentuell förändring, 2013-2035

	Referensscenario
BNP	2,3
Privat konsumtion	2,6
Investeringar	2,9
Export	3,3
Import	3,6

Källa: EMEC.

**Tabell 3 Strukturomvandling**

Årlig procentuell förändring, 2013-2035

	Bruttoproduktion
Jord- och skogsbruk	1,0
Gruvdrift	1,1
Livsmedel- och textilindustrin	2,0
Trävaruindustrin	1,0
Massa- och pappersindustrin	1,1
Kemisk industri	2,3
Läkemedelsindustri	2,5
Raffinaderier	1,0
Mineraler	1,8
Järn- och stålindustrin	0,4
Metallvaruindustrin	1,3
Övriga metaller	1,4
Fordonsindustri	2,5
Övrig verkstadsindustri	3,1
Avfall, återvinning och sanering	2,0
El-, fjärrvärme- och gasproducenter	0,9
Vatten- och avloppsverk	2,0
Byggnadsindustrin	2,6
Handel	2,8
Transporter	2,1
Övriga transporttjänster	1,9
Kommunikation	2,8
Bank och försäkring	2,3
Företagstjänster	2,7
Hushållstjänster	2,4
Bostadssektorn	1,9
Offentlig sektor	1,8

Källa: EMEC.

**INKLUDERING AV AVFALLSKOEFFICIENTER**

Avfallsmängderna som redovisas i tabell 1 inkluderas i EMEC i form av fasta avfallskoefficienter förknippade med bruttoproduktion, bränsleförbränning, antal anställda, kapitalförslitning, materialförbrukning samt hushållens konsumtion av varor. Koefficienterna speglar avfallsintensiteten, det vill säga mängden avfall, i förhållande till den ekonomiska aktivitet som ger upphov till avfallet. Vid oförändrade avfallskoefficienter kommer avfallsmängderna vara kopplade till den ekonomiska tillväxten och strukturomvandlingen som antas till 2035. Över tid kan teknologisk utveckling samt förändrat beteende förändra avfallsintensiteterna. Eftersom scenariot ska spegla en tänkbar ut-

veckling, givet befintliga styrmedel, baseras intensiteternas utveckling på historiska data. Avfallsintensiteten för hushållens konsumtion antas minska med 1 procent per år till 2035.<sup>26</sup> För industriavfall från insatsvaruförbrukning, antas en årlig minskning av avfalls-intensiteten med 1 procent, vilket styrks genom historiskt avfallsdata.<sup>27</sup> Eftersom historiska data saknas för andra avfallsgenererande aktiviteter, antas övriga avfallskoefficienter vara konstanta. Förändringen i avfallsmängder till 2035 kommer bero på antaganden om tillväxttakten i branscherna.

## **UTVECKLING AV AVFALLSMÄNGDER TILL 2035**

### **Icke-farligt avfall**

Utvecklingen av icke-farligt avfall till 2035 visas i figur 12. Totalt ökar icke-farliga avfallsmängder med 33 procent 2013-2035. Under samma period växer BNP (i fasta priser) med 64 procent. De icke-farliga avfallsmängderna växer därmed i långsammare takt än BNP, vilket innebär en relativ frikoppling. Det beror på att branscher som växer mer än genomsnittet i scenariot, exempelvis kemi- och läkemedelsindustrin, transporter och tjänstebranschen orsakar mindre mängd icke-farligt avfall än branscher som växer långsammare. Avfall som genereras av hushållens konsumtion står för den totalt största tillväxttakten av icke-farligt avfall. Hushållen genererar en stor mängd av avfallet, se staplar i figur 12. Sjukvårds- och biologiskt avfall och textilavfall uppkommer uteslutande i relation till producerade mängder i läkemedels- och tjänstebranscherna respektive i livsmedel- och textilindustrin, vilka växer relativt mycket till 2013.<sup>28</sup> Trots att dessa avfallskategorier utgör små mängder i basårsdata (se tabell 1), växer avfallsmängderna mycket till 2035 på grund av kopplingen till produktionsnivån.

Animaliskt och vegetabiliskt avfall genereras, enligt 2014 års avfallsdata, i ungefär lika stora mängder från produktion, insatsförbrukning och hushållens konsumtion, men ökningen till 2035 genereras huvudsakligen från hushållens konsumtion. Den andel animaliskt och vegetabiliskt avfall som genereras från produktionen i jord- och skogsbruket minskar till 2035 då dessa branscher växer långsammare än genomsnittet. Avfall från förbränning ökar minst till 2035. Detta är en relativt stor avfallspost 2014, men på grund av höjda energipriser i scenariot, substituerar branscher energi mot kapital och därmed blir ökningen av avfall från förbränning relativt liten.

---

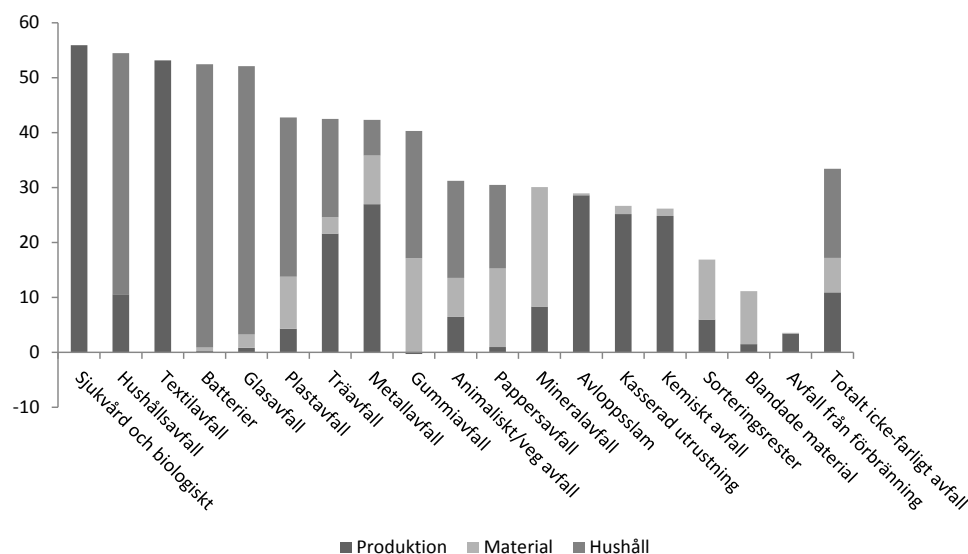
<sup>26</sup> Mellan 1995-2012 är årliga ökningen av hushållens privata konsumtion (i fasta priser) grygt 2 procent (SCB 2016a) medan årliga ökningen av mängden hushållsavfall är drygt 1 procent (Avfall Sverige 2016).

<sup>27</sup> Avfallsmängderna från industrin ökade med 4% medan förbrukningen av insatsvaror ökade med 5% 1993 – 2006 (Sjöström och Östblom 2010). Senare data (2010-2014) är inte jämförbar med data innan 2008, vilket förhindrar förlängning av tidsperioden. Data 2010, 2012 samt 2014 indikerar minskade avfallsmängder från industrin. Under samma tidsperiod har även värdet av industrins insatsvaruförbrukning minskat (SCB 2016b). Vi använder samma trend som tidigare analys, även om senare års data indikerar att avfallsmängderna kan vara på väg att minska mer i förhållande till värdet av industrins insatsvaruförbrukning.

<sup>28</sup> Textilavfall som genereras av hushållen ingår i hushållsavfallet.

**Figur 12 Icke farliga avfallsmängder utifrån uppkomstkälla i BAU-scenariot**

Procentuell förändring 2013-2035



Anm. Produktion inkluderar avfall genererat av bruttoproduktion, bränsleförbränning, anställda samt kapitalförslitning.

Källa: EMEC.

### Farligt avfall

För det farliga avfallet ser bilden annorlunda ut (se figur 13). Det farliga avfallet ökar totalt med 36 procent, vilket är något större än för det icke-farliga avfallet. Avfall genererat av hushållens konsumtion står för en mindre andel av den totala ökningen av det farliga avfallet jämfört med det icke-farliga. Det farliga avfallet är i högre grad kopplat till produktion. Tre av de högsta staplarna, avfall i form av kasserade fordon, kasserad utrustning och batterier orsakas dock av hushållens konsumtion.

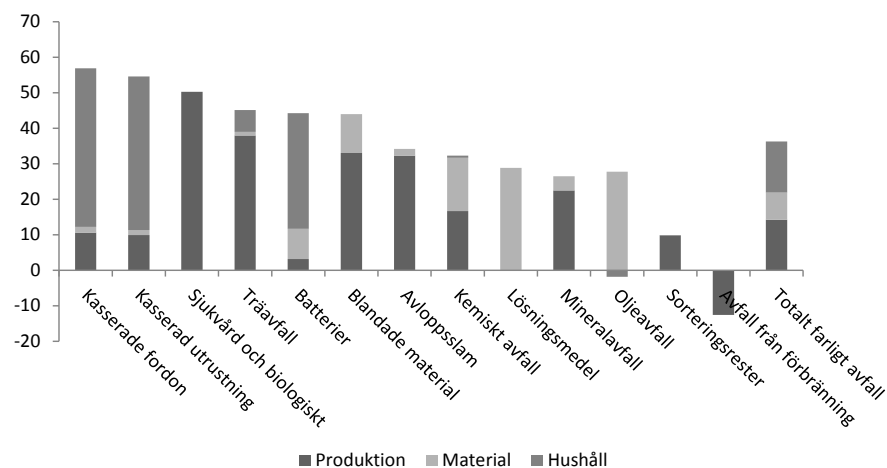
Farligt avfall från förbränning av bränslen minskar enligt scenariot. Detta avfall uppkommer främst i järn- och stålindustrin, vars produktion växer långsammare än genomsnittet och vars förbrukning av energi som insatsvara minskar kraftigt. Minskad energianvändning beror på antagandet om höjda energipriser till 2035 vilket gör att branscherna i olika hög grad substituerar energi mot kapital och arbetskraft. I detta fall minskar energianvändningen och därmed avfallet förknippat med förbränning av bränslen. Detta kan tolkas som att det sker en strukturomvandling inom järn- och stålindustrin där anläggningar vars produktionsprocesser förbrukar en mindre mängd energi (exempelvis anläggningar som använder återvunnet material) växer jämfört med mer energiintensiva anläggningar.

Farligt sjukvårds- och biologiskt avfall, som uppkommer i läkemedelsindustrin och inom sjukvården, utgör en av de högsta staplarna i figur 13. Det kan exempelvis vara försöksdjur eller biologiskt riskavfall. Den totala mängden farligt sjukvårds- och biologiskt avfall är liten 2014 (se tabell 1). Orsaken till att avfallskategorin växer kraftigt är att det uppkommer i sektorer som växer mer än genomsnittet till 2035. Dessutom är avfallet kopplat till produktionen och påverkas därför direkt av utvecklingen av produktionsnivåerna. Farligt avfall i form av batterier är också en relativt liten avfallskategori i basårsdata, men ökar till följd av hushållens ökade konsumtion. Farligt batteriavfall genereras även inom byggnadsindustrin som växer mer än genomsnittet till 2035.

Några relativt stora poster av farligt avfall i basårsdata, exempelvis mineralavfall och oljeavfall, växer mindre än genomsnittet fram till 2035.

**Figur 13 Farliga avfallsmängder utifrån uppkomstkälla i scenariot**

Procentuell förändring 2013-2035



Anm. Produktion inkluderar avfall genererat av bruttoproduktion, bränsleförbränning, anställda samt kapitalförslitning.

Källa: EMEC.

### En jämförelse med tidigare scenarioanalys av avfallsmängderna

Resultaten kan jämföras med tidigare scenarioanalys av avfallsmängderna för 2008-2030 (Sjöström och Östblom 2010). I den analysen växte både icke-farliga samt farliga avfallsmängder relativt mer (52 procent respektive 72 procent). Analysen visade då på en relativ frikoppling av icke-farligt avfall men inte för farligt avfall. Att resultaten skiljer sig åt beror på flera orsaker. För det första skiljer sig antaganden om ekonomins utveckling. I den tidigare analysen förväntades inte tjänstebanscher växa lika mycket i scenariot medan tillverkningsindustrierna förväntades ha en högre tillväxt. Skillnaden i strukturomvandling (där avfallsintensiva branscher förväntades växa mer än mindre avfallsintensiva branscher) är huvudorsaken till varför totala avfallsmängder växte i högre takt i tidigare analys. I den analysen var dessutom det farliga avfallet i högre grad kopplat till sektorer som förväntades växa mer än genomsnittet. En ytterligare orsak är att den historiska trenden för avfall från hushållens konsumtion har förändrats så att avfallsintensiteten antas minska i den nya analysen. Detta minskar tillväxten av avfall från hushållen jämfört med tidigare analys, där avfallsintensiteten antogs vara konstant. Slutligen har avfallsdata förbättrats och blivit mer tillförlitlig. Exempelvis har bedömningsgrunderna för vad som bör klassas som biprodukter istället för avfall förbättrats sedan 2006. Ett exempel är animaliskt och vegetabiliskt avfall, som utgör en betydligt mindre mängd 2014 än 2006 på grund av att det tidigare innehöll avverkningsrester vilket nu klassas som biprodukt.

Trots analysernas skilda resultat vad gäller avfallsmängdernas tillväxttakt finns även flera likheter gällande vilka avfallstyper som växer snabbast. Flera typer av farligt avfall som låg i toppen av tillväxtliga tidigare har även hög tillväxttakt i den nya analysen, exempelvis kasserad utrustning, batterier och träavfall. Bland icke-farligt avfall hamnar hushållsavfall, batterier och glas högt i båda analyserna.

### Sammanfattande reflektioner

Sammantaget indikerar scenarioanalysen att, för de avfallsmängder som studerats, sker en relativ frikoppling av avfallsmängder från ekonomisk tillväxt till 2035. Totala avfallsmängder ökar därmed i lägre takt än BNP. Detta beror till stor del på strukturomvandling, där mindre avfallsintensiva branscher som transporter och tjänster förväntas växa i relativt högre takt än mer avfallsintensiva branscher som stora delar av basindustrin. Scenario-analysen ska ses som ett exempel på hur avfallsmängderna kan komma att utvecklas i ett business-as-usual scenario, det vill säga vid oförändrad politik och utan större tekniska genombrott eller beteendeförändringar än de som observerats historiskt. För att kunna nå en absolut minskning av avfallsmängderna krävs större förändringar. Naturligtvis kan teknikutveckling och förändringar i hushållens beteenden ske snabbare än vad som skett historiskt. Det kommer dock sannolikt även krävas kraftiga styrmedel för att driva på de förändringar som behövs för att de totala avfallsmängderna ska minska. En sådan styrning är dock inte nödvändigtvis önskvärd ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

#### Avsnittet i korthet

- Ur ett ekonomiskt perspektiv utgör avfall något som ingen vill ta emot utan kompensation.
- EU:s avfallshierarki anger en prioriteringsordning för hur avfall ska behandlas. Avsteg från avfallshierarkin kan göras om det är motiverat av miljöhänsyn, eller andra rimlighetsavvägningar. Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv är en strikt tillämpning av avfallshierarkin inte önskvärd.
- Avfallsbehandlingen är i linje med hierarkins prioriteringar för hushållsavfall. Deponering har ersatts med material- biologisk- och energiåtervinning. Energiåtervinning av hushållsavfall har främjats av utbyggnad av fjärrvärmeverk. Sverige och Tyskland har liknande utveckling av avfallsbehandlingen.
- Analysen över hur uppkomna avfallsmängder kan utvecklas till 2035 indikerar en relativ frikoppling av avfallsmängderna från ekonomisk tillväxt. Detta beror främst på strukturomvandling, där mindre avfallsintensiva branscher som transporter och tjänster förväntas växa i högre takt än mer avfallsintensiva branscher som stora delar av basindustrin och tillverkningsindustrin.
- Hushållens konsumtion står för en stor andel av både icke-farligt och farligt avfall men farligt avfall är i högre grad även kopplat till produktion.
- De avfallstyper som genererar de största mängderna avfall 2014 är inte nödvändigtvis de avfallstyper som riskerar växa snabbast till 2035. Hur olika avfallstyper utvecklas beror på vilken ekonomisk aktivitet avfallet är kopplat till och hur den ekonomiska aktiviteten utvecklas till 2035.
- Flera avfallstyper som utgör små mängder 2014 riskerar att växa snabbt till 2035, exempelvis textilavfall, batteriavfall, sjukvårds- och biologiskt avfall.
- För att kunna nå en absolut minskning av avfallsmängderna krävs större förändringar och sannolikt kraftiga styrmedel. En sådan styrning är dock inte nödvändigtvis önskvärd ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.





## 3 Styrmedelsanalyser

### 3.1 Producentansvaret

**I detta avsnitt analyseras det utökade producentansvaret som syftar till att begränsa avfallet, öka materialåtervinningen samt utveckla mer resurseffektiva produkter. I Sverige finns producentansvar för flera produktgrupper, omfattningen skiljer sig dock åt. Vi analyserar huruvida producentansvarets målsättningar uppfylls och om det är ett kostnadseffektivt styrmedel. Analysen visar att målsättningarna för materialåtervinning uppfylls relativt väl, men att producentansvaret leder till onödigt höga kostnader och endast ger liten påverkan på produktutformningen.**

#### PRODUCENTANSVAR OCH CIRKULÄR EKONOMI

Det finns två marknadsmisslyckanden förknippade med produktion och konsumtion av varor, som är särskilt intressanta för avfallspolitiken. För det första om det uppstår miljömässiga externa effekter vid avfallshantering. För det andra om det finns bristande incitament att utforma produkter som är lätta att återvinna. Producentansvaret söker angripa dessa problem genom att ge producenterna ansvar för produkten även sedan den blivit avfall. Avsikten är att ge ekonomiska incitament att tillverka produkter som är enklare att återvinna och orsakar mindre miljöpåverkan. I EU-kommissionens handlingsplan för en cirkulär ekonomi är gemensamma riktlinjer för producentansvaret en viktig del, och skärpta mål föreslås för materialåtervinning.

#### DET SVENSKA PRODUCENTANSVARET

Inom EU finns direktiv om producentansvar för förpackningar, uttjänta fordon, elutrustning och batterier.<sup>29</sup> I Sverige finns även producentansvar för ytterligare fyra produktgrupper: returpapper, däck, läkemedel samt radioaktivt avfall och herrelösa strålkällor. Varje produktgrupp omfattas av en förordning om producentansvar.<sup>30</sup> Utöver lagstadgade producentansvar finns även frivilliga åtaganden för lantbruksplast och kontorspapper. Producentansvar för textil har nyligen lyfts fram som ett sätt att öka materialåtervinningen av textilier (Naturvårdsverket 2016d).

Producentansvar är inte ett entydigt begrepp utan snarare en övergripande princip som består av olika delar. En gemensam nämnare är dock ansvaret för insamling av uttjänta produkter. För att genomföra insamlingsansvaret har det bildats rikstäckande insamlingsystem som producenterna kan ansluta sig till.<sup>31</sup> Så kallade materialbolag tillhandahåller insamlingsystem för förpackningar av olika material.<sup>32</sup> Producenterna betalar en avgift för varje produkt (eller per viktenhet för förpackningar) till producentorganisationen. Principen om att förorenaren betalar är grundtanken med producentansvaret, vilket innebär att kostnaderna för avfallshantering lyfts bort från

---

<sup>29</sup> EU 2015/720/EU; EU 2000/53/EG; EU 2012/19/EG; EU 2006/66/EG.

<sup>30</sup> SFS 2014:1073; SFS 2007:185; SFS 2014:1075; SFS 2008:834 SFS2014:1074; SFS 1994:1236; SFS 2009:1031; SFS 2007:193.

<sup>31</sup> För att säkerställa att producentansvaret kan uppfyllas även i händelse av konkurs, eller att företaget lämnar marknaden kan det ställas krav på en försäkringslösning eller finansiella garantier.

<sup>32</sup> Tillstånd kommer krävas 2019 för att driva insamlingsystem för bland annat förpackningar (SFS 2014:1073).

kommunerna till producenterna. Kostnaden kan dock vältras över på konsumenterna genom högre priser på produkterna. Återvinningsavgifterna kan vara synliggjorda för konsumenten, men i regel ingår de ospecificerat i priset.<sup>33</sup> Det finns vissa problem med så kallade friåkare, som står utanför producentorganisationerna och inte tar enskilt producentansvar. Tillsynen har därför skärpts.

Producentansvar innefattar även ett informationsansvar och krav på märkning av produkter förekommer i vissa fall.<sup>34</sup> Informationsansvaret innebär att producenterna ska rapportera till Naturvårdsverket hur det uppfylls. Dessutom ska producenter, eller i vissa fall kommuner, informera konsumenter om var produkten kan lämnas in kostnadsfritt. Avfallsinnehavare, såsom hushåll, är skyldiga att sortera ut avfall som faller under producentansvaret. Insamling tillhandahålls för många hushåll i så kallad fastighetsnära insamling, vilket förväntas öka insamlingsnivåerna. Detta innebär en högre servicenivå för hushållen, men också att de får betala dubbelt för producentansvaret. Dels för återvinningsstationerna - genom förpackningsavgiften på varor - dels för den fastighetsnära insamlingen, vilken läggs på boendekostnaden (Avfall Sverige 2010).

Vilka övriga målsättningar och krav som ställs i respektive förordning redovisas i tabell 4. Producentansvar som har sin grund i EU-direktiv syftar till att påverka produktutformningen mot mer miljövänliga produkter. För övriga producentansvarsområden finns inte detta krav. Som producent räknas den som tillverkar, importerar eller säljer en produkt. I flera fall omfattas samtliga led i produktionskedjan. En risk med ett överlappande ansvar är att en del aktörer inte kan leva upp till sina skyldigheter. Tillsyn och ansvarsutkrävande försvåras också. Naturvårdsverket har därför föreslagit att producentansvaren för returpapper och förpackningar ska renodlas till en part (Naturvårdsverket 2016e). Ansvarsutkrävande försvåras dessutom av att kraven på rapportering av återvinningsnivåerna riktas mot insamlingssystemet, som inte klassas som producent och därmed inte kan krävas på den miljöstraffavgift som påförs om kraven inte uppfylls.

För att åstadkomma ett mer tillgängligt och sammanhållet insamlingssystem och därmed större inflöde av material, har regeringen föreslagit ett kommunalt insamlingsansvar för förpackningar och returpapper. Förslaget är att det ska samordnas med insamlingen av övrigt hushållsavfall. Producenterna skulle då betala kommunernas kostnader för insamlingen, men fortsatt ha ansvar för återvinningen (Regeringsförklaringen 2014). Ett liknande system finns idag för elavfall, där kommunerna deltar i insamling av elavfall och batterier. Återvinningsindustrierna är kritiska till förslaget och de borgerliga partierna inklusive SD har i ett tillkännagivande kommit överens om att ansvaret för insamlingen även fortsatt bör ligga på producenterna.<sup>35</sup> I utredningen om ett möjligt producentansvar för textil övervägs att ge producenterna ekonomiskt ansvar och kommunerna insamlingsansvar (Naturvårdsverket 2016d). Naturvårdsverket bedömer att ett kommunalt insamlingsansvar innebär en risk för otydliga ansvarsförhållanden och konflikter, och förespråkar därför att producenterna får både ekonomiskt och praktiskt ansvar. Ett frivilligt producentansvar för textil och för kontors-

---

<sup>33</sup> För nickel-kadmium-batterier finns dessutom en särskild miljöavgift.

<sup>34</sup> För bilar finns krav på att använda kodningsstandarder för komponenter för att underlätta återvinning och för batterier finns krav på märkning med information om vilka ämnen de innehåller.

<sup>35</sup> Tillkännagivandet bifölls av Riksdagen.

**Tabell 4 De svenska producentansvaren**

Produkt	Infört	Ansvar för utformning	Återvinningsmål	Krav på märkning	Som producent räknas
Förpackningar	1994	Ja, volym och vikt begränsas liksom skadliga ämnen. Underlättat återvinning.	Ja, olika nivåer för olika material	Nej	Den som tillverkar, säljer eller till Sverige för in en förpackning eller en vara innesluten i en förpackning
Returpapper	1994	Nej	Ja	Nej	Den som tillverkar tidningspapper, trycker/låter trycka tidningar, eller till Sverige för in tidningspapper eller tidningar
Bilar	1998, fullständigt 2007	Ja, förebygga uppkomsten av avfall	Ja	Ja	Den som tillverkar eller till Sverige för in bilar
Elutrustning	2005	Ja, främja materialåtervinning	Ja, olika nivåer för olika kategorier av produkter	Ja	Den som tillverkar eller låter tillverka, säljer, släpper ut på marknaden, säljer på distans inom EU där säljaren inte är etablerad.
Batterier	2009	Ja, förebygga uppkomsten av avfall och begränsa farliga ämnen	Ja, olika nivåer för olika typer beroende på miljöpåverkan	Ja	Den som överlåter eller på annat sätt yrkesmässigt tillhandahåller ett batteri släpper ut batteriet för första gången på den svenska marknaden
Däck	1994	Nej	Nej	Nej	Den som tillverkar, importerar eller säljer däck
Läkemedel	2009	Nej	Nej	Nej	Den som bedriver detaljhandel med läkemedel
Radioaktiva produkter och herrelösa strålkällor	2007	Nej	Nej	Ja	Den som tillverkar, säljer eller till Sverige för in radioaktiva produkter.

papper, bedöms däremot inte vara lämpligt eftersom det strider mot det kommunala monopolet på insamling och hantering av hushållsavfall (Naturvårdsverket 2016d).

### **INSAMLINGS- OCH ÅTERVINNINGSMÅLEN ÄR SÅ GOTT SOM UPPNÅDDA**

Producentansvaren för bilar, förpackningar, returpapper, elutrustning och batterier innehåller mål för hur stor andel av produkterna som ska material- respektive energiåtervinnas. Målnivåer och uppnådd återvinningsgrad anges i tabell 5. Återvinningsgraden mäts på olika sätt för olika produkter.

För förpackningar finns ett övergripande mål för total återvinning och materialåtervinning, samt olika mål beroende på materialslag. Återvinningsmålen är uttryckta som andelen materialåtervinning av den totala mängden förpackningar, mätt i kilo, som satts på marknaden under samma år. Samtliga mål uppnåddes utom för plastförpackningar och PET-flaskor inom pantsystemet.<sup>36</sup> För PET-flaskor förklaras det ouppnådda målet bland annat med att flaskor som förbrukas utanför hemmet ofta slängs i vanliga papperskorgar (Naturvårdsverket 2015a).

Det jämförelsevis lågt satta materialåtervinningsmålet för plastförpackningar beror på att plast är komplicerat att återvinna. Det är bland annat svårt att sortera plaster av olika typer, med inblandning av andra material och olika infärgningar. Dessutom kan förpackningarna vara förorenade av innehållet. Av de hårda plastförpackningar som samlas in av hushållen kan 50–60 procent materialåtervinnas, medan resten går till förbränning. Naturvårdsverket har utrett om insamling istället ska ske i materialströmmar, vilket innebär att inte bara förpackningar utan allt avfall av samma material kan samlas in (Naturvårdsverket 2007a). Det bedöms göra det enklare för hushållen, men även ha positiv effekt på insamlingen av förpackningar. Inom industri och handel finns också möjlighet till insamling av plast av väldefinierad kvalitet i större mängder (Naturvårdsverket 2007a; Fråne m.fl. 2015). Naturvårdsverket slutsats är att insamling i materialströmmar skulle kunna vara lämpligt för metall och plast. Däremot för glas och papper finns tekniska begränsningar, såsom att glas är svårare att eftersortera och glas av fel kvalitet orsakar problem i återvinningsprocessen (Naturvårdsverket 2007a).

Batterier klassas som farligt avfall, och flera sorter innehåller miljögifter som bly och kadmium. Det finns separata mål för insamling respektive särskilt omhändertagande och återvinning av batterier, vilka skiljer sig åt beroende på de ämnen som ingår. Samtliga återvinningsmål uppges ha uppnåtts, medan insamlingsmålen inte uppnåddes (Naturvårdsverket 2016c). Pantsystem för batterier har föreslagits (Motion 2012/13:MJ440). Frågan utreddes på 1980-talet och pant på uppladdningsbara batterier föreslogs i propositionen ”En god livsmiljö” (Prop. 1990/91:90). Batteribranschen beräknade att endast ett uppladdningsbart batteri per hushåll och år skulle lämnas in och förslaget gick inte igenom (Naturvårdsverket 2005a). I och med det ökade antalet produkter med uppladdningsbara batterier, såsom mobiltelefoner, läsplattor och elbilar är det möjligt att frågan kan komma att väckas på nytt.

---

<sup>36</sup> Pant på flaskor och burkar med dryck infördes redan 1984.

**Tabell 5 Återvinningsmål och måluppfyllelse 2014**

Produkt	Mål för total återvinn. (%)	Total återvinn. (%)	Mål för material-återvinn. (%)	Material-återvinn. (%)	Insamlingsmål	Uppnådd insamling
Glasförpackningar	-	95	70	95	-	-
Plastförpackningar	70	53	30	43	-	-
PET-flaskor	-	83	90	83	-	-
Metallförpackningar	-	71	70	71	-	-
Returburkar aluminium	-	93	90	93	-	-
Papper, kartong förpackningar	-	79	65	79	-	-
Träförpackningar	70	101	15	22	-	-
Alla förpackningar	65	79	55	71	-	-
Returpapper	-	-	75	Ingen uppgift	-	-
Bilar	85 (95 % 2015)	91	80	84	-	-
Däck	-	100	-	62	-	-
Batterier	-	-	98 % av kvicksilver, 65 % blybatterier, 75 % nickelkadmium, 50 % övriga	-	95% av bil- och industribatterier, 75% av andra	68%
Elutrustning	75–85 %	-	55–75 %	-	4 kg/invånare	14,8 kg/invånare

Anm. I "total återvinning" inkluderas både material- och energiåtervinning.

Källa: Naturvårdsverket 2016c.

Målet om insamling av elavfall på 4 kilo per person i EU:s WEEE-direktiv (EU 2012/19/EG) uppfylls med råge. Anledningen är att Sverige har en hög konsumtion elektriska produkter samt att insamling av separata avfallsfraktioner gjorts under lång tid (Richter och Koppejan 2015). Sverige uppnår redan insamlingsmålet för 2020, uttryckt som 65 procent av det som släppts på marknaden (Naturvårdsverket 2016c).

Av de 187 000 bilar som samlades in (skrotades) återvanns 91 procent av vikten. Det kvarstår dock problem med övergivna, uttjänta fordon (Naturvårdsverket 2011). Tidigare fanns en skrotningspremie, för att ge incitament till bilägare att skrota bilen, men den avskaffades 2007. Systemet kritiserades för att inte ge tillräckliga incitament till biltillverkarna att ta hänsyn till avfallshanteringen (Forslind 2008). Bilskrrotarna ökade även mottagningsavgiften så att skrotningspremien inte räckte för att täcka den (Statskontoret 2004). Naturvårdsverket (2015b) föreslår en skärpning av ägaransvaret och att en producentfinansierad fond inrättas för att finansiera omhändertagandet.

Sedan 2001 är det förbjudet att deponera däck så laglig avfallshandling inkluderar endast återanvändning och återvinning och förordningen innehåller inte längre några återvinningsmål (SFS 2001:512). I stort sett 100 procent gick till återvinning av något slag 2014 (Naturvårdsverket 2016c). För läkemedel och radioaktivt avfall finns inga återvinningsmål, delvis av sekretesskäl. Ca 75 procent av kasserade läkemedel uppskattas dock samlas in (Naturvårdsverket 2013b).

## **ÄR MÅLEN VÄL AVVÄGDA UR ETT SAMHÄLLESEKONOMISKT PERSPEKTIV?**

Utgångspunkten i producentansvaret är att produkterna ska materialåtervinnas, vilket antas medföra mindre miljöpåverkan än energiåtervinning och deponering. Målen för materialåtervinning anses vara en proxy för miljöeffekten. Dessa mål har skärpts sedan de infördes i mitten av 1990-talet, och planeras att skärpas ytterligare till 2020. Ökad materialåtervinning är dock inte alltid bättre än förbränning ur ett samhällsekonomiskt perspektiv. Marginalkostnader för utsortering och återvinning är starkt stigande, medan avfallsförbränning i stora drag karaktäriseras av konstanta marginalkostnader (SOU 2009:12). Huruvida materialåtervinning eller energiåtervinning är det samhällsekonomiskt mest lönsamma alternativet för papper och plast beror till stor del på vilka beräkningar och antaganden som görs i livscykelanalyser och kostnadsuppskattningar.

Många kostnads- nyttoanalyser av avfallshanteringsalternativ för pappersförpackningar visar att ökad återvinning vore samhällsekonomiskt lönsamt. Dessa analyser inkluderar dock inte en värdering av hushållens tidsåtgång för sortering, rengöring och transport av förpackningarna. Inkluderas hushållens tidskostnad blir ökad förbränning mer lönsamt (Lundmark och Samakovlis 2011). Plast är förvisso ett energirikt bränsle, men vid förbränning kan farliga ämnen frigöras. För glas finns väl utvecklade metoder för förberedelse för återanvändning och materialåtervinning, men materialet kan inte energiåtervinnas. Deponering är det återstående alternativet och detta är inte förknippat med läckage av miljöskadliga ämnen, eftersom glas är ett inert material. Deponerings av metall är däremot förknippat med miljörisiker. En hög grad materialåtervinning av järn är även motiverad då det inte kan energiåtervinnas, till skillnad från aluminium. Farligt avfall som elektronik, batterier och uttjänta fordon är förknippat med större miljörisiker, och större marginalnytta finns med återvinning än för exempelvis förpackningar och returpapper. En annan aspekt är att samhällets kostnader för utsläpp från deponier eller förbränningsanläggningar antas vara lägre i glesbefolkade områden där färre exponeras för miljöeffekterna. Marginalnyttan med att minska dessa externa effekter genom återvinning kan således förmodas vara högre i tätbefolkade områden (Hage och Söderholm 2008; Hage 2007).

Naturvårdsverkets analys visar att miljönyttan blir densamma med ett producentansvar för textil som om krav skulle ställas på kommuner att ordna särskild insamling av textilavfall, medan den samhällsekonomiska kostnaden blir högre med ett producentansvar (Naturvårdsverket 2016d). Principen om att förorenaren betalar uppfylls dock i högre grad med ett producentansvar. De största mängderna textilavfall kommer från hushållen, som i praktiken även skulle bära kostnaden med ett producentansvar i form av högre priser på kläder. Energimyndigheten har utlyst forskningsmedel för att bygga en vetenskaplig grund för bland annat insamlings- och återvinningsmål för batterier (Energimyndigheten 2015). Sådan forskning vore välkommen även inom övriga producentansvarsområden.

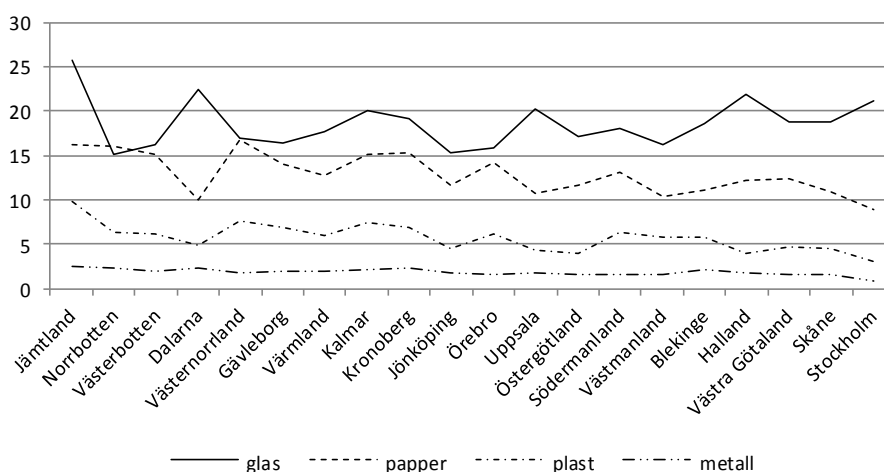
## **PRODUCENTANSVARET INNEBÄR BRISTANDE KOSTNADSEFFEKTIVITET**

Kostnadseffektivitet innebär att en miljöåtgärd ska genomföras där den kan göras till lägsta kostnad. Sannolikt varierar marginalkostnaden för återvinning såväl geografiskt som demografiskt. Rimligtvis varierar avfallshanterarnas kostnader, konsumenternas tidskostnader och miljökostnaderna mellan kommunerna (Lundmark och Samakovlis 2011). Därmed är producentansvarets regionala målsättningar inte kostnadseffektiva. En studie av insamlingskostnaderna för plast visar att kostnaderna varierar beroende på transportkostnader och konkurrensförhållanden mellan insamlingsentreprenörer,

och är generellt högre i glesbefolkade områden än i tätbefolkade (Hage och Söderholm 2008). Berglund (2004) gör en motsvarande studie av kostnaderna för återvinning av wellpapp. Insamlingsgraden för en given produkt skulle för att vara kostnadseffektiv, vara högre i tätbefolkade områden än i glesbefolkade (Hage och Söderholm 2008; Hage 2007; Berglund 2004). Figur 14 visar att de insamlade mängderna inte följer något sådant mönster utan tvärtom är insamlingsgraden för tre av fyra material relativt hög i glesbefolkade län, och låg i tätbefolkade län.

**Figur 14 Länsvis insamling av förpackningsmaterial i kg/invånare 2012**

Länen är sorterade efter befolkningstäthet (invånare/km<sup>2</sup>)



Anm. Gotland är inte med i figuren då värdena kraftigt överstiger andra läns, vilket förklaras med den höga andelen turister. Korrelationskoefficienterna för respektive materialslag korrelerat med befolkningstäthet: glas 0,20, papper -0,60; plast -0,58;; metall -0,79.

Källor: SCB 2016c och Miljömålsportalen 2016.

Å andra sidan är alternativkostnaden för marken som upplåts för återvinningsstationer högre i storstadsområden än i glesbygd. Även hushållens kostnader för utrymme för utsortering kan antas vara högre i storstadsområdena än i glesbygd. Det är därmed inte självklart vilken nivå insamlingen bör ligga på i olika delar av landet för att vara kostnadseffektiv. Differentierade mål baserade på geografiska och demografiska skillnader i insamlingskostnader kan dessutom uppfattas ha bristande legitimitet och därmed underminera insamlingen (Lundmark och Samakovlis 2011).

Återvinningscertifikat skulle kunna bidra till ökad kostnadseffektivitet. Storbritannien har ett system med handlingsbara återvinningscertifikat för förpackningsavfall. Företagen har individuellt specificerade återvinningskrav och certifikaten utfärdas av auktoriserade återvinnings- eller uppberedningsanläggningar baserat på hur mycket avfall de återvunnit. Certifikaten handlas sedan mellan de reglerade företagen och återvinningsföretagen på en öppen marknad (The Environment Exchange 2016). Liksom för producentansvaret råder det dock osäkerhet om kostnaden för att uppfylla målet. I Kapitel 1 diskuteras att återvinningscertifikat lämpar sig då utbudet är priskänsligt samt miljövinster uppvisar tröskeeffekter, vilket inte karakteriserar avfallsområdet.

#### **EKODESIGN - FRÄMJAS UTVECKLING MOT MER MILJÖVÄNLIGA PRODUKTER?**

En målsättning med producentansvaret är att produkter ska utformas för att bli mer miljövänliga. Det kan innebära att avfall förebyggs, genom att produktens livslängd

förlängs eller att produkter blir mindre och lättare. Det kan också innebära att produkten tillverkas i material som är lätta att återvinna och inte innehåller farliga ämnen. Vidare kan produkter konstrueras så att det blir lättare att demontera och ta tillvara materialet (Gottberg m.fl. 2006). I vidare mening kan denna så kallade ekodesign även innebära energieffektivitet eller mindre miljöpåverkan vid konsumtion.<sup>37</sup>

Producentansvaret skapar incitament för att tillverka lättare produkter om producenterna betalar för produkternas vikt. Förpackningsavgifter betalas per kilo, vilket ger incitament att begränsa vikten. En studie av det svenska producentansvaret finner stöd för att förpackningarna blivit lättare över tid. Det finns däremot inga belegg för att förpackningar skulle ha blivit lättare att återvinna (Hage 2007). Avgifter som inte är differentierade utifrån hur enkla produkterna är att återvinna ger svaga incitament att utveckla sådana produkter. Ett exempel är återvinningsavgifterna för elavfall som differentieras utifrån produkttyp, såsom diskmaskin. Avgifterna baseras på hur mycket respektive producent satt på marknaden, inte på hur mycket av respektive tillverkares produkter som samlats in ett givet år eller vad det kostat att återvinna produkterna. En sänkning av återvinningskostnaderna gynnar endast marginellt producenten, vilket ger svaga incitament att utveckla produkter som är lätta att återvinna (Gottberg m.fl. 2006; Atasu och Subramanian 2012). Hur starka incitamenten är för att tillverka återvinningsbara produkter beror på merkostnaden i relation till priset på produkten. Producentansvaret för elavfall har visats medföra ökade totala kostnader om 0,5–3 procent för producenterna, vilket bedöms vara svaga incitament (Gottberg m.fl. 2006).

För batterier differentieras avgifterna efter vilka ämnen som ingår.<sup>38</sup> Avgifterna baseras på kostnaden för avfallshantering, vilket ger incitament att reducera innehållet av farliga ämnen. Förbud, märkning, hantering, samt avgifter för miljöfarliga batterier har tidigare reglerats i förordningen om batterier (SFS 1997:645). Regleringarna av farliga ämnen samt avgifter för bly, kadmium och kvicksilver har bidragit till en minskning av miljöfarliga batterier (Naturvårdsverket 2007b). Producentansvaret för batterier infördes först 2009. I vilken utsträckning det har gett ytterligare incitament att minska innehållet av farliga ämnen i batterier behöver utredas grundligare.

För övriga produktområden finns inte heller entydiga belegg för att produkter utvecklats för att underlätta återvinning (Tojo 2004; Lifset och Lindhqvist 2008). Det är alltså inte klart hur stor roll producentansvaret spelat för att åstadkomma mer miljövänliga produkter. Vi kan dock konstatera att producenternas kollektiva ansvar ger svaga incitament att utveckla produkter som är lätta att återvinna. Individuellt producentansvar har lyfts fram som lösning på detta problem. Producenterna kan antingen ha finansiellt ansvar, det vill säga stå för återvinningskostnaden för sina produkter, eller ett fysiskt ansvar där de återvinner sina egna produkter. Båda alternativen kräver att produkterna kan särskiljas utifrån tillverkare.<sup>39</sup> Individuellt producentansvar kan kombineras med gemensam insamling och tidigare erfarenheter indikerar att såväl

---

<sup>37</sup> Ekodesigndirektivet (EU 2012/27/EU) ställer minimikrav på energiprestanda och förbjuder de mest energikrävande produkterna.

<sup>38</sup> Avgifterna varierar mellan 50 öre/kg för bland annat uppladdningsbara litiumbatterier och 32,60 kr/kg för kvicksilverbatterier (El-kretsen 2016).

<sup>39</sup> För elavfall finns system för utsortering efter märke (O'Connell m.fl. 2013). I Japan tas datorer om hand av producenter i egna återvinningsanläggningar. Det har bidragit till att produkter utvecklats för att bli lättare att återvinna (Dempsey och McIntyre 2009).



insamlings- som återvinningsnivåer är likvärdiga i de europeiska kollektiva producentansvaren och i systemen med individuellt ansvar (Dempsey och McIntyre 2009).<sup>40</sup>

Även med ett individuellt producentansvar kan det vara svårt att belägga effekten av producentansvaret för utveckling mot ekodesign. För det första på grund av produktens miljöeffekter som kan vara svåra att identifiera och kvantifiera. Utformning som underlättar återvinning kan behöva vägas mot andra miljöhänsyn. En produkt som tillverkas för att hålla länge kan kräva mer komplexa material, vilket kan göra produkten svårare att återvinna (Huisman 2013). För det andra är det svårt att fastställa drivkraften bakom en designförändring. Exempelvis kan material- eller transportkostnader vara orsaken till att tillverkaren vill minska vikten på förpackningsmaterialet. För det tredje är de ekonomiska incitamenten bara en del i designbesluten. Egenskaper som påverkar produktens funktion, såsom energieffektivisering, kan vara lättare att marknadsföra (Gottberg m.fl. 2006; Tojo 2004; Richter och Koppejan 2015).

Producentansvaret ger inga tydliga incitament att förlänga produkters livslängd. Ett utökat producentansvar, där producenten behåller ägaransvaret över varorna, skulle skapa incitament att utveckla produkter med längre livslängd, som dessutom är enklare att återvinna. En utveckling i linje med detta är företag som säljer tjänster istället för varor (Lifset och Lindhqvist 2008). Exempelvis säljer Rolls Roys ”power-by-the-hour” där flygbolagen betalar för flygtimmar istället för inköp av flygplan och service. Bilpooler som en del av biltillverkarens verksamhet är också på uppgång (McKinsey 2016). Dessa frivilliga initiativ grundas snarast i finansiella motiv än miljömässiga (OECD 2016). För att minimera avfallet genom ökad nyttjandegrad är det viktigt att initiativen ersätter rätt typ av verksamhet. Den nedlagda bilpoolen Car2Go ersatte inte att äga en bil utan snarare att åka kollektivt eller cykla (Goldmann 2016).

#### Avsnittet i korthet

- Producentansvaret ger producenter ansvar för avfallet som deras uttjänta produkter utgör. Syftet är att begränsa avfallet, öka materialåtervinningen samt utveckla produkter som är enkla att återvinna.
- I Sverige finns producentansvar för förpackningar, returpapper, elavfall, batterier, bilar, däck, läkemedel, radioaktivt material och herrelösa strålkällor, med olika regelverk och målsättningar.
- Insamlings- och återvinningsmål är i stort sett uppnådda för de olika produktgrupperna. Målsättningarna är inte samhällsekonomiskt välavvägda.
- Rikstäckande insamlingssystem har bildats för att utnyttja skalfördelar. Producenter betalar avgifter baserade på försäljning, vilket ger svaga incitament att utveckla produkter som är enkla att återvinna. Producentansvaret har därmed begränsad potential att uppfylla mål om ekodesign.
- Producentansvaret innebär att kostnaderna för avfallshantering lyfts bort från kommunerna. En stor del av kostnaderna vältras dock över på konsumenterna genom ökade priser.
- Producentansvarets återvinningsmål är inte kostnadseffektiva eftersom marginalkostnaden varierar i såväl en geografisk som demografisk dimension.

---

<sup>40</sup> Finansiella garantier krävs inom producentansvaret för radioaktiva produkter och herrelösa strålkällor.

## 3.2 Avfallsförbränningskatt

**Avfallsförbränningen har ökat i Sverige under senare år. Vid förbränning av avfall frigörs rökgaser, däribland koldioxid. En skatt på avfallsförbränning utreds för närvarande. En sådan skatt fanns i Sverige 2006–2010. Skatten avskaffades eftersom den inte bedömdes ha någon miljöstyrande effekt. I detta avsnitt analyseras ett eventuellt återinförande av en skatt på förbränning av avfall. Analysen visar att en punktskatt på avfallsförbränning kan ge incitament till ökad materialåtervinning, men inte bidra till minskade koldioxidutsläpp.**

### FÖRBRÄNNING AV AVFALL

Syftet med förbränning av avfall kan vara antingen energiåtervinning eller bortskaffning av farligt avfall. Den så kallade deponiskatten (SFS 1999:673) i kombination med förbudet om deponering av brännbart avfall (SFS 2001:512) har bidragit till att deponeringen av avfall minskat medan förbränningen ökat (se avsnitt 2.1). För att möta det växande behovet av förbränningskapacitet har nya förbränningsanläggningar startats. Sverige har ett väl utbyggt system för fjärrvärme, vilket gör att det finns en stor efterfrågan på avfall för förbränning.

Det finns 33 anläggningar för avfallsförbränning varav 27 är kraftvärmeverk, som producerar el och fjärrvärme. De andra sex producerar enbart värme. År 2014 utvanns 16,6 TWh energi vid avfallsförbränning, varav 14,6 TWh värme och 2,0 TWh el. Sverige har effektiva förbränningsmetoder och utvinner mest energi per ton avfall i Europa (Avfall Sverige 2016c). Förbränningen av avfall har ökat under senare år till 7,6 miljoner ton (Naturvårdsverket 2016c). De största avfallsslagen redovisas i tabell 6.

**Tabell 6 Avfallsslag till energiåtervinning**

Avfallsslag	Mängd (Mton)
Blandat/ej differentierat avfall	2,60
Hushållsavfall och liknande	2,20
Träavfall (icke-farligt)	1,60
Träavfall (farligt)	0,06
Sorteringsrester	0,88
Plastavfall	0,07
Vegetabiliskt avfall och matavfall	0,07
Vanligt slam	0,05
Övrigt	0,07
<b>Totalt</b>	<b>7,60</b>

Källa: Naturvårdsverket 2016c.

Blandat avfall uppkommer<sup>41</sup> främst inom byggverksamhet, avloppsrening och avfallshandling. Visst blandat avfall uppkommer också inom pappersmassa-, kemi- och tillverkningsindustrin (Naturvårdsverket 2006). Vad gäller hushållsavfall, så förbränns allt mindre matavfall i och med ökad utsortering av matavfall för biologisk behandling (Avfall Sverige 2016a). Omkring 2,3 miljoner ton, motsvarande 30 procent, av avfallet som förbränns i svenska värme- och kraftvärmeverk importeras (mottas mot betalning) främst från Norge, Storbritannien och Irland (Naturvårdsverket 2016c).

<sup>41</sup> Det går inte att utläsa hur materialet från sektorer där blandat avfall uppkommer behandlas, men merparten av det uppkomna blandade avfallet förbränns.

### Miljömässiga externa effekter vid avfallsförbränning

Avfallet ska sorteras innan förbränning. Exempelvis utsorteras batterier, elavfall och annat farligt avfall. Vidare sorteras metall ut, då det är en råvara med högt återvinningsvärde, som dessutom kan medföra problem i förbränningen, liksom gips som inte tillför energi och dessutom innehåller svavel. Förbränningen orsakar ändå utsläpp i form av rökgaser och stoft. Sammansättningen av utsläppen beror på vilka materialslag som förbränns samt vilken teknik som används (se fakta 5).

#### Fakta 5 Utsläpp vid avfallsförbränning

Utsläppen av växthusgaser från ”avfall och övrigt” i svensk el- och värmeproduktion var 2 272 000 ton koldioxidekvivalenter 2014, en ökning från 581 000 ton 1990.<sup>42</sup> Detta motsvarar ca 4 procent av Sveriges totala utsläpp av växthusgaser.

Rökgaserna från avfallsförbränning innehåller därutöver kväveoxider och svavel-dioxid som bidrar till försurning i miljön. Vidare kan de innehålla en rad metaller och tungmetaller som är giftiga för människa och miljö.

Dioxiner och furaner är kolväteföreningar som uppkommer vid förbränning av organiskt material som kommer i kontakt med klor. Till skillnad från utsläppen av exempelvis tungmetaller som ingår i avfallet och frigörs vid förbränning, bildas de giftiga ämnena dioxiner och furaner vid själva förbränningsprocessen. Utsläppen uppkommer främst vid driftsstörningar som medför att förbränningen håller för låg temperatur. Effekten av utsläppen varierar beroende på vilken reningsteknik som används och i vilken miljö de sker. Exempelvis medför partikelutsläpp i tätortsmiljö betydande samhällsekonomiska skadestnader.

Källor: Naturvårdsverket 2016g, Avfall Sverige 2016c, Konjunkturinstitutet 2016b.

Avfallsförbränning genererar askor som måste tas om hand. Efter förbränning kvarstår ca 20–25 procent av avfallets vikt som aska. Den största delen utgörs av bottenaska. Cirka en femtedel utgörs av flygaska, som är de partiklar som fångas in vid rökgasrening (Avfall Sverige 2011). Bottenaskan deponeras eller används i anläggningsarbeten, som exempelvis täckning av deponier. Flygaskan är däremot farligt avfall som måste kapslas in och deponeras enligt särskilda krav. Omkring hälften av denna aska exporteras för förvaring på ön Langöya i Norge. Denna export och import av avfall för olika behandling i Sverige och Norge medför enligt kritikerna att materialåtervinning och utsortering av matavfall blir relativt dyrare i Norge, vilket bromsar utvecklingen mot ökad återvinning.<sup>43</sup> Materialåtervinningen har minskat i Norge på senare år, medan exporten av avfall har femdubblats (Eurostat 2015).

<sup>42</sup> Koldioxidekvivalenter: den mängd koldioxidutsläpp som skulle orsaka samma strålningsdrivning över en given tidsperiod, som ett utsläpp av en annan välblandad växthusgas eller en blandning av välblandade växthusgaser. Motsvarande mängd koldioxidutsläpp fås genom att multiplicera växthusgaserna med sina globala uppvärmningspotentialer, för att ta hänsyn till tidslängderna gaserna stannar kvar i atmosfären.

<sup>43</sup> Se exempelvis debattartikeln av Døvik och Leidal (2015).

## REGLERING AV AVFALLSFÖRBRÄNNING

### Avfallsförbränningsförordningen anger gränsvärden för utsläpp

Avfallsförbränningsanläggningar i Sverige regleras i förordningen om förbränning av avfall som följer EU:s minimikrav för utsläppen (SFS 2013:253). Anläggningar måste ha tillstånd enligt miljöbalken, där vissa krav kan vara skarpare än minimikraven. Utsläppen regleras med avseende på gränsvärde, mätmetod, intervall för mätning och kontroll. Vissa utsläpp mäts löpande medan andra endast mäts två gånger om året.<sup>44</sup> Förbränningen genererar också avloppsvatten som kontrolleras för motsvarande ämnen.

Det farliga avfall som uppkommer i form av aska vid förbränning belastas med deponiskatt. Efter att bottenaskan genomgått utsortering av metaller och glasrester samt stabilisering kvarstår så kallat slaggrus. Tidigare har slaggrus använts som täckningsmaterial för deponier, men det behovet är inte längre så stort. Däremot kan det användas som ersättning för naturgrus vilket medför rätt till avdrag från deponiskatt.

Det finns också en princip om att bästa tillgängliga teknik ska användas för avfallsförbränningsanläggningar, vilka beslutas på EU-nivå och har införts i industriutsläppsdirektivet, och är under utredning (Naturvårdsverket 2016f).

### Avfallsförbränningskatten 2006–2010

En skatt på förbränning av hushållsavfall infördes 2006 efter förslag från BRAS-utredningen (SOU 2005:23). Syftet var att gynna miljömässigt och samhällsekonomiskt fördelaktig avfallshantering, vilket skulle uppnås genom att styra mot avfallshierarkin och ökad materialåtervinning. Skatten togs ut i form av en energiskatt och avfallet beskattades som ett bränsle där de fossila avfallsfraktionerna var skattepliktiga. Tidigare hade avfall inte beskattats då det klassades som ett biobränsle. Den del av avfallet som uppskattades vara av fossilt ursprung belades dels med energiskatt, dels med koldioxidskatt. Andelen fossilt kol i hushållsavfallet bestämdes enligt en schablon och uppskattades utgöra 12,6 procent av hushållsavfallets vikt.

Ett övergripande syfte med skatten var att minska koldioxidutsläpp (SOU 2009:12). Skatten avsågs styra mot ökad materialåtervinning av främst plast, som innehåller fossilt kol. Konstruktionen av skatten som en energiskatt innebar vissa skattebefrielser. Nedsättningarna av energiskatten syftar till att skydda konkurrensutsatt industri och att premiera elproduktion framför värmeproduktion.<sup>45</sup> Förbränning för elproduktion i kraftvärmeverk är därmed befriad från energiskatt, till skillnad från värmeverk, och har lägre koldioxidskatt. Värmeproduktion i kraftvärmeverk ges nedsatt energiskatt vid en elverkningsgrad på minst 5 procent. Skattebefrielse gavs således även när hushållsavfallet förbrukades som bränsle i värmeproduktion i kraftvärmearläggningar. Annat avfall var inte skattepliktigt. Vidare gavs skattebefrielse vid industrileveranser.

Avfallsförbränningskatten avskaffades 2010 efter att utredningen ”En skatt i retur” (SOU 2009:12) konstaterat att skatten inte hade önskvärd miljöstyrande effekt. Skatten

---

<sup>44</sup> Kolmonoxid, svaveldioxid, kväveoxider, stoft, organiskt kol, väteklorid, vätefluorid mäts kontinuerligt. Kvicksilver, kadmium, tallium, arsenik, bly, krom, koppar, nickel, zink, dioxiner, furaner mäts två gånger om året.

<sup>45</sup> EU:s kraftvärmedirektiv antogs 2004 och ålägger medlemsstaterna att stödja högeffektiv kraftvärmeproduktion. Bränslen för framställning av el beskattas inte med energiskatt utan el beskattas i slutanvändarledet (Konjunkturinstitutet 2013).

gav endast svaga incitament för ökad källsortering eftersom hushållen endast berördes av den via effekten på renhållningstaxorna. För boende i flerfamiljshus var signalen särskilt svag. Plast är ett lätt material och därmed inte det som i första hand sorterar ut för att minska avfallets vikt. Likaså innebär schablonberäkningen av innehållet av fossilt kol i avfallet att utsortering av plast (och andra material med fossilt kol) inte minskar kostnaden för avfallsinnehavaren. Materialåtervinningen, inte minst av plastförpackningar, ökade dock under den tid skatten fanns, men i vilken mån skatten bidrog är inte fastställt (SOU 2009:12; Sahlin m.fl. 2007).

Skatten bidrog förvisso till en styrning mot elproduktion framför värmeproduktion. Men då endast hushållsavfall var skattepliktigt – till skillnad från verksamhetsavfall – innebär detta endast en omfördelning av avfall till den anläggning där det var skattemässigt mer gynnsamt att förbränna det. Omfördelningen medförde ett ökat transportarbete med koldioxidutsläpp som följd (SOU 2009:12).

### **BÖR EN SKATT PÅ FÖRBRÄNNING AV AVFALL ÅTERINFÖRAS?**

För att öka styrningen mot avfallshierarkins mål om ökad materialåtervinning och internalisera avfallsförbränningens miljöeffekter har det från politiskt håll föreslagits ett återinförande av skatten. En utredning har nyligen tillsatts för att se över förutsättningarna för avfallsförbränning samt analysera behovet av en skatt (Dir 2016:34). Syftet är att ”uppnå en mer resurseffektiv och giftfri avfallshantering i enlighet med avfallshierarkin och regeringens ambition om att Sverige ska bli ett av världens första fossilfria välfärdsländer”. Utredaren ska lämna förslag på hur prissignalen på fossil koldioxid inom EU:s utsläppshandelssystem (EU ETS) kan kompletteras med andra styrmedel. I kommittédirektivet nämns även behovet av att minska kväveoxidutsläpp, som främst uppges vara möjligt med förbränningstekniska åtgärder. En skatt på avfallsförbränning kan konstrueras på olika sätt. Nedan diskuteras tre alternativ: energiskattmodellen, punktskatt på allt avfall till förbränning, skatt på faktiska utsläpp.

#### **Förbränningsskatt enligt energiskattmodellen**

Den tidigare avfallsförbränningsskatten avsåg att prissätta koldioxidutsläppen från avfallsförbränningen. Svenska avfallsförbränningsanläggningar för hushållsavfall ingår sedan 2013 i EU ETS.<sup>46</sup> Detta innebär att koldioxidutsläppen redan är prissatta.<sup>47</sup> En minskning av utsläppen från svenska förbränningsanläggningar (genom att de minskar verksamheten eller övergår till andra bränslen) innebär dock att utsläppsrätter kan utnyttjas i andra delar av systemet och medför ingen minskning av utsläppen inom EU. Koldioxidskatten för industrianläggningar som omfattas av EU ETS har slopats med motiveringen att även om skatten skulle bidra till en minskning av utsläppen lokalt, skulle den enbart leda till en omfördelning av utsläpp till andra delar av den handlande sektorn (Prop. 2011/12:100). Samma argument kan tillämpas för avfallsförbränning inom EU ETS. Motiv till beskattning på avfallsförbränning utformad som en energi- och koldioxidskatt får sökas på annat håll än att det skulle bidra till en kostnadseffektiv minskning av koldioxidutsläppen.

---

<sup>46</sup> Sverige har som ett av få länder i EU valt att inkludera dessa anläggningar (som producerar mer än 20 MW). Undantag görs för anläggningar vars huvudsyfte är att ta emot och hantera farligt avfall.

<sup>47</sup> Huruvida taket för EU ETS är satt så att priset motsvarar den så kallade social cost of carbon är dock en annan fråga. Utsläppshandelssystemet kritiserar för att ha varit för generöst, det vill säga delat ut för många utsläppsrätter, vilket medfört ett pris på utsläppsrätter som ligger under samhällets kostnader för utsläppen.

### **Punktskatt på avfallsförbränning**

Centerpartiet föreslog 2015 en punktskatt på varje ton (osorterat) avfall som sänds till förbränning (Centerpartiet 2015). Representanter för återvinningsindustrin har framfört ett liknande förslag i kombination med krav på utsortering av återvinningsbart material och ett förbud mot förbränning av osorterat avfall (Almryd m.fl. 2015).

Det primära syftet med en avfallsförbränningskatt är att styra uppåt i avfallshierarkin, mot ökad materialåtervinning genom att göra det relativt sett billigare att materialåtervinna. Givet att det finns andra behandlingsalternativ, eller potential att förebygga avfallet, skulle en punktskatt kunna styra mot en minskning av avfallet till förbränning. En avfallsförbränningskatt medför samtidigt att deponering blir relativt sett billigare. Deponering av brännbart och organiskt avfall är dock förbjudet. Undantag från dessa förbud kan ges av kommunen om det inte finns tillräcklig förbränningskapacitet (SOU 2009:12). De senaste årens utbyggnad av förbränningsanläggningar har dock inneburit en överkapacitet, som medfört att avfall även förs in från andra länder. Även i händelse av lokal kapacitetsbrist kan avfall transporteras inom landet. Fler dispenser på grund av kapacitetsbrist är därmed inte att vänta.

En skatt på avfallsförbränning innebär att kostnaderna för kommunernas renhållningsarbete stiger. Detta ger kommunerna incitament att vidta åtgärder som minskar mängden hushållsavfall till förbränning. Dessa åtgärders genomslag får betydelse för i vilken utsträckning avfallsförbränningskatten kommer att styra mot minskad förbränning. I avsnitt 3.4 presenteras en empirisk analys av effekten av två kommunala styrmedel; viktbaserad avfallstaxa och särskilda system för utsortering av matavfall.

Huruvida koldioxidutsläppen från fossilt kol skulle minska i Sverige till följd av en viktbaserad avfallsförbränningskatt beror på vilka alternativa bränslen som skulle användas i de kraftvärmeverk som förbränner avfall. Som vi konstaterat skulle dock en minskning av koldioxidutsläppen från svenska avfallsförbränningar inte bidra till en minskning av utsläppen globalt.

En avfallsförbränningskatt skulle göra det relativt sett dyrare att behandla avfallet i Sverige och införseln av avfall för förbränning skulle troligen minska. Vilka följeffekter detta skulle få är omdiskuterat. Avfall Sverige anser att avfallsförbränning kan motverka återvinning i ursprungsländerna (Wiqvist 2015). De menar att alternativbehandlingen i länderna som exporterar avfall är deponering, vilket skulle ge upphov till utsläpp av metangas. Förbränning i Sverige är då ett klimatmässigt bättre alternativ, och dessutom kan avfall vara substitut för fossila bränslen som annars skulle ha förbränts (Wiqvist 2015). Givet EU-ländernas nationella klimatmål kan samma resonemang som för den handlande sektorn föras för den icke-handlande sektorn; en minskning på en plats i systemet möjliggör ökade utsläpp någon annanstans.

En punktskatt på förbränning av avfall innebär förhållandevis låga transaktionskostnader eftersom avfallsmängderna registreras vid ankomst till förbränningsanläggningen. Minskad avfallsförbränning skulle minska relaterade miljöeffekter (förutom koldioxid). Vidare skulle mängderna aska minska. En punktskatt på avfall skulle, liksom andra miljöskatter, sannolikt ha vissa undantag. I BRAS-utredningen (SOU 2005:23) diskuterades undantag för riskavfall och processavfall från pappersåtervinning. Sådana undantag måste godkännas enligt EU:s statsstödsregler. I utredningen ansågs det viktigt att välja energiskattmodellen där undantagen redan godkänts. Huruvida detta

argument är fortsatt aktuellt förmodas utredningen om styrmedel på avfallsområdet besvara (Dir 2016:34).

En punktskatt på avfall till förbränning är emellertid ett trubbigt verktyg för att styra bort från miljöskadliga utsläpp. Avfall består av många sorters material som vid förbränning ger upphov till olika typer av utsläpp. Dock bidrar blandningen av material till en bättre förbränningsprocess. En strikt utsortering av alla material skulle därmed kanske inte vara motiverad, inte heller när transaktionskostnaderna beaktas. Mer träffsäkert vore att beskatta de faktiska utsläppen av olika ämnen.

### **Skatt på faktiska utsläpp**

Beskattning av faktiska utsläpp kräver att utsläppen från avfallsförbränning kan mätas. Avfallsförbränningsanläggningarna omfattas av kväveoxidavgiften (NO<sub>x</sub>-avgiften). Denna är utformad som en avgift som betalas in av de avgiftsskyldiga. Därefter återförs de inbetalda medlen till anläggningarna baserat på hur mycket energi de producerat i förhållande till sina utsläpp. Avfallsförbränningsanläggningar – vilka genererar förhållandevis låga utsläpp per producerad enhet energi – har därmed erhållit nettoutbetalningar av kväveoxidavgiften. En skatt på kväveoxider, utan återföring skulle ge starkare incitament att sänka utsläppen; detta utreds för närvarande (Dir 2016:34).

Svavelskatt betalas vid förbränning av svavelhaltiga bränslen och baseras på svavelinnehållet. Svavelutsläppen kan dock renas och denna minskning kan det göras avdrag för. Svavelskatten regleras i Lagen om skatt på energi och omfattas av samma undantag som energi- och koldioxidskatterna (SFS 1994:1776). Detta innebär att flera biobränslen är undantagna, trots betydande utsläpp av svaveldioxid.

Vissa utsläpp från avfallsförbränning mäts kontinuerligt, såsom svavel- och kväveoxider, medan det för andra endast görs stickprov. Vid stickprov finns osäkerhet kring faktiska utsläpp, som kan variera på ett sätt som inte fångas av mätningarna. Naturvårdsverket har därför krävt att anläggningar ska mäta fler utsläpp kontinuerligt. I en dom från Mark- och miljööverdomstolen ålades Sydsånes avfallsbolag, att mäta dioxiner och furaner kontinuerligt då högre värden uppmätts efter tidigare deldom. På sikt räknar Naturvårdsverket med att krav på kontinuerlig mätning kan komma att ställas på anläggningar när de söker tillstånd. Ny teknik för kontinuerlig mätning har installerats på två anläggningar i Sverige. Domstolskrav på långtidsmätning har införts i Belgien och Frankrike. Kostnaderna för kontinuerlig långtidsprovtagning är enligt bedömningen i domarna inte orimliga. Merkostnaden för installation och drift beräknas bli ca 1 kr per ton avfall som förbränns<sup>48</sup> (Mark- och miljööverdomstolen M 2274-15).

Utöver NO<sub>x</sub>-avgiften och svavelskatten finns inga skatter eller avgifter för luftutsläpp. Energiskatten som betalas vid stationär förbränning av fossila bränslen är inte utformad för att internalisera externa kostnader. Konjunkturinstitutet har föreslagit att skadekostnaderna av förbränning av biobränslen och fossila bränslen ska internaliseras genom en differentiering av energiskatten, alternativt genom en ny miljöskatt (Konjunkturinstitutet 2016b). En sådan energiskatt skulle kunna omfatta avfallsförbränning. Koldioxidutsläpp, som ingår i EU ETS, bör däremot inte belastas med koldioxidskatt. Vad gäller svavelskatten ligger utsläppen från avfallsförbränning på en relativt låg nivå, vilket gör att skatten sannolikt skulle ha begränsad miljöstyrande effekt. Utsläppen av

---

<sup>48</sup> Givet en avskrivningstid på 10 år.

dioxiner och furaner ligger också på en så låg nivå att en skatt sannolikt skulle ha en obetydligt styrande effekt. De totala utsläppen av dioxiner och furaner från förbränning av hushållsavfall ligger på omkring ett gram årligen (Naturvårdsverket 2005b).

### **Framtida reglering av avfallsförbränning**

Sammanfattningsvis kan en punktskatt på allt avfall som förbränns ha potential att styra i avfallshierarkins riktning och minska miljöproblem förknippade med avfallsförbränning (givet att det är fortsatt förbjudet att deponera brännbart avfall). Störst effekt skulle fås i kombination med åtgärder som underlättar insamling och produkters återvinningsbarhet. Huruvida ökad materialåtervinning av förpackningsmaterial är samhällsekonomiskt försvarbar är dock oklart, givet ambitiösa återvinningsmål och hög måluppfyllelse. EU:s statsstödsregler innebär dessutom att en bred tillämpning av en sådan skatt kan vara svår att genomföra.

Skatt på faktiska utsläpp skulle styra mer träffsäkert mot miljöproblemen. Det skulle dock kräva ett införande av nya punktskatter. Givet de låga halterna av ämnena som släpps ut kan skatterna antas ha begränsad miljöstyrande effekt i praktiken. Utsläppen från avfallsförbränning är redan reglerade. Med tanke på utsläppens miljöskadliga effekter är det inte aktuellt att ersätta regleringen med skatter. För att styra mer träffsäkert mot utsläppen kan regelverket, exempelvis gränsvärdena, skärpas ytterligare. Krav på kontinuerlig mätning av utsläppen skulle vara ett komplement, för att säkerställa att utsläppen inte överskrider föreskrivna nivåer. Detta verkar vara en miljömässigt motiverad åtgärd oavsett en eventuell punktskatt på förbränning.

#### **Avsnittet i korthet**

- Förbränning av avfall ger upphov ett flertal miljöskadliga utsläpp, samt aska som deponeras.
- Den tidigare skatten på avfallsförbränning syftade till att öka materialåtervinning och minska koldioxidutsläpp från förbränning av plast.
- Skatten avskaffades då den inte hade avsedd miljöstyrande effekt utan främst ledde till en omfördelning av avfallet från låg- till högeffektiv förbränning.
- Ett återinförande av skatten på avfallsförbränning har föreslagits, och tre varianter analyseras i avsnittet.
- En avfallsförbränningsskatt utformad som en koldioxid- och energiskatt är inte lämplig. Koldioxidutsläppen skulle inte minska, utan omfördelas till andra delar inom EU:s utsläppshandelssystem.
- En punktskatt på avfall till förbränning har potential att styra uppåt i avfallshierarkin, mot ökad materialåtervinning och minskad deponering av aska. Utsläppen av rökgaser och stoft skulle också minska i viss mån, men det är inte ett träffsäkert styrmedel.
- En mer träffsäker styrning uppnås med skatt på faktiska utsläpp. Kväveoxidavgiftens styrande effekt skulle kunna utvecklas.
- Nya punktskatter på faktiska utsläpp skulle medföra stora transaktionskostnader. Det kan inte motiveras med hänsyn till de låga halterna av respektive ämne som släpps ut, vilket innebär att skatter skulle ha begränsad effekt.
- Krav på kontinuerlig mätning av utsläppen samt ytterligare skärpning av gränsvärdena i avfallsförbränningsförordningen skulle vara ett lämpligt alternativ till skatter på faktiska utsläpp.



### 3.3 Deponiskatt

**Avfall som deponeras belastas med en fast skatt per ton. Syftet är att minska deponering av avfall och ge incitament till ökad materialåtervinning. Ett stort antal avfallslag är dock undantagna från skatt. Grunderna för skattebefrielseanalyseras i detta avsnitt. Analysen visar att vissa undantag borde begränsas för att skattens miljöstyrande effekt ska stärkas. Vidare diskuteras återvinning ur nedlagda deponier och ett förslag om att underlätta sådan verksamhet.**

#### **DEPONERING AV AVFALL OCH DESS MILJÖMÄSSIGA EFFEKTER**

I Sverige deponerades 2014 ca 85 miljoner ton avfall. Deponerat avfall kan orsaka omfattande miljöpåverkan. Miljöpåverkan beror på vilket avfall som deponeras, hur deponeringen gått till och placeringen i förhållande till bland annat vattendrag och sjöar. Organiskt avfall bildar vid nedbrytning växthusgasen metan. Läckage av giftiga ämnen och tungmetaller är en annan negativ miljöeffekt.<sup>49</sup> Vid bränder i deponier kan dessutom farliga ämnen såsom dioxiner släppas ut. Slutligen påverkas landskapsbilden av en deponi. Miljöeffekterna kan finnas kvar en lång tid efter att avfallet deponerats, och ändra karaktär över tid när avfallet bryts ned.

Cirka 90 procent av deponerat avfall utgörs av avfall från gruvnäringen. Från andra sektorer deponeras 3,3 miljoner ton icke-farligt avfall, där jordmassor, askor och slagg, samt bygg- och rivningsavfall var de största avfallskategorierna. Totalt deponeras 430 000 ton farligt avfall, varav ungefär hälften utgörs av förorenade jordmassor och 76 000 ton av askor, slagg och mineralavfall från avfallsförbränning. Endast 22 000 ton hushållsavfall deponeras, vilket motsvarar knappt en procent av det behandlade hushållsavfallet. Deponeringen har minskat avsevärt de senaste 20 åren för de flesta avfallstyper (exklusive gruvavfall). En större del av avfallet går till materialåtervinning eller förbränning (Naturvårdsverket 2016c).

#### **Reglering av deponier i deponeringsförordningen**

EU:s deponidirektiv (EU 1999/31/EG) syftar till att minska avfallsdeponeringens negativa effekter på miljön. I Sverige har direktivet införts genom deponeringsförordningen (SFS 2001:512) som ställer krav på utformning av deponier i form av exempelvis bottentäckning och krav på att förebygga eller motverka eventuella olägenheter. Om en deponi avslutas har verksamhetsutövaren ansvar för slutbehandling, underhåll och övervakning av sluttäckningen i minst 30 år. Deponier som avslutades före 2001 behövde inte ta hänsyn till dessa krav och övriga fick en anpassningstid fram till 2008. Deponier som tar emot avfall har krav på lokalisering, geologisk barriär, bottentätning och hantering av lakvatten för att skapa förutsättningar för långsiktig och miljömässigt säker deponering. Det råder även förbud mot deponering av brännbart och organiskt avfall (Naturvårdsverket 2010; Avfall Sverige 2012).

---

<sup>49</sup> Lakvatten (vatten som varit i kontakt med deponerat material) bildas av nederbörd vid komprimering eller i äldre deponier då grund- och ytvatten tränger in (Naturvårdsverket 2008). Lakvatten innehåller näringsämnen och syreförbrukande ämnen, men även metaller och organiska miljögifter. Dessa ämnen riskerar att påverka mark, sjöar och vattendrag och därmed bidra till att växter, djur och människor påverkas negativt.

## DEPONISKATTENS SYFTE OCH BAKGRUND

Lagen om skatt på avfall, den så kallade deponiskatten, infördes 2000 (SFS 1999:673). Skatten syftar till att ”öka de ekonomiska incitamenten att behandla avfall på ett från miljö- och naturressurssynpunkt bättre sätt” och ”att minska deponeringen av avfall för att styra högre upp i avfallshierarkin” (Prop. 1998/99:84). Den styr direkt mot minskad deponering och indirekt genom att ge incitament till minskade avfallsmängder och ökad materialåtervinning. Skatt tas ut på avfall som förs in till en avfallsanläggning, eller som uppkommer inom en anläggning som inte är en avfallsanläggning.<sup>50</sup> När skatten infördes låg den på 250 kr/ton, nu ligger den på 500 kr/ton avfall som deponeras, oavsett avfallsslag.

Avfallsanläggningarnas mottagningsavgifter är differentierade efter avfallsslag och behandlingsmetod. Detta indikerar att lagkraven för hantering av olika material påverkar prissättningen. De högsta mottagningsavgifterna gäller för icke-brännbar deponirest, orena jord- och schaktmassor och armerad betong. Avgiften kan då uppgå till ca 1500–2000 kr/ton inklusive moms och avfallsskatt på 500 kr/ton. Inert avfall som deponeras har lägre mottagningsavgift – en anläggning tar exempelvis 125 kr/ton – vilket innebär att avfallsanläggningen efter inbetald avfallsskatt får en kostnad om 375 kr/ton. Enligt nettodeponimetoden får dock avdrag göras om materialet förs ut från anläggningen eller används i konstruktionsarbete, för vilket inerta material är lämpliga.

## EN STOR DEL AV DET DEPONERADE AVFALLET ÄR BEFRIAT FRÅN SKATT

Skattebefrielse kan enligt lagen om skatt på avfall ges genom antingen undantag från skatteplikt eller rätt till avdrag från skatten.

### Undantag från skatteplikt

Undantag från skatteplikt ges för vissa typer av anläggningar, exempelvis anläggningar för avfall som inte bedöms ha några betydande miljökonsekvenser. Undantaget gäller bland annat anläggningar för jord, grus, lera eller kalksten.<sup>51</sup> Syftet med skatten är förvisso att minska deponering, men dessa avfallsslag sprider inga farliga ämnen och används i regel i anläggningsarbeten efter viss tid.

Avfall kan även undantas från beskattning av administrativa, tekniska och kostnads-mässiga skäl. Den största kategorin är bergrester och avfallssand från gruvindustriell verksamhet (se avsnitt 3.5).<sup>52</sup> Gruvavfall kan vara inert material som inte reagerar med omgivningen, såsom gråberg, vilket kan användas i anläggningsarbeten. Det kan också vara bergrester från koppar- bly- eller zinkbrytning som i kontakt med vatten och syre lakar ut tungmetaller i naturen (Naturvårdsverket 2013a). Även radioaktivt avfall och vissa typer av mellanlagring av flytande avfall undantas skatteplikt.

---

<sup>50</sup> Gäller anläggningar där mer än 50 ton per år deponeras eller förvaras under längre tid än tre år.

<sup>51</sup> Rena massor som när de deponeras på särskilda anläggningar inte ökar miljöpåverkan (Prop. 1998/99:84).

<sup>52</sup> BRAS-utredningen ansåg det orimligt att beskatta gruvavfallet då kostnaden skulle bli avsevärt högre än gruvföretagens vinst, även en kraftig skattenedsättning skulle innebära alltför höga kostnader (SOU 2005:64). År 2014 uppkom 139 miljoner ton gruvavfall varav 81,8 miljoner ton deponerades (Naturvårdsverket 2016c).

### **Rätt till avdrag från deponiskatten**

Rätt till avdrag från deponiskatten ges för vissa material och behandlingstyper: så kallat konventionellt och branschspecifikt avfall. Konventionellt avfall uppstår inte som en direkt följd av en produktionsprocess eller verksamhet. Förorenad jord och muddermassor är de största avfallstyperna som uppbär rätt till avdrag. De övriga avfallsslagen är historiskt avfall med negativ miljöpåverkan som inte längre uppkommer, exempelvis asbesthaltigt avfall. Även förorenad jord och muddermassor kan betraktas som historiskt avfall, då det härstammar från sanering av områden som förorenats för länge sen. Branschspecifikt avfall uppkommer som en direkt följd av produktionsprocessen. I lagen anges 16 olika typer av avfall och i vilken process de uppkommer. Det huvudsakliga skälet till avdrag är att det inte finns något miljömässigt acceptabelt alternativ till deponering, och att möjligheterna att minska mängden avfall är begränsade. Avfall från återvinning av returpapper och glas ges rätt till avdrag eftersom en skatt riskerar att minska återvinningens lönsamhet (Naturvårdsverket 2013a).

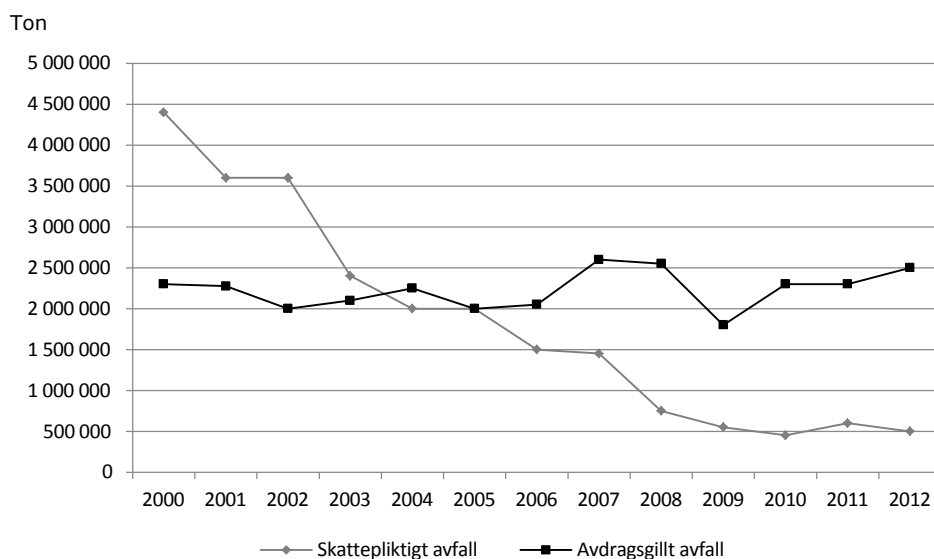
Undantag från skatteplikt eller avdrag beror på om det är en hel anläggnings avfall som inte ska beskattas eller om det endast är en viss typ av avfall. Avfallens grad av skadlighet påverkar också bedömningen. Anläggningar eller företag som producerar flera typer av avfall – vissa ska beskattas medan andra ska skattebefrias – måste redovisa de olika avfallsslagen och göra avdrag.

### **HAR DEPONISKATTEN MEDFÖRT MINSKAD DEPONERING?**

Vid sidan av deponiskatten finns andra styrmedel som verkar i samma riktning, däribland förbud mot deponering av organiskt och brännbart avfall. Deponeringen av hushållsavfall, som främst består av brännbart och organiskt avfall, har minskat stadigt och endast ca en procent deponeras. Det går dock att få dispens från förbuden, och det deponerade avfallet beläggs då med skatt. Antalet dispenser har minskat över tid, bland annat på grund av ökad förbränningskapacitet. Sedan deponiskatten infördes har deponeringen av avfall minskat avsevärt. Totalt beskattades ca 500 000 ton avfall 2015. Detta inbringade ca 200 miljoner kronor till statskassan. Mineraliskt byggavfall samt aska och slagg från förbränningsanläggningar är några av de vanligaste avfallsslagen som beskattas. Mineralavfall från förbränning har minskat 2010-2014 från 151 500 till 110 300 ton, medan återvinning inklusive användning som deponitäckning och för konstruktion ökat under samma period (SCB 2016d).

För skattebefriade avfallslag har avfallsmängderna ökat över tid, och uppgick 2012 till 2,5 miljoner ton avfall utöver gruvavfall (se figur 15). Naturvårdsverket genomförde 2013, i samarbete med Skatteverket, en översyn och analys av den miljöstyrande effekten av deponiskatten. Deras slutsats är att deponeringsförbuden är orsaken till att vissa typer av avfall har minskat, medan deponiskatten inte bedöms ha haft någon styrande effekt (Naturvårdsverket 2013a). Den nedåtgående trenden i deponering av skattepliktigt avfall, respektive den uppåtgående trenden i deponering av skattebefriat avfall indikerar dock att skatten kan ha påverkat valet av avfallsbehandling.

**Figur 15 Deponering av avfall 2000-2012 (exkl. gruvavfall)**



Källa: Naturvårdsverket 2013a.

## FÖRÄNDRINGAR I DEPONISKATTENS UTFORMNING

### Motiverade undantag av miljöhänsyn

Deponiskatten ger incitament till återvinning. Avfallsinnehavaren får betala en högre mottagningsavgift för deponering, vilket gör återvinning till ett billigare alternativ. Detta skapar också incitament att undvika uppkomsten av skattepliktiga avfallsslag. För avfallsanläggningen finns incitament att återanvända eller återvinna materialet vilket berättigar till skatteavdrag i enlighet med nettodeponimetoden.

För vissa avfallsslag är det dock angeläget att deponeringen sker på ett säkert sätt så att risken för spridning av farliga ämnen till omgivande miljö minimeras. Handlar det dessutom om avfall som uppkommit för länge sedan, då deponiskatten inte hade någon styrande effekt, finns skäl att undanta avfallet från beskattning. Risken är att avfallet orsakar större skada om det *inte* deponeras. Deponiskatten har av detta skäl gjort undantag för avfall från sanering av upplag för farligt avfall och asbesthaltigt avfall – asbest har varit totalförbjudet sedan 1982. Sådan skattebefrielse är fortsatt motiverad.

### Begränsning av skattebefrielser

Redan vid skattens införande angavs att skattebefrielse skulle omprövas över tid. Deponiskatten och dess skattebefrielser analyserades i BRAS-utredningen där förslag gavs på upphävande av vissa skattebefrielser (SOU 2005:64). Naturvårdsverkets översyn från 2013 analyserade frågan om fortsatt skattebefrielse. Skattebefrielse i form av avdrag skulle kunna upphöra för en rad avfallsslag då de strider mot EU:s statsstödsregler där hänsyn till miljön är det enda argumentet för undantag. Reglerna säger att om det finns miljömässigt bättre omhändertagande av avfallet som är kommersiellt tillgängligt ska skattebefrielse inte medges. I Naturvårdsverkets översyn ifrågasätts inte de ursprungliga skälen till skattebefrielse utan endast om skälen fortfarande är giltiga. Det vill säga om det fortsatt inte finns miljömässigt bättre behandlingsmetoder. Samt-

liga fall av ”skattebefrielse för vissa anläggningar” föreslås få bestå, liksom avdragen för de flesta avfallstyperna.<sup>53</sup> Enligt BRAS-utredningen skulle dock fler undantag kunna upphävas. För några av de farliga ämnen som tidigare gavs skatteavdrag har nya produktions- eller behandlingsmetoder utvecklats som gör att den typen av avfall inte uppkommer. För dessa föreslår Naturvårdsverket att skattebefrielsen bör upphöra, med motiveringen att skatten inte längre har någon styrande effekt.

Att beskatta deponering skapar incitament till teknisk utveckling för att minska avfallsdeponering och användning av skadliga ämnen. Skattebefrielser bromsar utvecklingen mot att hitta alternativ och införandet av en skatt bör övervägas på avfallsslag som uppkommer i aktiv produktion, eller där reningsteknik kan utvecklas. Bedömningen av specifika avfallsslag är en utmaning, men det finns redan idag en lista med undantag baserade på kriterier som skulle kunna justeras utifrån teknisk utveckling på områden där undantag medgivits.

Gruvavfall är undantaget, vilket motiverats med att deponiskatt på så stora mängder avfall skulle vara svåra att bära för gruvindustrin. Av miljöskäl kan det vara motiverat att undanta det farliga gruvavfallet, då den lämpligaste behandlingsformen är deponering. Vidare kan gruvavfallet betraktas som oundvikligt givet produktionsprocessen, och avfallsmängderna kan då vara svåra att reducera (se avsnitt 3.5). Inert avfall från gruvindustrin, främst så kallat gråberg har också undantagits från skatteplikt. Huruvida inert avfall ska beskattas beror på vilka miljöpåverkande effekter som beaktas, och på syftet med skatten. Om syftet är att internalisera externa effekter förknippade med utsläpp från deponier skulle inert avfall fortsatt undantas från skatt. Om syftet är att styra enligt avfallshierarkin skulle en deponiskatt stärka incitamenten att återanvända eller återvinna gråberg och annat inert material. Detta skulle innebära en utjämning av konkurrensvillkoren mellan jungfrulig utvinning av mineraler, vilken i dagsläget är befriad från deponiskatt, och utvinning ur nedlagda avfallsanläggningar, vilka beläggs med deponiskatt på restavfallet. Slutligen kan påverkan på landskapsbilden ses som en extern effekt vilket motiverar att beskatta även inert avfall och rena avfallsmängder. Det behövs en samhällsekonomisk analys av de olika alternativen för att avgöra huruvida inert avfall bör beskattas (se avsnitt 3.5).

### **Återvinning ur nedlagda avfallsanläggningar**

Deponiskatten utgår från nettodeponimetoden, vilket innebär att om beskattat avfall förs ut från en anläggning får skatteavdrag göras. Metoden syftar till att möjliggöra återvinning av material ur avfallsanläggningar. Deponiåtervinning har förts fram i diskussionen om cirkulär ekonomi, som ett sätt att minska utvinningen av jungfruliga resurser samtidigt som de nedlagda deponiernas miljöpåverkan kan minska. Förfarandet är emellertid också förknippat med utsläpp till miljön. Naturvårdsverket bedömer att deponiåtervinning inte bör undantas från deponiskatt eftersom de miljömässiga vinsterna är osäkra. Vidare föreslår de att anläggningar som sedan skatten infördes inte längre är skattskyldiga<sup>54</sup> ska kunna begära återbetalning av skatten vid deponiåtervinning (Naturvårdsverket 2016h). Avfallet kommer annars att beskattas två gånger - när

---

<sup>53</sup> Jord, grus, lera skiffer, kalkstoft, kalksten; Bergrester från gruvindustriell verksamhet; Avfallssand från gruvindustriell verksamhet, avfall från vattenrening, rökgasrening; Radioaktivt avfall; Vattenverksslam i slambassäng; Flytande avfall i vassbädd. Sand föreslås läggas till som undantag.

<sup>54</sup> Anläggningar som inte längre är skattskyldiga, då de inte tar emot eller genererar minst 50 ton avfall om året, har inte möjlighet att göra avdrag från skatten.

det deponerades och när restavfallet från deponiåtervinningen deponeras - vilket kan tolkas som att även det återvunna materialet beskattas. Rätten till återbetalning skulle harmonisera med vad som gäller för anläggningar som är i drift och skattskyldiga.

Färre och större avfallsanläggningar tar emot avfall för deponering, till följd av de nya striktare miljökraven på deponier. Troligen blir det fler anläggningar som inte längre är skattepliktiga och därmed skulle beröras av det föreslagna utökade skatteavdraget. De hårdare kraven på sluttäckning borde å andra sidan innebära att kostnaden förknippad med att bryta sluttäckningen och återbehandla restavfallet vid deponiåtervinning blir hög. Den miljömässiga vinsten kan också bli mer osäker jämfört med deponiåtervinning vid äldre nedlagda deponier. I syfte att styra mot avfallshierarkins mål om ökad återvinning finns det anledning att utjämna konkurrensvillkoren för upptag av resurser ur nedlagda avfallsanläggningar - som idag belastas med deponiskatt - och utvinning av jungfruliga resurser som är skattebefriade. Huruvida fler undantag från deponiskatten bör göras, eller om deponiskatt bör införas vid utvinning av jungfruliga resurser kräver dock en grundligare analys.

#### **Differentiering av skatten utifrån grad av farlighet**

BRAS-utredningen föreslog en differentierad beskattning av olika typer av avfall, där brännbart och organiskt avfall beläggs med högre skatt, medan exempelvis förorenad jord och muddermassor belastas med en lägre skattenivå. Sedan denna utredning har förbud mot deponering av brännbart och organiskt avfall införts.

Deponiskatten skulle av miljömässiga skäl kunna differentieras utifrån hur farligt avfallet är för hälsa och miljö. Farligt avfall bör beläggas med en högre skatt än icke-farligt avfall på grund av miljöriskerna. I enlighet med BRAS-utredningen skulle dessutom förorenad jord och muddermassor kunna belastas med en lägre skattenivå än branschspecifikt avfall då det rör sig om stora mängder (om det inte rör sig om historiskt avfall). För sanering av förorenade områden bedömer Naturvårdsverket att en skatt skulle riskera att minska takten i saneringsarbetet om inte de statliga saneringsanslagen ökar (Naturvårdsverket 2013a). En skatt på förorenade jordmassor skulle dock stärka incitamenten att utveckla reningsteknik. Inert avfall som i regel uppkommer i stora mängder, men har begränsad miljöpåverkan, skulle kunna belastas med en lägre skatt per ton.

Avfallsanläggningarna kategoriserar och sorterar redan idag avfallet och differentierar mottagningsavgiften, som är lägre i de fall avfallet kan återvinnas. Krav på klassificering av gruvavfall utreds för närvarande av Naturvårdsverket (se avsnitt 3.5). En differentiering av deponiskatten torde därmed vara genomförbar utan betydande transaktionskostnader. Avfallsbranschen anser att skattepliktigt avfall då riskerar att användas i konstruktionsarbeten istället för att deponeras, med risk för spridning av metaller och andra farliga ämnen (Ragnsells 2014). Givet nettodeponimetoden föreligger denna risk redan idag. Det vill säga avfallsanläggningarna har incitament att finna sätt att använda det deponerade materialet, eftersom det ger rätt till avdrag från deponiskatten.

#### **Fyller deponiskatten en funktion eller bör den avskaffas?**

Regleringar i form av hårda miljökrav på deponier finns redan. Kraven varierar beroende på vilket avfall som deponeras. Detta har gett genomslag i form av differentierade mottagningsavgifter, där högre avgifter tas ut vid deponering av farligt avfall som kräver omfattande åtgärder i form av täckningsskikt och läckagebarriärer. Regleringar-

na har bidragit till att utsläppen minskat. Det finns således redan ett styrmedel som bidrar till att minska risken för spridning av farliga ämnen. Frågan är därför huruvida dubbelstyrningen som deponiskatten medför ger ett extra värde. Särskilt två aspekter bör beaktas:

- Det finns även med strikta regleringar - fortsatt osäkerheter kring deponiernas framtida miljöpåverkan. Dessa risker motiverar att minska deponerat avfall ytterligare. Deponiskatten ger incitament att minska de deponerade avfallsmängderna och därmed reducera riskerna för framtida läckage från deponier.
- Enligt avfallshierarkin finns det ett egenvärde i att minska de mängder som deponeras. Deponiskatten verkar i den riktningen.

Slutsatsen är att deponiskatten fyller en funktion givet målen att minska miljöeffekter samt stimulera återvinning. Den skulle kunna utvecklas för att styra ännu mer träffsäkert, genom att undantag som inte är miljömässigt motiverade avskaffas och skatten differentieras utifrån avfallsets grad av miljöpåverkan.

#### **Avsnittet i korthet**

- Deponering av avfall ger upphov till utsläpp av metangas, och läckage av giftiga ämnen och tungmetaller.
- Förbud mot deponering av brännbart och organiskt avfall, liksom miljökrav på deponier, har bidragit till att deponiernas miljöpåverkan minskat.
- Deponiskatten infördes 2000 och uppgår nu till 500 kr/ton avfall. Skatten styr mot avfallshierarkins mål om minskad deponering.
- Många avfallslag är skattebefriade. Vissa är miljömässigt motiverade då deponering är den säkraste behandlingsformen för att undvika spridning av farliga ämnen. Andra har motiverats av företagsekonomiska hänsyn.
- Skattens miljöstyrande effekt skulle stärkas om skattebefrielse begränsades och skatten differentierades utifrån avfallsets grad av miljöpåverkan.
- Det behövs ett fortsatt undantag för farliga ämnen som saknar behandlingsalternativ och där uppkomsten inte kan påverkas, som historiskt avfall.
- Det behöver utredas om tidigare undantag är relevanta eller kan tas bort, för att ge incitament till att minska uppkomsten av avfall som deponeras.
- Det behöver utredas om skattebefrielsen på inert avfall kan tas bort för att internalisera negativa effekter på landsskapsbildningen samt styra mot avfallshierarkins mål om ökad återvinning.

### 3.4 Viktbaserad avfallstaxa och insamling av matavfall

**Den kommunala renhållningsskyldigheten innebär att kommunerna ansvarar för att hushållens avfall återvinns eller bortskaffas. Kommunerna spelar därmed en viktig roll för att nå ökade ambitionsnivåer på avfallsområdet och för att åstadkomma en mer cirkulär ekonomi. I detta avsnitt studeras hur två kommunala styrmedel – viktbaserad avfallstaxa och särskilda system för insamling av matavfall – påverkar olika avfallsströmmar. Resultaten indikerar att om målet med avfallspolitiken är att minska energiåtervinning och öka materialåtervinning och biologisk återvinning är särskild insamling av matavfall ett träffsäkert styrmedel. I detta avseende verkar inte den viktbaserade avfallstaxan prestera lika bra.**

#### INTRODUKTION

EU:s avfallsdirektiv ger i fallande ordning prioritet åt förebyggande, återanvändande, materialåtervinning inklusive biologisk återvinning, energiåtervinning och bortskaffande av avfall. I tidigare avsnitt har vi konstaterat att avfallhierarkin spelar en central roll i den cirkulära ekonomin. Huruvida målet är väl avvägt eller inte beror på de samhällsekonomiska nyttorna och kostnaderna förknippade med behandlingsalternativen (se avsnitt 2.1). I detta avsnitt tas prioriteringsordningen som given.

Den kommunala renhållningsskyldigheten innebär att kommunerna, med undantag för avfall som lyder under producentansvaret, ansvarar för att hushållens avfall återvinns eller bortskaffas. Genomslaget av den kommunala avfallspolitiken blir därmed central för att styra uppåt i avfallshierarkin. Syftet med detta avsnitt är att analysera två kommunala styrmedel; nämligen utformningen av avfallstaxan och särskilda system för insamling av matavfall. Mer specifikt studeras hur styrmedlen påverkar den totala mängden insamlat avfall liksom olika avfallsströmmar ämnade för materialåtervinning, biologisk återvinning och förbränning.

#### AVFALLSTAXAN OCH SÄRSKILDA SYSTEM FÖR INSAMLING AV MATAVFALL

Kommunerna har, med stöd av miljöbalken, rätt att ta ut en avgift för insamling, transport, återvinning och bortskaffande av avfall. Avgiften får inte överstiga kostnaden för planering, drift och kapital i samband med renhållningen (SFS 1998:808, 27 kap, 4§). De flesta kommuner använder ett volymbaserat avgiftssystem, vilket innebär att hushållen betalar för sopkärlens volym och hämtningsintervall (Avfall Sverige 2015b). Vissa kommuner använder istället en viktbaserad avgift, där hushållen betalar för varje kilo avfall de slänger. År 2014 hade 30 av Sveriges 290 kommuner en viktbaserad avfallstaxa. Kommunerna skiljer sig även åt när det gäller system för insamling av matavfall. Vissa kommuner har ingen insamling medan andra använder särskilda kärl eller påsar för matavfall. Antalet kommuner som använder sig av särskild insamling av matavfall har succesivt ökat från tidigt 1990-tal fram till idag. År 2014 hade 190 kommuner någon form av insamling av matavfall (Avfall Sverige 2015a). I vissa kommuner finns system för matavfallsinsamling för såväl villor och flerbostadshus som för storkök och restauranger. I andra kommuner finns särskild insamling endast för vissa segment av marknaden (Avfall Sverige 2015b). Kommunerna skiljer sig även åt huruvida matavfallsinsamling är obligatorisk eller frivillig och huruvida avfallstaxan är differentierad eller densamma för matavfall som för annat avfall. Därutöver finns variationer i tillgängligheten till fastighetsnära insamlingar av förpackningar och möjligheten att sortera ut material i flerfackskärl.



Hur en viktbaserad avfallstaxa och särskild insamling av matavfall påverkar olika avfallsströmmar beror på hushållens beslut. Hushållen är enligt lag skyldiga att sortera ut vissa typer av avfall, men eftersom detta sällan kontrolleras bygger återvinning till stor del på hushållens frivilliga utsortering (Hage m.fl. 2009). En teori för hur hushållen fattar sina beslut om avfall presenteras i nästa avsnitt.

## HUSHÅLLENS AVFALLSBESLUT

### Effekten av styrmedlen på materialåtervinning och energiåtervinning

För att förstå hur hushåll fattar sina avfallsbeslut kan vi göra följande tankeexperiment<sup>55</sup>: en person väljer mellan att lämna en restprodukt till materialåtervinning (inklusive biologisk återvinning) eller att slänga den i soptunnan (där avfallet går till energiåtervinning). Nyttan för individen av att lämna restprodukten till materialåtervinning kommer dels från den förbättrade miljö kvalitén som handlingen ger upphov till<sup>56</sup> och dels från den förbättrade självbilden av att agera som en moraliskt ansvarstagande person<sup>57</sup>. Vidare är materialåtervinning förknippad med en kostnad för individen i form av tid. För att förenkla analysen antas att nyttan med att slänga restprodukten i soptunnan är noll<sup>58</sup> och att kostnaden består av avgiften som kommunen tar ut för hushållsavfall och ett dåligt samvete av att inte återvinna. Individen väger sedan de två alternativen mot varandra och väljer det med högst netto nytta.

När kommunen har en volymbaserad avgift väljer individen sopkärlens storlek och hämtningsfrekvens i förväg. Då valen är gjorda kostar det inget extra att slänga restprodukten i soptunnan.<sup>59</sup> De ekonomiska incitamenten för att återvinna är alltså svaga, åtminstone på kort sikt. Om kommunen däremot har en viktbaserad avfallstaxa betalar individen för varje kilo som slängs, netto-onyttan av att slänga restprodukten i soporna blir högre och det är mer sannolikt att individen väljer att materialåtervinna.

På motsvarande sätt är biologisk återvinning förknippat med förhållandevis höga tidskostnader när särskild insamling av matavfall inte erbjuds, eftersom individen då måste hemkompostera.<sup>60</sup> Införandet av ett särskilt insamlingsystem minskar tidskostnaden, vilket ökar netto nyttan och sannolikheten för att individen väljer det alternativet.

Baserat på tankemodellen verkar styrmedlen leda i riktning mot ökad material- och biologisk återvinning. Det går dock att utveckla resonemanget genom att förändra antagandena om hushållens preferenser. Ett sådant antagande är att styrmedlet påverkar individens bild av sig själv som en ansvarstagande person (Thøgersen 2003 och Nyborg 2003). Å ena sidan kan ett styrmedel som syftar till att öka återvinningen signalera att återvinning är viktigt. Signalen kan stärka individens uppfattning om sig själv

---

<sup>55</sup> Resonemanget följer i grova drag den modell som presenteras av Hage m.fl. (2009).

<sup>56</sup> Enligt Hage m.fl. (2009) är det rimligt att anta att miljönyttan för individen är försumbar. Det är även möjligt att byta ut faktisk miljönytta mot den miljönytta som individen tror att handlingen ger upphov till.

<sup>57</sup> Istället för att förstärka sin självbild genom miljömedvetet beteende kan man tänka sig att individer har sociala preferenser (det vill säga individen fattar de beslut som hen tror är bäst för samhället).

<sup>58</sup> Det går även att tänka sig att individen upplever en nytta av att bli av med avfallet. Denna nytta är dock densamma vid återvinning och de två nyttorna tar ut varandra vid en jämförelse.

<sup>59</sup> Givet att det finns plats i tunnan.

<sup>60</sup> Tidskostnaden antas främst bestå av skötsel av komposten. Individer som upplever höga tidskostnader väljer förmodligen att inte ägna sig åt hemkompostering när det inte finns någon särskild insamling av matavfall.

som en ansvarstagande person när denne återvinner och sannolikheten för materialåtervinning ökar. Å andra sidan kan ett styrmedel underminera individens inre motivation att återvinna. Ett argument kan då vara att ekonomiska incitament ger större frihet att välja; individen kan helt enkelt vara villig att betala för att slippa återvinna och på så sätt få möjlighet att köpa sig fri från det dåliga samvetet (Gneezy och Rustichini 2000).

Ytterligare en utveckling av modellen kan vara att ta hänsyn till vanebeteende; hushåll kanske sopsorterar för att de alltid har gjort det och inte för att de aktivt väger olika alternativ mot varandra. Ofta kan ett sådant vanebeteende förklaras inom ramen för rationella val; individer återupprepar samma beslut för att valet fortsätter att vara det mest rationella, eller för att ett förändrat beteende är förknippat med transaktions- och sökkostnader vilket gör det mer kostsamt. Det går även att tänka sig att psykologiska ställningstaganden kan leda till persistens i individers val; en person som baserar sin självbild på tidigare handlingar tenderar att hålla fast vid sina beslut. Även om det finns persistens i valbeteende, kan det vara rimligt att anta i) att det i bakgrunden finns ett beslut som bygger på en avvägning mellan olika alternativ, eller ii) att jämvikten kan ändras om netto nyttan förknippad med de olika alternativen ändras tillräckligt mycket (Samuelson och Zeckhauser 1988).<sup>61</sup>

#### **Effekten av styrmedlen på illegal dumpning och uppkommet avfall**

Modellen kan utökas genom att ta hänsyn till fler avfallsalternativ. Det finns en risk att avfallsbeslutet inte bara står mellan att återvinna eller att slänga i soppåsen. Hushållen kan även välja att slänga avfallet i naturen eller elda upp det. Att välja ett sådant alternativ torde främst förhindras av dåligt samvete och individens självbild. Allt annat lika borde dock illegal bortskaffning bli mer attraktivt ju dyrare de andra avfallsmöjligheterna är. Den viktbaserade avfallstaxan ökar därmed incitamenten för illegal dumpning, medan särskilda system för insamling av matavfall inte väntas ha sådana effekter.

Vidare kan modellen backas ett steg för att studera hur hushållens inköpsbeslut och därmed uppkomsten av avfall påverkas av de olika styrmedlen. En viktbaserad avfallstaxa innebär att kostnaden för ytterligare ett kilo avfall ökar, vilket borde innebära att konsumenten köper färre produkter som genererar restavfall.<sup>62</sup> Särskild insamling av matavfall minskar däremot tidskostnaden för biologisk återvinning.<sup>63</sup> Särskild insamling av matavfall borde därmed på marginalen öka konsumenternas inköp av produkter som genererar avfall.

Det teoretiska ramverket indikerar hur incitamenten ändras till följd av styrmedlen, men säger inget om storleken på effekten vilket är en empirisk fråga.

---

<sup>61</sup> Modellen kan utvecklas genom att ta hänsyn till avfallsbeteende som bygger på sociala jämförelser.

<sup>62</sup> Antag att en individ väljer mellan att köpa två produkter: en produkt med mycket förpackningsemballage och en produkt med mindre emballage. Individens val kommer bland annat att bestämmas av relativpriset på de två produkterna. Om kostnaden för avfallet ökar kommer relativpriset att ändras till födel för varan med mindre emballage. Vikttaxan borde därmed ha en dämpande effekt på mängden uppkommet avfall.

<sup>63</sup> Antag två typer av individer: de som vid införandet av ett särskilt system för insamling av matavfall går från hemkompostering till central biologisk återvinning och de som går från att slänga matavfallet i soptunnan till att sortera matavfallet till central biologisk återvinning. För den första gruppen innebär styrmedlet att tidskostnaden för att hantera matavfall minskar. Kostnaden för att köpa in mer mat än vad konsumeras kommer att bli lägre. För den andra gruppen innebär styrmedlet att onyttan (dåliga samvetet) av att göra sig av med överflödigt avfall minskar. Insamling av matavfall ökar mängden uppkommet matavfall i båda fallen.

## TIDIGARE STUDIER

Det finns ett antal studier som undersöker hushållens avfallsbeteende samt effekten av olika styrmedel. Nedan lyfter vi fram de mest relevanta studierna på området.

### Hushållens avfallsbeteende

Bruvoll m.fl. (2002) noterar att hushåll ägnar både tid och energi på att sopsortera (i genomsnitt 185 timmar per ton avfall) och ställer därför frågan: varför sopsorterar de? Genom en hushållsundersökning till 1 132 norska hushåll finner de att 97 procent sopsorterar för att de vill bidra till en bättre miljö, 73 procent sopsorterar för att de vill se sig själva som ansvarstagande personer och 88 procent menar att de sopsorterar för att ”jag ska göra vad jag vill att andra ska göra”. Nyborg (2003) tolkar det senare svaret som att hushåll ser sopsortering som ett moraliskt ställningstagande som formas efter vad de anser är det bästa för samhället.

### Effekten av styrmedel på mängden avfall och återvinning

Ålander (2013), studerar effekten av en viktbaserad avfallstaxa på blandat hushållsavfall, och Hage m.fl. (2008) studerar effekten av taxan på insamlad plast. Båda studierna använder data över svenska kommuner. Ålander (2013) följer 20 kommuner som använt en viktbaserad avfallstaxa och 20 kommuner som använt volymbaserad 1992-2012. Hage m.fl. (2008) använder tvärsnittsdata från 282 svenska kommuner. Resultaten från studierna indikerar att den viktbaserade avfallstaxan leder till mindre blandat avfall och en ökad mängd insamlad plast. Ålander (2013) finner även att särskild insamling av matavfall leder till mindre blandat hushållsavfall. Hage m.fl. (2008) finner vidare att mängden insamlad plast i en kommun är positivt korrelerad med mängden insamlad plast i grannkommunen, samt att fastighetsnära insamling och antal återvinningsstationer per kvadratkilometer ökar återvinningsgraden.

Fördelen med de två studierna är att de baseras på många observationer och söker kontrollera för andra variabler som kan påverka utfallet. Det finns även ett antal svenska studier som baseras på färre observationer eller som inte kontrollerar för andra faktorer. I huvudsak kommer de dock fram till liknande slutsatser.<sup>64</sup>

En studie som tar ett helhetsgrepp på effekterna av avfallstaxan är Dijkgraaf och Gradus (2004) som studerar hur olika prissystem påverkar total mängd, icke-utsorterat, komposterbart och återvinningsbart insamlat avfall i nederländska kommuner. De prissystem som undersöks är en fast avgift eller ett enhetsbaserat system (där priset är baserat på volym, frekvens, påse eller vikt). Resultatet indikerar även här att det viktbaserade avfallssystemet leder till mindre total mängd avfall med en minskning av både icke-utsorterat och komposterbart avfall, samtidigt som avfall som sorterats ut för återvinning ökar i förhållande till en fast avgift.<sup>65</sup>

### Effekten av styrmedel på illegalt avfall

En önskad sideeffekt av viktbaserad avfallstaxa är illegal dumpning. Illegalt beteende är ofta svårt att mäta och därför sällan studerat. Ett undantag är Fullerton och Kin-

---

<sup>64</sup> Se till exempel Dahlén m.fl. (2009) och Dahlén m.fl. (2007).

<sup>65</sup> Effekten på insamlat komposterbart avfall skulle kunna förklaras med ökad hemkompostering.

naman (1996) som studerar effekten av illegal dumpning vid införandet av ett nytt prissystem i Charlottesville i Virginia, USA. Staden gick från ett system där avfallshanteringen finansierades via fastighetsskatten till ett system där hushållen betalar per soppåse. För att mäta illegal dumpning används en enkätmetod där hushållen indikerar om de på grund av det nya systemet: i) inte har försökt minska mängden hushållsavfall ii) ökat återvinningen iii) ökat komposteringen iv) efterfrågat färre förpackningar i affären eller v) använt sig av ”andra sätt” att minska mängden sopor. Författarna menar att eftersom de fyra första sätten uttömmar alla legala alternativ kan det sista alternativet vara en indikator på illegal dumpning. Författarna använder även ett mått som bygger på att hushåll vars avfall efter det nya systemets införande minskat till noll ägnar sig åt illegala avfallsmetoder. De kommer fram till att 28-43 procent av avfallsminskningen kom till stånd via en ökning av illegalt bortskaffande av avfall, exempelvis uppbränning, nedskräpning och användandet av kommersiella containrar. Det kan dock ifrågasättas om ”andra sätt” och ”noll-avfall” kan översättas med illegal dumpning. Systemet med att betala per påse skiljer sig från ett system där man betalar per kilo, men det säger ändå något om oönskade sidoeffekter som kan uppkomma när man betalar för varje volymenhet som slängs. Vi har inte kunnat hitta någon kvantitativ studie av illegal sophantering i Sverige.

#### **Effekten av styrmedel på normer kring avfall**

Som beskrivits kan styrmedel påverka individers nytta av återvinning. Detta undersöks av Thøgersen (2003), som tillfrågar ett slumpmässigt urval av hushåll om deras tankar kring återvinning. Hushållens normer undersöks genom att de får ta ställning till påståenden som ”jag tycker att jag borde leverera mina tidningar till återvinning” och ”jag får dåligt samvete om jag inte levererar tidningar till återvinning”. Hushållens upplevda självduglighet undersöks genom att ställa frågor som ”tycker du att det är lätt eller svårt att leverera tidningar till återvinning” och ”tycker du att det är hanterbart eller inte hanterbart att leverera tidningar till återvinning”. Vissa av hushållen var baserade i kommuner med en viktbaserad avfallstaxa och andra i kommuner med en fast avfallstaxa. Författaren kom fram till att en viktbaserad avfallstaxa inte undergräver den egna moralen utan snarare stärker individens uppfattning om att återvinning är något som bör göras. Dessutom verkar den viktbaserade taxan öka individens tro på sig själv vad gäller förmågan att återvinna.

#### **Effekten av styrmedel på kostnader**

För att få en helhetsbild är det också viktigt att veta hur styrmedlen påverkar kommunernas kostnader för avfallshantering. Dijkgraaf och Gradus (2015) studerar hur kommuners totala avfallskostnader och kostnad per kilo avfall påverkas av olika prissystem. Återigen använder författarna sig av nederländska kommuner och finner att en viktbaserad avgift (jämfört med en fast avgift) minskar kommunens totala kostnader. Kostnadsminskningen verkar dock främst bero på att mängden avfall minskar eftersom kostnaden per kilo avfall ökar i kommuner med viktbaserad avfallstaxa.

Merkostnaden för utrustningen som krävs för en viktbaserad avfallstaxa uppgår till 60-70 kronor per abonnent och år (Avfall Sverige 2009). Siffran kan jämföras med den genomsnittliga avfallsavgiften på 2 049 kronor per år för villahushåll och 1 309 kronor per år för lägenhetshushåll (Avfall Sverige 2015b). Avfall Sverige (2009) betonar dock att skillnaden i kommuners kostnader före och efter införandet av viktbaserad avfallstaxa bland annat beror på taxans styrande effekt på hushållens avfallsbeteende.

## Denna studies bidrag

Tidigare studier från Sverige har främst studerat effekten av styrmedlen på mängden insamlad plast och blandat kärll- och säckavfall. Vi kompletterar dessa genom att analysera hur avfallstaxan och särskild insamling av matavfall påverkar andra avfallsströmmar; nämligen mängden insamlat hushållsavfall ämnat för materialåtervinning, matavfall ämnat för biologisk återvinning och kärll- och säckavfall ämnat för förbränning. Denna uppdelning gör det möjligt att öka förståelsen av hur styrmedlen påverkar olika avfallsmängder i förhållande till avfallshierarkins mål. För att förstå de underliggande mekanismerna studerar vi även hur styrmedlen påverkar insamlade avfallsmängder (kärll- och säckavfall, grovavfall, förpacknings- och tidningsavfall samt farligt avfall). Genom att studera avfallströmmarna som sammanhållna system kan vi få en uppfattning om varifrån avfallet kommer eller tar vägen om ett styrmedel gör att en viss avfallskategori minskar eller ökar. Vidare använder vi paneldata vilket gör det möjligt att studera förändringar över tid.

## DATA

I analysen används data från Avfall Sverige, Kolada och Statistiska centralbyrån (SCB). Avfall Sverige är en intresse- och branschorganisation inom avfallshantering. Organisationen sammanställer avfallsrelaterad data som rapporteras in av kommuner, kommunala bolag och avfallsanläggningar via organisationens webplattform, Avfall Web. Kolada är en databas som innehåller nyckeltal gällande kommuners och landstings verksamheter, främst baserad på siffror från SCB. Datamaterialet sammanställs till en panel bestående av Sveriges kommuner 2007-2014. Kommuner som bedriver avfallsverksamhet i gemensam regi, och därför samrapporterar, är borttagna eftersom de huvudsakliga policyvariablerna varierar mellan kommunerna inom varje samarbete. Dessutom varierar de inkluderade kommunerna i de olika samarbetena mellan åren.<sup>66</sup>

Det finns åtminstone två sätt att kategorisera hushållsavfall; efter hur det samlas in och efter hur det avses att behandlas. Den totala mängden insamlat avfall kan delas in i följande kategorier: kärll- och säckavfall, grovavfall, förpacknings- och tidningsavfall, samt farligt avfall. Vidare kan det behandlade avfallet delas in i kategorierna: avfall ämnat för biologisk behandling, materialåtervinning, förbränning och deponering. I datamaterialet återfinns samtliga kategorier av det insamlade avfallet, samt vissa delar av det behandlade avfallet; nämligen matavfall avsett för biologisk behandling, kärll- och säckavfall avsett för förbränning och avfall avsett för materialåtervinning. Datan beskriver hur avfallet är ämnat att behandlas, inte hur det faktiskt behandlas. Det är exempelvis möjligt att en fraktion med matavfall är avsedd att behandlas biologiskt, men att fraktionen på grund av felsorteringar måste gå till energiåtervinning. I tabell 7 presenteras deskriptiv statistik av variablerna som används i analysen och i fakta 6 ges en beskrivning av de olika avfallskategorierna.

---

<sup>66</sup> Detta gäller AÖS Avfallshantering Östra Skaraborg (Falköping, Hjo, Karlsborg, Skövde, Tibro, Töreboda, Skara), Gästrikre Återvinnare (Gävle, Hofors, Ockelbo, Sandviken, Älvkarleby), KSRR (Kalmar, Mörbylånga, Nybro, Oskarshamn, Torsås), Västra Mälardalens kommunalförbund (Köping, Arboga, Kungsör, Surahammar) Motala/Vadstena renhållningsnämnd (Motala, Vadstena), Södertälje inkl. Nykvarn, Landskrona-Svalövs Renhållnings AB (Landskrona, Svalöv). En bortfallsanalys presenteras i Konjunkturinstitutet (2016c).

**Tabell 7 Deskriptiv statistik**

Variabel	Obs.	Medelvärde	Standard- avvikelse	Min	Max
<b>Insamlat hushållsavfall (kg/just. inv)</b>					
Total mängd hushållsavfall	1364	502,4	118,2	148,9	1016,0
Kärl- och säckavfall	1638	218,6	44,3	23,0	454,0
Grovavfall	1531	179,6	100,3	1,8	686,0
Förpacknings- och tidningsavfall	1554	75,2	21,9	0,0*	201,0
Farligt avfall	1492	25,2	8,3	0,0*	64,8
<b>Behandlat hushållsavfall (kg/just. inv)</b>					
Matavfall till biologisk behandling	879	32,4	28,9	0,0	121,0
Kärl- och säckavfall till förbränning	1602	198,7	56,9	25,0	454,0
Materialåtervinning	847	125,2	30,5	54,0	333,0
Övrig behandling	662	177,9	88,0	9,3	566,6
<b>Policyvariabler</b>					
Viktbaserad avfallstaxa (dummy) <sup>67</sup>	2111	0,1	0,3	0,0	1,0
System för insamling av matavfall (dummy)	1887	0,5	0,5	0,0	1,0
<b>Bakgrundsvariabler</b>					
Invånare	1954	34661,1	70357,9	2421,0	911989,0
Andel en- och tvåbostadshus	1515	0,6	0,2	0,0	1,0
Antal fritidshus	1532	1884,2	2454,9	0,0	25407,0
Medelinkomst (tKr)	2096	247,6	35,8	189,8	520,1
Arbetslöshet (%)	2096	6,3	2,5	1,1	17,2
Ålder	2096	43,0	2,6	36,1	49,4
Utbildning	2096	30,6	9,7	16,4	73,9
Mp (%)	2096	4,4	2,5	0,1	16,6

Anm. Extremobservationer är borttagna med algoritmen Bacon i Stata. Justerat invånarantal är framtaget av Avfall Sverige och används för att korrigera för personer, förutom de egna kommuninvånarna, som bidrar till avfall och är ett mått som baseras på antalet fritidshus, arbetsplatspendling och gästnätter. \* Vi har gjort känslighetsanalyser där nollorna plockats bort.

Källor: Avfall Sverige, Kolada, SCB.

Som framgår i tabell 7 var den genomsnittliga mängden insamlat hushållsavfall i urvalet ca 500 kilo per person, varav ca 220 kilo utgjordes av kärl- och säckavfall, 180 kilo av grovavfall, 75 kilo av förpacknings- och tidningsavfall och 25 kilo av farligt avfall. Med utgångspunkt i hur avfallet var ämnat att behandlas bestod ca 30 kilo av matavfall avsett för biologisk behandling, 200 kilo bestod av kärl- och säckavfall avsett för förbränning, 125 kilo bestod av avfall avsett för materialåtervinning och 180 kilo bestod av avfall avsett för övrig behandling. Storheterna summerar i huvudsak.<sup>68</sup>

Den viktbaserade avfallstaxan förekom i ca 10 procent av fallen och särskild insamling av matavfall i ca hälften av fallen. Bakgrundsvariabler som används i analysen är: anta-

<sup>67</sup> Dummy-variabeln antar värdet ett om kommunen har ett viktbaserat avgiftssystem och noll annars.

<sup>68</sup> Att de inte summerar fullt ut beror dels på att antalet observationer skiljer sig åt mellan de olika variablerna på grund av partiella bortfall, dels på att det finns vissa felkällor i datamaterialet. En diskussion om dessa felkällor samt dess påverkan på resultatet presenteras i Konjunkturinstitutet (2016c) och sammanfattas i ett kommande stycke.

let invånare i kommunen, andel hushåll i en- och tvåbostadshus<sup>69</sup>, och antal fritidhus, medelinkomst, arbetslöshet, medelålder, utbildning<sup>70</sup> och röster på miljöpartiet i procent i senaste kommunalval. Den sistnämnda variabeln används som proxy för starka miljöpreferenser, detta har även gjorts i andra studier (se Hage och Söderholm 2008).

## Fakta 6 Insamlat och behandlat avfall

### Insamlat avfall

*Kärl- och säckavfall* består av både brännbart hushållsavfall och matavfall som samlas in av kommunen.<sup>71</sup>

*Grovavfall* består av till exempel trädgårdsavfall, utsorterat trä, wellpapp och metallskrot. Avfallet samlas främst in vid återvinningscentraler, men insamlingen kan också ske fastighetsnära i exempelvis grovsoprum eller containrar.

*Förpacknings- och tidningsavfall* inkluderar tidningar och förpackningar av papper, plast, glas och metall som samlas in och som omfattas av producentansvaret.

*Farligt avfall* inkluderar det farliga avfallet från hushållen som kommunerna ansvarar för, samt el-avfall och batterier.

### Behandlat avfall

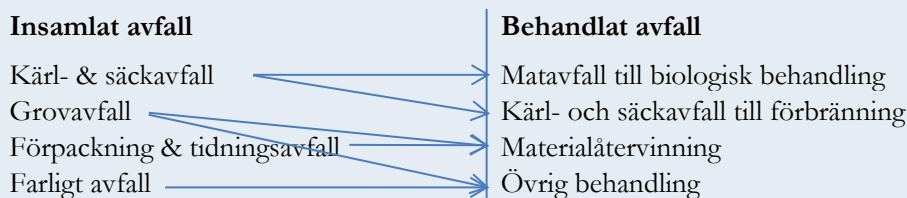
*Matavfall till biologisk behandling* består av matavfall som behandlas via central rötning, central kompostering och hemkompostering. Här ingår även matavfall som via matavfallskvarnar går till avloppsledningsnätet.

*Kärl- och säckavfall till förbränning* (för energiutvinning) består av utsorterat brännbart avfall för kommuner som har separat insamling av matavfall och blandat avfall från kommuner som inte har det.

*Materialåtervinning* innefattar både det material som samlas in via producentansvaret och annat material som samlas in via återvinningscentralerna (som exempelvis wellpapp och metallskrot).

*Övrig behandling* är en variabel som vi räknat fram genom att subtrahera de tre ovan nämnda behandlingskategorierna från den totala mängden insamlat hushållsavfall. Det kan till exempel vara avfall som går till deponering, eller grovavfall som går till förbränning eller biologisk behandling.

Hur avfallsmängderna förhåller sig till varandra är inte helt enkelt att utröna. Inför den kommande analysen bör läsaren ha med sig följande samband:



<sup>69</sup> Beräknat som antal hushåll i en- och tvåbostadshus/(antal hushåll i en- och tvåbostadshus+antal hushåll i flerbostadshus).

<sup>70</sup> Beräknat som andel (%) invånare i åldern 25-64 år med eftergymnasial utbildning.

<sup>71</sup> Här ingår även liknande avfall som samlas in via andra insamlingsystem. Uppgifterna gäller både hushållsavfall och annat jämförbart material från restauranger.

## METOD

När man vill utvärdera effekten av något, landar man i frågan: vad hade hänt om inte...? Hur mycket avfall hade kommuninvånarna i en viss kommun genererat om de inte hade betalat en viktbaserad avfallstaxa? För att söka svaret krävs en kontrollgrupp, i det här fallet invånarna i kommuner som inte har en viktbaserad avfallstaxa. I ideal-fallet, ur utvärderingssynpunkt, hade kommunerna med viktbaserad avfallstaxa varit identiska med kommuner som inte har det. Om det finns en systematisk skillnad mellan kommunerna med viktbaserad respektive volymbaserad avfallstaxa, finns risken att skillnaden i avfallsmängd beror på att kommunerna är olika i andra avseenden än tariff-sättningen (till exempel har olika medelinkomst). För att kontrollera för variation i avfallsmängd som beror på andra faktorer än utformningen av avfallstaxan inkluderas de bakgrundsvariabler som presenteras i tabell 7 i en regressionsanalys. Kommunerna skiljer sig dock åt även i dimensioner som vi inte kan mäta eller observera. Genom att följa samma kommuner över tid är det möjligt att kontrollera för sådana icke-observerbara skillnader, så länge dessa skillnader är konstanta över tid. Detta görs genom att använda en så kallad fixa-effekter-regressionsestimator.<sup>72</sup>

Baserat på ovanstående teori förväntas den viktbaserade avfallstaxan minska mängden kärll- och säckavfall ämnat för energiåtervinning, öka mängden avfall ämnat för materialåtervinning och minska totala mängden hushållsavfall. Vidare förväntas särskild insamling av matavfall öka mängden avfall ämnat för biologisk behandling, minska mängden kärll- och säckavfall ämnat för energiåtervinning och öka totala mängden hushållsavfall. Det är troligt att avfallsmängderna även varierar mellan kommunerna beroende på invånarnas inkomst, utbildning, arbetslöshet, medelålder samt fördelningen mellan antal hushåll i en- och tvåbostadshus, flerbostadshus och fritidhus.

## MODELLER, RESULTAT OCH DISKUSSION

Nedan undersöks hur olika avfallsmängder påverkas av en viktbaserad avfallstaxa (vikt) och ett särskilt system för insamling av matavfall (mat). Eftersom det kan dröja från att ett styrmedel implementeras till dess att det får full effekt, studeras effekten av att styrmedlen implementeras samt effekten av att styrmedlen varit på plats i ett år, två år och fler än tre år.<sup>73,74</sup> Vi fokuserar analysen på avfallsmängder kategoriserade efter hur de är ämnade att behandlas, resultaten presenteras i tabell 8.<sup>75</sup> För att få en djupare förståelse om de underliggande mekanismerna studeras även avfallsmängder indelade efter hur de samlas in, dessa resultat presenteras i tabell 18 i appendix.

Resultaten i tabell 18 indikerar att den viktbaserade avfallstaxan minskar mängden insamlat kärll- och säckavfall. Detta är i linje med Ålander (2013) som finner att vikt-

---

<sup>72</sup> De ekonometriska modellerna som används för att studera effekterna av olika typer av styrmedel följer modellen:  $Y_{i,t} = \beta_1 S_{i,t} + \beta_2 B_{i,t} + c_i + d_t + \varepsilon_{i,t}$ . Där Y är utfallsvariabeln för kommun i under period t, S är olika styrmedel, B är en vektor av bakgrundsvariabler, c är tidsinvarianta kommunspezifika effekter, d är tidsspezifika effekter och  $\varepsilon$  är en (normalfördelad) slumpterm.

<sup>73</sup> En fördröjd effekt skulle exempelvis kunna uppstå om styrmedlet till en början endast omfattar vissa bostadsområden, eller om det tar tid för hushållen att ställa om sitt beteende till nya förutsättningar.

<sup>74</sup> Den generella modellen kan då skrivas som  $Y_{i,t} = \beta_{11} \text{Vikt impl}_{i,t} + \beta_{12} \text{Vikt 1 år}_{i,t} + \beta_{13} \text{Vikt 2 år}_{i,t} + \beta_{14} \text{Vikt 3 år}_{i,t} + \dots + \varepsilon_{i,t}$ . Där Vikt impl. är lika med ett det året viktstaxan implementeras. Vikt 1 år, Vikt 2 år och Vikt 3 år är lika med ett om viktstaxan varit på plats i ett år respektive två år och fler än tre år. Motsvarande gäller för Mat. Detta innebär exempelvis att  $\beta_{12}$  tolkas som effekten av att den viktbaserade avfallstaxan varit på plats i ett år, jämfört med att den viktbaserade avfallstaxan inte alls har varit på plats.

<sup>75</sup> Resultaten blir kvalitativt desamma om den viktbaserade avfallstaxan och särskild insamling av matavfall mäts med en dummy-variabel var.



taxan minskar mängden blandat avfall. Resultaten i tabell 8 visar dock att det bara är effekten på matavfall avsett för biologisk behandling som är statistiskt signifikant, medan effekten på mängden kärll- och säckavfall till förbränning är insignifikant. Effekten av den viktbaserade avfallstaxan på matavfall skulle kunna förklaras med att taxan kan leda till att hushållen planerar sin matkonsumtion bättre och att mindre inköpt mat kastas.

**Tabell 8 Effekter av styrmedlen på avfallsmängder efter hur de avses att behandlas**

Enhet: kg/ just. inv.

	Hushållsavfall (totalt)	Kärll- och säckavfall till förbränning	Mat till biologisk behandling	Materialåtervinning	Övrig behandling
Vikt impl.	-12.15 (-0.46)	-3,38 (-0,33)	-11,06* (-1,95)	-1,02 (-0,14)	3,30 (0,15)
Vikt 1 år	6.901 (0.19)	-2,50 (-0,18)	-15,75** (-2,05)	12,87 (0,93)	12,29 (0,39)
Vikt 2 år	12.83 (0.29)	-8,03 (-0,44)	-17,74* (-1,88)	0,25 (0,02)	38,35 (0,95)
Vikt 3 år	15.84 (0.33)	-16,54 (-0,89)	-18,30* (-1,71)	2,89 (0,16)	47,79 (1,10)
Mat impl.	-11.10 (-0.45)	-18,06** (-2,27)	11,35 (1,62)	6,23 (1,44)	-10,62 (-0,48)
Mat 1 år	28.07 (1.23)	-27,14** (-3,34)	16,28** (2,40)	18,86** (2,16)	20,07 (0,86)
Mat 2 år	7.790 (0.32)	-38,49** (-4,29)	21,53** (3,10)	24,78** (2,11)	-0,03 (-0,00)
Mat 3 år	3.920 (0.16)	-40,34** (-3,74)	25,15** (3,19)	49,39** (3,91)	-30,28 (-1,17)
Bakgrunds-variabler	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Observationer	563	563	563	563	563

Anm. t-statistikor i parentes. \*  $p < 0,10$ ; \*\*  $p < 0,05$ . Endast data för 2011-2014 används eftersom det finns få observationer på avfallströmmarna tidigare år. Standardavvikelseerna är klustrade på kommunnivå.

Källa: Egna beräkningar.

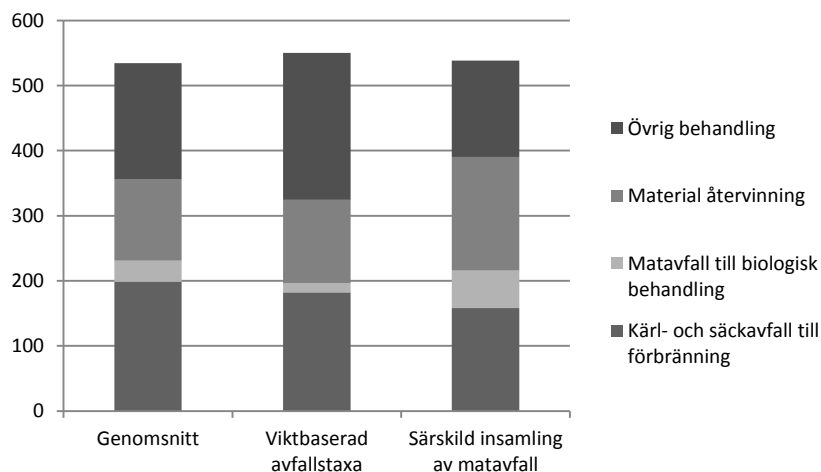
Vidare har viktstaxan inte någon signifikant effekt på den totala mängden avfall ämnat för materialåtervinning. Avfall ämnat för materialåtervinning inkluderar både insamlat förpacknings- och tidningsavfall och avfall ämnat för materialåtervinning som samlas in via återvinningscentralerna. Tidigare studier (Hage m.fl. 2008) har funnit att viktstaxan ökar mängden utsorterad plast. I appendix finner även vi att viktstaxan ökar mängden insamlat förpacknings- och tidningsavfall, däremot syns ingen effekt på insamlad mängd grovavfall. Viktstaxan verkar alltså ha en positiv effekt på vissa avfallströmmar ämnade för materialåtervinning, men effekten förefaller inte vara tillräckligt stor för att påverka den totala mängden avfall ämnat för materialåtervinning.

Resultaten i tabell 8 tyder på att systemet för insamling av matavfall ökar mängden matavfall ämnat för biologisk behandling, minskar mängden kärll- och säckavfall ämnat för förbränning och ökar mängden avfall avsett för materialåtervinning.

Att system för insamling av matavfall ökar mängden avfall avsett för materialåtervinning är anmärkningsvärt; den logiska omfördelningen borde vara den från kärll- och säckavfall för förbränning till matavfall för biologisk behandling. En tänkbar förklaring kan vara att när kommuner inför särskilda system för insamling av matavfall signalerar det att sopsortering är önskvärt. Informationssignalen kan uppfattas som att sopsortering i en vidare bemärkelse är viktigt. Om man tänker sig att hushåll, i enlighet med Nyborg (2003), fattar sina avfallsbeslut efter vad de anser ökar samhällets totala välfärd, skulle den särskilda insamlingen av matavfall kunna påverka individens uppfattning om vad som är bra ur samhällets perspektiv. När så sker förändras även hushållens avfallsbeteende – i det här fallet i riktning mot ökad sopsortering. Det kan även vara så att individer har en önskan att agera i enlighet med sin självbild, som i sin tur baseras på individens tidigare handlingar. Om insamling av matavfall stärker individens uppfattning om sig själv som en miljömässigt ansvarstagande person kan individen vilja handla enligt detta även på andra områden (exempelvis genom att sopsortera andra avfallsslag). En annan förklaring kan vara att system för särskild insamling av matavfall samvarierar med annan avfallspolitik som vi inte har kunnat kontrollera för, som exempelvis informationsinsatser.<sup>76</sup> Vi finner att ökningen av avfall ämnat för materialåtervinning verkar uppstå genom en ökning av både insamlade mängder förpacknings- och tidningsavfall och insamlade mängder grovavfall (se appendix).

Figur 16 illustrerar genomsnittlig effekt av styrmedlen på avfallsmängderna. Figuren ska ses som ett illustrativt räkneexempel. Den första stapeln visar genomsnittliga avfallsmängder för hela urvalet och motsvarar de siffror som presenteras i tabell 7. Den andra stapeln erhålls genom att addera koefficienten för ”Vikt 3 år” (effekten av att den viktbaserade avfallstaxan har varit på plats i 3 år eller mer, jämför med att viktstaxan inte varit på plats) från tabell 8 till de genomsnittliga avfallsmängderna. Den tredje stapeln är beräknad på motsvarande sätt.

**Figur 16 Effekter av styrmedlen på avfallsmängder efter hur de avses att behandlas**  
Kg/ just. inv.



Källa: Egna beräkningar.

<sup>76</sup> I Konjunkturinstitutet (2016c) ser vi dock att det kvalitativa resultatet inte ändras om hänsyn tas till förekomsten av hemsortering i flerfackskärl och antalet återvinningscentraler.

## KÄNSLIGHETSANALYSER

Alternativa modeller har skattats för att minska risken för att ekonometriska vägval påverkar resultaten. En utförlig beskrivning av känslighetsanalyserna presenteras i Konjunkturinstitutet (2016c). Resultaten från känslighetsanalysen indikerar att resultaten i tabell 8 står sig även om färre extrema observationer används i analysen, om hänsyn tas till fler policy variabler (antal återvinningscentraler och tillgång till hemsortering i flerfackskärl) och om hänsyn tas till vissa urvalsproblem.

## SAMMANFATTNING

I tabell 9 sammanfattas resultaten. Det första steget i avfallshierarkin är att förebygga avfall. Inget av styrmedlen har en tydlig effekt på total mängd insamlat hushållsavfall. Vidare prioriterar hierarkin materialåtervinning och biologisk återvinning framför energiåtervinning. System för särskild insamling av matavfall minskar entydigt mängden kärll- och säckavfall ämnat för förbränning (energiåtervinning) och ökar samtidigt mängden matavfall ämnat för biologisk återvinning och mängden avfall ämnat för materialåtervinning. Den viktbaseade avfallstaxan har ingen signifikant effekt på vare sig kärll- och säckavfall till förbränning eller den totala mängden avfall ämnat för materialåtervinning. Däremot verkar viktstaxan minska mängden matavfall till biologisk behandling och öka mängden insamlat förpacknings- och tidningsavfall.

Tabell 9 Sammanfattning av resultat

	Vikt	Mat
<b>Hushållsavfall</b>		
Totalt hushållsavfall	0	0
Kärll- och säckavfall till förbränning	0	-
Mat till biologisk behandling	-	+
Materialåtervinning	0	+
Övrig behandling	0	0

Anm. "0" ingen signifikant effekt, "-" negativ signifikant effekt och "+" positiv signifikant effekt

Avfallshierarkins många mål gör att flera styrmedel kan behövas. I kapitel 1 diskuteras att en kostnadseffektiv avfallspolitik bör bygga på en kombination av styrmedel som ger upphov till en outputeffekt (minska avfallet) och substitutionseffekt (energiåtervinning substitueras mot materialåtervinning). Möjligen skulle viktbasead avfallstaxa och system för insamling av matavfall kunna vara en sådan kombination. Att analysera interaktionen mellan dessa styrmedel ligger dock utanför ramen för denna studie.

Vi kan konstatera att om målet är att minska energiåtervinning och öka materialåtervinning och biologisk återvinning verkar särskild insamling av matavfall vara ett träffsäkert styrmedel. I detta avseende verkar viktstaxan inte prestera lika bra. Skillnaden i den omfördelade effekten mellan styrmedlen kan tyckas förvånande. På ett sätt kan styrmedlen ses som två sidor av samma mynt – där den viktbaseade avfallstaxan innebär en form av skatt eller sanktion på osorterat avfall, medan insamling av matavfall kan ses som en subvention för sorterat avfall. Skillnaden skulle kunna förklaras med att insamling av matavfall har ett starkare signalvärde om vad som anses vara ett miljömässigt ansvarsfullt beteende, samt att sopsortering har en självförstärkande effekt. Detta skulle kunna förklara varför insamling av matavfall påverkar mängden avfall ämnat för materialåtervinning, trots att subventionen endast berör matavfall.

Vi studerar huruvida vikttaxan har effekt på avfallsströmmarna och inte om och hur storleken på taxan påverkar. Exempelvis skulle ökad differentiering mellan den viktbaserade avgiften på kärll- och säckavfall och den viktbaserade avgiften på matavfall kunna leda till en ökad omfördelning. Detta lämnas till framtida studier. Vidare studerar vi effekten av hur avfallet är ämnat att behandlas, inte hur det faktiskt behandlas. Detta eftersom vi inte har tillgång till data över faktisk behandling på kommunnivå. Framtida studier bör titta vidare på detta. Eftersom särskild insamling av matavfall bygger på en intervention som innebär ett förenklat sorterande borde inte systemet leda till ett beteende som medvetet ökar mängden felsorterat avfall eller illegal dumpning. Det finns en större risk att en viktbaserad avfallstaxa skapar sådana incitament.

I avsnitt 3.2 diskuteras ett återinförande av avfallsförbränningsskatten. Hur verkningsfull en sådan skatt blir beror bland annat på om kommunerna kan skapa incitament för hushållen att minska mängden uppkommet avfall och öka sopsorteringen. Våra resultat tyder på att kommunerna kan påverka hushållens avfallsbeteende.

I detta avsnitt studeras effekterna av styrmedlen på avfallströmmar. Att styrmedel har effekt betyder inte att de är kostnadseffektiva. Ekonomiska styrmedel är generellt kostnadseffektiva; aktörer vidtar åtgärder till dess att marginalkostnaden för att vidta en åtgärd är lika stor som marginalkostnaden för att inte göra det. Enligt tidigare resonerat kan en viktbaserad avfallstaxa ses som en skatt på att inte sopsortera och särskild insamling av matavfall kan ses som en subvention för sopsortering. Man skulle därmed kunna argumentera för att de två styrmedlen är kostnadseffektiva, i den mening att de leder till att alla hushåll sorterar fram till den punkt där hushållens marginalkostnad för sortering är lika stor som marginalkostnaden för att inte göra det.<sup>77</sup>

#### Avsnittet i korthet

- I avsnittet studeras effekten av två kommunal styrmedel, viktbaserad avfallstaxa och särskilda system för insamling av matavfall, på avfallsströmmarna.
- Teorin indikerar att om effekten av styrmedlen på hushållens preferenser är begränsad, kommer den viktbaserade avfallstaxan leda till ökad materialåtervinning, minskad energiåtervinning, minskad mängd uppkommet avfall och ökad illegal dumpning. Vidare kommer särskild insamling av matavfall leda till ökad biologisk återvinning, minskad energiåtervinning och ökad mängd uppkommet avfall.
- Tidigare empiriska studier visar resultat i enlighet med teorin. I Sverige har i huvudsak effekten av vikttaxan på några få avfallsströmmar studerats. Få studier är gjorda på särskilda system för insamling av matavfall.
- Våra resultat tyder på att den viktbaserade avfallstaxan minskar mängden matavfall för biologisk behandling och ökar mängden insamlat förpacknings- och tidningsavfall. Däremot syns inga statistiskt signifikanta effekter av vikttaxan på kärll- och säckavfall för förbränning eller den totala mängden avfall för materialåtervinning.
- Resultaten indikerar att särskild insamling av matavfall leder till minskad mängd kärll- och säckavfall för energiåtervinning, ökad mängd avfall för materialåtervinning och ökad mängd matavfall för biologisk återvinning.

---

<sup>77</sup> Under antagande att marginalkostnaden för sopsortering är tilltagande.

### 3.5 Styrning av utvinning av naturgrus samt mineraler

**I det här avsnittet analyseras styrmedel för att styra utvinning eller användning av vissa naturresurser. Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv är problemet inte användningen av en icke-förnybar naturresurs; problem är de marknadsmisslyckanden som föreligger vid utvinning eller användning. Styrmedel för att påverka utvinning eller användning bör därför föregås av en identifiering av vilket marknadsmisslyckande styrmedlet är tänkt att avhjälpa. Analysen visar att om miljöbalkens regler tillämpas har beskattning av naturgrus ingen ytterligare miljöstyrande effekt. Ska skatten kvarstå behöver den motiveras på annat sätt. När det gäller gruvverksamhet kan kraven att upprätta en avfallshanteringsplan och att ställa ekonomisk säkerhet vara ett sätt att få gruvbolagen att beakta risken för kostsamma konsekvenser av gruvavfall. Det finns dock utrymme att förbättra styrningens träffsäkerhet.**

#### **CIRKULÄR EKONOMI OCH ICKE-FÖRNYBARA NATURRESURSER**

I debatten om cirkulär ekonomi framställs användning av icke-förnybara naturresurser som ett problem. Det vanliga argumentet är att resursen kommer att ta slut om åtgärder inte vidtas för att minska användningen.<sup>78</sup> Som beskrivits i kapitel 1 är det inte naturresursernas knapphet som utgör problemet, utan de marknadsmisslyckanden som orsakar överutnyttjande eller negativa miljö- och hälsoeffekter. Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv är alla resurser knappa och det är knappheten som ger resursen dess värde. I takt med att alltmer av en icke-förnybar resurs utvinns, ökar dess knapphet och värde. När värdet ökar kommer återvinning av resursen samt alternativa resurser bli alltmer intressanta. Om priset på resursen speglar dess rätta värde utgör användningen av en icke-förnybar naturresurs inget problem. Det kan däremot finnas marknadsmisslyckanden som leder till att marknadspriserna inte avspeglar resursernas värde. Ett sådant marknadsmisslyckande kan vara avsaknad av väldefinierade äganderätter, vilket kan orsaka överexploatering. Andra marknadsmisslyckanden kan vara externa effekter som uppkommer vid utvinning eller användning, exempelvis när utvinningen skadar en viktig ekosystemfunktion, som filtrering och rening av grundvattnet, eller när utvinningen genererar avfall som förorenar mark- eller vattenområden.

#### **UTVINNING AV NATURGRUS**

##### **Bakgrund**

Naturgrus är en icke-förnybar naturresurs som sedan 1996 omfattas av en naturgrus-skatt. I regeringens vårandringsbudget för 2015 höjdes skatten för att ”åstadkomma bättre hushållning med naturgruset och påskynda utvecklingen mot alternativa material” (Prop. 2014/15:99). Formuleringen speglar föreställningen att utvinning av naturgrus behöver beskattas för att det är en icke-förnybar naturresurs. Naturgrus används i första hand för tillverkning av ballastmaterial<sup>79</sup>, exempelvis betongballast. Naturgrusformationer, som rullstensåsar och deltan, har höga natur- och kulturvärden. I stora delar av Sverige har sand- och grusavlagringar stor betydelse som vattenreningsfilter och grundvattenmagasin. Vid grustäktverksamhet tas det naturliga skyddsskiktet i

---

<sup>78</sup> I debattartikeln ”Cirkulär ekonomi bra för både jobben och för miljön” av Rockström m.fl. (2015) nämns överutnyttjande av naturresurser som ett av de största problemen och skatteväxling föreslås där skatt på arbete växlas mot högre skatter på överutnyttjande av naturen.

<sup>79</sup> Ballast är ett begrepp för kornformigt material (främst bergmaterial) för bygg- och anläggningsändamål.

form av jordtäckte bort och risken för påverkan på underliggande mark och vatten ökar. Många tätortsnära grusförekomster har använts som grustäkt, vilket har minskat den vattenrenande förmågan (Miljömålsportalen 2016). Naturgrusets förmåga att filtrera samt magasinera grundvatten är en positiv extern effekt, vars värde riskerar att påverkas negativt vid utvinning. När uttaget hotar detta värde utgör naturgrusutvinning ett problem och styrmedel bör då motiveras utifrån detta marknadsmisslyckande.

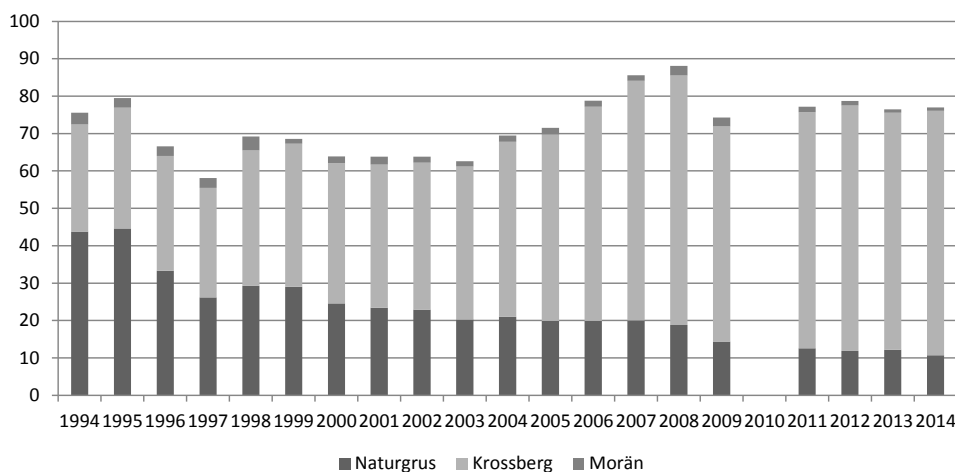
### Miljömål

Uttag av naturgrus behandlades tidigare inom miljö kvalitetsmålet *God bebyggd miljö* där ett av delmålen uttrycktes: ”År 2010 skall uttaget av naturgrus i landet vara högst 12 miljoner ton per år och andelen återanvänt material utgöra minst 15 procent av ballastanvändningen.” Målet uppnåddes först 2012. Efter miljömålssystemets revidering har naturgrusfrågorna förts över till miljö kvalitetsmålet *Grundvatten av god kvalitet*, med preciseringen: ”Naturgrusavlagringar av stor betydelse för dricksvattenförsörjning, energilagring, natur- och kulturlandskapet är fortsatt bevarade”. Visserligen är icke-kvantifierade mål svårare att följa upp, men det är positivt att fokus flyttats till naturgrusets icke-internaliserade externa miljöeffekter. I områden där dessa värden hotas behöver naturgrusuttaget begränsas.

### Uttaget minskar

Två indikatorer följer upp bevarandet av naturgrusavlagringar: total grusanvändning samt andel naturgrustäkter i betydande grundvattenområden. Det årliga uttaget av naturgrus har minskat 1994–2014, från 43,8 till 10,7 miljoner ton (se figur 17).

**Figur 17 Grusanvändning, miljoner ton.**



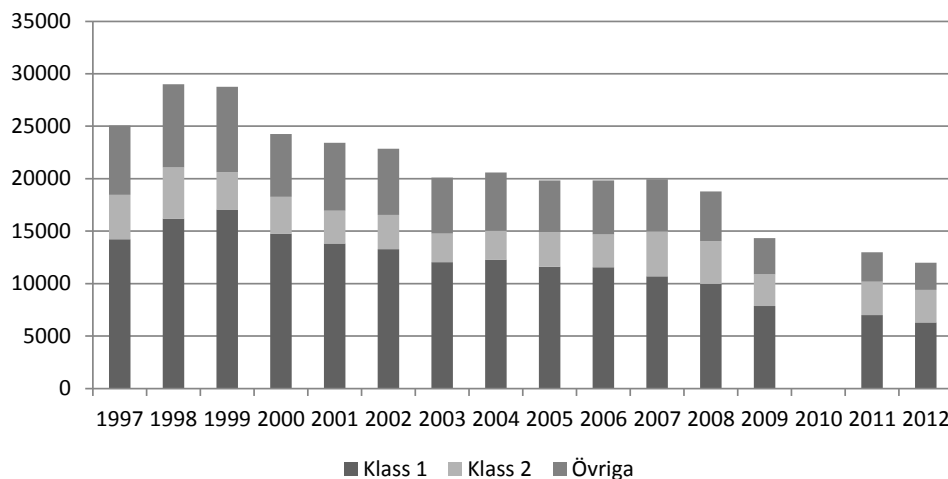
Källa: Miljömålsportalen 2016. Data för år 2010 saknas.

Uttaget av naturgrus är störst i områden där de största grundvattentillgångarna finns (se figur 18).<sup>80</sup> Dessa så kallade ”klass 1”-områden stod för ca 52 procent av naturgrusuttaget 2012. Endast ca 22 procent av naturgruset togs från områden där mindre

<sup>80</sup> I Klass 1 områden bedöms mer än 25 liter per sekund grundvatten kunna tas ut och i Klass 2 mellan 5 och 25 liter per sekund. Områden utan denna klassning bedöms vara mindre viktiga för vattenförsörjningen.

mängder grundvatten bedöms kunna tas ut ("övriga"). Detta indikerar att en större hänsyn behöver tas till viktiga grundvattenresurser vid utfärdande av grustäkttillstånd.

**Figur 18 Naturgrusutvinning i grundvattenområden, tusen ton.**



Källa: Miljömålsportalen 2016. Data för år 2010 saknas.

### Naturgrusskatt

Naturgrusskatten infördes 1996, med motivet att minska utvinning av naturgrus samt påskynda substitution till andra material (exempelvis krossad sten).<sup>81</sup> Intentionen var att sätta skatten precis så hög att prisskillnaden mellan naturgrus och andra material eliminerades. Den ursprungliga nivån hamnade på fem kronor per ton naturgrus och har sedan successivt höjts för att i dagsläget uppgå till 15 kronor per ton. Naturgruset blir skattepliktigt när det bryts och skatten ska betalas om utvinningen sker för annat ändamål än markinnehavarens husbehov. Det är den som exploaterar naturgrustäkten som är skattskyldig, vilket inte behöver vara ägaren (Skatteverket 2016). Skatten är uniform och beaktar inte regionala skillnader i tillgång och behov av naturgrus samt skillnader i miljöpåverkan och viktiga grundvattenresurser.

Det har gjorts flera utvärderingar av naturgrusskatten. Finansdepartementet (2003) kunde inte påvisa att naturgrusskatten skulle ha påverkat naturgrus användningen. Boverket (2007) fann heller inget samband mellan förändringar i skattenivån och leveranserna av naturgrus. Söderholm (2011) poängterar att minskningen av naturgrus användningen sannolikt beror på fler faktorer än naturgrusskatten, eftersom utvinningen minskade även innan skatten infördes. En anledning är att efterfrågan på kvalitetsgrus i asfaltstillverkning har ändrats, då krossad sten anses vara bättre än naturgrus. Ytterligare en anledning är att det, under perioden som skatten funnits, även skett förändringar i tillståndsgivningen för brytning av naturgrus.

### Tillståndsprövning enligt miljöbalken

Ett ytterligare styrmedel för bevarande av naturgrusavlagringar är tillståndsprövning enligt miljöbalken, som trädde i kraft 1999 (SFS 1998:808). Fram till 2009 krävde uttag

<sup>81</sup> Se Prop. 1995/96:87. Samma syfte kvarstår i 2015 års Vårändringsbudget: Prop. 2014/15:99.

av bergmaterial ur jordskorpan tillstånd enligt 12 kap 1§ i miljöbalken. Miljömålen ger ledning för tillämpningen av miljöbalken. Miljömålet om maximalt 12 miljoner ton naturgrusuttag 2010 innebar att tillståndsansökningar kunde avslås om de bedömdes hota måluppfyllelsen. Reglerna kring tillståndsprövning skärptes 2009 och regleras nu i 9 kap 6 f§ och 11 kap i miljöbalken som anger tre förutsättningar när en täkt inte får komma till stånd:

- 1) Om det med hänsyn till det avsedda användningsområdet är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt att använda annat material.
- 2) Om naturgrusförekomsten är betydelsefull för nuvarande eller framtida dricksvattenförsörjning och täkten kan medföra försämrade vattenförsörjning.
- 3) Om naturgrusförekomsten utgör en värdefull natur- eller kulturmiljö.

Därmed har miljöbalken anpassats till att reglera miljöproblem vid naturgrusutvinning istället för att fokusera på uttaget. Förändringen möjliggör regionalt differentierade bedömningar av täktverksamhet, exempelvis skillnader i påverkan på vattenförsörjning och naturvärden. Om miljöbalkens nya regler tillämpas ska inte grustäktverksamheter utgöra något hot mot vattenförsörjning eller viktiga natur- och kulturvärden.

#### **Hur tillämpas miljöbalkens regler för grustäktverksamhet?**

En avgörande fråga är hur miljöbalkens regler för tillståndsgivning tillämpas. I uppföljningen av målet *Grundvatten av god kvalitet* framgår att antalet naturgrustäkter minskar och att det numer finns fler bergtäkter (Naturvårdsverket 2015c). I domar om täktverksamhet efter 2009 framgår att hänsyn tagits till huruvida framtida vattenförsörjning hotas (MÖD 2010:6, MÖD 2010:22, Mark- och miljödomstolen M28-14). Det finns exempel när tillstånd nekats eller där mängden uttag begränsas jämfört med tidigare verksamhet, med hänvisning till de skärpta reglerna (MÖD 2010:6, Mark- och miljödomstolen M1428-14). Detta indikerar att tillståndsprövningen ger ett visst skydd för vattenförsörjning och höga miljövärden.

#### **Interaktion mellan befintliga styrmedel**

Givet att tillståndsgivningen fungerar perfekt betalas skatten endast då det inte föreligger några miljöproblem. På grund av tillståndsgivningens styreffekt har skatten ingen, eller endast en liten, miljöstyrande effekt. Om skatten ska kvarstå behöver den därför motiveras på annat sätt, exempelvis av fiskala skäl. Det kan finnas brister i tillståndsprövningen och miljöproblem utöver de som tillståndsprövningen fångar. Det är dock tveksamt om en enhetligt utformad naturgrusskatt bättre kan fånga återstående lokalt differentierade miljöproblem än vad tillståndsprövningen kan göra. Om miljöproblemen bedöms vara stora, bör istället tillståndsprövningen stärkas och utvecklas så att hänsyn tas till flera typer av miljöproblem.

#### **UTVINNING AV MINERALER**

##### **Bakgrund**

Gruvnäringen har länge varit en viktig del av svensk industri. Branschens förädlingsvärde som andel av BNP var 2013 ca 0,5 procent, vilket är högt i förhållande till andra EU-länder. Under senare år har intresset för prospektering och gruvverksamhet ökat. Därför presenterade dåvarande regering 2013 en svensk mineralstrategi som ska leda till att "konkurrenskraften i svensk gruv- och mineralnäring ökas, så att Sverige behåll-



ler och förstärker sin position som EU:s ledande gruvland. Sveriges mineraltillgångar ska nyttjas på ett långsiktigt hållbart sätt, med beaktande av ekologiska, sociala och kulturella dimensioner så att natur- och kulturmiljöer bevaras och utvecklas” (Näringsdepartementet 2013, sida 4). Gruvdriftens påverkan på ekonomi, miljö och lokala samhällen omdebatterades både inför och efter presentationen av strategin.<sup>82</sup>

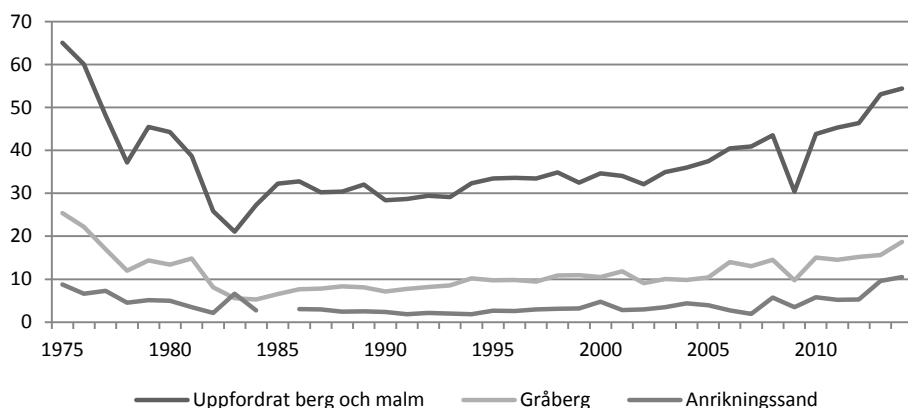
Gruvverksamhet har en betydande miljöpåverkan, exempelvis buller och damm, ingrepp i landskapsbilden och utsläpp av föroreningar till luft och omgivande vattendrag och grundvatten. Det viktigaste miljöproblemet är hantering av gruvavfall, vilket kan skapa långsiktiga problem. Kostnaderna för efterbehandling av gruvavfall och förorenade mark- och vattenområden är ofta höga. I detta avsnitt avgränsas analysen av gruvverksamhet till externa effekter som kan uppkomma vid hantering av gruvavfall.

### Vad är gruvavfall?

Gruvavfall utgörs i huvudsak av *gråberg* och *anrikningssand*. Gråberg uppstår då stora mängder berg bryts bort för att nå malmen. En del av gråberget återanvänds som material vid anläggning av vägar eller för att återfylla bergrum och dagbrott. Anrikningssand är en restprodukt som blir över efter att värdefulla mineraler och metaller har separerats ur malmen i ett anrikningsverk (SGU 2016a). Gruvavfallet står för en stor del av det totala avfallet, 83 procent 2014 (Naturvårdsverket 2016c). Det har dessutom ökat 1975-2014. Utvecklingen av den totala mängden gruvavfall följer utvecklingen av den totala mängden uppfordrat berg och malm (se figur 19 och 20). Gruvavfallet kan komma att fortsätta öka eftersom metallhalterna i malmerna blir lägre med tiden (Riksrevisionen 2015b). Det genererar mer gruvavfall per ton bruten malm.

**Figur 19 Mängd uppfordrat berg och malm samt gruvavfall i form av gråberg och anrikningssand för järnmalmsgruvor 1975-2014.**

Miljoner ton



Anm. För 1985 saknas data för mängden anrikningssand för järnmalmsgruvor.

Källa: SGU 2016b.

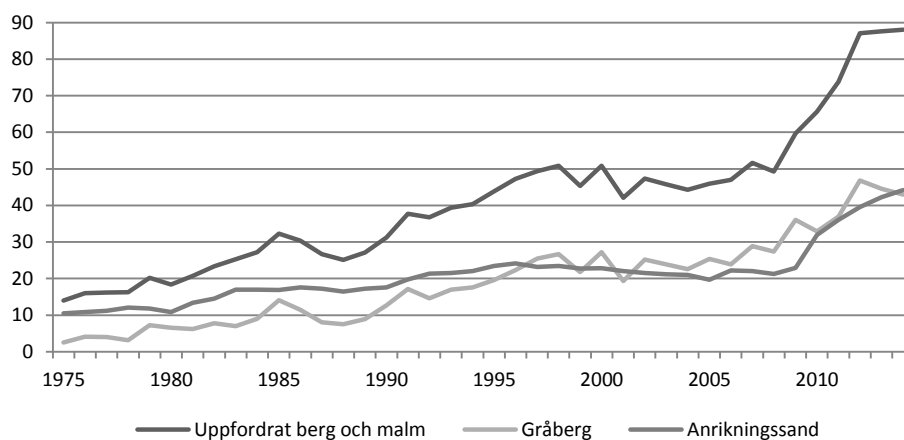
Gruvavfallet har olika karaktär beroende på vilken typ av malm – oxidiska eller sulfidiska – som bryts. De oxidiska malmerna dominerar i Norrbottens järnmalmsfält medan de sulfidiska är vanligare i Västerbotten. De största miljöproblemen är förknip-

<sup>82</sup> Se exempelvis Weihed och Ahl (2012) och Wanneby m.fl. (2013).

pade med gruvavfall från sulfidhaltiga malmer. När sådant gruvavfall får ligga oskyddat och påverkas av väder och vind vittrar det genom en oxidationsprocess som kan orsaka surt lakvatten och läckage av metaller som kan vara skadliga för miljön. De vanligaste metoderna för att förebygga detta är att minska kontakten med luft genom att täcka gruvavfallet med tätskikt eller vatten. Dessa miljöproblem uppmärksammades på 1970-talet och först på 1980-talet blev det vanligt med efterbehandling av gamla gruvavfallsdeponier. De största miljöproblemen med gruvdrift är ofta resultat från historiska gruvavfallsdeponier som har lämnats utan täckning (SGU 2016a).

**Figur 20** Mängd uppfordrat berg och malm samt gruvavfall i form av gråberg och anrikningssand för icke-järnmalmegruvor 1975–2014.

Miljoner ton



Källa: SGU 2016b.

### Reglering av gruvavfall i miljöbalken och förordningen om utvinningsavfall

Sveriges nationella avfallsplan för 2012–2017 omfattar inte hantering av gruvavfall. Som motiv anger Naturvårdsverket att eftersom hanteringen av gruvavfall är nära förknippad med gruvverksamheten bör avfallet hanteras i det sammanhanget. EU:s direktiv för gruvavfall fördes 2008 in i svensk rätt genom förordningen om utvinningsavfall (SFS 2013:319 12§). Enligt förordningen ska verksamhetsutövaren karaktärisera avfall som uppkommer vid brytning och upprätta en avfallshanteringsplan inför prövningen. I en översyn förtydligades vad en avfallshanteringsplan ska innehålla samt att det alltid ska prövas om planen uppfyller kraven i förordningen.

Gruvverksamhet kräver tillstånd enligt minerallagen (SFS 1991:45) och miljöbalken (SFS 1998:808). Det finns ingen inbördes ordning mellan prövningarna, men vanligtvis söker bolaget tillstånd enligt minerallagen först (Länsstyrelsen Västerbotten 2012). För tillstånd enligt minerallagen krävs att bolaget visar att det finns tillräckligt mycket mineral i fyndigheten för att det ska vara möjligt att starta en lönsam gruva. Bergsstaten<sup>83</sup> beslutar om detta tillstånd. Miljötillstånd beslutas av mark- och miljödomstolarna. Inom miljöretten är förorenaren betalar en etablerad princip, vilket innebär att den som orsakar miljöskadan ansvarar för att skadan avhjälpas i den omfattning som kan anses vara skäligt. Skillnaden mellan en gruva och annan industriverksamhet är att

<sup>83</sup> Bergsstaten, en enhet inom SGU, prövar frågor om tillstånd för undersökning och bearbetning av mineralfyndigheter. Bergsstaten utövar även tillsyn av minerallagens efterlevnad (SFS 1991:45) och informerar om lagstiftning och pågående prospektering och bearbetning till företag, myndigheter och allmänhet.

gruvans miljöpåverkan inte enbart orsakas av driften. Medan ett stopp av viss industriverksamhet innebär att även utsläppen stoppas påverkas inte diffusa utsläpp från gruvverksamhet av att verksamheten upphör. Om verksamheten går i konkurs riskerar samhället att få stå för efterbehandlingskostnaden av gruvavfall. I ansökan om miljötillstånd för gruvverksamhet är därför frågorna om efterbehandling av gruvavfall viktiga. Enligt förordningen om utvinningsavfall är avfallshanteringsplanen central (SFS 2013:319). Den är obligatorisk för verksamhetsutövaren och ska beskriva hur verksamheten ”vidtar avfallsförebyggande åtgärder, återvinner, bortskaffar eller på annat sätt fysiskt hanterar utvinningsavfall samt hanterar faror för och konsekvenser av olyckor så att en hållbar utveckling främjas” (12§). I förordningen definieras vad som ska betraktas som ”farligt avfall” respektive ”icke-farligt avfall”.<sup>84</sup> och verksamhetsutövaren ska ”karaktärisera det utvinningsavfall som uppkommer eller hanteras i verksamheten så att avfallet kan hanteras på det sätt som avses”. Karaktäriseringen ska dokumenteras (30§-43§). Sedan görs en bedömning av om utvinningsanläggningen är en riskanläggning (44§-54§). Verksamhetsutövaren ska, i samband med att anläggningen stängs, ”se till att det område som har påverkats av anläggningen återställs till ett tillfredsställande skick genom att utföra eller bekosta de avhjälpande åtgärder som behövs” (17§).<sup>85</sup>

Utövare av gruvverksamhet måste enligt miljöbalken ställa *ekonomisk säkerhet*.<sup>86</sup> Dessa krav syftar till att skydda samhället från att behöva bekosta efterbehandling. Om verksamhetsutövaren försätts i konkurs och inte kan fullfölja sina skyldigheter att genomföra efterbehandling, kan staten ta säkerheten i anspråk. Säkerheten prövas av tillståndsmyndigheten (mark- och miljödomstolen) och baseras på en bedömning av de kostnader som krävs för att säkerställa rehabilitering av mark, stängning och åtgärder efter stängning inklusive övervakning och behandling av förorenade ämnen.

### **Hur fungerar styrningen ur ett samhällsekonomiskt perspektiv?**

Kraven på att upprätta en avfallshanteringsplan samt ställa ekonomisk säkerhet kan vara ett sätt att få gruvbolagen att beakta risken för kostsamma miljö- och hälsokonsekvenser av gruvavfall i sina produktionsbeslut.<sup>87</sup> För att kraven ska styra omfattning och inriktning av gruvavfall krävs att de är utformade så att verksamhetsutövarens agerande överensstämmer med det samhällsekonomiskt önskvärda. Kraven på avfallshanteringsåtgärder och storleken på den ekonomiska säkerheten bör differentieras med avseende på hur stora samhälleliga miljö- och hälsoskadekostnader olika gruvor riskerar ge upphov till. Den samhällsekonomiska skadekostnaden beror bland annat på vilken typ av avfall gruvan orsakar, vilket alternativt värde marken har samt hur många människor som riskerar att exponeras för miljöskadorna. Bedömningar av den ekonomiska säkerheten behöver genomföras periodiskt, eftersom riskbedömningar kan ändras över tid i takt med att ny kunskap blir känd eller åtgärder har vidtagits. För

---

<sup>84</sup> Icke farligt avfall betecknas i förordningen som *inert avfall*.

<sup>85</sup> Särskild hänsyn ska tas till skyddet av mark- och vattenkvalitet, djur- och växtliv, naturliga livsmiljöer, landskapsbilden, framtida markanvändning samt andra hälso- och miljöaspekter.

<sup>86</sup> Regler om ekonomisk säkerhet beskrivs i 16 kap. 3 § i miljöbalken. Exempel på ekonomiska säkerheter är pantsatta konton, borgensgarantier eller bankgarantier. Regelverket har likheter med andra länders gruvpolicy: I USA, Kanada, Australien och Nya Zeeland ska verksamhetsutövare återställa mark som används till gruvbrytning till ett minst lika produktivt värde som innan gruvverksamheten påbörjades. Ofta används ekonomiska säkerheter ”environmental bonding”. Se Sullivan och Amacher (2009) och White m.fl. (2012).

<sup>87</sup> Påverkan på miljön samt människors hälsa och välbefinnande utgör de två viktigaste samhällsekonomiska aspekterna som ofta omnämns i avgörande domar om tillståndsprövning (Enveco 2015).

att ge verksamhetsutövare tillräckliga incitament att kontinuerligt hantera avfallet så att risken för skador på hälsa och miljö minimeras, krävs att storleken på säkerheten justeras ned/upp om förebyggande åtgärder har/inte har vidtagits.<sup>88</sup>

#### *Flera fall av bristande efterbehandling beror på bristande tillståndsprövning*

Länsstyrelsen i Västerbotten (2012) pekar på flera fall av bristande efterbehandling som kan härledas till bristande tillståndsprövning, där bedömningar av lönsamhet och långsiktiga miljökonsekvenser varit otillräckliga. De menar att verksamheter i vissa fall tas i drift innan alla risker har utretts. Frågor som inte avgörs vid första domstolsförhandlingens föreskrivs som provisoriska villkor och utredningskrav så att verksamheten kan komma igång. Riksrevisionen (2015b) ifrågasätter att tillstånd enligt minerallagen beviljas innan den ekonomiska säkerheten godkänts. I flertalet domar som Riksrevisionen gått igenom anges att gruvbolaget ska inkomma med förslag till säkerhet inom en till sex månader efter det att tillstånd meddelats. Det innebär i praktiken att gruvverksamhet kan bedrivas utan ekonomisk säkerhet under viss tid.

Naturskyddsföreningen (2014b) anser att dubbelprövningen av gruvverksamhet bör tas bort och att tillståndsprövningen bör inordnas i miljöbalken. Tillväxtanalys (2016) konstaterar att, i jämförelse med andra länder (exempelvis Finland), kommer svensk miljöprövning in sent i tillståndsprövningsprocessen. Länsstyrelsen i Västerbotten (2012) anser att det inte är bra ur miljösynpunkt att prövningen är uppdelad i två lagstiftningar; minerallagen och miljöbalken. De menar dessutom att allt fler frågor delegeras till tillsynsmyndigheten att reglera under pågående drift istället för i ett slutligt villkor vid inledande tillståndsprövning. Det har visat sig vara svårt att via tillsyn<sup>89</sup> föreskriva kostsamma lösningar för att minimera oförutsedda miljöeffekter. Det finns, enligt länsstyrelsen, en risk att uppskjutna frågor skiftar fokus från ”vilken miljöpåverkan som kan accepteras” till ”vad som är ekonomiskt rimligt att kräva av ett bolag i syfte att begränsa skenande utsläpp” (Länsstyrelsen Västerbotten 2012). Även vid tillståndsprövning av miljöfarlig verksamhet kan miljöbalkens *rimlighetsavvägning* tillämpas (2 kap. 7 §). Principen innebär att kostnaden för skyddsåtgärder eller försiktighetsmått inte får vara orimlig i proportion till den nytta för människors hälsa och miljön som åtgärden medför. En samhällsekonomisk tolkning av rimlighetsprincipen innebär att ju högre risk för allvarliga skador på människors hälsa och miljö, desto högre kostnad för skyddsåtgärder kan anses vara rimlig för en verksamhetsutövare. Det kan dock finnas en risk att avvägningen istället fokuserar på att kostnaden för verksamhetsutövaren inte ska vara orimligt betungande. Enveco (2015) visar att det finns en osäkerhet i hur rimlighetsavvägningen ska tillämpas.<sup>90</sup> Länsstyrelsens beskrivning av skiftat fokus kan tolkas som att det i tillsynsskedet i än högre grad tenderar att vara bolagets företagsekonomiska perspektiv, snarare än det samhällsekonomiska, som får genomslag.

#### *Karaktärisering av gruvavfall*

Som beskrivits beror gruvavfallens miljöpåverkan på vilken typ av malm som bryts. En avgörande fråga är därför i vilken grad reglerna om karaktärisering av avfall i utvin-

---

<sup>88</sup> Enligt miljöbalken kan säkerheten ställas efterhand enligt plan som vid varje tidpunkt tillgodoser det aktuella behovet av säkerhet (16 kap, 3 §), så kallade successiva säkerheter. Enligt Riksrevisionen har Mark- och miljödomstolen i sju fall (av 19 granskade säkerheter) gett tillsynsmyndigheten möjlighet att sänka/anpassa säkerheten i takt med att efterbehandlingen fortskrider.

<sup>89</sup> Länsstyrelsen ansvarar för tillsyn av tillståndspliktig miljöfarlig verksamhet enligt miljöbalken. Tillståndsmyndigheten kontrollerar om tillstånd följs och bedömer fortlöpande om villkoren är tillräckliga.

<sup>90</sup> Medan nyttosidan i domarna utgår ifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv, finns det exempel på när det enskilda företagets ekonomi, snarare än branschens förutsättningar, är utgångspunkten på kostnadssidan.

ningsförordningen efterföljs vid tillståndsprövningen. I ett tillsynsprojekt av efterbehandling av sulfidgruvor lyfts sortering av gråbergets egenskaper fram som en framgångsfaktor för lyckad efterbehandling (Länsstyrelsen Västerbotten 2012). Syrabildande gråberg bör särhållas och efterbehandlas så fort som möjligt eftersom vittingen av gråberget startar relativt snabbt. Enligt länsstyrelsen kan det behövas upp till hundra prover för att kunna analysera gråbergets syraneutraliserande potential. Utsorteringen indikerar vilken grad av farlighet gruvavfallet har och det underlättar för att identifiera behov av successiv efterbehandling. Om successiv efterbehandling tillämpas justeras den ekonomiska säkerheten ner i takt med att miljöpåverkan minskar.

#### *Lokalisering och omgivningens känslighet*

Naturens känslighet är avgörande för hur stor den samhällsekonomiska skadan blir. Gruvans lokalisering i förhållande till känsliga recipienter, exempelvis vattendrag, är en anledning till bristande efterbehandling (Länsstyrelsen Västerbotten 2012). Kontroll och tillsyn av specifika utsläppspunkter är lätt i jämförelse med kontroll av diffusa läckage via grundvatten. I dagsläget föreskrivs i princip inga villkor för att begränsa diffusa utsläpp och inte heller villkor som reglerar halterna i recipienterna. Om en gruva lokaliseras nära ett vattendrag minskar möjligheterna att begränsa diffust läckage. I ett sådant område är det viktigt med planer för dikesdragning, placering av upplag samt bottenätning av upplagsplats. Bolagens tekniska beskrivning samt länsstyrelsens granskning av ytor för upplag och dikesdragning behöver förbättras (Länsstyrelsen Västerbotten 2012). I domskälen från tillståndsprövningen bör det framgå vilken avvägning som gjorts mellan verksamhetsutövarnas kostnader för ytterligare miljöskyddsåtgärder och den samhällsekonomiska nyttan i form av minskad miljö- och hälsopåverkan. Enligt rimlighetsavvägningen i miljöbalken (2 kap, 7 §) ska kostnaders rimlighet bedömas med ”särskilt beaktande av den aktuella olägenhetens beskaffenhet och områdets känslighet”. En mer detaljerad beskrivning av rimlighetsavvägningar i domskälen skulle leda till större förutsägbarhet och rättssäkerhet (Enveco 2015).

#### *Effekter på människors välbefinnande kopplat till befolkningsexponering*

Hälsopåverkande utsläpp från anläggningar i tätbebyggda områden orsakar en högre samhällsekonomisk skadekostnad än utsläpp i glesbefolkade områden på grund av att fler människor utsätts. Det är därmed viktigt att styrningen av hälsopåverkande utsläpp tar hänsyn till befolkningsexponering. Enligt förordningen om utvinningsavfall ska en anläggning klassas som riskanläggning, om en relativt stor andel av avfallet efter karakterisering klassas som farligt avfall, och om en brist i anläggningen bedöms kunna medföra en allvarlig fara för miljön, *en icke försumbar sannolikhet för dödsfall* samt *en allvarlig fara för människors hälsa* (SFS 2013:319, 10 § och 44 §). Vidare fastställs att ”den sannolikhet för dödsfall och fara för människors hälsa som avses i 44 § 2 ska anses försumbar eller inte allvarlig om inga andra personer än de som sköter driften av anläggningen kan förväntas vara närvarande varaktigt eller inom längre perioder inom det område som kan påverkas av bristen” (SFS 2013:319, 46 §). Hänsyn ska således tas till befolkningsexponering i riskbedömningen av hälsoeffekter från hantering av utvinningsavfall.<sup>91</sup>

#### *Bedömning av ekonomisk säkerhet*

Förändringar i lagstiftning och rättspraxis har förbättrat möjligheterna att fastställa ekonomiska säkerheter, bland annat genom krav på avfallshanteringsplan som ska

---

<sup>91</sup> Ingrepp i naturen kan också orsaka en förändrad landskapsbild. Graden av påverkan beror även då på antalet boende i närområdet. Om platsen besöks av turister bör även deras förändrade välbefinnande räknas in.

uppdateras minst vart femte år (Riksrevisionen 2015b). Riksrevisionen pekar dock på återstående risker för att staten tvingas bekosta efterbehandling av nedlagda gruvor. De ekonomiska säkerheterna gäller generellt i 30 år, men miljökonsekvenserna är inte tidsbegränsade. Dessutom beviljas ofta tillstånd innan den ekonomiska säkerheten har godkänts. Utgångspunkten bör vara att gruvverksamheten kan bära kostnaderna för avfallshantering och efterbehandling. Riksrevisionen anser att regeringen bör se över lagstiftningen så att den inledande prövningen även prövar den ekonomiska säkerheten. Länsstyrelsen i Västerbotten (2012) anser att ekonomiska frågor och efterbehandlingsåtgärder bör ges större tyngd vid den inledande prövningen. Länsstyrelsen pekar på flera fall där det i ett sent skede visat sig att den ekonomiska säkerheten är för låg och där ett föreläggande om en höjning av den ekonomiska säkerheten riskerar sätta bolaget i konkurs. I vissa fall har, vid konkurs, kvarvarande medel endast kunnat täcka ca 10 procent av efterbehandlingskostnaden (Länsstyrelsen Västerbotten 2012).

### **Förändringar för att öka miljöstyrningens träffsäkerhet**

Regeringen har, efter Riksrevisionens rapport, gett Naturvårdsverket och SGU i uppdrag att ta fram en strategi för hantering av gruvavfall samt att göra en bedömning av kostnader och åtgärder för efterbehandling. Regeringen har också gett Naturvårdsverket i uppdrag att analysera och förtydliga vägledningen om under vilka förutsättningar utvinningsavfall bör klassificeras som farligt avfall (Regeringens skrivelse 2015/16:165). Riksrevisionens förslag till författningsändringar i syfte att förtydliga att Bergsstatens prövning av bearbetningskoncession även ska omfatta kostnader för avfallshantering och efterbehandling genomförs däremot inte.

Regeringens motiv är att den ekonomiska säkerheten redan är svårbedömd utifrån det underlag som finns tillgängligt vid prövningen i mark- och miljödomstolen. Miljöprövningen äger ibland rum flera år efter bearbetningskoncessionen och under den tiden kan förutsättningarna för kostnadsbedömningen ha förändrats. Regeringen har svårt att se hur dessa kostnader ska kunna beaktas vid Bergsstatens prövning av en ansökan om bearbetningskoncession. Att den ekonomiska säkerheten är svårbedömd utgör dock inget giltigt skäl till att villkor för tillstånd behöver meddelas innan den ekonomiska säkerheten godkänts. Är utgångspunkten att gruvverksamheten ska bära sina kostnader för avfallshantering och efterbehandling ska det inte vara möjligt att starta verksamheten innan frågan om efterbehandling har utretts. Osäkerheter kring framtida lönsamhet och miljöpåverkan borde tvärtom utgöra ett motiv till att utreda frågan om efterbehandling innan tillstånd meddelas. Om förutsättningarna efterhand ändras så att lönsamhet, kostnader och risker bedöms annorlunda bör den ekonomiska säkerheten justeras med hänsyn till detta. Det finns således skäl att utreda huruvida prövningarna kan integreras så att miljöprövningen kommer in tidigare.

### **Alternativa styrmedel?**

Ovan konstateras att miljölagstiftningen för gruvverksamhet till viss del innebär att miljöskadestnader beaktas i verksamhetsutövarens produktionsbeslut. Det finns dock förbättringspotential för att öka träffsäkerheten i miljöstyrningen och det kan finnas alternativa styrmedel som skulle kunna internalisera miljöskadestnaderna. Principiellt kan gruvavfallet omfattas av en deponiskatt istället för att genom lagstiftning tvinga fram önskvärt beteende. För att en deponiskatt ska vara träffsäker behöver den differentieras med avseende på typ av gruvavfall och lokala omständigheter som naturens känslighet och befolkningsexponering. Det skulle därmed krävas en liknande bedömningsprocess som redan tillämpas vid den individuella tillståndsprövningen.

En deponiskatt skulle fördyra deponering av gruvavfall. För *sulfidhaltigt gruvavfall* är det ur miljösynpunkt avgörande att det deponeras så att efterbehandling kan påbörjas direkt. Det finns sannolikt inget miljömässigt bättre alternativ och det är svårt att se hur gruvavfall skulle kunna undvikas i verksamhetens produktion. En deponiskatt som omfattar sulfidhaltigt gruvavfall skulle därför kunna leda till ökad miljöpåverkan, om verksamhetsutövaren undviker deponering. Därför är en övergång från miljölagstiftningen till deponiskatt på sulfidhaltigt gruvavfall inte motiverad. Brister i miljölagstiftningen och dess tillämpning när det gäller omhändertagande av sulfidhaltigt gruvavfall bör istället åtgärdas så att träffsäkerheten i miljöstyrningen stärks.

Så kallat *inert gruvavfall*, exempelvis icke-farligt gråberg, orsakar inte miljöproblem i form av läckage av farliga ämnen. I den mån det föreligger externa effekter i form av påverkan på landskapsbilden, bör även detta beaktas i styrningen. Detta kan göras genom lagstiftningen eller genom en eventuell deponiskatt på inert gruvavfall. Om avfallshierarkin även ska omfatta gruvavfall kan en deponiskatt leda till ökad återvinning av gruvavfall.<sup>92</sup> Gråberg kan användas som ballast för att bygga vägar och en deponiskatt skulle kunna göra det relativt mer lönsamt att återanvända materialet. Huruvida inert gruvavfall bör omfattas av deponiskatt för att styra mot avfallshierarkin bör avgöras av vilken behandlingsmetod som är samhällsekonomiskt mest fördelaktig. Återvinning av vissa typer av gruvavfall behöver inte vara samhällsekonomiskt lönsamt då återvinning är förknippad med höga transportkostnader.<sup>93</sup>

Detta avsnitt har fokuserat på hur styrning av gruvverksamhetens miljöpåverkan fungerar och hur den kan förbättras. En avgränsning har gjorts till miljöpåverkan från hanteringen av gruvavfall. Andra miljöproblem, exempelvis buller och utsläpp till luft genom produktionsprocessen, har inte analyserats. Det finns också en allmän diskussion om hur fördelningen av vinster från utvinning av mineraltillgångar i Sverige bör fördelas mellan staten och privata företag. I den diskussionen har förslag om exempelvis ökad vinstskatt förts fram (Roine och Spiro 2013). Den typen av beskattning är i första hand motiverad av fiskala eller fördelningspolitiska skäl och bör därför särhållas från diskussionen om internalisering av gruvnäringens miljöskadestnader.

#### **Avsnittet i korthet**

- Styrmedel för att styra utvinning eller användning av naturresurser bör utformas i syfte att avhjälpa de marknadsmisslyckanden som utgör problemen.

#### **Utvinning av naturgrus**

- Naturgrusförekomster har stor betydelse som vattenreningsfilter och grundvattenmagasin. Miljömotiverade styrmedel behöver utformas så att de naturgrusavlagringar som har stor betydelse för dricksvattenförsörjning bevaras.
- Det finns två parallella styrmedel för att styra utvinning av naturgrus: tillståndsprövningen enligt miljöbalken samt naturgrusskatten.

---

<sup>92</sup> Enligt SGU finns viss potential för alternativ användning av gruvavfall som idag försvåras av regelverket. (Riksrevisionen 2015b).

<sup>93</sup> Argument för att undanta gruvavfall från deponiskatt är att återvinning av gråberg innebär långa och många transporter mellan norra och södra Sverige samt att gruvavfallet utgör stora mängder jämfört med andra avfallslag. Ett skatteuttag per ton skulle överstiga företagets omsättning. Skatten behöver dock inte vara densamma per ton för alla avfallslag. Huruvida transport av gråberg är samhällsekonomiskt rimligt bör avgöras av en samhällsekonomisk kostnads-nyttoanalys av alternativa behandlingsmetoder för gruvavfall.

- Om tillståndsprövningen tillämpas strikt har skatten på naturgrus ingen, eller endast en liten, ytterligare miljöstyrande effekt. Om skatten på naturgrus ska kvarstå behöver den motiveras på annat sätt, exempelvis av fiskala skäl.

#### **Utvinning av mineraler**

- Hanteringen av gruvavfall har betydande miljöpåverkan. Kostnaderna för efterbehandling av gruvavfall och förorenade områden kan bli stora.
- Gruvavfall hanteras i miljöbalken samt i förordningen om utvinningsavfall.
- Kraven på verksamhetsutövaren att upprätta en avfallshanteringsplan och att ställa ekonomisk säkerhet syftar till att få gruvbolagen att beakta risken för kostsamma konsekvenser av gruvavfall i sina beslut.
- Kraven på karaktärisering av gruvavfall behöver i högre grad tillämpas, då bristande karaktärisering vid tillsyn visat sig orsaka bristande efterbehandling.
- I de fall miljöbalkens rimlighetsavvägning tillämpas bör det framgå i domskäl- len vilken avvägning som gjorts mellan verksamhetsutövarens kostnader för ytterligare åtgärder och samhällets nytta i form av minskad miljöpåverkan. Detta är särskilt viktigt i naturkänsliga områden.
- Gruvverksamhet prövas enligt minerallagen och miljöbalken. Tillstånd enligt minerallagen beviljas före tillståndsprövning och godkännande av ekonomisk säkerhet enligt miljöbalken. Detta har ibland inneburit att verksamheten satts igång innan riskerna utretts. Det bör utredas om prövningarna kan integreras så att efterbehandling får en framflyttad position i prövningsprocessen.
- För sulfidhaltigt gruvavfall måste efterbehandling påbörjas direkt för att undvika läckage av giftiga ämnen. För avfall med stora risker är lagbaserade krav att föredra framför alternativa styrmedel.
- I den mån det föreligger externa effekter i form av påverkan på landskaps- bilden bör detta beaktas i styrningen av icke-farligt gruvavfall. Om avfallshie- rarkin även ska omfatta gruvavfall skulle en deponiskatt kunna leda till ökad återvinning. Återvinning av vissa typer av gruvavfall behöver dock inte vara den samhällsekonomiskt mest fördelaktiga behandlingsmetoden på grund av höga transportkostnader.



### 3.6 Styrning av farliga kemikalier i plast via varuskatt

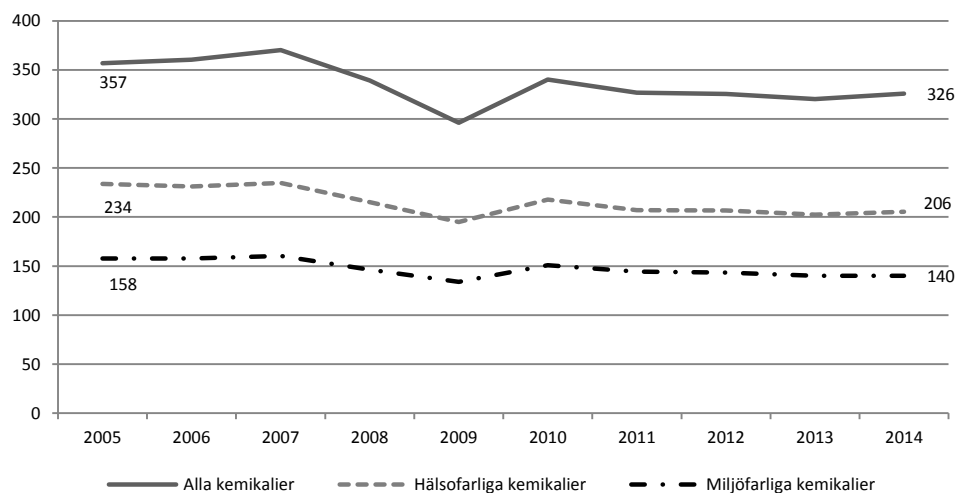
**För att uppnå en mer cirkulär ekonomi strävar Sverige och EU att fasa ut giftiga ämnen såsom ftalater i plastprodukter. Det här avsnittet analyserar möjligheten att minska användningen av ftalater i vissa plastprodukter med hjälp av en varuskatt. Analysen visar att varuskatten kan minska användningen av beskattade plastprodukter. Emellertid får den endast en liten effekt på den svenska plastproduktionen. Om syftet är att minska ftalater överlag är skatten således inte träffsäker. Är syftet däremot att minska användningen av vissa plastprodukter i svenska bostäder är skatten mer träffsäker.**

#### PRODUKTIONEN AV FARLIGA KEMIKALIER ÄR OMFATTANDE

Kemiska ämnen och ämnesgrupper förekommer i ett stort antal produkter däribland plaster. Kemikalier tillsätts plastmaterial för att det ska få önskvärd färg, kvalitet och struktur. Eftersom användningen av plast vuxit sedan 1940-talet har också kemikalieanvändningen ökat. I dag är världspåproduktionen av kemikalier närmare 60 gånger högre än vid mitten på 1900-talet och trots en viss avmattning till följd av finanskrisen 2008 uppgick produktionen 2014 i EU till 326 miljoner ton. Figur 21 visar hur den europeiska produktionen av kemikalier utvecklats sedan 2005. Andelen miljöfarliga kemikalier i relation till den totala mängden har legat oförändrad på drygt 40 procent.

**Figur 21 Produktion av kemikalier inom EU28**

Miljoner ton



Anm. Statistik över kemikalieproduktion för EU28 är enbart tillgänglig för ovan redovisade år. I figuren är produktionen av hälso- respektive miljöfarliga kemikalier delvis överlappande. En stor andel av de kemikalier som produceras bedöms ha negativa hälsoeffekter. Dessa är dock inte i alltid farliga för miljön.

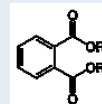
Källa: Eurostat 2016.

För att minska användningen av farliga kemikalier behövs styrmedel. Sverige och EU har främst använt olika former av förbud och regleringar. På senare år har kompletterande ekonomiska styrmedel diskuterats. Det här avsnittet analyserar om ekonomiska styrmedel på kemikalieområdet kan vara en samhällsekonomiskt god idé. Kemikalieområdet är komplext. Analysen avgränsas till farliga kemikalier i plast. Specifikt studeras varuskatten på plastprodukter som föreslogs av Kemikalieskatteutredningen (SOU 2015:30) och uppmärksammades i budgetpropositionen (prop. 2016/17:1).

## UTFASNING AV FARLIGA KEMIKALIER I STRÄVAN MOT EN CIRKULÄR EKONOMI

En utgångspunkt för den svenska kemikaliepolitiken är miljö kvalitetsmålet en ”Giftfri miljö”. Målet innebär bland annat att den sammanlagda exponeringen för kemiska ämnen inte ska vara skadlig för varken människor eller miljö. Sedan några år har fokus legat på att minska förekomsten av farliga ämnen i människors hemmiljö. År 2011 infördes därför en svensk handlingsplan för en giftfri vardag. I handlingsplanen adresserades ett antal farliga kemiska ämnen och ämnesgrupper (Kemikalieinspektionen 2012; SOU 2012:38). En av dessa grupper var så kallade ftalater (se fakta 7).

### Fakta 7 Ftalater



Ftalater avser en grupp kemiska ämnen som baseras på ämnet ftalsyra. Ftalater tillsätts vid produktion av plaster och gummi för att göra dessa mjuka och smidiga och kan finnas i plastgolv, vävplast, plasttryck på kläder etc.

Ftalater är inte kemiskt bundna till plasterna vilket gör att de kommer ut i miljön via läckage och spridning från plastvaror och plastavfall. Eftersom ftalater förekommer i varor av olika slag sker ofta en diffus spridning i samband med användning och deponering. Ftalater förekommer därför i låga halter i stort sett överallt i samhället och bedöms vara fortplantnings- och hormonstörande.

Tidigare var di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) vanlig, men eftersom den misstänks vara mycket skadlig är den numera förbjuden att användas i produkter till barn, exempelvis leksaker. Numera används andra ftalater, som diisodecylftalat (DIDP) och diisononylftalat (DINP).

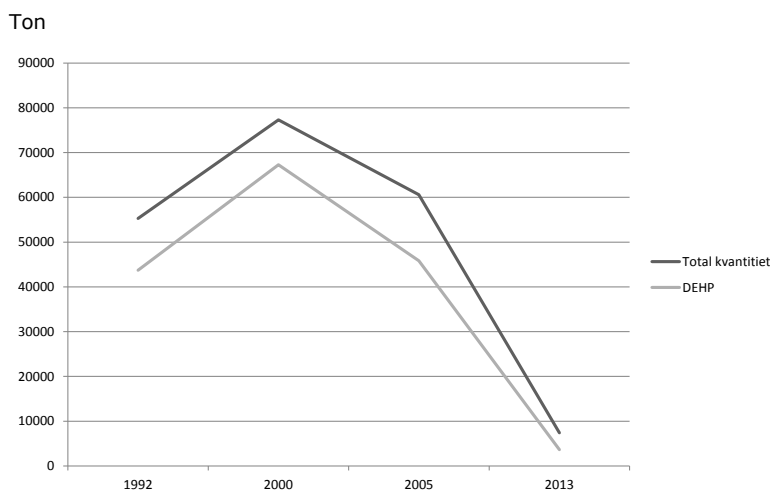
Källor: Kemikalieinspektionen 2014 och Vattenmyndigheterna 2016.

Figur 22 visar att den totala mängden ftalater i Sverige minskat kraftigt i takt med utfasningen av ftalaten DEHP. Kemikalieinspektionen (2013) menar att ytterligare minskningar är önskvärda och att ekonomiska styrmedel kan behövas som komplement till befintlig styrning (lagar och förbud). Ftalater återfinns ofta i damm i människors hem och härrör inte minst från golvbeläggningar av polymerer av vinylklorid (PVC). Därför föreslog Kemikalieskatteutredningen (SOU 2015:30) en punktskatt på golvbeläggningsmaterial, väggbeklädnad och takbeklädnad av PVC. Till denna utredning har Kemikalieinspektionen (2015) presenterat en rapport som behandlar hälsoskadliga kemiska ämnen i byggprodukter. Regeringen inväntar beredningen av Kemikalieinspektionens rapport innan de avser återkomma i frågan om ett eventuellt införande av en plastskatt (Lagrädsremiss 2016).

Arbetet med att fasa ut giftiga ämnen förväntas intensifieras. Detta eftersom regeringen, i likhet med EU, betonat att strävan mot en cirkulär ekonomi innebär att giftiga ämnen inte ska få tillföras vid tillverkning av produkter som ska kunna återanvändas eller återvinnas (Regeringen 2015). EU-kommissionen har i förslaget till meddelande om cirkulär ekonomi (Europeiska kommissionen 2015) angett viktiga utmaningar för plastindustrin. EU avser att lansera en strategi för plast vilken bland annat handlar om att minska förekomsten av farliga ämnen i plastprodukter.

Målbilden är således mångfasetterad. Å ena sidan är syftet att minska förekomsten av ftalater (och andra farliga kemikalier) överlag. Å andra sidan är syftet att minska exponering för farliga kemikalier i människors hemmiljö. Huruvida skatten är ändamålsenlig, eller inte, beror på vilket av dessa mål som skatten utvärderas emot.

**Figur 22 Användningen av ftalater i Sverige**

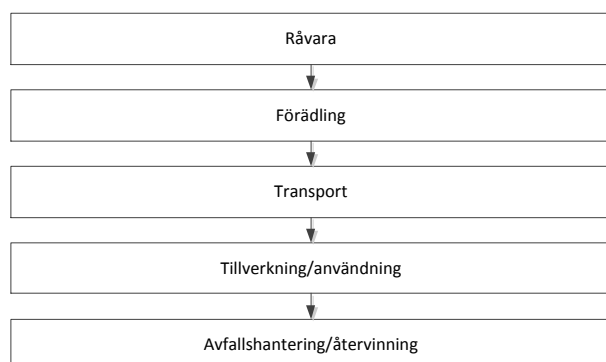


Källa: Kemikalieinspektionen 2016a.

### **VARUSKATT: PRINCIPIELL UTFORMNING OCH TILLÄMPNING**

I figur 23 beskrivs kedjan av produktionssteg där råvaror omvandlas till insatsvaror och slutligen färdiga produkter. Miljöproblem kan uppstå i olika delar av produktionsprocessen. Var problemen uppkommer skiljer sig åt mellan produkter. Optimalt bör en skatt med miljösyfte läggas nära källa till miljöproblemet, med andra ord i den del av produktions- och konsumtionskedjan som det uppkommer. I fallet med plastprodukter tillsätts farliga kemiska ämnen tidigt i produktionskedjan. Är syftet att minska farliga ämnen i allmänhet bör styrning därmed ske i ”råvaruledet”. En sådan styrning är också en förutsättning för att produktion av nya plastprodukter från återvunnet material ska vara fritt från farliga ämnen. Är däremot syftet att minska exponering i hemmiljö kan det vara befogat att beskatta produkter som förekommer där.

**Figur 23 Produktionsprocessen**



Kemikalieskatteutredningen (SOU 2015:30) föreslår en punktskatt på golvbeläggningsmaterial, väggbeklädnad och takbeklädnad av polymerer av vinylklorid (se fakta 8). Förslaget innebär att beskattning sker i ledet tillverknings/ användning (i figur 23). Principen bakom förslaget skattekonstruktion för plastprodukter visas i figur 24. Som framgår av figur 24 tillförs olika resurser kemiindustrin i dess produktion av kemiska ämnen. Dessa kemiska produkter distribueras till olika köpare, nationellt och internationellt. Köparna kan vara industrier vilka använder kemikalier som insatsvaror i produktionen av slutprodukter (textilier, elektronik, plast etc.). Alternativt sker ingen

vidareförädling i annan industri, utan leverans sker direkt till slutanvändare (jordbruk, sjukhus etc.). Förslaget till varuskatt innebär att samtliga produkter inom en avgränsad varugrupp blir skattepliktiga. Denna varugrupp är inringad i fet stil i figuren. Skatten träffar vissa plastprodukter direkt, men enbart farliga ämnen indirekt.

Beroende på målsättning – minskad användning av ftalater generellt eller minskad användning av vissa plastprodukter med ftalater – kommer beskattning ske mer eller mindre nära källan till miljöproblemet och därigenom vara mer eller mindre träffsäker.

### Fakta 8 Förslag till varuskatt

Punktskatt på golvbeläggningsmaterial, väggbeklädnad och takbeklädnad av PVC. Skatten uppgår till 10 kronor per kilo vara med möjlighet till skatteavdrag för varor som inte innehåller vissa ftalater.

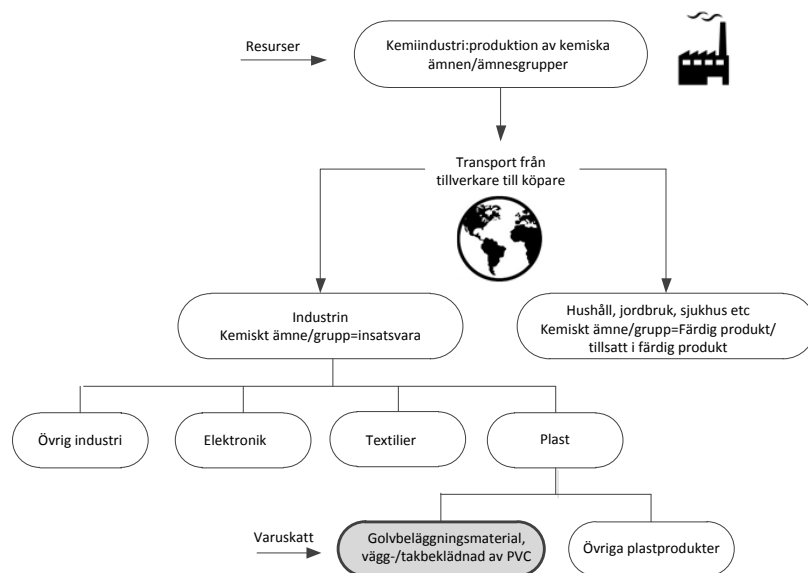
Skattskyldig är den som yrkesmässigt i Sverige tillverkar skattepliktiga varor, den som yrkesmässigt låter föra in skattepliktiga varor från annat EU-land samt den som yrkesmässigt importerar skattepliktiga varor.

Försäljning från utländska säljare till svenska konsumenter via e-handel, postorder etc. ska inte beskattas och så inte heller export från Sverige.

Källa: Kemikalieskatteutredningen (SOU 2015:30).

### Figur 24 Skatt på vissa plastprodukter

Produktionskedjan: från kemiskt ämne till färdig plastprodukt.

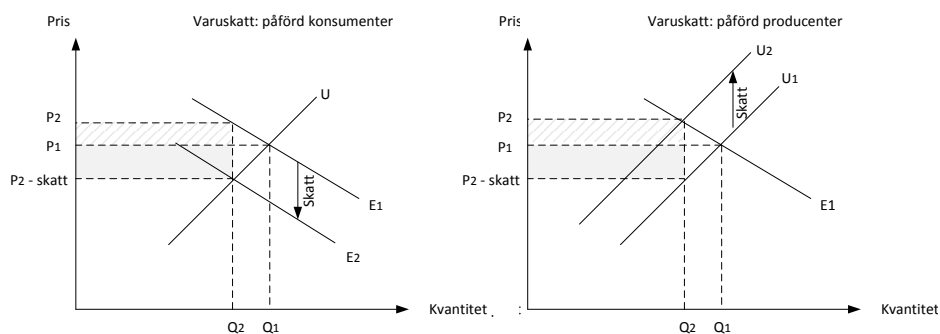


För att kunna analysera skattens effekt på mängden plast behövs kunskap om efterfråge- och utbudssambanden på marknaden för plast. Dessa samband avgör också hur stor andel av skattebördan som bärs av producent respektive konsument, se figur 25. Figuren belyser principiellt marknadseffekter av en varuskatt, givet avsaknad av internationell handel. Dessa effekter är generella, och gäller för andra varor utöver plastprodukter. En varuskatt kan läggas antingen i producent- eller konsumentled. I den vänstra grafen har en varuskatt påförts konsumenterna. Efterfrågekurvan skiftar nedåt med storleken på skatten (från  $E_1$  till  $E_2$ ). Marknadsjämvikten sjunker därmed (från  $Q_1$

till  $Q_2$ ). Konsumentpriset ökar (från  $P_1$  till  $P_2$ ) samtidigt som producenterna erhåller ett lägre pris ( $P_2$  minus skatt). Den grå streckade rektangeln visar hur stor del av skatten som bärs av konsument medan den helgrå rektangeln visar producenternas andel.

**Figur 25 Marknadseffekten av en varuskatt: utan handel**

Samma resultat oavsett om skatten läggs på konsument eller producent



Källa: Perloff 2004.

Om varuskatten i stället läggs på producenterna (högra grafen) skiftar utbudskurvan med storleken på skatten (från  $U_1$  till  $U_2$ ). Priset, och skattebördan fördelas på samma sätt som när konsumenterna beskattas. Utbudet kvantitet sjunker till  $Q_2$ , vilket är samma marknadssjämvikt som erhöles när skatten lades på konsumenterna. Det är istället producenternas respektive konsumenternas känslighet för prisförändringar som avgör vilken effekt varuskatten får på marknadskvantiteten.

För att analysera effekterna av en skatt på plastprodukter behövs kunskap om 1) plastproducenters och 2) plastkonsumenters priskänslighet. Baserat på företagsstatistik för 2001-2012 från SCB:s mikrodatabas analyserar vi plastproducenternas priskänslighet. Vi kan därmed beräkna plastskattens effekter på det svenska utbudet av plastprodukter.<sup>94</sup> Vi återkommer till konsumenternas priskänslighet, samt effekter av handel.

**Svenska plastproducenter är prisokänsliga**

Analysen av det svenska utbudet av plastprodukter utgår ifrån att företag anpassar sin produktionsvolym och sin efterfrågan på insatsfaktorer om de finner detta lönsamt. Resultaten kan användas för att beräkna hur företagen långsiktigt reagerar på prisförändringar, se tabell 10.<sup>95</sup> De så kallade elasticiteterna skattades utifrån de priser som producenterna betalar för insatsfaktorer och det pris de erhåller vid försäljning av sin vara.<sup>96</sup> Utbudselasticiteten (i tabellens högra nedre hörn) är 0,05 vilket innebär att producenterna inte är känsliga för förändringar i försäljningspriset. Om detta pris sjunker med 1 procent minskar utbudet kvantitet med 0,05 procent. Produktionen av plast minskar därmed i mycket liten utsträckning. Resultatet är i linje med tidigare studier av svensk plastindustri som beräknade denna till 0,10 (Brännlund och Lundgren 2010).

<sup>94</sup> Analysen baseras på en faktorefterfrågemodell, som beskriver företagets produktionsteknologi, utbud och efterfrågan på insatsfaktorer. I analysen ingår företag inom plastindustrin som har minst 9 anställda.

<sup>95</sup> Vi analyserar priskänsligheten hos ett genomsnittligt företag, vilket bör ge en god approximation över skattens utbudseffekter. Elasticiteten varierar dock längs med hela efterfråge- och utbudskurvan.

<sup>96</sup> För en beskrivning av hur elasticiteterna beräknas, se till exempel Brännlund och Lundgren (2007).

**Tabell 10 Egen- kors- och utbudselasticiter i svensk plastindustri**

Utvärderade vid medelvärdet

	Pris energi	Ränta	Lön	Pris på plast
Energi	-0,64	-0,27	0,36	0,55
Kapital	-0,36	-0,90	0,89	0,38
Arbetskraft	0,04	0,08	-0,21	0,09
<b>Utbud av plast</b>	<b>-0,02</b>	<b>-0,01</b>	<b>-0,02</b>	<b>0,05</b>

Källa: Konjunkturinstitutets egna beräkningar.

Om syftet med skatten är att reducera inhemskt producerad plast, och indirekt mängden farliga kemikalier i svenska produkter, indikerar resultaten att en varuskatt inte är ett lämpligt styrmedel (se även Hammar och Drake 2007). Resultaten indikerar också att varuskatten minskar efterfrågan på samtliga insatsvaror och därigenom inverkar på allokeringen av resurser.<sup>97</sup> Givet en strävan att fasa ut ftalater i samhället mer generellt finns då en risk för att varuskatten stör resursallokeringen utan att träffsäkert komma åt det hälso- och miljöproblem den är avsedd att lösa.

#### Konsumenternas priskänslighet och effekter av handel

För att få en sammantagen bild av marknadseffekterna av en varuskatt behövs även kunskap om konsumenternas priskänslighet. Detta kräver ytterligare empirisk analys, vilket ligger utanför ramarna för denna studie. Vi antar därför samma priskänslighet hos svensk efterfrågan som i Kemikalieskatteutredningen (SOU 2015:30). PVC:s egenpriselasticitet antas av utredningen vara -1; det vill säga en prisökning på 1 procent reducerar svensk efterfrågan på plastprodukter med 1 procent.

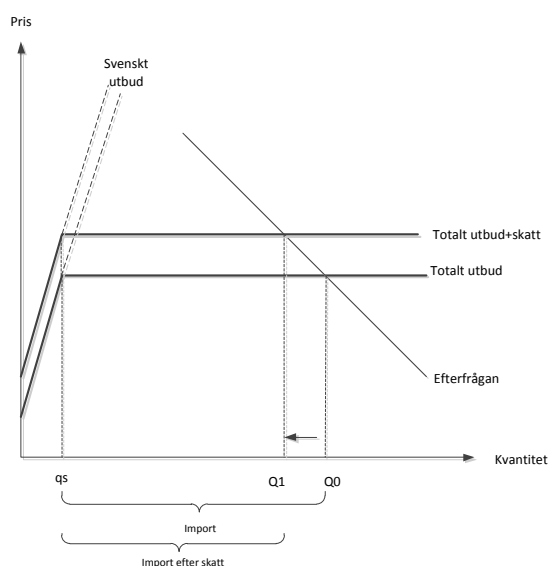
Vidare behöver vi också beakta effekterna av handel. Enligt Kemikalieskatteutredningen (SOU 2015:30) utgör importen en stor andel av de plastprodukter som här skulle vara föremål för beskattning. Om utländska leverantörer upplever sämre lönsamhet på grund av den svenska skatten kan de välja andra handelspartners istället. Ett rimligt antagande är därmed att den utländska utbudskurvan är väldigt känslig för de prisförändringar som enbart är av "lokal" (det vill säga nationell) karaktär. Det innebär att svensk detaljbygghandel (och i sin tur dess kunder) som får bära hela skattebördan i fallet med importvaror. Detta i kontrast till om enbart svenska produkter bjudits ut på marknaden. Ett prisokänsligt svenskt utbud, i jämförelse med den för efterfrågan, hade då inneburit att svenska konsumenter burit en lägre del av skattebördan. Sammantaget innebär varuskatten ett utfall som förenklat illustreras nedan (figur 26).

Figuren illustrerar ett fall då enbart en liten andel av produkterna på marknaden är inhemskt producerade (qs). Resterande andel importerar. Det totala utbudet representeras av fetmarkerade linjer – innan och efter skattens införande. Baserat på den empiriska analysen, samt antagandet om konsumenternas priskänslighet innebär detta att:

- Varuskatten minskar mängden plast på svenska marknaden (från  $Q_0$  till  $Q_1$ ).
- Det är mängden importerad plast som minskar.

<sup>97</sup> Samtliga egenpriselasticiteter är negativa: ett högre pris på energi, arbetskraft och kapital minskar företagets efterfrågan på dessa insatsfaktorer. Resultaten är samstämmiga med ekonomisk teori. En del korspriselasticiteter negativa medan andra är positiva. En negativ korspriselasticitet innebär att insatsfaktorerna är komplement i produktionen. Exempelvis innebär ett högre energipris att inte bara efterfrågan på energi utan också kapital minskar (-0,36).

**Figur 26 Marknadseffekten av en plastskatt: med handel**



Kemikalieskatteutredningen (SOU 2015:30) bedömer, att prispåslaget blir ca 20 procent innan skatteavdrag. Slutsatsen baseras på ett antagande om konsumenternas pris-känslighet och inte på en empirisk analys. Sammantaget menar utredningen att försäljningen i svenska butiker minskar med 9 procentenheter, varav importen ”står för den absolut största delen” (sida 159). Vår empiriska analys, och diagrammet ovan, indikerar snarare att importen kommer att utgöra hela minskningen. Som tidigare nämnts föreslås exporten undantas skattskyldighet. SCB (2016e) visar att svensk export överstiger import för dessa varor. Varuskatten riskerar öka incitamenten hos svenska företag att utöka sin exportandel och hämma drivkraften att minska farliga kemikalier bland svenska producenter. Emellertid visar den empiriska analysen att svenska producenter är prisökänsliga. Därigenom torde sådana exporteffekter vara relativt små.

### **SKATTENS BRISTANDE TRÄFFSÄKERHET I EN CIRKULÄR EKONOMI**

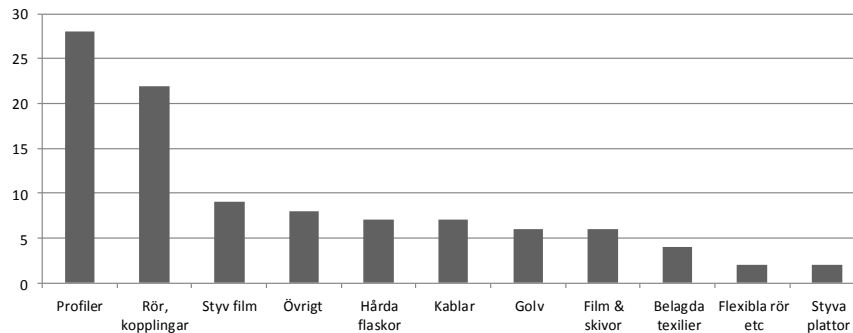
De flesta insatsvaror som används i plastindustrin är inte farliga för hälsan eller miljön (Kemikalieinspektionen 2016b). Miljöfarliga insatsvaror återfinns i bland annat bindemedel, hårdare och plastkonstruktionsmaterial. Ftalater används primärt som mjukgörare i PVC, år 2012 motsvarade detta 93 procent av ftalatanvändningen i Europa (Kemikalieinspektionen 2014). Figur 27 visar att PVC:s användningsområden inkluderar byggprofiler, rör och kopplingar. Att enbart beskatta en viss typ av plast innebär att risken för exponering och spridning av dessa kemiska ämnen kan vara fortsatt stor. Plastskatten saknar förutsättningar att träffsäkert styra bort från hälso- och miljöproblemen. Detta eftersom en plastskatt ”bestrafvar plastgolvet och inte ftalaten”, vilket står i kontrast till exempelvis skatt på mer renodlade kemiska produkter som exempelvis växtskyddsmedel och lösningsmedel. Beskattning sker då närmare källan till miljöproblemet, och dessa skatter har därför visat sig kunna öka kostnadseffektiviteten i kemikaliepolitiken (Söderholm och Christiernsson 2008; Slunge och Sterner 2001).

Praktiska svårigheter att utforma en träffsäker plastskatt kan leda till kompromisslösningen som diskuteras här. Det är vanligt att beståndsdelar i produkter tillverkas internationellt och importeras. Märkning av komponenters innehåll av farliga kemikalier kan vara bristfällig eller opålitlig. Att fastställa mängden farliga kemikalier kan kräva komplexa och kostsamma kemiska analyser. En lösning kan då vara att beskatta samtliga varor i en viss varugrupp. Svårigheter med att utforma en träffsäker plastskatt med

låga administrativa kostnader indikerar dock att en skatt är mindre lämplig att införa – på detta kemikalieområde. Plastskatten stör främst resursallokeringen utan att med precision komma åt det hälso- och miljöproblem den är avsedd att lösa.

**Figur 27 Användning av PVC i EU år 2014**

Procent



Källa: Plasticseurope 2016.

#### UTÖKADE SATSNINGAR PÅ BEFINTLIG STYRNING

Användningen av ftalater har minskat kraftigt. I den mån detta orsakas av befintlig styrning, kan utvecklingen tillskrivas administrativa styrmedel såsom lagar och förbud. Miljöbalken anger att företag ska vidta försiktighetsåtgärder nödvändiga för att förhindra, förebygga eller undvika skada på hälsa och miljö. Där är också substitutionsprincipen inskriven som innebär en skyldighet för verksamhetsutövare att inte använda farliga kemikalier när det finns mindre farliga substitut. Dessutom pågår inom ramen för EU:s kemikaliereglering, Reach,<sup>98</sup> ett arbete med att identifiera farliga ämnen och reglera deras användning. En förordning anger kriterier för hur kemiska ämnen och produkter ska klassificeras och märkas.<sup>99</sup> Förordningarna syftar till att öka kunskapen om kemikaliers egenskaper och risker (Kemikalieinspektionen 2013).

I stället för att införa varuskatt på plast kan det vara bättre att fortsätta på utstakad väg. Särskilt då den marginella skadekostnaden antas öka snabbt i takt med ökad användning av ftalater. Lämpligheten hos ekonomiska styrmedel inom kemikalieområdet beror av kemikaliernas ”farlighet”.<sup>100</sup> En plastskatt med liten effekt på användningen av ftalater är således svår att motivera om användningen kan orsaka stora skador på hälsa och miljö (se Moore 2008; Rydberg m.fl. 2011). I stället kan Reach spela en än större roll för att säkerställa att materialflöden uppnår önskvärd hälso- och miljö kvalitet. Detta givet en svensk och europeisk strävan efter en cirkulär ekonomi och därigenom ökade ambitioner att minimera mängden plastavfall och öka återvinningen av plastprodukter. Exempelvis finner Lee m.fl. (2014) i en kartläggning av flöden av ftalater i Europa att upp till en femtedel av ftalaterna återinträder på marknaden via återvinning. Givet en ambition att all plast ska gå att återvinna ställs höga krav på utfasning av ftalater så att de inte återinträder i produktionskedjan. Studien finner därför att förbättrad produktmärkning och kontroll kan vara betydelsefulla.

<sup>98</sup> Ämnen som anses särskilt farliga anges i Reach kandidatförteckning, se vidare EG 1907/2006.

<sup>99</sup> Se vidare EG 1272/2008.

<sup>100</sup> Detta diskuteras av exempelvis Sadler (2000).



Över tid har användningen av ftalater förändrats i både Sverige och EU. Från att tidigare använt så kallade lågmolekylära ftalater som DEHP, används nu i större utsträckning högmolekylära ftalater som exempelvis DPHP (mjukgöringsmedel). Vidare ökar andelen ftalatfria (som exempelvis DINCH) alternativ. Utvecklingen är till viss del annorlunda än i andra delar av världen i vilken DEHP fortfarande är den vanligaste ftalaten. Flera ftalater utreds av enskilda EU länder (till exempel Danmark och Tyskland) för att öka kunskapen om ftalaternas miljö- och hälsorisker. Emellertid förväntas världskonsumtionen av ftalater öka i takt med en ökad användning av mjukgörare. Detta visar på betydelsen av skärpta krav på märkning och kontroll – inte minst när den internationella handeln med dessa varor är betydande och Sverige och EU kan förväntas sträva efter en ökad återvinning av plastprodukter.<sup>101</sup>

Regeringen uttrycker i senaste budgetproposition (prop. 2016/17:1) att giftfria materialkretslopp och bättre information om produkters innehåll är betydelsefullt i en strävan att underlätta materialåtervinning inom ramarna för en cirkulär ekonomi. Mer konkret föreslår regeringen att ytterligare resurser ges till bland annat kartläggning och miljöövervakning av farliga kemikalier. Detta innebär bland annat att Kemikalieinspektionen föreslås få större möjlighet till tillsyn och utförande av kemiska kontrollanalyser – med särskilt prioritet åt bland annat ftalater. Vidare föreslås inrättandet av ett centrum som fokuserar på utbyte av farliga ämnen i kemiska produkter och varor. Dessutom föreslås Sverige fortsätta arbeta för en harmoniserad klassificering och utökad kemikaliekontroll inom EU, så att ämnen som identifieras som särskilt farliga listas i Reach kandidatförteckning. Regeringen framhåller också behovet av en mer systematisk bedömning, prövning och hantering av kemiska ämnesgrupper såväl som betydelsen av ökad kunskap om olika kemikaliers kombinationseffekter. Sammantaget har Sverige lanserat en fortsatt stark fokus på befintlig styrning. I den cirkulära ekonomin kan det vara att föredra framför införandet av en varuskatt på plast.

#### Avsnittet i korthet

- Strävan mot en cirkulär ekonomi innebär att giftiga ämnen inte ska få tillföras tillverkningen av produkter som ska kunna återanvändas eller återvinnas. Minskad förekomst av farliga ämnen i plastprodukter är prioriterad.
- I den svenska handlingsplanen för en giftfri vardag adresseras ett antal farliga kemiska ämnen och ämnesgrupper, såsom ftalater som återfinns i damm i människors hem och härrör från golvbeläggningar av PVC.
- En varuskatt på golv-, vägg- och takbeläggning av PVC har föreslagits.
- Analysen indikerar att en varuskatt minskar användningen av beskattade plastprodukter. Hur mycket beror på efterfrågans priskänslighet. En varuskatt får endast en liten effekt på den svenska plastproduktionen.
- Om syftet är att minska förekomsten av ftalater överlag är skatten inte träffsäker. Om syftet däremot är att minska användningen av vissa plastprodukter i svenska bostäder är skatten mer träffsäker.
- Ökade satsningar på befintliga styrmedel, det vill säga lagar och förbud, är att föredra framför införandet av en svensk varuskatt på plast.

<sup>101</sup> Se vidare Kemikalieinspektionen (2014) och dess kartläggning av ftalater i varor i Sverige.

### 3.7 Grön offentlig upphandling

**Inom EU betraktas grön offentlig upphandling som ett marknadsbaserat miljöpolitiskt styrmedel, vars roll för framväxten av den cirkulära ekonomin antas vara viktig. I dagsläget är det dock oklart vilka miljökrav och kriterier upphandlande myndigheter kan använda för att stödja utvecklingen mot en cirkulär ekonomi. I detta avsnitt analyseras därför upphandlingens funktion och potential som styrmedel generellt. Analysen visar att endast undantagsvis kan grön offentlig upphandling betraktas som ett effektivt miljöpolitiskt styrmedel. Det kan emellertid inte uteslutas att innovationsupphandling kan bidra till utveckling och spridning av en viss teknologi.**

#### BAKGRUND

Den offentliga sektorns upphandling utgör årligen i genomsnitt närmare 20 procent av EU:s BNP.<sup>102</sup> Offentlig upphandling anses därför kunna spela en avgörande roll för framväxten av den cirkulära ekonomin, vilket uppmuntras genom åtgärder för miljöanpassad offentlig upphandling (Europeiska kommissionen 2015). Ett argument är att upphandling kan vara avfallsförebyggande. Exempelvis kan myndigheter upphandla flergångsprodukter istället för engångsprodukter, och material som kan återvinnas och repareras. Myndigheter kan också köpa in begagnade rekonditionerade datorer och annan IT-utrustning. Tjänster kan köpas in istället för produkter, datorer och möbler kan leasas (Avfall Sverige 2015c, 2015d). Upphandlingar antas också kunna minska avfall från anläggningsentreprenader, till exempel att krav ställs på entreprenören att följa kommunens regler för avfallshantering (Avfall Sverige 2015d).

Ett annat argument är att kommuner kan bidra till en cirkulär ekonomi genom att främja marknadslösningar, exempelvis genom att upphandla avfallshanteringstjänster. Detta ökar konkurrensen inom avfallssektorn och ger företag incitament till innovationer för effektivare avfallshantering (Nordic Competition Authorities 2016).

Miljöanpassad offentlig upphandling betraktas som ett generellt styrmedel som kan användas för att styra mot en mer effektiv avfallshantering, minskade utsläpp, teknikspridning, ökad innovationsgrad och energieffektivitet. En vanlig utgångspunkt i argumentationen är att den offentliga sektorn är en stor marknadsaktör och därför kan påverka marknaden via sin konsumtion. Dels antas sektorn kunna vara ett miljömässigt föredöme för andra konsumenter, samt bidra till stärkta preferenser för miljö och natur, vilket på sikt indirekt påverkar marknaden och dess utbud. Dels antas sektorn även direkt kunna påverka producenternas utbud genom att ställa krav på produkter och produktionsprocesser. Miljöanpassad offentlig upphandling betraktas som ett marknadsbaserat styrmedel (Europeiska kommissionen 2010).<sup>103</sup> Hädanefter benämns detta grön offentlig upphandling.<sup>104</sup>

Det politiska engagemanget för grön offentlig upphandling har ökat. Inom ramen för Europa 2020-strategins huvudinitiativ ”Ett resurseffektivt Europa” förväntas offentlig sektor via upphandling kunna bidra till en resurseffektiv och koldioxidsnål ekonomi,

---

<sup>102</sup> Siffran varierar mellan 16-20 procent beroende på referens (Europeiska kommissionen 2008 och 2011c). I Sverige står offentlig upphandling för 625 miljarder kronor per år (Konkurrensverket 2016a), vilket motsvarar ca 15 procent av BNP 2015.

<sup>103</sup> Se även skäl 2 i EU 2014/24/EU, skäl 4 i EU 2014/25/EU och skäl 3 i EU 2014/23/EU.

<sup>104</sup> Detta är en terminologi som används internationellt.

samt till ökad konkurrenskraft (Europeiska kommissionen 2010).<sup>105</sup> I juni 2016 lanserade regeringen en nationell upphandlingsstrategi för att få fler myndigheter att använda offentliga inköp som ett medel att nå miljökvalitetsmålen (Regeringen 2016a). Samma månad kom Miljömålsberedningens delbetänkande ”En klimat- och luftvårdsstrategi för Sverige” (SOU 2016:47), där offentlig upphandling lyfts fram som viktigt för utvecklingen av energieffektivare teknik. Uppfattningen att offentlig upphandling är ett strategiskt instrument stöds sedan tidigare av Upphandlingsutredningen 2010 (SOU 2013:12).

Argumenten för den gröna offentliga upphandlingens roll i en cirkulär ekonomi har emellertid ingen tydlig samhällsekonomisk förankring. Oavsett miljöproblem bör även andra styrmedel övervägas, och i praktiken kan ett givet miljömål uppnås med en mix av styrmedel. Att grön offentlig upphandling ska ingå i den mixen är inte självklart.

Avsnittet syftar till att diskutera den gröna offentliga upphandlingens potential som miljöpolitiskt styrmedel. Diskussionen baseras på nationalekonomisk litteratur och avgränsas till kommissionens syn på grön offentlig upphandling, ”... ett förfarande för de offentliga myndigheternas upphandling av varor, tjänster och arbeten med lägre miljöverkan över hela livscykeln, jämfört med varor, tjänster och arbeten med samma primärfunktion som annars skulle ha upphandlats” (Europeiska kommissionen 2008, s. 6).<sup>106</sup>

## **OFFENTLIG UPPHANDLING<sup>107</sup>**

För att få en uppfattning om grön offentlig upphandling och dess funktion som miljöpolitiskt styrmedel utgår vi från upphandlingsprocessen och lagstiftningen.

### **Upphandlingsprocessen**

När en myndighet upphandlar är det primära syftet att köpa in en vara, tjänst eller entreprenad, härnäst benämnd som produkt, för att kunna utföra sitt uppdrag. Därmed blir eventuella miljöambitioner via upphandling en sekundär fråga.

Offentlig upphandling kan förenklat beskrivas som en process där potentiella leverantörer konkurrerar om kontrakt via ett anbuds förfarande. Processen kan grovt delas in i tre faser (SOU 2011:73): 1) Förberedelse, där myndigheten identifierar en produkt som behövs för att kunna bedriva den egna verksamheten och, givet grön upphandling, identifierar miljöproblem som är förknippade med produkten; 2) upphandling, som består av myndighetens avvägning mellan produktens pris, merkostnader för olika kvalitativa aspekter såsom miljö, anbuds förfarandet och utvärderingen av in-

---

<sup>105</sup> Europa 2020-strategin är EU:s gemensamma tillväxt- och sysselsättningsstrategi. Syftet är att skapa ökad tillväxt och fler arbeten. Tre övergripande prioriteringar är smart tillväxt, hållbar tillväxt och tillväxt för alla. Se exempelvis Regeringen (2016b).

<sup>106</sup> Detta synsätt inkluderar inte direkt upphandling av icke-prissatta kollektiva varor, såsom upphandling av kontrakt för naturskydd på privatägd mark (Latacz-Lohmann och Van der Hamsworth 1997; Stoneham m.fl. 2003). Exempelvis kan en myndighet via ett auktions förfarande betala skogsägare för att skydda biodiversiteten på deras marker, genom att frångå den privatekonomiskt optimala rotationstiden och senarelägga avverkning (Juutinen 2012).

<sup>107</sup> Enligt propositionen ”Nytt regelverk om upphandling” (Prop. 2015/16:195), och Förslag till lag om offentlig upphandling (1 kap., 2 §), avses med offentlig upphandling ”... de åtgärder som vidtas i syfte att anskaffa varor, tjänster eller byggentreprenader genom tilldelning av kontrakt”. Se också Förslag till lag om upphandling inom försörjningssektorerna (1 kap., 2 §) och Förslag till lag om upphandling av koncessioner (1 kap., 2 §).

komna anbud,<sup>108</sup> samt; 3) avtalsperiod, när leverantören som lämnat det vinnande anbudet genomför kontraktet.

Myndigheten formulerar upphandlingens förutsättning i ett upphandlingsdokument.<sup>109</sup> Dokumentet utgör underlag till potentiella leverantörer och beskriver hur myndigheten kommer att utvärdera anbudena och vilka krav som ställs på produkten, exempelvis miljöprestanda. Kraven kan gälla produktens egenskaper såsom materialinnehåll och utsläpp från konsumtion, men även leverantörernas teknologier, produktionsprocesser och leveranser. Kraven kan vara obligatoriska (kvalificeringskrav) eller i form av tilldelningskriterier som inte utgör krav men inverkar på utvärderingen.

#### *Grunder för utvärdering av anbud*

Tidigare upphandlingsdirektiv<sup>110</sup> föreskriver två grunder för kontraktstilldelning, *lägsta-pris* eller *ekonomiskt mest fördelaktiga anbud*. Lägsta-pris innebär att budgivaren som uppfyller alla obligatoriska krav och har lagt det lägsta budet tilldelas kontraktet. Om ekonomiskt mest fördelaktiga anbud används sker utvärderingen i två steg. Först kontrolleras om anbudsgivarna uppfyller obligatoriska krav. Gör de det utvärderas anbudena inte bara med avseende på priset utan också med avseende på tilldelningskriterier, till exempel produktens miljö kvalitet. Här krävs en komplicerad utvärderingsmodell, där kriterier tillmäts olika betydelse i förhållande till varandra och pris.

Lägsta pris ska inte per automatik tolkas som låg kvalitet, exempelvis låg miljö kvalitet. Detta bekräftar av Konkurrensverket (2016a). Det är upp till upphandlande myndighet att bestämma graden av miljö kvalitet genom att ställa mer eller mindre tuffa miljökrav som anbudsgivarna måste uppfylla för att kvalificera sig till utvärderingsfasen. På samma sätt är ekonomiskt mest fördelaktiga anbud, där miljörelaterade tilldelningskriterier tillämpas, inte liktydigt med ambitiös miljö styrning. Det beror på vilken betydelse de miljörelaterade kriterierna ges i förhållande till andra kriterier och priset.<sup>111</sup>

År 2014 antogs nya upphandlingsdirektiv<sup>112</sup> där terminologin har ändrats. Begreppet lägsta-pris har tagits bort från texten och ekonomiskt mest fördelaktiga anbud kan ses som ett överordnat begrepp som omfattar tre grunder för utvärdering på vilka kontraktstilldelning kan ske (Prop. 2015/16:195):

1. Bästa förhållandet mellan pris och kvalitet,
2. Kostnad, eller
3. Pris.

---

<sup>108</sup> Här antas att kontraktet överstiger gränsen för direktupphandling, vilket enligt Lagen om offentlig upphandling, LOU, är 534 890 kronor, och därför måste genomföras med anbudsförfarande i öppen konkurrens (Upphandlingsmyndigheten 2016a).

<sup>109</sup> I EU:s nya direktiv för upphandling har begreppet förfrågningsunderlag ersatts med det samlande begreppet upphandlingsdokument (Prop. 2015/16:195).

<sup>110</sup> EU 2004/18/EG och EU 2004/17/EG. Den svenska upphandlingslagstiftningen följer dessa direktiv till och med 2016, med vissa undantag (Upphandlingsmyndigheten 2016b).

<sup>111</sup> Lundberg och Marklund (2011) diskuterar problematiken kring grön offentlig upphandling som styrmedel och ekonomiskt mest fördelaktiga anbud som grund för utvärdering av anbud. Det förekommer i praktiken att utvärderingsmodeller inte är transparenta (Bergman och Lundberg 2013).

<sup>112</sup> EU 2014/24/EU; EU 2014/25/EU; EU 2014/23/EU.

Bästa förhållandet mellan pris och kvalitet samt pris motsvarar ekonomiskt mest fördelaktiga anbud respektive lägsta-pris enligt tidigare direktiv (Prop. 2015/16:195).

Ny grund för tilldelning av kontrakt är kostnad, som exempelvis kan relatera till lägsta livscykelkostnad. Förutom kostnader för förvärv, energiförbrukning, underhåll samt kostnader för insamling och återvinning, kan ingå kostnader för miljöeffekter som är kopplade till den upphandlade produktens livscykel. Detta givet att effekternas penningvärde kan fastställas och kontrolleras.<sup>113</sup>

### **Upphandlingslagstiftningen**

För att offentliga medel ska användas effektivt styrs upphandlingsprocessen av regler som ska säkerställa att offentliga kontrakt inom EU tilldelas i rättvis och öppen konkurrens. Offentlig upphandling omgärdas därför av ett regelverk i EU:s upphandlingsdirektiv. Sedan 2014 gäller nya direktiv (fotnot 112), som förutom att stimulera tillväxt och stärka förtroendet för inre marknaden, har som mål att (Prop. 2015/16:195):

1. Öka effektiviteten i offentliga utgifter genom bättre valuta för pengarna.
2. Förbättra möjligheterna att nyttja offentlig upphandling för att bidra till samhällliga mål såsom att skydda miljön, höja resurs- och energieffektiviteten, bekämpa klimatförändringar, främja innovation, sysselsättning, social integration samt sociala tjänster med hög kvalitet.

Upphandlingsdirektiven tillämpas i EU:s medlemsländer via nationell upphandlingslagstiftning.<sup>114</sup> Lagstiftningen måste överensstämja med allmänna EU-rättsliga principer som följer av fördraget om Europeiska unionens funktionssätt (EUF-fördraget) – fri rörlighet för varor, etableringsfrihet och frihet att tillhandahålla tjänster, samt grundläggande principer såsom icke-diskriminering, likabehandling, proportionalitet, öppenhet samt ömsesidigt erkännande (se fakta 9).<sup>115</sup> Lagarna som styr offentlig upphandling bygger på dessa fem principer, och ska tolkas mot bakgrund av dessa (Konkurrensverket 2016b).

### **Miljöhänsyn i offentlig upphandling**

Kommissionen menar att det finns undersökningar som visar att miljöanpassad offentlig upphandling kan vara kostnadseffektiv (Europeiska kommissionen 2008). Det framgår emellertid inte vad kommissionen relaterar kostnadseffektivitet till och vilka undersökningarna är, vilket belyser en problematik som kan förknippas med de argument som används som stöd för grön offentlig upphandling. De har ingen tydlig förankring i samhällsekonomisk vetenskaplig analys.

### **DET SAMHÄLLSEKONOMISKA PERSPEKTIVET**

Grön offentlig upphandling bör utvärderas på samma premisser som andra miljöpolitiska styrmedel. I detta sammanhang har upphandling unika egenskaper, exempelvis är

---

<sup>113</sup> EU 2014/24/EU (Artikel 68), samt EU 2014/25/EU (Artikel 83).

<sup>114</sup> Medlemsstaterna ska ha infört den nya lagstiftningen senast 18 april 2016, men i Sverige är införandet försenat och lagstiftningen planeras träda i kraft den 1 januari 2017 (Upphandlingsmyndigheten 2016c).

<sup>115</sup> Skäl 1 i EU 2014/24/EU, skäl 2 i EU 2014/25/EU och skäl 4 i EU 2014/23/EU.

det primära syftet att offentlig sektor ska upprätthålla den egna verksamheten genom att konsumera och producera, vilket inte är helt utan negativ miljöpåverkan.

En genomgång av litteraturen visar att studier som väger samhällets kostnader mot intäkter av att implementera grön offentlig upphandling är få. Istället utgår studier från att myndigheter ska ställa miljökrav när de upphandlar eftersom de kan göra det, och fokus ligger ofta på den nytta det kan generera för den enskilda myndighetens verksamhet, snarare än för samhället (Lundberg och Marklund 2013a).<sup>116</sup>

Att den offentliga sektorn är en stor aktör på marknaden är inte ett tillräckligt argument för att grön offentlig upphandling är effektivt i ett samhällsekonomiskt perspektiv. Resurser är inte oändliga och effektiv resursanvändning är viktigt för hållbarhet. Inom ramen för hållbar resursanvändning ingår begrepp som kostnadseffektivitet och måluppfyllelse. Nedan diskuteras grön offentlig upphandling som medel att reducera utsläpp, och hur det relaterar till dessa begrepp.

#### **Fakta 9 De grundläggande upphandlingsprinciperna**

##### *Icke-diskriminering*

Potentiella leverantörer får inte diskrimineras på grund av nationalitet. Svenska myndigheter får inte ställa krav som endast svenska företag känner till eller klarar av att uppfylla, vilket gäller även om utländska leverantörer inte förväntas delta i upphandlingen.

##### *Likabehandling*

Alla leverantörer måste ges samma förutsättningar, vilket exempelvis innebär att alla måste få tillgång till samma information samtidigt.

##### *Proportionalitet*

Krav och villkor ska stå i rimlig proportion till det som upphandlas.

##### *Öppenhet (transparens)*

Upphandlingar ska präglas av öppenhet och förutsebarhet. Bland annat ska upphandlingsdokumentet vara förutsebart, det vill säga tydligt formulerat och innehålla samtliga krav som ställs.

##### *Ömsesidigt erkännande*

Intyg och certifikat som har utfärdats av myndigheter i en medlemsstat ska också gälla i övriga EU- och EES-länder.

Källa: Upphandlingsmyndigheten 2016d.

#### **Kostnadseffektivitet<sup>117</sup>**

Ett styrmedel är kostnadseffektivt om det leder till att målet nås till lägsta kostnad. Härav följer att kostnaderna på marginalen för att reducera utsläpp sammanfaller för alla utsläppskällor som regleras av styrmedlet. Villkoret har visats kunna uppnås med ekonomiska styrmedel, till exempel genom att utsläppskällorna beskattas per enhet utsläpp (Baumol och Oates 1971). En fördel med denna typ av styrmedel är att den reglerande myndigheten inte behöver känna till olika utsläppskällors kostnader för att

<sup>116</sup> För en mer detaljerad genomgång av denna litteratur, se Lundberg m.fl. (2015a).

<sup>117</sup> Lundberg och Marklund (2013b) analyserar grön offentlig upphandling och kostnadseffektivitet.

utsläppen ska kunna fördelas kostnadseffektivt.<sup>118</sup> I fallet med en skatt reducerar företag och hushåll sina utsläpp ytterligare så länge kostnaden för detta är lägre än att betala skatten. Om alla källor beskattas lika kommer kostnaden för den sist reducerade enheten att bli lika för alla källor och kostnadseffektivitetsvillkoret är uppfyllt. Att utsläppsminskningarna sker där det kostar minst att genomföra dem innebär att vissa utsläppskällor reducerar utsläppen mer och andra mindre.

Grön offentlig upphandling kan närmast betraktas som ett administrativt/kvantitativt styrmedel.<sup>119</sup> Myndigheter kan till exempel ställa tekniska krav som en anbudsgivare måste uppfylla för att ett kontrakt ska kunna tilldelas. Ett exempel är upphandling av ekologiska livsmedel där ett krav kan vara att livsmedel ska uppfylla kriterierna enligt förordning (EG) 834/2007 om ekologisk produktion och märkning av ekologiska produkter. Upphandlande myndigheter kan vidare specificera tilldelningskriterier. Vid exempelvis upphandling av personbilar kan ett sådant kriterium röra bilens bränsleförbrukning. En myndighet kan också ställa särskilda kontraktsvillkor som inte behöver vara uppfyllda när anbudet lämnas in men som vinnande anbudsgivare genomför inom kontraktet. Ett exempel vid upphandling av städtjänster är att kräva att det finns en kontaktperson hos den vinnande anbudsgivaren hela kontraktstiden, för att underlätta uppföljning av miljökrav som myndigheten ställt.<sup>120</sup>

En enskild grön offentlig upphandling kan beskrivas i ett stiliserat exempel. Anta att de företag som deltar i upphandlingen är källor till utsläpp. Anta vidare att det sekundära syftet med upphandlingen är att bidra till att företagets miljöbelastning minskar. Därför specificerar den upphandlande myndigheten miljökrav motsvarande en viss miljöstandard. Kraven är obligatoriska, det vill säga de måste uppfyllas för att anbudet ska utvärderas. Anta vidare att inget företag uppfyller kraven innan myndigheten annonserar upphandlingen. För att delta måste därför alla företag anpassa sig. I detta fall är upphandlingen ett kostnadseffektivt styrmedel om alla företag producerar och levererar med exakt likadana teknologier. Företagen har då samma kostnad på marginalen för att reducera utsläppen.

När företag är olika kommer det att vara informationskrävande att göra den enskilda upphandlingen till ett kostnadseffektivt styrmedel, eftersom företagen har olika kostnader för att reducera utsläpp. I det fallet måste unika krav specificeras för varje enskilt företag för att anpassning till kraven ska leda till att kostnaden för den sist reducerade utsläppsenheten ska bli lika för alla. Det är sannolikt inte förenligt med den grundläggande principen om likabehandling (se fakta 9).

Myndigheter kan inte förväntas ha fullständig information om företagets teknologier. Detta kan leda till att de ställer miljökrav som inte är tillräckligt höga för att styra. Kraven kan mycket väl sättas så lågt att alla företag redan uppfyller dem. Den enskilda upphandlingen styr då inte, samtidigt som den skapar administrativa kostnader hos såväl myndigheten som bland de företag som väljer att delta i upphandlingen.

---

<sup>118</sup> Däremot vet man inte med säkerhet hur stor den totala utsläppsreduktionen blir av en given skatt.

<sup>119</sup> Se Lundberg m.fl. (2015a) som analyserar huruvida miljökrav i offentlig upphandling påverkar potentiella leverantörers beteende i den svenska städbranschen. Se också Lundberg och Marklund (2015), där exempel på krav rörande upphandling av rengöringsmedel ges.

<sup>120</sup> Exempelen på krav och kriterier har hämtats från Upphandlingsmyndighetens kriteriebibliotek. Biblioteket omfattar 100-tals produkter inom IT och telekom, bygg och fastighet, städ och kemikalier, fordon och transport, kontor och textil, livsmedel och måltidstjänster, sjukvård och omsorg, samt kravpaket giffri skola. Kraven är frivilliga med ambitionsnivåerna bas, avancerad och spjutspets (Upphandlingsmyndigheten 2016e).

Ett annat problem som försvårar möjligheterna till kostnadseffektiv miljöpolitik via offentlig upphandling är att myndigheter inte vet hur många företag som kommer att lämna anbud och vilka de är. Myndigheter vet heller inte hur många av de potentiella anbudsgivarna som kommer att anpassa sin teknologi och process till miljökraven och delta i upphandlingen. Att veta hur stor miljöeffekt den enskilda upphandlingen får och vad det kostar blir därmed svårt att bilda sig en uppfattning om.

Grön offentlig upphandling är ett decentraliserat styrmedel. Ett stort övergripande problem är att samordna alla upphandlingar med avseende på lokala, regionala och nationella miljö kvalitetsmål. Denna samordning kan vara resurskrävande, vilket ytterligare är till nackdel för kostnadseffektiv miljöpolitik via offentlig upphandling. Upphandlingsmyndighetens kriteriebibliotek (se fotnot 120) kan uppfattas vara ett sätt att utifrån nationell nivå underlätta för myndigheter att genomföra grön offentlig upphandling. Att alla myndigheter rekommenderas att ställa ett visst miljökrav leder dock inte till att en miljöbelastning reduceras till den lägsta kostnaden.

Även om grön offentlig upphandling i jämförelse med traditionella ekonomiska styrmedel såsom skatter och överlåtbara utsläppsrättigheter inte är ett kostnadseffektivt miljöpolitiskt styrmedel, utesluter det inte att det kan finnas motiv att föra miljöpolitik via offentlig upphandling. Om det av någon anledning är omöjligt att införa en skatt, eller höja en redan verksam skatt, kan upphandlingskrav vara ett alternativ, om upphandling bedöms ha potential att vara verksam.

### **Måluppfyllelse**

Diskussionen kring huruvida grön offentlig upphandling har miljöeffekter, och om det är ett träffsäkert styrmedel, kan delas upp i substitutionspolicy och transformationspolicy (Lundberg och Marklund 2013a; Lundberg m.fl. 2015b).

#### *Substitutionspolicy*

Substitutionspolicyn syftar till att den offentliga sektorn köper direkt ”från hyllan”, det vill säga en produkt byts ut mot en produkt med samma funktion, men med mindre miljöskadlig inverkan. Här handlar det först och främst om att sektorns konsumtion eller verksamhet ska bli mindre miljöskadlig, och att göra andra aktörer på marknaden medvetna om att ett ändrat beteende leder till en bättre miljö. Sektorn går före och visar producenter och andra konsumenter vägen.

Denna typ av policy analyseras teoretiskt i en studie där offentlig sektor byter ut en ”brun” produkt mot en ”grön” (Marron 1997). Sektorn ställer inga direkta krav på att producenter ska ställa om från brun till grön produktion. Omställningen antas istället kunna ske indirekt när efterfrågan på den gröna och bruna produkten ökar respektive minskar. Avgörande för att offentlig sektors gröna inköpspolicy ska få betydande miljöeffekt är att sektorn är en stor aktör på både den bruna och gröna marknaden.

Dessutom, för att köpbeteendet ska sprida sig, krävs att privata konsumenter och producenter är icke-känsliga respektive känsliga för ändrat relativpris mellan den gröna och bruna produkten. Om den offentliga sektorn ökar efterfrågan på den gröna produkten och minskar efterfrågan på den bruna, kommer priset på den gröna att stiga i förhållande till priset på den bruna. Om konsumenterna istället är priskänsliga kom-



mer de att gå över från grön till brun konsumtion. Detta motverkar policyns ambitioner.<sup>121</sup> Om producenterna dessutom inte är priskänsliga kommer relativprisförändringen inte i någon större omfattning locka till en övergång till grön produktion. Analysens slutsats är att den offentliga sektorns upphandling är ett imperfekt miljöpolitiskt styrmedel. Under vissa förutsättningar kan grön upphandling till och med vara kontraproduktiv. Om den exempelvis leder till ökad total produktion och konsumtion av den gröna och bruna produkten, kan policyn förvärra miljöproblemen trots att konsumtionen av den gröna och bruna produkten ökat respektive minskat.

### *Transformationspolicy*

Med transformationspolicyn menas att offentlig sektor till exempel ställer obligatoriskt krav på att producenter ställer om från brun till grön produktion. Kravet kan gälla själva produkten, med syfte att reducera miljöproblem som uppstår när den konsumeras. Kravet kan också gälla leverantörers produktion och leverans av produkten.

Återigen framgår att om betydande miljöeffekt ska uppstå är det till fördel ifall den offentliga sektorn är en stor aktör och att privata konsumenter är icke-priskänsliga och producenter är priskänsliga (Lundberg m.fl. 2015b).

Något som försvårar förutsättningarna att förutse transformationspolicyns miljöeffekter och träffsäkerhet är att producenter kan välja att inte anpassa sig till de krav som den offentliga sektorn ställer. De är inte tvingade att delta i upphandlingen och kan fortsätta att producera som vanligt och leverera till konsumenter med lägre miljökrav. Ju tuffare krav offentlig sektor ställer desto mer sannolikt är det att potentiella leverantörer avstår. Om endast producenter som redan uppfyller miljökraven deltar i upphandlingen uppstår en situation som närmast liknar substitutionspolicyn.

Det kan inte uteslutas att upphandlingslagstiftningen även i detta fall begränsar upphandlingen som styrmedel, i det här fallet potentialen att få miljöeffekt. Exempelvis indikerar domar från Högsta förvaltningsdomstolen att krav som påför producenter orimliga kostnader anses strida mot proportionalitetsprincipen (se fakta 9). Möjligheten att ställa tillräckligt tuffa miljökrav för att få effekt är därmed inte självklar (Lundberg och Marklund 2013a).

Sammanfattningsvis: om målet är att minska utsläpp är grön offentlig upphandling inte det första styrmedel som bör övervägas. Detta gäller speciellt på klimatområdet där utrymmet för en kostnadseffektiv och träffsäker politik via upphandling är litet. Anledningen är att ett utsläppstak för koldioxid fastställts på EU-nivå när det gäller utsläppskällor som inkluderas i EU ETS, men även när det gäller källor inom ramen för EU:s bördefördelningsavtal (den så kallade övrigsektorn).<sup>122</sup> Klimatpolitiska extrasteg via exempelvis kommunal offentlig upphandling leder därför inte till lägre koldioxidutsläpp globalt sett (Lundgren m.fl. 2013).<sup>123</sup> Om grön offentlig upphandling ska

---

<sup>121</sup> Resonemanget bygger på avtagande skalavkastning i produktionen, det vill säga att kostnaden att producera ytterligare en enhet av produkten ökar för varje ytterligare enhet. Under antagandet om tilltagande skalavkastning kan utfallet bli annorlunda. Är den tilltagande skalavkastningen tillräckligt stor kan konsumenternas och producenternas reaktion istället stödja policyns ambitioner (Marron 1997).

<sup>122</sup> Lätt industri, transporter, bostäder och service samt små kraftverk.

<sup>123</sup> Lundgren m.fl. (2013) diskuterar kommunala extrasteg inom klimatpolitiken när den omgärdas av klimatpolitik på EU-nivå. Se också Nilsson (2014) för Sveriges förutsättningar att föra klimatpolitik inom EU.

övervägas som miljöpolitiskt styrmedel bör fokus ligga på lokala och regionala miljöproblem.

Upphandling som strategiskt instrument kan betraktas i ett annat perspektiv, nämligen att den offentliga sektorn kan bidra till utveckling och spridning av energieffektiva och mindre miljöbelastande produkter och processer.

#### **INNOVATIONSUPPHANDLING**

EU-kommissionen ska överväga hur grön offentlig upphandling kan användas för att bidra till den cirkulära ekonomin (Europeiska kommissionen 2015). Det handlar till exempel om att bidra till att marknader skapas och att ge producenter incitament att utveckla produkter för dessa marknader. Dessa ambitioner kan relateras till så kallad innovationsupphandling som syftar till att utveckla produkter och processer med bättre funktion, ökad produktivitet och kvalitet (Trafikverket 2014). Ökad kvalitet kan exempelvis relateras till bättre miljö- och klimatprestanda.

Den nationella innovationsstrategin (Regeringen 2012) definierar innovationsupphandling som: ”Upphandling som främjar utveckling och införande av nya lösningar, innovationer”. Innovationsupphandlingsutredningen (SOU 2010:56) beaktar två ansatser när det gäller den offentliga upphandlingens förutsättningar att bidra till innovationer:

- *Innovationsvänlig upphandling*,<sup>124</sup> avser upphandlingar som genomförs på ett sådant sätt att innovativa lösningar inte utestängs eller missgynnas, samt
- *Innovationsupphandling*, avser upphandlingar av i förväg okända lösningar som ännu inte etablerats på någon marknad.

Nedan följer vi Trafikverkets nomenklatur och låter innovationsupphandling vara ett samlingsnamn för båda ansatserna, där den senare benämns *upphandling av innovation*.

#### **Innovationsvänlig upphandling**

Innovationsvänlig upphandling bör vara mest aktuell för myndigheter i gemen. Om det exempelvis finns företag som redan har tagit fram mindre miljöskadliga tekniska lösningar och introducerat dem på marknaden kan dessa lösningar få större spridning om den offentliga sektorn efterfrågar dem. Detta skulle kunna ske genom att myndigheter anpassar krav och kriterier med avseende på detta ändamål när de upphandlar.

En stor aktör är Trafikverket, som upphandlar för ca 40 miljarder kronor per år, varav ca 75 procent utgörs av anläggningsentreprenader. Av Trafikverkets upphandlingar som kan betraktas som innovationsupphandlingar är de flesta innovationsvänliga. Trafikverket ser en stor potential och bedömer att de flesta av deras upphandlingar skulle kunna bli innovationsvänliga på sikt (Trafikverket 2014).

---

<sup>124</sup> Enligt Kammarkollegiet (2012, sida 7) avser innovationsvänlig upphandling: "...att en upphandlande myndighet aktivt betraktar möjligheten att det på marknaden kan finnas varor eller tjänster som är baserade på nya innovationer eller som är så utvecklade att de vid upphandling kan utgöra ett alternativ till etablerade produkter". Upphandlingsmyndigheten benämner denna upphandling "utvecklingsfrämjande upphandling", där myndigheter är öppna för nya lösningar men inte kräver det (Upphandlingsmyndigheten 2016f).

Innovationsvänlig upphandling stöds av Miljömålsberedningen (SOU 2016:47), som argumenterar för offentlig upphandling som ett medel att understödja nya nischmarknader. Ett exempel är upphandling av elbilar.

En nyutvecklad produkt eller process räknas som innovation först när den har kommersialiserats på marknaden (OECD 2005). Därför är innovationsvänlig upphandling inte upphandling av innovation i egentlig mening, då det handlar om inköp av redan kommersialiserade produkter (se också Edquist 2014).

### **Upphandling av innovation**

Upphandling av innovation är upphandling av en produkt som ännu inte finns på marknaden. Upphandlingsmyndigheten (2016b) delar upp denna typ av upphandling i ”upphandling av nya lösningar” och ”anskaffning av forsknings- och utvecklingstjänster”. Den förra refererar till upphandlingar som sker inom ramen för upphandlingsdirektiven. Här kan myndigheten agera som första köpare och bidra till kommersialisering (Trafikverket 2014). Miljömålsberedningen betonar den offentliga sektorns roll som första köpare via exempelvis upphandling av biogas- och elbussar samt nya material i samband med att de lanseras på marknaden (SOU 2016:47).

Upphandling av innovation kan också gälla forsknings- och utvecklingstjänster, och ske med stöd av FoU-undantaget i upphandlingslagstiftningen,<sup>125</sup> stadsstödsreglerna samt de grundläggande principerna i EU-fördraget (se fakta 9). En metod är *förkommersiell upphandling*, som enbart gäller FoU-fasen före kommersialisering, och som således inte omfattas av upphandlingslagstiftningen (Europeiska kommissionen 2007, Vinnova 2013).<sup>126</sup> Den lösning som den förkommersiella upphandlingen leder till kan sedan kommersialiseras via en reguljär upphandling i enlighet med upphandlingslagstiftningen. Detta är en konkurrensutsatt upphandling som också öppnar upp för andra lösningar än den som den förkommersiella upphandlingen ledde till. Det kan inte uteslutas att det även existerar andra lösningar som uppfyller samma krav.

Förkommersiell upphandling förekommer relativt begränsat (SOU 2010:56, Upphandlingsmyndigheten 2016b). Trafikverket (2014) anser sig vara en av de mer erfarna aktörerna eftersom de deltagit i, och driver själv, projekt med denna typ av upphandling. Verket framhåller att upphandling av innovation även i fortsättningen kommer att utgöra en liten del av dess totala upphandlingsvolym (Trafikverket 2014”).

### *Krav på funktion*

Oavsett om det handlar om innovationsvänlig upphandling eller upphandling av innovation är en nyckelfaktor att ställa funktionskrav som fokuserar på behoven (Trafikverket 2014; Edquist 2014). Genom att ställa krav på vilken funktion som ska uppnås snarare än vad som ska genomföras är myndigheter öppna för leverantörers idéer om utveckling. Det är då upp till leverantörerna att föreslå lösningar på funktionskraven. På så sätt låser inte myndigheten uppfyllandet av kontraktet till en viss teknik, produkt eller arbetsmetod (Upphandlingsmyndigheten 2016g).

---

<sup>125</sup> EU 2014/24/EU (Artikel 14), EU 2014/25/EU (Artikel 32) och EU 2014/23/EU (Artikel 25).

<sup>126</sup> Edquist (2014) påpekar att förkommersiell upphandling inte är upphandling av innovation, eftersom det inte innefattar kommersialisering av en produkt.

### **Hinder för innovationsupphandling**

Lundvall och von Utfall Danielsson (2014) ställer två konkreta frågor: Varför sker inte upphandling av innovationer i någon större utsträckning i Sverige idag? Och varför är inte den reguljära offentliga upphandlingen mer innovationsvänlig? Ett hinder är enligt författarna att den offentliga sektorn inte kan hantera risk på ett effektivt sätt.<sup>127</sup>

Innovationsupphandling är förknippad med betydande ekonomiska risker för både upphandlande myndigheter och leverantörer (Trafikverket 2014).<sup>128</sup> Vid upphandling av innovation kan det för myndigheten gälla kostnader för överprövningar och förse-nade leveranser av den nya innovativa produkten. Dessutom finns risken att leveran-tören i slutändan inte kan leverera den funktion som myndigheten efterfrågar. Sam-mantaget kan myndigheter därför uppleva stor osäkerhet kring den här typen av upp-handlingar. Dessutom, om leverantören inte lyckas uppfylla kraven på funktion har denna satsat resurser på något som inte ger kalkylerad vinst.

Ett ytterligare problem kan enligt Lundvall och von Utfall Danielsson (2014) vara att upphandlarna tar beslut utifrån den egna budgeten och nyttan, inte den samhällseko-nomiska nyttan. Därmed tar myndigheter inte hänsyn till att innovationsupphandlingar kan ha positiva externa effekter. Om upphandling av innovation leder till att en effek-tivare produkt lanseras på marknaden gynnas andra myndigheter, men också samhället i stort. Har produkten dessutom bättre miljöegenskaper är samhällets nytta ännu större. Myndigheten får emellertid endast en del av denna nytta, men bär en stor del av kostnaden. Upplever myndigheten upphandlingen som alltför riskfylld kan det leda till att de inte genomför den, trots att det är samhällsekonomiskt motiverat. Det inne-bär att innovationsupphandling som medel för att reducera miljöbelastningen kan falla av samma orsak som miljöproblemen uppstår. Enskilda aktörer, i det här fallet myndigheter, tar inte hänsyn till det egna beteendets externa effekter. Detta är ett yt-terligare exempel på problematiken med upphandling som decentraliserat styrmedel.<sup>129</sup>

Vissa myndigheter har dock som uppgift att initiera och sprida innovationer i sam-hället, och syftet med upphandling är inte först och främst att fylla ett behov för den egna verksamheten. Ett exempel på detta är Energimyndigheten som via så kallad katalytisk upphandling verkar för energieffektivare teknik i samhället.

### **Katalytisk innovationsupphandling**

Syftet med katalytisk innovationsupphandling är inte att fylla ett behov hos upphand-lande myndighet. Istället efterfrågar myndigheten innovationer till nytta för andra myndigheter och privata köpare. Genom att ta initiativ till innovationer söker man starta utvecklingsprocesser bland privata företag, vilket annars kanske inte hade skett. Därmed fungerar myndigheten som katalysator (Trafikverket 2014).<sup>130</sup>

---

<sup>127</sup> Andra hinder är att offentlig sektor saknar kunskap om vilka innovationer som kan upphandlas effektivt, samt att myndigheter inte vet vilka innovationer som bör prioriteras med avseende på samhällets behov (Lundvall och von Utfall Danielsson 2014).

<sup>128</sup> Risk diskuteras utförligt i SOU 2010:56, Lundvall och von Utfall Danielsson (2014) och Edquist (2014).

<sup>129</sup> Ramsberg och Ekelund (2011) diskuterar problematiken med avseende på landsting som prioriterar hälso- och sjukvårdsinsatser baserat på egen budget och därför inte har incitament att erbjuda den för samhället optimala nivån av insatser. De benämner problemet som ett "stuprörstänkande".

<sup>130</sup> Trafikverket gör bedömningen att det inte ingår i verkets uppgift att ta initiativ till att utveckla lösningar för tredje part, exempelvis brukare av transportsystemet, och därför inte ska tillämpa katalytisk upphandling.

Ett exempel på katalytisk innovationsupphandling är Energimyndighetens teknikupphandlingar som syftar till att utveckla energieffektivare och mindre miljöbelastande tekniker, vilka sedan ska kunna kommersialiseras.<sup>131</sup> Processen kan liknas vid en tekniktävling. I samverkan med intressenter som vill driva teknikutvecklingen tar myndigheten initiativ till en förstudie för att analysera vilken förbättringspotential det finns för en produkt. Intressenterna utformar sedan en beställargrupp som formulerar krav som den utvecklade produkten ska uppfylla. Kraven kan bestå av både obligatoriska krav och tilldelningskriterier som inverkar på utvärderingen. Därefter inbjuds marknadsaktörer att delta i upphandlingen och komma in med anbud där de beskriver i vilken grad de uppfyller kraven. De budgivare som beställargruppen bedömer uppfyller kraven får sedan mer tid på sig att utveckla prototyper. För att utse en eller flera vinnare testas sedan prototyperna i laboratorium eller i fält (Energimyndigheten 2014).

Därefter kan Energimyndigheten ge investeringsstöd till första serien som vinnaren producerar (Energimyndigheten 2006), och beställargruppen kan åta sig att köpa ett visst antal av den utvecklade produkten. Om en utomstående aktör, exempelvis kommuner och landsting, upphandlar produkten efter den har introducerats på marknaden är det att betrakta som innovationsvänlig upphandling.<sup>132</sup>

I Energimyndighetens regleringsbrev för 2016 framgår att anslagsposterna ”Insatser för energieffektivisering” och ”Forskning, utveckling och innovation” får användas till teknikupphandling i syfte ”...att utveckla, demonstrera och introducera ny energieffektiv teknik på marknaden”. Innovationsupphandlingsutredningen (SOU 2010:56) är emellertid tveksam till katalytisk innovationsupphandling. Anledningen är att staten tar ställning för vissa produkter och tjänster, vilket gynnar vissa producenter. Därför anser utredningen att sådan upphandling endast bör genomföras om det finns starka skäl. Utredningen uttrycker också en förståelse för att katalytisk innovationsupphandling har relativt liten spridning i Sverige, men även internationellt. Dessutom framhåller utredningen att endast en liten del av Energimyndighetens anslag för att stödja utveckling av energieffektiv teknik används till teknikupphandling.

## **UPPHANDLINGENS ROLL I EN CIRKULÄR EKONOMI**

Av EU:s handlingsplan för den cirkulära ekonomin framgår att det är viktigt att åtgärderna inte stör den inre marknaden och snedvrider konkurrensen, vilket är i linje med EUF-fördraget och de grundläggande upphandlingsprinciperna (se fakta 9).

### **EU:s handlingsplan**

EU:s handlingsplan inriktas i huvudsak mot FN:s tolfte utvecklingsmål inom ramen för Agenda 2030: att säkerställa hållbar produktion och konsumtion (Europeiska kommissionen 2015). I punkt 12.7 specificeras målet att främja metoder för offentlig upphandling som är hållbara, i enlighet med nationell politik och prioriteringar (FN 2015). Handlingsplanen innehåller riktade åtgärder på flera områden, bland annat offentlig upphandling. Kommissionen kommer därför utarbeta upphandlingskriterier på EU-nivå som myndigheterna kan använda frivilligt (Europeiska kommissionen 2015):

---

<sup>131</sup> Se Energimyndigheten (2006, 2009, 2014) för en beskrivning av myndighetens teknikupphandlingsprocess.

<sup>132</sup> Det ursprungliga initiativet till teknikupphandlingar togs 1990 av dåvarande Statens Energiverk. Syftet var att utveckla energieffektiva och miljövänliga kylar och frysar (Energimyndigheten 2009).

- När kriterier fastställs eller ses över kommer kommissionen att särskilt uppmärksamma hållbarhet och möjlighet att reparera,
- Kommissionen kommer att arbeta för att offentliga myndigheter ska tillämpa kriterierna i större utsträckning, till exempel genom utbildningsprogram, och att grön offentlig upphandling används i större utsträckning,
- Kommissionen kommer att föregå med gott exempel via sina egna upphandlingar och genom att öka användningen av grön offentlig upphandling vid inköp när EU-medel används.

Kommissionen kommer även att utarbeta riktlinjer för grön offentlig upphandling i samband med byggnationer, inklusive återvinning av bygg- och rivningsavfall. Den anser att offentlig sektor via upphandling kan bidra till ökad efterfrågan på återvunnet material, eller returråvaror, och skapa marknader för handel inom EU (Europeiska kommissionen 2015).

Den offentliga sektorn lyfts också fram som en viktig aktör när det gäller att bidra till innovationer och investeringar. Kommissionen kommer bland annat ge ytterligare stöd till offentlig-privat samverkan (OPS) (Europeiska kommissionen 2015).<sup>133</sup>

Exakt hur upphandlingar ska genomföras framgår inte av EU:s handlingsplan och osäkerheten är stor bland de myndigheter som ska sjösätta politiken. I en rapport om kommunernas roll i den cirkulära ekonomin lyfts denna problematik fram (Avfall Sverige 2015c). Det råder osäkerhet om hur det ska gå till och hur krav och kriterier ska ställas. Kommunrepresentanter uttrycker att upphandling för en cirkulär ekonomi skulle underlättas om det fanns ett mått på vad cirkularitet är, vilket produkterna kan utvärderas emot. Denna typ av problematik lyfts även fram i en rapport som också diskuterar behovet av att bättre utnyttja potentialen i offentlig upphandling (Naturvårdsverket 2015d). Upphandlande myndigheter är i behov av kompetensutveckling och konkreta stöd i vilka kriterier de kan ställa i olika upphandlingar.

## **DISKUSSION OCH AVSLUTANDE KOMMENTAR**

Slutsatserna kring offentlig upphandling som miljöpolitiskt styrmedel varierar beroende på målet med politiken. Är syftet att bidra till minskade negativa externa effekter av lokala och regionala miljöproblem, till exempel avfall, buller, miljögifter och vattenföroreningar? Är syftet att bidra till att reducera ett globalt problem som växthuseffekten? Är syftet att stimulera teknologisk utveckling?

Det kan inte uteslutas att upphandling i vissa situationer kan användas som styrmedel i syfte att reducera lokala och regionala miljöproblem. Myndigheter behöver dock stöd för att identifiera vilka kriterier som ska ställas i olika upphandlingar (Naturvårdsverket 2015d). För en samhällsekonomiskt effektiv miljö- och naturresurspolitik bör dessa kriterier föregås av ett antal frågor (Lundberg och Marklund 2013a):

- (i) Vilka negativa externa effekter orsakar alla produktionsled inklusive transporter samt konsumtionen av föremålet för upphandlingen?
- (ii) Är externaliteterna redan föremål för någon form av miljöpolitisk åtgärd?

---

<sup>133</sup> Med OPS avses långsiktiga avtal mellan offentlig sektor och privata företag eller konsortier som avser tillhandahållande av offentliga tjänster, exempelvis anläggningar i form av infrastruktur. De privata företagen finansierar och bygger anläggningarna och levererar sedan den tjänst som offentlig sektor efterfrågar under en förutbestämd period. Därefter övertas anläggningarna av offentlig sektor. Det första och så långt enda större infrastrukturprojekt som genomförts i Sverige enligt OPS är Arlandabanan (Riksrevisionen 2016).

- (iii) Om svaret på fråga (ii) är nej, vad är anledningen till detta? Om det till exempel är politiskt svårt att åtgärda externaliteterna med bättre styrmedel kan det finnas anledning att använda upphandling.
- (iv) Om svaret på fråga (ii) är ja, är åtgärden tillräcklig för att nå miljökvalitetsmålen? Om inte kan det finnas anledning att använda upphandling om redan implementerade styrmedel av någon anledning inte kan skärpas.
- (v) Givet att upphandling ska användas, hur ska rätt miljökrav formuleras och hur stringenta ska de vara för att enskilda upphandlingar tillsammans ska styra mot miljökvalitetsmålen?

Grön offentlig upphandling är ett indirekt och komplicerat styrmedel. Samtidigt finns bred politisk konsensus att föra energi, klimat-, miljö- och naturresurspolitik via upphandling. Mot bakgrund av detta utgör punkterna (i) till (v) en process vars utfall bör begrundas samtidigt med upphandlingslagstiftningen och all annan problematik kring upphandlingsprocessen som diskuterats ovan. Om grön offentlig upphandling implementeras bör funktionskrav prioriteras, vilka säger något om vilken funktion som ska uppnås snarare än vad som ska genomföras. På så sätt låser inte upphandlande myndigheter uppfyllandet av kontraktet till en viss teknik, produkt eller arbetsmetod.

Det råder politisk enighet om att offentlig sektor har en strategisk uppgift via innovationsupphandling. Innovationsvänlig upphandling kan bidra till spridning av nya lösningar, genom att inspirera privata aktörer att ta till sig dessa. Ett exempel är att kommuner och landsting köper in tjänstebilar i form av elbilar. Att enbart svenska myndigheter ”går före” påskyndar inte nödvändigtvis den teknologiska utvecklingen. Anledningen är att innovationer som berör elbilar utvecklas på en global marknad där den svenska offentliga och privata sektorn är små aktörer. Samordnas inköpen på EU-nivå är möjligheten att kunna påverka utvecklingen större.

Upphandling av innovationer som faktiskt leder till nya innovationer, förekommer relativt begränsat. Dessa är förknippade med kostnader, osäkerheter och risker, och därför kan inte kommuner och landsting förväntas genomföra den typen av upphandlingar i någon större utsträckning. Det finns dock exempel på framgångsrika katalytiska upphandlingar. Detta är dock inte upphandling i vanlig mening, utan kan snarare betraktas som statligt stöd till FoU. Innovationsupphandlingsutredningen (SOU 2010:56) anser att katalytisk innovationsupphandling bara ska användas om det finns starka skäl, eftersom den avviker från principen att offentliga myndigheter inte ska rekommendera produkter från vissa producenter.

Cirkulär ekonomi är i ett samhällsekonomiskt perspektiv liktydigt med kostnadseffektiv resurshushållning. Generellt är den offentliga upphandlingens roll i en sådan ekonomi att vara ett medel för myndigheter att bedriva sin verksamhet kostnadseffektivt. Detta inkluderar till exempel att ställa krav och upprätta kriterier för att minimera energiförbrukningen. Det inkluderar också att kommuner ska minimera kostnaderna för sitt avfallsansvar. Det kan inte uteslutas att upphandling av avfallshanteringstjänster ökar konkurrensen i avfallssektorn med ökad effektivitet och lägre kostnader för kommunerna som följd. Det kan heller inte uteslutas att ökad konkurrens i sin tur leder till att företag satsar resurser på innovationer för en effektivare hantering av avfall, vilket leder till ännu lägre kostnader. Detta är dock en empirisk fråga.

### Avsnittet i korthet

- Inom EU är tilltron till grön offentlig upphandling som miljöpolitiskt styrmedel stor. Den förväntas kunna spela en avgörande roll för framväxten av en cirkulär ekonomi och betraktas som ett medel för ökad energieffektivitet, minskade miljö- och klimatproblem, samt naturresurshushållning.
- Det primära syftet med offentlig upphandling är dock generellt att fylla ett behov den upphandlande myndigheten har för att bedriva verksamheten. Rollen som strategiskt medel kommer därför i andra hand.
- Det primära syftet, tillsammans med upphandlingsprocessen och upphandlingslagstiftningen, begränsar möjligheten för grön offentlig upphandling att fungera som ett samhällsekonomiskt effektivt styrmedel.
- Fastställandet av miljökriterier i upphandling bör föregås av ett antal marknads- och miljörelaterade frågeställningar, samtidigt som hänsyn tas till upphandlingslagstiftningen och själva upphandlingsprocessen.
- Upphandlingskriterier som syftar till klimatpolitiska extrasteg inom ramen för EU:s gemensamma klimatpolitik, EU-ETS och bördefördelningsavtalet, minskar inte koldioxidutsläppen ytterligare på global nivå.
- Det kan inte uteslutas att grön offentlig upphandling kan bidra till att minska lokala och regionala miljöproblem. Det betyder dock inte att upphandling alltid ska användas för detta ändamål. För en effektiv politik måste också andra styrmedel övervägas.
- I praktiken kan en mix av styrmedel vara samhällsekonomiskt effektivt. Det innebär dock inte att grön offentlig upphandling per automatik ska ingå.
- Svenska kommuner och landsting kan inte förväntas bidra substantiellt till internationell utveckling och spridning av energieffektiv teknik via grön offentlig upphandling.
- Cirkulär ekonomi är i ett samhällsekonomiskt perspektiv liktydigt med kostnadseffektiv resurshushållning. Den offentliga upphandlingens roll i en cirkulär ekonomi är att vara ett medel för myndigheter att bedriva verksamheten kostnadseffektivt.



## 4 Sysselsättning och produktivitet i en cirkulär ekonomi

**Att kvantifiera samhällsekonomiska effekter av en övergång till en mer cirkulär ekonomi är en svår uppgift. De flesta analyser som gjorts studerar en tänkt framtidsbild med mer cirkulära produktions- och konsumtionsmönster. Hur det läget ska uppstå analyseras inte och resultaten beror i hög grad på de antaganden som görs. Rapporterna lyfter ofta fram resultat inom andra politikområden som ökad sysselsättning och produktivitet i stället för de miljövinster som uppnås. I detta avsnitt analyserar vi konsekvenserna av tidigare rapporters antaganden och fokuserar på produktivitets- och sysselsättningsaspekter.**

### 4.1 Inledning

Förespråkare av en övergång till en mer cirkulär ekonomi menar att dagens produktion och konsumtion inte använder samhällets knappa resurser effektivt. Det finns, så vitt vi vet, endast ett fåtal rapporter som analyserar totala samhällsekonomiska effekter av en övergång till en mer cirkulär ekonomi, där ökad material- och energieffektivitet är två centrala komponenter (Böhringer och Rutherford 2015; Wijkman och Skånberg 2015; Ellen MacArthur Foundation 2015; Europeiska kommissionen 2014b; George m.fl. 2015). En orsak är troligen att begreppet cirkulär ekonomi inte är väldefinierat. En annan orsak är att förespråkarna ser framför sig en ny världsordning som ska komma till stånd via beteendeförändringar och tekniska innovationer. Detta är svårt att beskriva i en ekonomisk modell eftersom teknikerna inte är identifierade och uppkomsten av omvälvande beteendeförändringar kan vara svåra att härleda.

De flesta av rapporterna som beskriver samhällsekonomiska effekter av en övergång till en mer cirkulär ekonomi är skrivna av konsultfirmor och intresseorganisationer och inte publicerade i akademiska tidskrifter. Analyserna beskriver inte hur ekonomin ska nå ett cirkulärt produktions- och konsumtionsmönster utan bygger på framtidsvisioner där ekonomin antas ha övergått till ett mer cirkulärt funktionssätt. Denna situation jämförs sedan med en konventionell ekonomisk utveckling (Wijkman och Skånberg 2015; Morgon och Mitchell 2015; Ellen MacArthur Foundation 2015). Trots att rapporterna okritiskt lyfter fram intresseorganisationens ståndpunkter har resultaten använts som underlag för politiska beslut. Exempelvis hänvisar EU-kommissionen (2015) i sitt meddelande om en handlingsplan för cirkulär ekonomi till Ellen MacArthur Foundation (2015), vilken är skriven av en intresseorganisation som vill påskynda omställningen till en mer cirkulär ekonomi. Rapporterna lyfter fram sysselsättningseffekter och produktivitetsförbättringar för att saluföra den cirkulära ekonomiska politiken.

Syftet med detta avsnitt är att granska, diskutera och kommentera analyser där cirkulär ekonomi studeras ur ett samhällsekonomiskt perspektiv. Vi fokuserar på slutsatserna kring sysselsättning och produktivitet utveckling. Diskussionen utgår från Romklubbens<sup>134</sup> rapport (Wijkman och Skånberg 2015) som analyserar ett antal länder inklusive Sverige samt Ellen MacArthur Foundations rapport (2015) (härefter kallad EMF) som

---

<sup>134</sup> Romklubben är en global tankesmedja som engagerar sig i internationella frågor som hållbar utveckling.

har ett europeiskt perspektiv. I avsnitt 4.2 ifrågasätts resultatet med avseende på de långsiktiga sysselsättningseffekterna av en cirkulär ekonomi. I avsnitt 4.3 analyseras effekter av energi- och materialproduktivitetsförbättringar givet olika antaganden.

## 4.2 Sysselsättningseffekter i en cirkulär ekonomi

I både Romklubbens och EMF:s analyser ger ett framtidsscenario med cirkulär ekonomi högre sysselsättning och lägre arbetslöshet jämfört med ett konventionellt framtidsscenario. Det är dock många nationalekonomer som ifrågasätter de långsiktiga sysselsättningseffekterna av en förändring i miljöpolitiken. Den nationalekonomiska litteraturen visar att jämviktsarbetslösheten främst påverkas av förbättringar i arbetsmarknadens funktionssätt (se Cahuc och Zylberg, 2004 för en läroboksanalys) vilket även togs upp i kapitel 1. Omställningen kommer förmodligen skapa nya jobb inom exempelvis återvinningsindustrin medan andra jobb inom exempelvis gruvnäringen försvinner. Nettoeffekten på lång sikt är troligen liten.

Vi har i tidigare rapporter (Konjunkturinstitutet 2012 och 2013) analyserat utvecklingen av så kallade gröna jobb. I dessa analyser har vi ifrågasatt påståenden om att miljöpolitik kan påverka sysselsättningen på lång sikt. I Konjunkturinstitutet (2013) identifierades sex strukturella faktorer som kan påverka jämviktsarbetslösheten: separations sannolikhet, matchningseffektivitet, reservationslön, produktivitet, agerande bland arbetsmarknadens parter, och tillväxt i arbetskraften.<sup>135</sup> Klimatpolitikens utformning kan sannolikt endast påverka produktiviteten och matchningseffektiviteten. Dessa faktorer är även de som kan påverkas vid en övergång till cirkulär ekonomi.

Den framtida produktivitsutvecklingen i ekonomin beror både på produktivitsutvecklingen i enskilda branscher men även på hur branschammansättningen förändras över tid. Enligt Romklubben och EMF kommer cirkulär ekonomi generera en annan strukturomvandling än med en konventionell utveckling. Romklubben beskriver att de nya branscherna kommer att vara mer arbetsintensiva och därmed ha lägre arbetsproduktivitet och lägre löner. Om produktivitsutvecklingen skiljer sig från vad som förväntades i samband med lönebildningen kan detta leda till förändringar i arbetslösheten under en anpassningsperiod eftersom lönen då sätts för lågt eller för högt. Förändrad produktivitet påverkar inte på lång sikt jämviktsarbetslösheten eftersom lönerna förväntas sjunka eller stiga i takt med produktiviteten. Om den cirkulära ekonomin skulle innebära att branschstrukturen ändrades så att fler lågproduktiva branscher uppstår är det möjligt (men långt ifrån säkert) att sysselsättningen kan öka. Det kan ske om nuvarande branschstruktur erbjuder få arbetstillfällen med låg, avtalsenlig lön relativt utbudet av arbetskraft med låg produktivitet. En ökning av efterfrågan på arbetskraft med låg produktivitet som med nuvarande branschstruktur har svårt att få jobb kan då öka sysselsättningen. En ökning i sysselsättningen blir endast möjlig om

---

<sup>135</sup> *Separationssannolikheten* är sannolikheten att en anställd sägs upp på sin egen eller på arbetsgivarens begäran. *Matchningseffektivitet* är det antal jobb som kan skapas givet ett visst antal vakanser och ett visst antal arbetssökande. *Reservationslön* är den lägsta lön som en enskild arbetstagare är villig att arbeta för. Lägre lönekrav som en följd av lägre reservationslön ger en stramare arbetsmarknad i jämvikt, högre jobbchans och en lägre jämviktsarbetslöshet. *Produktiviteten* avser förädlingsvärdet som en arbetstagare bidrar med. Om produktiviteten blir lägre än vad som förväntats i samband med lönebildningen leder det till att jämviktsarbetslösheten ökar under en anpassningsperiod. *Agerandet bland arbetsmarknadens parter* är av stor betydelse för de löner som uppkommer, och därigenom också för jämviktsarbetslösheten. Större återhållsamhet i lönebildningen ger lägre jämviktsarbetslöshet på lång sikt. *Tillväxten i arbetskraften* påverkar så till vida att arbetslösheten blir högre i genomsnitt vid ett större inflöde på arbetsmarknaden. Det spelar också roll varför och vilka som ökar tillväxten i arbetskraften.

lågsta lönelöner i kollektivavtalen anpassas nedåt då branschstrukturen förändras. Dock visar analysen i Konjunkturinstitutet (2012) att sysselsatta i gröna jobb inte har låg produktivitet eftersom utbildningsnivån i genomsnitt är lika hög i gröna jobb som i övriga ekonomin. Igen ökning i sysselsättning uppstår därmed på sikt till följd av gröna jobb. På lång sikt (exempelvis 2035) torde anpassningen till den cirkulära ekonomin vara genomförd. Därmed borde det vara känt för parterna i ekonomin vilka tekniska lösningar som behövdes för att nå cirkulär ekonomi samt vilken strukturomvandling denna förändring medförde och därmed hur produktivitetens utveckling kommer att utvecklas framöver. Detta medför att lönesättningen kan ske under rätt förutsättningar. Produktivitetens förändring påverkar därför inte jämviktsarbetslösheten på lång sikt. Positiva långsiktiga sysselsättningseffekter är dock något som Romklubben lyfter fram.

Vid en omställning till cirkulär ekonomi kan även matchningseffektiviteten påverkas. Matchningseffektiviteten kan försämrans vid sämre överensstämmelse mellan de krav som företagen som vill anställa ställer och de egenskaper som de arbetssökande erbjuder, vilket ökar arbetslösheten. I en underlagsrapport till EMF (Morgan and Mitchell 2015) visas att matchningseffektiviteten i Storbritannien kan förbättras vid en övergång till cirkulär ekonomi. Analysen saknar dock vetenskaplig grund. Författarna identifierar var de arbetslösa finns och vilka kvalifikationer de har. De antar sedan att de nya arbetstillfällen som uppkommer vid en övergång till cirkulär ekonomi hamnar i dessa regioner och kräver de kvalifikationer som de arbetslösa har. Det saknas belägg för att etableringen av de nya industrierna skulle hamna i dessa regioner. Författarna skriver att deras beräkningar baseras på antaganden som är illustrativa snarare än definitiva. Vi anser att på lång sikt (15-20 år) är det inte troligt att förbättrad matchningseffektivitet, som kan uppstå på kort sikt till följd av övergången till cirkulär ekonomi, kvarstår jämfört med en situation med konventionell samhällsutveckling. EMF tar bland annat upp att digitaliseringen kan påverka matchningseffektiviteten på arbetsmarknaden. Detta kan ske genom exempelvis webbapplikationer (såsom upwork.com) som kan underlätta för arbetssökande att hitta arbetsgivare och vice versa. En sådan utveckling kan dock inte tillskrivas den cirkulära ekonomin utan är en allmän samhällsutveckling som sker både i den konventionella och i den cirkulära ekonomin.

Vi har tidigare studerat begreppet gröna jobb (Konjunkturinstitutet 2012). På samma sätt som i Morgan and Mitchell (2015) identifieras vad gröna jobb är och var de finns. Eurostat (2009) definierar följande branscher som helt gröna: regummering, avloppsrening, avfallshantering och återvinning, sanering samt partihandel med avfallsprodukter och skrot. För att hitta miljöarbetsställen inom branscher som inte antas vara gröna använder SCB information från SCB:s Energistatistik, KRAV och olika branschorganisationer. Den gröna definitionen sammanfaller i stora drag med de jobb som antas öka vid en övergång till en mer cirkulär ekonomi. Studien analyserar de gröna jobben under 2004–2008 och finner att sysselsättningen i gröna jobb är lägre i storstäder, högre bland män (trefjärdedelar av de sysselsatta i den gröna sektorn är män) och att medellönen är högre i den gröna sektorn än i övriga ekonomin. Den deskriptiva analysen visar att i genomsnitt är utbildningsnivån lika hög i den gröna sektorn som i övriga ekonomin. Det finns inga indikationer på vilken typ av utbildning som krävs i sektorn. Den ekonometriska analysen ger inga tydliga indikationer på att dagens gröna jobb skiljer sig i utbildningsnivå från övriga jobb. Det finns ett visst fog för att jobben kan tänkas skapas utanför storstäderna men om detta påverkar den långsiktiga arbetslösheten är osäkert. Det är således oklart om matchningsproblemen ens på kort sikt skulle förbättras vid en övergång till cirkulär ekonomi, vilket EMF:s analys indikerar.

### 4.3 Produktivitetsförändringar i en mer cirkulär ekonomi

EMF-rapporten identifierar tre principer för en mer cirkulär ekonomi: 1) bevara och stärka naturkapitalet, 2) optimera avkastningen från resurserna som används, och 3) främja systemets effektivitet. Principerna utgår från att dagens ekonomiska system inte är lika effektivt som det cirkulära. Förespråkarna för en cirkulär ekonomi identifierar och kvantifierar sällan vilka marknadsmisslyckanden som förklarar detta utfall (EMF 2015 och Wijkman och Skånberg 2015). Marknadsmisslyckandena används bara som skäl för att resurseffektiviteten måste förbättras mer än vad som sker utan ny politik.

Både Romklubben och EMF hävdar att en övergång till en mer cirkulär ekonomi kommer att ske genom teknisk utveckling. För att studera ett revolutionerande tekniskskifte görs ett stort antal antaganden och förenklingar i analysen. Det är därför viktigt att förstå hur dessa antaganden påverkar deras slutsatser. Antaganden om tekniska förändringar är ofta förankrade i expertutlåtanden, exempelvis om hur digitaliseringen kommer att påverka resursproduktiviteten. Dessa antaganden förblir ad-hoc eftersom de saknar en rigorös orsaksunderbyggnad. Man kan säga att de bygger på potentialberäkningar. I detta avsnitt har vi därför gjort ett antal modellsimuleringar med Konjunkturinstitutets allmänjämviktsmodell EMEC<sup>136</sup> för att testa antaganden som gjorts i tidigare studier.

Trots att förändringarna som behöver komma till stånd för att nå en mer cirkulär ekonomi kräver politisk styrning analyserar ingen av rapporterna hur produktivitetsökningen ska uppstå, utan de antar att nya tekniska innovationer kommer till stånd exogent<sup>137</sup> i modellen.

Romklubben använder en input-output modell, som saknar pris- och beteendeförändringar. Vid en förändring av den tekniska utvecklingen, som ändrar både utbud och efterfrågan, kan man förvänta sig att både priset på varor och tjänster förändras samt även priset på insatsfaktorer så som arbetskraft. Böhringer och Rutherford (2015) har i en underlagsrapport till EMF använt en allmänjämviktsmodell för att analysera hur ekonomin förändras vid bland annat teknikförändringar inom transportsektorn som påverkar produktiviteten. I en sådan modell finns priser och beteenden modellerat explicit och modellen är därmed bättre lämpad för att beskriva konsekvenserna av en omställning till en mer cirkulär ekonomi. Författarna konstaterar dock att den exogent och gratis givna tekniska utvecklingen har stor betydelse för resultaten.

#### **ENERGIEFFEKTIVISERING**

Romklubben analyserar en exogent antagen energieffektivisering i hela ekonomin, där energieffektiviseringen antas ske till en kostnad som gör den precis företagsekonomiskt lönsam. Varje bransch har därmed olika kostnad för ökad energieffektivisering. Den lägre energikostnad som uppstår vid energieffektivisering kostar företagen i form av dyrare maskiner och apparater samt även i form av ökad information. Detta antagande bygger inte på någon specifik teknologi utan används för att visa att förändringen inte kommer gratis. I underlagsrapporten till EMF antas att effektiviseringen kommer utan kostnad. Detta är inte oproblemiskt eftersom analysen både ignorerar

---

<sup>136</sup> För en populärvetenskaplig beskrivning av EMEC se Konjunkturinstitutet (2015).

<sup>137</sup> Det vill säga antas utanför modellramen.

kostnaden för teknikutvecklingen, och alternativkostnaden för de resurser som går åt till den teknik som behövs i den cirkulära ekonomin (Böhringer och Rutherford 2015).

Romklubbens analys visar att energieffektiviseringen ger lägre koldioxidutsläpp, nya jobb och förbättrad handelsbalans. Förändringar i företagens beteenden ändras exogent enligt de scenarioantaganden som författarna har satt upp, detta gäller exempelvis mängden energi i varje bransch. Däremot ändras inte övriga samband i modellen som exempelvis lönenivån eller andelen export. Detta innebär att trots effektivare produktion via energieffektivisering, och därmed förändrad efterfrågan på varor och tjänster samt insatsfaktorer, förändras inte priserna i ekonomin. I verkligheten finns det dock ett samband mellan förändringar i efterfrågan och utbud samt pris på varor och tjänster. Dessa samband modelleras i allmänjämviktsmodeller. Att utföra samma analys i EMEC kan således tillföra ytterligare en dimension till analysen. Det största problemet med Romklubbens och EMF:s analyser är dock att energieffektiviseringen är exogent given. Då bortser de från att hushållen har preferenser och att varje bransch har en produktionsteknologi. Exempelvis måste analysen väga in hushållets preferenser för en energieffektiv bil vid bedömningen av vilken kostnadsskillnad som krävs för att få hushållet att välja den energieffektiva bilen. För att ta hänsyn till detta behöver analysen inkludera hur energieffektiviseringen drivs fram endogen i modellen.<sup>138</sup>

Även EMEC har modellspecifika antaganden som påverkar resultaten. Exempelvis antas att arbetsmarknaden är i jämvikt på lång sikt. Det antas således att ekonomin alltid är i balans på lång sikt. Däremot kan antal arbetade timmar ändras om priset på fritid förändras relativt priset på varukonsumtion. Detta ska inte tolkas som att jämviktsarbetslösheten förändras utan att varje hushåll väljer att bjuda ut fler timmar på marknaden vid höjd reallön. Modellen i Böhringer och Rutherford (2015) beskriver en arbetsmarknad som beaktar regionala stelheter genom en löneekvation men modellen inkluderar inte arbetslöshet på grund av imperfekt konkurrens på arbetsmarknaden.

EMEC antar även att handelsbalansen på lång sikt är konstant i förhållande till BNP och beror på andra faktorer än de som modelleras i modellen exempelvis befolkningstillväxten. Detta innebär att vi inte kan få någon handelsbalanseffekt vilket Romklubbens analys visar. På lång sikt, i ett jämviktsperspektiv, är det dock främst det långsiktiga behovet att spara gentemot omvärlden som bestämmer nivån på handelsbalansen och inte en energieffektivitetsförbättring.

### Referensscenario

Scenarierna som görs med EMEC-modellen utgår ifrån ett referensscenario, ett så kallat ”business-as-usual-scenario”. Resultaten från de alternativa scenarierna jämförs med detta referensscenario och effekten av politiken bedöms utifrån skillnaden mellan referensscenariots ekonomiska utveckling och den alternativa utvecklingen. De makroekonomiska ramarna för referensscenariot följer huvudscenariot i Hållbarhetsrapport 2016 för de offentliga finanserna (Konjunkturinstitutet 2016a). Referensscenariot är ingen prognos utan en möjlig utsläppsbana som följer av bland annat SCB:s befolkningsprognos och givet dagens skattestruktur. Bedömningen av strukturomvandlingen har gjorts utifrån Långtidsutredningens referensscenario (SOU 2015:106) men har justerats i branscher där ny information tillkommit. Bland annat har bedömningen av befolkningstillväxten påverkat bedömningen av bostadssektorns och byggindustrins

---

<sup>138</sup> Det vill säga vara ett resultat av modellen.

utveckling. Den årliga procentuella tillväxten i några viktiga ekonomiska variabler presenteras i tabell 11. En autonom energiproduktivitetstökning på en procent per år har även antagits i alla branscher förutom i de energiproducerande branscherna.

EMF:s rapport saknar ett entydigt referensscenario eftersom rapporten baseras på ett flertal studier. Skrivningarna tyder dock på att analyserna jämförs med en framskrivning av ekonomin baserat på dagens politik och med historiska framskrivningar för teknikutvecklingen. Även Romklubben jämför med vad de kallar en ”business-as-usual economy”. Hur detta scenario är utformat beskrivs inte.

**Tabell 11 Försörjningsbalans i referensscenariot**

Årlig procentuell förändring, 2013-2035.

	Referensscenario
BNP	2,3
Privat konsumtion	2,6
Investeringar	2,9
Export	3,3
Import	3,6

Källa: Konjunkturinstitutet.

#### **Modellresultat: energieffektivisering**

Tabell 12 beskriver de scenarier som analyserats i EMEC där energieffektiviteten ökar med 10 procent jämfört med referensscenariot för alla aktörer i ekonomin, undantaget energiproduktionen.<sup>139</sup> Scenarierna studerar tre olika dimensioner; 1) om den tekniska utvecklingen som krävs för energieffektiviseringen införs gratis eller till en kostnad; 2) om energieffektiviseringen införs unilateralt eller globalt och 3) om energieffektiviseringen införs exogent eller endogent. Dessa tre dimensioner inkluderar några av de mest centrala antaganden som görs i Romklubbens och EMF:s analyser.

---

<sup>139</sup> Energiefterfrågan per producerad enhet antas vara 10 procent lägre än i referensscenariot.

**Tabell 12 Scenariobeskrivning – Energieffektivisering**

Scenario	Beskrivning
ScenEE_gratis	Energieffektiviteten i näringslivet, den offentliga sektorn och hushållen 2035 är 10 procent högre jämfört med referensscenariot. Effektiviseringen sker utan kostnad för samhället och påförs exogent i modellen. Energieffektiviseringen gäller dock inte för energisektorerna; el-, fjärrvärme-, gasverk samt raffinaderier.
ScenEE_kostnad	Samma förutsättningar som i ScenEE_gratis men här antas att energieffektivisering är förknippad med en kostnad i form av försämrade förädlingsvärdesproduktivitet. I produktionen av varor och tjänster är kostnaden sådan att energieffektiviseringen precis är privatekonomiskt lönsam.
ScenEE_kostnad_VM	Samma antaganden som ScenEE_kostnad men här antas att resten av världen också får 10 procent effektivare energianvändning.
ScenEE_skuggpris	Samma energiintensitet per producerad enhet som i ScenEE_gratis. Ingen ytterligare exogen teknisk utveckling antas utöver referensscenariot. Ett skuggpris införs på energi, Skuggpriset höjs tills dess att samma energiintensitet som i ScenEE_gratis uppnås.

Hur kostnaderna i ScenEE\_kostnad och ScenEE\_kostnad\_VM beräknas följer i möjligaste mån Romklubben analys. Kostnaden för energieffektiviseringen i näringslivet antas bestå av ökat behov av kapital och arbetskraft. Utifrån priser och efterfrågan i referensscenariot beräknas hur mycket förädlingsvärdesproduktiviteten måste förändras för att åstadkomma ökade kostnader för arbetskraft och kapital som motsvarar det som branschen tjänar på lägre energikostnader på grund av energieffektivisering. För hushållen behandlas bilar och uppvärmning på olika sätt. Vid energieffektivisering i personbilsflottan antas att varje transportenhet kräver mindre energi och mer kapital så att den totala kostnaden per kilometer blir oförändrad vid referensscenariots priser. För hushållens uppvärmning antas kostnaderna för bostaden att öka i samma storleksordning som besparingen som görs vid energieffektivisering. Detta kan tolkas som att hushållen installerar treglasfönster eller tilläggsisolerar.

EMEC är en modell över svensk ekonomi där resten av världen finns representerad via exogent givna världsmarknadspriser och världsmarknadstillväxt. Med en enlandsmodell går det inte att endogent modellera hur världsmarknadspriser förändras. För att simulera ett införande av en mer cirkulär ekonomi i resten av världen justerar vi istället de exogent givna världsmarknadspriserna enligt förändringen i den svenska produktionens marginalkostnad i ScenEE\_kostnad. Världsmarknadstillväxten antas förändras på samma sätt som den svenska efterfrågan på varor och tjänster i scenariot ScenEE\_kostnad. Vi antar således att våra handelspartners reagerar på samma sätt som Sverige vid en övergång till en mer cirkulär ekonomi. Detta innebär en förenkling eftersom länderna har olika kapital- och arbetsintensitet vilket påverkar effekten av övergången till en mer cirkulär ekonomi. För produktionen av relativt homogena varor så som massa, järn och stål är förmodligen effekten likvärdig mellan länder.

Scenariot ScenEE\_skuggpris antar att energieffektiviseringen kommer av att priset på energi ökar. Det ökade skuggpriset kan symbolisera en energiskatt eller något annat prissättande styrmedel. Varken Romklubben eller EMF analyserar den politik som behövs för att uppnå energieffektiviseringen vilket gör detta scenario intressant.

Tabell 13 visar den procentuella förändringen av utvalda indikatorer jämfört med referensscenariot 2035. I ScenEE\_gratis antas energieffektiviseringen vara gratis och därmed ökar produktiviteten i ekonomin då insatsfaktorerna i varje bransch kan användas mer produktivt. Omvärlden antas inte energieffektivisera utöver det som sker i referensscenariot och Sverige får därmed en konkurrensfördel. Importpriserna blir i genomsnitt lägre eftersom Sverige inte längre behöver köpa dyr fossil energi från utlandet utan i stället kan köpa billigare varor och tjänster. Även exportpriserna blir relativt sett lägre än i referensscenariot eftersom energieffektiviseringen leder till lägre marginalkostnad för produktion av varor och tjänster. Efterfrågan på svenska varor ökar och därmed ökar efterfrågan på arbetskraft vilket pressar upp lönekostnaderna i näringslivet. I EMEC antas att sysselsättningen uppnår referensscenariots nivå i alla scenarier. Detta kan tolkas som att jämviktsarbetslösheten alltid nås. Varje individ kan dock bjuda ut fler eller färre timmar på arbetsmarknaden beroende på relativpriset mellan fritid och konsumtion. I detta fall kommer fler timmar bjudas ut eftersom priset på fritid blir högre i förhållande till priset på varu- och tjänstekonsumtionen. ScenEE\_gratis fångar delar av EMF:s analys där den tekniska utvecklingen kommer som utan kostnad. Det går inte att jämföra EMEC:s resultat direkt med EMF:s resultat eftersom scenarierna omfattar olika delar av ekonomin.<sup>140</sup>

- Gratis energieffektivisering ger högre BNP-utveckling och lägre koldioxidutsläpp i både EMEC-analysen och EMF:s analys. Antagandet om att energieffektivisering uppkommer utan kostnad gör dock att effektiviseringen bör inkluderas i referensscenariot och kan därmed inte tillskrivas den cirkulära ekonomin. En teknologi med så gynnsamma karakteristika kommer att införas oavsett om samhällsekonomin strävar efter ett mer cirkulärt produktions- och konsumtionsmönster eller om den fortsätter i samma inriktning som tidigare. Det kan även ifrågasättas varför inte resten av världen implementerar gratis teknologi med positiva effekter på tillväxt, sysselsättning och utsläpp.

**Tabell 13 Indikatorer – energieffektiviseringsscenarioer**

Procentuell förändring jämfört med referensscenario 2035

	Scen EE	ScenEE_ Kostnad	ScenEE_ kostnad_VM	ScenEE_ Skuggpris
BNP	1,1	0,2	0,1	-1,8
Arbetade timmar	0,4	0,2	0,2	-1,1
Lönekostnad näringslivet	1,0	0,3	0,4	-0,6
KPI	-0,4	-0,4	-0,3	2,0
Koldioxidutsläpp				
<i>Totalt</i>	-5,2	-7,7	-8,3	-7,3
<i>Utanför EU ETS</i>	-8,5	-10,2	-10,1	-8,0
<i>Inom EU ETS</i>	-3,6	-6,2	-7,7	-5,8

Anm. Priserna uttrycks som relativpriser jämfört med den utländska prisnivån. EU ETS inkluderar Gruvindustrin.  
Källa: EMEC.

Om vi inför en kostnad för den nya tekniken, som i Romklubbens rapport, blir resultatet annorlunda (ScenEE\_kostnad). Den positiva effekten på tillväxten dämpas avse-

<sup>140</sup> EMF:s allmänjämviktsanalys inkluderar endast energieffektivisering i transportsektorn.



vårt eftersom varje bransch måste konsumera mer kapital och arbetskraft istället för den energi som nu blir effektivare. Ökad efterfrågan på arbetade timmar, till följd av den nya teknologin, ökar reallönen och därmed utbudet av arbetade timmar. Ett internationellt givet pris på kapital gör att kapitalintensiva branscher gynnas jämfört med arbetsintensiva. Jämfört med den utländska prisnivån blir de svenska priserna lägre och därmed kommer branscher så som järn- och stålindustrin fortsätta att sälja till omvärlden (se tabell 14). Eftersom Romklubbens analys använder en input/output-modell utan prisförändringar fångas inte dessa prisanpassningar som mer realistiskt beskriver effekten av effektivisering givet en kostnad. Att BNP är något högre jämfört med referensscenariot även i ScenEE\_kostnad beror dels på att hushållen bjuder ut fler arbetade timmar jämfört med referensscenariot och dels på att kostnaden för den nya teknologin antogs vara precis företagsekonomiskt lönsam i ScenEE:s priser men priserna förändras givet de nya förutsättningarna i ScenEE\_kostnad.

- Input-output analysen förbiser viktiga prisjusteringar i ekonomin vid energieffektivisering till en kostnad. Det finns inte något stöd för att energieffektiviseringen är precis privatekonomiskt lönsam, den kan lika gärna vara dyrare.

I scenario ScenEE\_kostnad\_VM antar vi att den nya tekniken är tillgänglig för alla. Vi antar att omvärlden påverkas på samma sätt som Sverige i ScenEE\_kostnad<sup>141</sup>. Tillväxten dämpas jämfört med ScenEE\_gratis och ScenEE\_kostnad. Skälet är att även omvärldens konkurrenskraft förbättras. De energointensiva och kapitalintensiva branscherna (se tabell 14) ökar inte längre sin produktion eftersom även omvärlden påverkas av den positiva energieffektiviseringseffekten samt kostnaderna för förädlingsvärdet. Detta scenario ger störst utsläppsminskningar totalt, vilket främst härrör från energieffektiviseringen och minskningar i produktionen inom basindustrin.

- Om både Sverige och övriga världen inför en effektivare teknologi till en kostnad som är lika stor som besparingen av energieffektiviseringen blir den samhällsekonomiska effekten liten. Med andra ord, när vi till skillnad från Romklubbens analys antar att den nya effektivare tekniken blir tillgänglig för alla blir de makroekonomiska effekterna små.

Inget av scenarierna uppnår utsläppsminskningar på 10 procent totalt jämfört med referensscenariot (se tabell 13). En förklaring är att energieffektiviseringen ger upphov till en rekyleffekt som uppstår då energi blir billigare relativt andra insatsvaror och insatsfaktorer. Detta leder till substitutions- och inkomsteffekter. Substitutionseffekten uppkommer då relativpriserna mellan insatsfaktorerna förändras. Inkomsteffekten uppkommer då energitjänsten blir billigare vid energieffektivisering och företagen efterfrågar mer energi, men framförallt kommer inkomsteffekten innebära att företag och hushåll kan producera och konsumera mer vid givna resurser. Detta gäller främst i ScenEE\_gratis när energieffektiviseringen införs utan extra kostnad och inkomsterna i ekonomin ökar då resurserna kan användas mer effektivt. Högre konsumtion av varor och tjänster ökar utsläppen relativt energieffektiviseringens potential. I ScenEE\_kostnad är dock inkomst- och substitutionseffekterna i viss mån neutraliserade och resultaten visar att utsläppen i den del av ekonomin som inte inkluderas i EU:s utsläppshandelssystem blir ca 10 procent lägre än i referensscenariot.

---

<sup>141</sup> Det innebär att pris- och efterfrågeförändringar i Sverige och utlandet kan skilja sig åt i ScenEE\_kostnad\_VM eftersom priser och efterfrågan i Sverige kommer förändras jämfört med ScenEE\_kostnad medan världsmarknadspriserna är exogena och givna av marginalkostnaden för svensk produktion i ScenEE\_kostnad. Detta efterliknar en situation där även omvärlden inför ett cirkulärt produktion- och konsumtionmönster.

En annan förklaring är att vi antar att energisektorerna inte påverkas av energieffektiviseringen. Detta motiveras av att energibranscherna inte följer samma mönster i insatsvarustrukturen som övriga branscher. Exempelvis har raffinaderibranschen insatsvaror av både eldningsolja, diesel och bensin samtidigt som de producerar dessa bränslen. Med andra ord är dessa insatsvaror direktimport som säljs vidare till kund. Att exogent införa energieffektivisering för dessa varor innebär ett cirkelresonemang vilket felaktigt speglar möjligheten till energieffektivisering. Ytterligare en orsak till att vi inte når 10 procents utsläppsminskning är att industriprocessutsläpp inte direkt härrör till energianvändningen och därmed inte påverkas av energieffektiviseringen.

I Romklubbens rapport, där energieffektiviseringen införs med en kostnad, blir re-kyleffekten liten. Utsläppen minskar dock med mer än den exogent givna energieffektiviseringen. Det kan bero på att Romklubbens analys inte inkluderar processutsläpp eller att den inkluderar energibranschernas energianvändning i energieffektiviseringen. Ytterligare en förklaring kan vara att handelsbalansöverskottet ökar, vilket betyder att sparandet mot omvärlden ökar, och innebär i slutändan att analysen jämför olika mängd resurser i ekonomin. Om de sparade resurserna istället hade använts till konsumtion, produktion eller investeringar skulle utsläppen ha blivit högre. Med andra ord utsläppen har skjutits på framtiden i analysen.

- Koldioxidutsläppen minskar mer än energieffektiviseringen i Romklubbens analys vilket troligen är en konsekvens av ökad nettoexport och därmed ökat sparande. Sparandet mot omvärlden borde på lång sikt vara en konsekvens av förändrad befolkningsstruktur och inte påverkas av förändringar i ekonomins inriktning.

I scenarierna: ScenEE, ScenEE\_kostnad och ScenEE\_kostnad\_VM, införs energieffektiviseringen exogent, det vill säga den nya energieffektiva teknologin finns inte i modellen utan måste införas av modelleraren. Scenarierna ger således ingen information om hur ekonomin transformeras från en framtidssituation till en annan. Om vi istället antar att EMEC-modellens substitutionselasticiteter kan ge den teknikförändring som krävs för att nå samma energiintensitet som i ScenEE\_gratis kan vi uppskatta vilken politik som krävs för att nå effektiviseringen och vilka kostnader politiken har. En sådan politik förändrar relativpriserna mellan energi och övriga insatsvaror. När relativpriset på energi höjs kommer både tillväxten i ekonomin och koldioxidutsläppen bli lägre än i övriga energieffektiviseringsscenarier. Detta scenario, som inkluderar politik och därmed omställning för att nå energiintensitetsmålet, visar att kostnaderna i form av lägre tillväxt blir betydligt högre än de som visats i de första scenarierna då energieffektiviseringen kommer exogent. En svaghet med analysen är att substitutionselasticiteterna inte motsvarar teknikskiften utan visar hur företag och hushåll reagerar på prisförändringar givet teknologin. Scenariot ger en indikation på att de makroekonomiska konsekvenserna kan bli negativa av en energieffektiviseringspolitik till skillnad från vad scenarierna med exogen teknisk utveckling visade. Även koldioxidutsläppen är något högre än i ScenEE\_kostnad och ScenEE\_kostnad\_VM vilket visar att inte heller miljövinster är större i detta scenario.

- Ett scenario som inkluderar energipolitik med syfte att öka energieffektiviteten i ekonomin visar att det kan bli mer kostsamt i form av lägre ekonomisk tillväxt än vad scenarierna med exogent given energieffektivisering visar. Både Romklubben och EMF antar exogen energieffektivitet vilket underskattar de samhällsekonomiska kostnaderna.

**Tabell 14 Bruttoproduktion per bransch**

Procentuell förändring jämfört med referensscenario 2035

	Scen EE	ScenEE_ Kostnad	ScenEE_ kostnad_VM	ScenEE_ skuggpris
Jord-, fiske- och skogsbruk	2,5	-1,5	-0,9	-6,4
Gruvnäring	4,5	0,3	-0,3	-7,5
Livsmedel, kläder, tobak och träindustri	2,0	-0,8	-0,8	-4,8
Mineralindustri	2,4	0,3	0,0	-4,3
Massa- och pappersindustri	5,7	-0,6	-0,8	-10,9
Kemiindustri	7,7	1,4	-0,2	-10,9
Läkemedelsindustri	0,4	-0,4	-0,3	-1,8
Raffinaderier	-0,5	-1,0	-8,5	-0,9
Järn, stål och metallverk	6,5	0,7	-0,4	-9,9
Fordonsindustrin	0,2	-0,4	-0,1	-1,3
Metallvaruindustri	0,9	-0,3	-0,3	-2,7
Övr verkstadsindustri	0,0	-0,4	-0,3	-1,0
El-, gas- och värmeverk samt VA	-8,1	-9,5	-10,4	-6,8
Bygg	0,9	0,5	0,4	-2,2
Landtransporter	1,9	-0,3	-0,2	-3,8
Sjöfart och flyg	5,1	-2,2	-0,8	-15,5
Tjänster	0,9	0,2	0,2	-1,4

Källa: EMEC.

**MATERIALEFFEKTIVISERING**

Ökad materialeffektivitet kan ske på olika sätt genom aktiviteter som minskar användningen av materialresurser i produktion och konsumtion. I begreppet kan även ökad återanvändning, återvinning, och förbättrad livslängd av produkter ingå. Detta avsnitt analyserar minskad användning av materialresurser i produktion.

Analysen i EMF-rapporten berör främst: mat, mobilitet och bostäder. Materialeffektivitet nämns i samband med mobilitetsanalysen och exemplifieras med bilpooler där materialeffektiviteten i konsumtionen ökar då färre bilar konsumeras givet samma transporttjänst. Romklubben rapport gör ett övergripande antagande där materialeffektiviteten ökar med 25 procent fram till 2030 i både näringslivets produktion och i hushållens konsumtion.<sup>142</sup> Deras analys visar att koldioxidutsläppen minskar, sysselsättningen ökar och handelbalansen stärks.

Tabell 15 beskriver resultaten från EMEC:s materialeffektiviseringsscenarioer. Analysen följer i möjligaste mån Romklubben men vi antar att materialeffektiviteten endast ökar med 10 procent i alla branscher (inklusive energibranscherna). Effektiviseringen gäller användningen av varor från primärproduktionen (exklusive energi) enligt Romklubben rapport; jordbruksvaror, skogsbruksvaror, gruvvaror, vatten och avlopp. Även varor såsom trävaror, kemivaror, massa och papper, metaller och mineraler effektiviseras i alla branscher. Eftersom hushållen i EMEC konsumerar varor enligt ändamål kan inte modellen särskilja hushållens konsumtion från primärproduktionen. Därför studerar vi endast materialeffektivisering i näringsliv och offentlig produktion. Detta borde inte påverka resultaten eftersom vi endast studerar de huvudsakliga trenderna.

<sup>142</sup> Endast jordbruksvaror, skogsbruksvaror, gruvvaror, vatten och avlopp, trävaror, kmeivaror, massa och papper, metaller och mineraler effektiviseras vilket gör att de undviker dubbelräkning.

**Tabell 15 Materialeffektiviseringsscenarioer**

	Beskrivning
ScenME_gratis	Materialeffektiviseringen i näringslivet och den offentliga sektorn ökar med 10 procent jämfört med referensscenariot 2035.
ScenME_kostnad	Samma förutsättningar som i scenME_gratis. Den ökade materialeffektiviteten kräver dock ökade insatsvaror av verkstadsvaror, byggvaror, och företagstjänster.
ScenME_kostnad_VM	Samma antaganden som ScenME_kostnad men här antas att resten av världen också inför en mer cirkulär ekonomi och får 10 procent effektivare materialanvändning.

I ScenME\_kostnad och i ScenME\_kostnad\_VM införs en kostnad för effektiviseringen enligt Romklubbens analys. Kostnaden symboliserar ökade kostnader för reparation och installation av maskiner och apparater, bygg, vetenskaplig forskning och tekniktjänster. Eftersom EMEC använder data som är något mer aggregerat än Romklubbens data beskrivs kostnaden inte lika detaljerat. Reparationer ingår i verkstadsindustrivaror, och forskning och utveckling ingår i företagstjänster. Dessa varor ökar proportionellt med tidigare insatsstruktur tills dess att vinsten av materialeffektivisering motverkas av ökade verkstadsvaror, bygg- och företagstjänster. I ScenME\_kostnad\_VM modelleras förändringarna på världsmarknaden på samma sätt som i motsvarande energieffektiviseringsscenario.

I ScenME\_gratis, där materialeffektiviteten antas komma utan kostnad och enbart påverkar Sverige, ökar tillväxten och utbudet av arbetade timmar jämfört med referensscenariot. Koldioxidutsläppen ökar på grund av ökad produktion men också av att det främst är energiintensiva branscher som ökar. Varor i branscher som använder mycket material som insatsvaror blir relativt sett billigare att producera och marginalkostnaden går därför ner för dessa varor. Därmed ökar branscher såsom järn- och stålindustrin som kan sälja mer av sina varor på exportmarknaden (se tabell 16).

Om en kostnad i form av ökade reparationer, mer byggvaror och mer forskning och utveckling införs (ScenME\_kostnad) kommer vinsten av materialeffektivitetsförbättringen att elimineras, givet de priser som finns i referensscenariot. Detta scenario replikerar Romklubbens analys som visar att ett skifte mot branscher med lägre arbetsproduktivitet medför högre sysselsättning. Detta beror delvis på att Romklubbens analys antar att den lägre produktiviteten inte påverkar lönen eller produktionsbeteendet. Deras analys antar att nya tekniska innovationer kommer till stånd exogent vilket tvingar in förändringen och inte speglar kostnader för den nya teknologin. I verkligheten påverkar dock dessa förändringar lönesättningen; dels har branscherna blivit mer produktiva då materialanvändningen har effektiviserats vilket ökar produktiviteten och dels ökar de arbetsintensiva branscher som understödjer det cirkulära produktionsmönstret (exempelvis reparationstjänster) vilket minskar produktiviteten. Lägre arbetsproduktivitet ger generellt lägre löner men den ökade materialproduktiviteten ökar arbetsproduktiviteten i alla branscher och har en positiv effekt på lönen. Modellresultaten i ScenME\_kostnad visar på oförändrat (till och med svagt negativt) utbud av arbetade timmar (se tabell 16).<sup>143</sup> Tillväxten blir dock svagt positiv jämfört med referensscenariot och utsläppen av koldioxid minskar.

<sup>143</sup> Arbetsutbudet bestäms av relativpriset mellan nyttan av konsumtion och nyttan av fritid. Priset på dessa storheter beror dels på lönen och av priset på konsumtionsvaror men även på nyttofunktionens utformning.

**Tabell 16 Valda indikationer från materialeffektivitetsscenerierna**

Procentuell förändring jämfört med referensscenario 2035

	ScenME_gratis	ScenME_kostnad	ScenME_kostnad_VM
BNP	2,3	0,1	0,1
Arbetade timmar	0,2	0,0	0,0
Lönekostnad näringslivet	3,3	0,5	0,7
KPI	0,7	0,2	0,3
Koldioxidutsläpp			
<i>Totalt</i>	2,7	-1,0	-2,6
<i>Utanför EU ETS</i>	2,1	-0,7	-1,4
<i>Inom EU ETS</i>	4,3	-1,4	-4,0

Anm. Alla priser är uttryckta som relativpriser jämfört med den utländska prisnivån; den reala växelkursen.

Källa: EMEC.

**Tabell 17 Bruttoproduktion och arbetade timmar per bransch**

Procentuell förändring jämfört med referensscenario 2035

	ScenME_gratis		ScenME_kostnad		ScenME_kostnad_WM	
	Produktion	Timmar	Produktion	Timmar	Produktion	Timmar
Jord-, fiske- och skogsbruk	0,5	-0,3	-6,0	-5,6	-9,3	-8,9
Gruvnäring	-1,6	-2,5	-6,1	-6,2	-12,6	-12,6
Livsmedel, kläder, tobak och träindustri	6,3	4,2	-1,9	-2,4	-2,9	-3,7
Mineralindustri	-2,2	-3,2	-5,2	-5,2	-7,8	-7,8
Massa- och pappersindustri	5,4	3,9	-3,7	-3,7	-9,6	-9,6
Kemiindustri	9	7,5	-0,6	-0,7	-8,1	-8,2
Läkemedelsindustri	0,6	-0,3	0,0	-0,1	0,1	0,1
Raffinaderier	1,2	0,4	-0,2	-0,3	-1,1	-1,2
Järn, stål och metallverk	13,3	11,6	-2,2	-2,4	-10,0	-10,3
Fordonsindustrin	0,0	-1,4	-0,3	-0,4	-0,2	-0,2
Metallvaruindustri	1,0	-0,2	-0,6	-0,6	-0,5	-0,5
Övr verkstadsindustri	-0,4	-1,8	-0,3	-0,4	1,4	1,3
El-, gas- och värmeverk samt VA	1,0	-0,4	-1,4	-2,0	-2,0	-2,4
Bygg	1,6	0,8	0,7	0,7	0,5	0,5
Landtransporter	1,8	1,3	-0,2	-0,1	-0,6	-0,5
Sjöfart och flyg	-2,4	-3,1	-0,1	-0,2	-0,1	-0,2
Tjänster	0,8	0,0	0,3	0,3	0,5	0,5

Källa: EMEC.

Scenerierna ger till viss del olika makroekonomisk utveckling, men de största skillnaderna framkommer på branschnivå. Skillnaden i strukturomvandling mellan scenarierna är väsentlig. Basindustrins utveckling är positiv i ScenME\_gratis medan den i ScenME\_kostnad blir något lägre än i referensscenariot. Om omvärlden har samma materialeffektiviseringspolitik kommer basindustrin minska kraftigt jämfört med referensscenariot. Att basindustrin minskar sin produktion är en följd av minskad efterfrågan både på export- och hemmamarknaden på dessa varor då materialeffektiviteten ökar med 10 procent.

Förändringen i arbetade timmar per bransch följer i stort sett bruttoproduktionens utveckling. Detta innebär att i vissa branscher ökar antal arbetade timmar och i andra minskar den jämfört med referensscenariot 2035. Den totala förändringen i arbetade timmar är oförändrad i både ScenME\_kostnad och ScenME\_kostnad\_VM (se tabell 17). Eftersom materialeffektivitetsscenarierna följer Romklubbens analys är det inte oväntat att arbetade timmar ökar i verkstadsindustrin, bygg och tjänstebranscherna eftersom detta följer av antagandet om hur materialeffektiviten implementeras.

## SLUTSATSER

Resultaten visar att de makroekonomiska effekterna av ökad exogen given effektivisering är känsliga för antaganden om vad den nya effektivare teknologin kostar. Resultaten påverkas även av om våra viktigaste handelspartners implementerar samma energieffektiva teknologi eller inte. Om den nya teknologin är billig (precis företagsekonomiskt lönsamt eller till och med lägre) och enkelt kan implementeras är det troligt att även resten av världen kommer införa samma cirkulära produktionsmönster. I en sådan situation är de makroekonomiska fördelarna jämfört med en konventionell ekonomi små men miljövinster är stora. Denna slutsats förutsätter dock att tekniken finns och att den är lönsam. Om tekniken är betydligt dyrare kan de samhällsekonomiska konsekvenserna bli negativa. Även om tekniken är företagsekonomiskt lönsam men skiljer sig från konventionell teknik i något annat avseende än kostnad och effektivitet kan hushållens och företagets preferenser påverka kostnaden för implementeringen. Denna aspekt är inte analyserad i detta avsnitt.

### Avsnittet i korthet

- Den långsiktiga jämviktsarbetslösheten påverkas troligen inte av en övergång till en mer cirkulär ekonomi.
- De gröna jobben är fler utanför storstäderna. Detta kan minska matchningsproblemen och därmed arbetslösheten men enbart på kort sikt.
- Ny effektivare teknik som kan implementeras utan ytterligare kostnad ger positiva effekter på tillväxt, sysselsättning och produktivitet. En sådan teknikförändring bör dock inkluderas i referensscenariot och kan inte tillskrivas en cirkulär ekonomi utan kommer att införas oavsett inriktning på politiken.
- Om den effektivare tekniken finns tillgänglig till en kostnad som är precis privatekonomiskt lönsam blir de samhällsekonomiska effekterna små. De makroekonomiska effekterna blir ännu lägre om även resten av världen inför samma teknologi. Miljöeffekterna blir däremot stora: lägre utsläpp och lägre materialanvändning.
- Om den effektivare teknologin är betydligt dyrare än konventionell teknologi blir BNP betydligt lägre än i referensscenariot.
- Styrningen mot cirkulär ekonomi bör saluföras utifrån de miljövinster som den kan ge och inte utifrån effekter på sysselsättning och tillväxt.

# Referenser

- Ackerman, F och K Gallagher (2002), "Mixed signals: market incentives, recycling, and the price spike of 1995", *Resources, Conservation and Recycling*, vol 35, s 275-295.
- Akerlof, G (1970), "The market for lemons: quality uncertainty and the market mechanism", *Quarterly Journal of Economics*, vol 84, s 488-500.
- Aleklett, K och C J Campbell (2003), "The peak and decline of world oil and gas production", *Minerals & Energy*, vol 18, s 5-20.
- Almryd, L-G m.fl. (2015), "Förbjud förbränning av osorterade sopor", DN debatt, *Dagens Nyheter*, 2015-06-15.
- Atasu, A och R Subramanian (2012), "Extended producer responsibility for e-waste: individual or collective producer responsibility?", *Production and Operations Management*, vol 21, s 1042-1059.
- Avfall Sverige, (2009), "Viktbaserad renhållningstaxa som styrmedel", Rapport U2009:09, Avfall Sverige, Malmö.
- Avfall Sverige (2010), "Kommunernas roll vid insamling av förpackningar och returpapper", Guide #1 mars 2010.
- Avfall Sverige (2011), "Energiåtervinning. Rester", [www.avfallsverige.se/avfallshantering/energiatervinning/rester/](http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/energiatervinning/rester/), 2016-10-01.
- Avfall Sverige (2012), "Avfall Sveriges deponihandbok. Reviderad handbok för deponering som en del av modern avfallshantering", Rapport D2012:02.
- Avfall Sverige (2013), "Ökad materialåtervinning – vad är energiåtervinningens roll?", Rapport E2013:08.
- Avfall Sverige (2015a), "Svensk avfallshantering 2015", Avfall Sverige, Malmö.
- Avfall Sverige (2015b), "Hushållsavfall i siffror – kommun- och länsstatistik 2014", Rapport 2015:25, Avfall Sverige, Malmö.
- Avfall Sverige (2015c), "Kommunernas roller i den cirkulära ekonomin", Rapport 2015:21.
- Avfall Sverige (2015d), "Goda exempel på avfallsförebyggande", Rapport 2015:03.
- Avfall Sverige (2016a), "Biologisk återvinning ger näring och energi", [www.avfallsverige.se/avfallshantering/biologisk-atervinning/](http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/biologisk-atervinning/), 2016-10-01.
- Avfall Sverige (2016b), "Uppkomst av hushållsavfall", [www.avfallsverige.se/statistik-index/avfallsstatistik/europeisk-avfallsstatistik/uppkommet-hushaallsavfall/](http://www.avfallsverige.se/statistik-index/avfallsstatistik/europeisk-avfallsstatistik/uppkommet-hushaallsavfall/), 2016-10-17.
- Avfall Sverige (2016c), "Energiåtervinning", <http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/energiatervinning/>, 2016-11-01.
- Ayres, R U och A V Kneese (1969), "Production, consumption and externalities", *American Economic Review*, vol 59, s 282-297.
- Baumol, W J (1977), "On recycling as a moot environmental issue", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol 4, s 83-87.
- Baumol, W J och W E Oates (1971), "The use of standards and prices for protection of the environment", *Swedish Journal of Economics*, vol 73, s 42-54.
- Berglund, C (2004), "Spatial cost efficiency in waste paper handling: the case of corrugated board in Sweden", *Resources, Conservation and Recycling*, vol 42, s 367-387.
- Bergman, M och S Lundberg (2013), "Tender evaluation and supplier selection methods in public procurement", *Journal of Purchasing and Supply Management*, vol 19, s 73-83.
- Blomberg, J och P Söderholm (2009), "The economics of secondary aluminium supply: an econometric analysis based on European data", *Resources, Conservation and Recycling*, vol 53, s 455-463.
- BMUB (Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety) (2013), "Waste prevention programme of the German government with the involvement of the Federal Länder", Bonn.
- Boden, T A, G Marland och R J Andres (2010), "Global, regional, and national fossil-fuel CO2 emissions", Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, USA.
- Bohm, P (1981), "Deposit-refund systems: theory and applications to environmental, conservation and consumer policy", Johns Hopkins University Press, London.

- Boulding, K (1966), "The economics of the coming spaceship earth", Sixth Resources for the Future Forum on Environmental Quality in a Growing Economy, Washington, DC.
- Boverket (2007), "God bebyggd miljö – samhällsekonomisk konsekvensanalys", Underlag till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet 2007.
- Brown, L R (2001), "Eco-Economy. Building an economy for the earth", Norton, New York.
- Bruvoll, A (1998), "Taxing virgin materials – an approach to waste problems", *Resources, Conservation and Recycling*, vol 22, s 15-29.
- Bruvoll, A, B Halvorsen och K Nyborg (2002), "Households' recycling efforts", *Resources, Conservation and Recycling*, vol 36, s 337-354.
- Brännlund, R och T Lundgren (2007), "Swedish industry and Kyoto – an assessment of the effects of the European CO2 emission trading system", *Energy Policy*, vol 35, s 4749-4762.
- Brännlund, R och T Lundgren (2010), "Environmental policy and profitability: evidence from Swedish industry", *Environmental Economics and Policy Studies*, vol 12, s 59-78.
- Brännlund, R (2006), "Grön skatteväxling – framgångsväg eller återvändergränd?", SNS förlag, Stockholm.
- Brännlund, R och B Kriström (2012), "Miljöekonomi", Studentlitteratur, Lund.
- Böhringer C och T F Rutherford (2015), "The circular economy– an economic impact assessment", Report to SUN–IZA. <https://sunstiftungsfonds.files.wordpress.com/2015/06/report-circular-economy.pdf>.
- Cahuc, P och A Zylberberg (2004), "Labour economics", MIT press, Cambridge.
- Centerpartiet (2015), "Miljö+ Tillväxt=Sant", Centerpartiets skatteväxlingsrapport, Almedalen 2015.
- Coase, R H (1960), "The problem of social cost", *Journal of Law and Economics*, vol 3, s 1-44.
- Confederation of European Waste to Energy Plants (2015), "Landfill taxes and bans" [http://cewep.eu/media/cewep.eu/org/med\\_557/1406\\_2015-02-03\\_cewep-\\_landfill\\_inctaxesbans.pdf](http://cewep.eu/media/cewep.eu/org/med_557/1406_2015-02-03_cewep-_landfill_inctaxesbans.pdf), 2016-10-01.
- Costanza, R, R d'Arge, R De Groot, S Faber, M Grasso, B Hannon, K Limburg, S Naeem, R V O'Neill, J Paruelo och RG Raskin (1997), "The value of the world's ecosystem services and natural capital", *Nature*, vol 387, s 253-260.
- Dahlén L, S Vukicevic S, J E Meijer och A Lagerkvist (2007), "Comparison of different collection systems for sorted household waste in Sweden", *Waste Management*, vol 27, s 1298-1305.
- Dahlén L, H Åberg, A Lagerkvist och P E O Berg (2009), "Inconsistent pathways of household waste and the impact of collection system design", *Waste Management*, vol 29, s 1798–1806.
- Dahmén, R (1968), "Sätt pris på miljön", SNS förlag, Stockholm.
- Dasgupta, P och G Heal (1974), "The optimal depletion of exhaustible resources", *Review of Economic Studies, Symposium on the Economics of Exhaustible Resources*, s 3-28.
- DeLong, J B (1998), "Estimating world GDP, one million B.C. – Present", Department of Economics, University of California Berkeley, USA.
- Dempsey, M och K McIntyre (2009), "The role of collective versus individual producer responsibility in e-waste management: key learnings from around the world", *Electronic waste management*, s 212-235.
- Dijkgraaf, E och R Gradus (2004), "Cost savings in unit-based pricing of household waste the case of the Netherlands", *Resource and Energy Economics*, vol 26, s 353-371.
- Dijkgraaf, E och R Gradus (2015), "Efficiency effects of unit-based pricing systems and institutional choices of waste collection", *Environmental and Resource Economics*, vol 61, s 641-658.
- Dir 2016:3, Styrmedel för att förebygga uppkomst av avfall i syfte att främja en cirkulär ekonomi.
- Dir 2016:34, Utredning om ekonomiska styrmedel för el- och värmeproduktion inom EU ETS och ekonomiska styrmedel för avfallsförbränning.
- Duit, A (2007), "Path dependency and institutional change: the case of industrial emission control in Sweden", *Public Administration*, vol 85, s 1097-1118.
- Dupuit, J (1844), "On the measurement of the utility of public works", i *International Economic Papers* 2, London.
- Døvik, O T och T Leidal (2015), "Import av norska sopor en tjänst för miljön", Debattartikel, *Dagens samhälle*, <http://www.dagensamhalle.se/debatt/import-av-norska-sopor-en-otjanst-foer-miljoen-17319>, 2015-08-12.



- Edquist, C (2014), "Offentlig upphandling och innovation", Uppdragsforskningsrapport 2014:5, Konkurrensverket.
- EG 86/278/EEG, Rådets direktiv 86/278/EEG av den 12 juni 1986 om skyddet för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket.
- EG 91/271/EEG, Rådets direktiv 91/271/EEG av den 21 maj 1991 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse.
- EG 834/2007, Rådets förordning (EG) nr 834/2007 av den 28 juni 2007 om ekologisk produktion och märkning av ekologiska produkter och om upphävande av förordning (EEG) nr 2092/91
- EG 1907/2006, Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1907/2006 av den 18 december 2006 om registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av kemikalier (Reach), inrättande av en europeisk kemikaliemyndighet, ändring av direktiv 1999/45/EG och upphävande av rådets förordning (EEG) nr 793/93 och kommissionens förordning (EG) nr 1488/94 samt rådets direktiv 76/769/EEG och kommissionens direktiv 91/155/EEG, 93/67/EEG, 93/105/EG och 2000/21/EG.
- EG 1272/2008, Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1272/2008 av den 16 december 2008 om klassificering, märkning och förpackning av ämnen och blandningar, ändring och upphävande av direktiven 67/548/EEG och 1999/45/EG samt ändring av förordning (EG) nr 1907/2006.
- Ekheimer, P (2006), "Tidningspapper av returpapper. Den svenska massa- och pappersindustrins omvandling under senare delen av 1900-talet", Licentiatuppsats, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- El-kretsen (2016), <http://www.el-kretsen.se/fakta>.
- Ellen MacArthur Foundation (2015), "Growth within: a circular economy vision for a competitive Europe", <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/growth-within-a-circular-economy-vision-for-a-competitive-europe>.
- Energimyndigheten (2006), "Upphandling driver fram ny teknik", Energimyndighetens teknikupphandlingar, ET 2006:21.
- Energimyndigheten (2009), "Lyckad insats inom energiforskningen: Sverige ledande på kyl- och frys", ET 2009:21.
- Energimyndigheten (2014), "Slutrapport – Innovationsupphandling inom miljöteknik, ett regeringsuppdrag", ER 2014:25.
- Energimyndigheten (2015), "Inför kommande utlysningar i batterifondsprogrammet", <http://www.energimyndigheten.se/nyhetsarkiv/2014/infor-kommande-utlysning-i-batterifondsprogrammet/>, 2016-11-11.
- Enveco (2015), "Hur tillämpas miljöbalkens rimlighetsavvägning", Rapport 2015:1.
- EU 1999/31/EG, Rådets direktiv 1999/31/EG av den 26 april 1999 om deponering av avfall.
- EU 2000/53/EG, Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/53/EG av den 18 september 2000 om uttjänta fordon.
- EU 2004/17/EG, Europaparlamentets och Rådets direktiv 2004/17/EG av den 31 mars 2004 om samordning av förfarandena vid upphandling på områdena vatten, energi, transporter och posttjänster.
- EU 2004/18/EG, Europaparlamentets och Rådets direktiv 2004/18/EG av den 31 mars 2004 om samordning av förfarandena vid offentlig upphandling av byggtreprenader, varor och tjänster.
- EU 2006/66/EG, Europaparlamentets och rådets direktiv 2006/66/EG av den 6 september 2006 om batterier och ackumulatorer och förbrukade batterier och ackumulatorer och om upphävande av direktiv 91/157/EEG.
- EU 2008/98/EG, Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG av den 19 november 2008 om avfall och om upphävande av vissa direktiv.
- EU 2012/19/EG, Europaparlamentets och rådets direktiv 2012/19/EU av den 4 juli 2012 om avfall som utgörs av eller innehåller elektrisk och elektronisk utrustning (WEEE).
- EU 2012/27/EU, Europaparlamentets och rådets direktiv 2012/27/EU av den 25 oktober 2012 om energieffektivitet, om ändring av direktiven 2009/125/EG och 2010/30/EU och om upphävande av direktiven 2004/8/EG och 2006/32/EG.
- EU 2014/23/EU, Europaparlamentets och rådets direktiv 2014/23/EU av den 26 februari 2014 om tilldelning av koncessioner.

- EU 2014/24/EU, Europaparlamentets och rådets direktiv 2014/24/EU av den 26 februari 2014 om offentlig upphandling och om upphävande av direktiv 2004/18/EG.
- EU 2014/25/EU, Europaparlamentets och rådets direktiv 2014/25/EU av den 26 februari 2014 om upphandling av enheter som är verksamma på områdena vatten, energi, transporter och post-tjänster och om upphävande av direktiv 2004/17/EG.
- EU 2015/720/EU, Europaparlamentets och rådets direktiv 2015/720/EU om förpackningar och förpackningsavfall.
- Europeiska kommissionen (2007), ”Förkommersiell upphandling: Att driva på innovation för att få offentliga tjänster av hög kvalitet i Europa”, Meddelande från kommissionen till Europaparlamentet, Rådet, Europeiska ekonomiska och sociala kommittén samt Regionskommittén, KOM(2007) 799 slutlig.
- Europeiska kommissionen (2008), ”Offentlig upphandling för en bättre miljö”, Meddelande från kommissionen till Europaparlamentet, Rådet, Europeiska ekonomiska och sociala kommittén samt Regionkommittén, KOM(2008) 400 slutlig.
- Europeiska kommissionen (2010), ”Europa 2020 – en strategi för smart och hållbar tillväxt för alla”, Meddelande från kommissionen, KOM(2010) 2020 slutlig.
- Europeiska kommissionen (2011a), ”Ett resurseffektivt Europa”, KOM(2011)21, Bryssel.
- Europeiska kommissionen (2011b), ”Färdplan för ett resurseffektivt Europa”, KOM(2011)571, Bryssel.
- Europeiska kommissionen (2011c), ”Inre marknadsakten – Tolv åtgärder för att stimulera tillväxten och stärka förtroendet för inre marknaden – Gemensamma insatser för att skapa ny tillväxt”, Meddelande från kommissionen till Europaparlamentet, Rådet, Europeiska ekonomiska och sociala kommittén och Regionkommittén, KOM(2011) 206 slutlig.
- Europeiska kommissionen (2012), ”Guidance on the interpretation of key provisions of Directive 2008/98/EC on waste”, European Commission, Directorate-General Environment.
- Europeiska kommissionen (2014a), ”Följedokument till: Förslag till Europaparlamentets och rådets direktiv om översyn av målen i direktiven 2008/98/EG om avfall, 94/62/EG om förpackningar och förpackningsavfall och 1999/31/EG om deponering av avfall, om ändring av direktiven 2000/53/EG om uttjänta fordon, 2006/66/EG om batterier och ackumulatörer och förbrukade batterier och ackumulatörer och 2012/19/EU om avfall som utgörs av eller innehåller elektrisk och elektronisk utrustning (WEEE)”, SWD(2014) 208 final.
- Europeiska kommissionen (2014b), ”Study on modelling of the economic and environmental impacts of raw material consumption”, Technical report 2014–2478.
- Europeiska kommissionen (2015), ”Att sluta kretsloppet – en EU-handlingsplan för den cirkulära ekonomin”, Meddelande från kommissionen till Europaparlamentet, Rådet, Europeiska ekonomiska och sociala kommittén samt Regionkommittén, KOM(2015) 614 slutlig.
- Eurostat (2009), ”The environmental goods and services sector. A data collection handbook”, 2009 Edition, Methodologies and working papers.
- Eurostat (2015), ”Municipal waste generation and treatment, by type of treatment method”, <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/tgm/table.do?tab=table&init=1&plugin=1&language=en&pcode=tsdpc240>.
- Eurostat (2016), ”Chemicals production statistics”, [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Chemicals\\_production\\_statistics](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Chemicals_production_statistics).
- Finansdepartementet (2003), ”Naturgrusskatten – måluppfyllelse och konsekvenser”.
- Finansdepartementet (2016a), ”Sänkt mervärdesskatt på mindre reparationer”.
- Finansdepartementet (2016b), ”Skattereduktion för reparation och underhåll av vitvaror”.
- Fischer (2013), ”Municipal waste management in Finland”, ETC/SCP working paper, European Environment Agency, <http://www.eea.europa.eu/publications/managing-municipal-solid-waste/finland-municipal-waste-management/view>, 2016-11-11.
- FN (2015), ”Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development”, Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015.
- Folke, C (1993), ”Naturens underhåll som grund för internationell handel”, i SOU 1993:79, *Handel och miljö – mot en hållbar spelplan*, Stockholm.
- Forslind, K H (2008), ”The effect of a premium in the Swedish car scrapping scheme: an econometric study”, *Environmental Economics and Policy Studies*, vol 9, s 43–55.

- Fråne, A, L Schmidt, J Sjöström, S Vukicevic och M Tapper (2015), "Kunskapsunderlag för ökad källsortering av plastförpackningar", Rapport B 2247, IVL Svenska Miljöinstitutet, Stockholm.
- Fullerton, D och T C Kinnaman (1996), "Household responses to pricing garbage by the bag", *American Economic Review*, vol 86, s 971-984.
- Fullerton, D och W Wu (1998), "Policies for green design", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol 25, s 242-256.
- George D, B Chiang Lin och Y Chen (2015), "A circular economy model of economic growth", *Environmental Modelling and Software*, vol 73, s 60-63.
- Gneezy, U och A Rustichini (2000), "A fine is a price", *Journal of Legal Studies*, vol 29, s 1-18.
- Goldmann, M (2016), "Adjö Car2Go – detta lär vi oss av bildningsfiaskot", Debattartikel, *Aktuell Hållbarhet*, <http://www.aktuellhallbarhet.se/adjo-car2go-detta-lar-vi-oss-av-bildningsfiaskot/>, 2016-10-03.
- Gossen, H H (1854), "Entwicklung der Gesetze des menschlichen Verkehrs, und der daraus fließenden Regeln für menschliches Handeln", Friedrich Vieweg und Sohn, Braunschweig.
- Gottberg, A, J Morris, S Pollard, C Mark-Herbert och M Cook, (2006), "Producer responsibility, waste minimisation and the WEEE Directive: case studies in eco-design from the European lighting sector", *Science of the total environment*, vol 359, s 38–56.
- Gray, L C (1913), "The economic possibilities of conservation", *Quarterly Journal of Economics*, vol 27, s 497-519.
- Gray, L C (1914), "Rent under the assumption of exhaustibility", *Quarterly Journal of Economics*, vol 28, s 466-489.
- Hage, O (2007), "The Swedish producer responsibility for paper packaging: an effective waste management policy?", *Resources, Conservation and Recycling*, vol 51, s 314–344
- Hage, O och P Söderholm (2008), "An econometric analysis of regional differences in household waste collection: the case of plastic packaging waste in Sweden", *Waste management*, vol 28, s 1720–1731.
- Hage, O, K Sandberg och P Söderholm (2008), "Household plastic waste collection in Swedish municipalities: a spatial-econometric approach", Presenterad vid 16th annual EAERE Conference, Göteborg, juni 25-28, 2008.
- Hage, O, P Söderholm och C Berglund (2009), "Norms and economic motivation in household recycling: empirical evidence from Sweden", *Resources, Conservation and Recycling*, vol 53, s 155-165.
- Hammar, H och L Drake (2007), "Kan ekonomiska styrmedel bidra till en giftfri miljö?", Specialstudie nr. 15, Konjunkturinstitutet.
- Hartwick, J (1977), "Intergenerational equity and the investing of rents from exhaustible resources", *American Economic Review*, vol 66, s 972-974.
- Henry, P (2015), "Circular economy package – what's in it?", DG Environment, Europeiska Kommissionen, Bryssel.
- Heshmati, A (2015), "A review of the circular economy and its implementation", Näringspolitiskt Forum Rapport #13, Entreprenörskapsforum, Stockholm.
- Horton, J J och R J Zeckhauser (2016), "Owning, using and renting: some simple economics of the 'sharing economy'", mimeo, New York University och Harvard University.
- Hotelling, H (1931), "The economics of exhaustible resources", *Journal of Political Economy*, vol 39, s 137-175.
- Husiman, J (2013), "Too big to fail, too academic to function", *Journal of Industrial Ecology*, vol 17, s 172-174.
- Ingham, A (2006), "Improving markets for waste plastics," i OECD, *Improving recycling markets*, Working Group on Waste Prevention and Recycling, Organization of Economic Co-operation and Development, Paris, s 72-120.
- International Monetary Fund (2016), "World Economic Outlook", Washington, DC.
- IVA (Ingenjörsvetenskapsakademien) (2016), "Resurseffektivitet – Policyutveckling mot 2050", Stockholm.
- IVL Svenska Miljöinstitutet (2016), "Uppdatering av avfallskoefficienter i EMEC", PM maj 2016.
- Jackson, T (2010), "Välfärd utan tillväxt: så skapar vi ett hållbart samhälle", Ordfront förlag, Stockholm.
- Jevons, W S (1865), "The coal question", MacMillan, London.

- Johansson, J, J Krook och M Eklund (2014), "Institutional conditions for Swedish metal production: a comparison of subsidies to metal mining and metal recycling", *Resources Policy*, vol 41, s 72-82.
- Johnstone, N och P Söderholm (2011), "Market inefficiencies in recycling markets: the role of private and public remedies", mimeo, Luleå tekniska universitet.
- Juutinen, A, P Reunanen, M Mönkkönen, O-P Tikkanen och J Kouki (2012), "Conservation of forest biodiversity using temporal conservation contracts", *Ecological Economics*, vol 81, s 121-129.
- Kammarkollegiet (2012), "Att främja nytänkande – vägledning för innovationsvänlig upphandling", Kammarkollegiet, Upphandlingsstödet, 2012:2.
- Kemikalieinspektionen (2012), "Bättre kemikalier regler för en giftfri miljö – rapport från ett regeringsuppdrag", Rapport nr 1/12.
- Kemikalieinspektionen (2013), "När kan ekonomiska styrmedel komplettera regleringar inom kemikalieområdet?", Rapport nr 1/13.
- Kemikalieinspektionen (2014), "Kartläggning av ftalater i varor i Sverige", PM 2/14.
- Kemikalieinspektionen (2015), "Hälsoskadliga kemiska ämnen i byggprodukter – förslag till nationella regler", Rapport nr 8/15.
- Kemikalieinspektionen (2016a), "Kemi-stat", [www.kemi.se](http://www.kemi.se).
- Kemikalieinspektionen (2016b), "Plastvaruindustrin", [www.kemi.se](http://www.kemi.se).
- Konjunkturinstitutet (2011), "Samhällsekonomiska effekter av två styrmedel för minskade avfallsmängder", Specialstudie nr 26.
- Konjunkturinstitutet (2012), "Miljö, ekonomi och politik", Konjunkturinstitutet.
- Konjunkturinstitutet (2013), "Miljö, ekonomi och politik", Konjunkturinstitutet.
- Konjunkturinstitutet (2015), "EMEC – en populärvetenskaplig beskrivning", PM 2015-03-26.
- Konjunkturinstitutet (2016a), "Hållbarhetsrapport 2016 för de offentliga finanserna", Specialstudie nr. 47.
- Konjunkturinstitutet (2016b), "Kostnadseffektiv styrning mot mål om förnybar energi", Specialstudie nr. 51.
- Konjunkturinstitutet (2016c), "Känslighetsanalyser viktbaserad avfallstaxa och insamling av matavfall", PM.
- Konkurrensverket (2016a), "Upphandling enligt lägsta pris behöver inte ge sämre kvalitet", Rapport 2016:4.
- Konkurrensverket (2016b), "De grundläggande upphandlingsprinciperna", <http://www.konkurrensverket.se/upphandling/om-upphandlingsreglerna/om-lagstiftningen/upphandlingsprinciperna/>, 2016-03-29.
- Krausmann, F, S Gingrich, N Eisenmenger, K H Erb, H Haberl och M Fischer-Kowalski (2009), "Growth in global materials use, GDP and population during the 20th century", *Ecological Economics*, vol 68, s 2696-2705.
- Krook-Riekkola, A och P Söderholm (2013), "Fjärrvärmens och de långsiktiga klimatmålen. En analys av olika styrmedel och styrmedelskombinationer", Fjärrsyn Rapport 2013:10, Svensk Fjärrvärme, Stockholm.
- Lagrådsremiss (2016), "Skatt på kemikalier i vissa konsumentvaror", Finansdepartementet.
- Latacz-Lohmann, U och C van der Hamsvoort (1997), "Auctioning conservation contracts: a theoretical analysis and an application", *American Journal of Agricultural Economics*, vol 79, s 407-418.
- Lee, J, A Branth Pedersen och M Thomsen (2014), "The influence of resource strategies on childhood phthalate exposure – the role of REACH in a zero waste society", *Environmental International*, vol 73, s 312-322.
- Li, C-Z och K-G Löfgren (2010), "Att mäta välfärd och hållbar utveckling – gröna nationalräkenskaper och samhällsekonomiska kalkyler", Rapport till Expertgruppen för miljöstudier 2010:3, Finansdepartementet, Stockholm.
- Lifset R och T Lindhqvist (2008), "Producer responsibility at a turning point", *Journal of Industrial Ecology*, vol 12, s 144-147.
- Lundberg, S och P-O Marklund (2011), "The pivotal nature of award methods in green public procurement", *Environmental Economics*, vol 2, s 64-73.

- Lundberg, S och P-O Marklund (2013a), "Offentlig upphandling eller gröna nedköp? En ESO-rapport om miljöpolitiska ambitioner", Rapport till Expertgruppen för studier i offentlig ekonomi 2013:10.
- Lundberg, S och P-O Marklund (2013b), "Green public procurement as an environmental policy instrument: cost-effectiveness", *Environmental Economics*, vol 4, 50-58.
- Lundberg, S och P-O Marklund (2015), "Offentlig upphandling som miljöpolitiskt styrmedel", SNS ANALYS nr 30, juni 2015.
- Lundberg, S, P-O Marklund, E Strömbäck och D Sundström (2015a), "Using public procurement to implement environmental policy: an empirical analysis", *Environmental Economics and Policy Studies*, vol 17, s 487-520.
- Lundberg, S, P-O Marklund och E Strömbäck (2015b), "Is environmental policy by public procurement effective?", *Public Finance Review*, vol 44, s 478-499.
- Lundgren, T, J Stage, T Tangerås och B Carlén (2013), "Energimarknaden, ägandet och klimatet", SNS Förlag.
- Lundmark R och E Samakovlis (2011), "Avfall. Återvinna, bränna eller slänga?", SNS Förlag, Stockholm.
- Lundvall, K och C von Utfall Danielsson (2014), "Varför upphandlar inte den offentliga sektorn fler innovationer?", Uppdrag välfärd, forskningsprogram initierat av Entreprenörskapsforum, Fores och Leading Health Care.
- Länsstyrelsen Västerbotten (2012), "Tillsynsprojekt – efterbehandling av sulfidmalmsgruvor", Meddelande 3, 2012.
- Mansikkasalo, A, P Söderholm, och R Lundmark (2014), "Market behavior and policy in the recycled paper industry: a critical review of price elasticity research", *Forest Policy and Economics*, vol 38, s 17-29.
- Mark- och miljödomstolen M28-14, 2014-06-23.
- Mark- och miljödomstolen M1428-14, 2015-08-28.
- Mark- och miljööverdomstolen M2274-15, 2016-01-29.
- Marron, D B (1997), "Buying green: government procurement as an instrument of environmental policy", *Public Finance Review*, vol 25, s 285-305.
- McKinsey (2016), "Automotive revolution – perspective towards 2030. How the convergence of disruptive technology-driven trends could transform the auto industry", Advanced Industries.
- Miljömålportalen (2016), [www.miljomal.se](http://www.miljomal.se).
- Moberg, Å (2006), "Environmental systems analysis tools for decision-making: LCA and Swedish waste management as an example", Licentiatuppsats, Kungliga Tekniska högskolan, Stockholm.
- Moore, C (2008), "Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat", *Environmental Research*, vol 108, 131-139.
- Morgon J och P Mitchell (2015), "Employment and the circular economy – job creation in a more resource efficient Britain", <http://www.green-alliance.org.uk/resources/Employment%20and%20the%20circular%20economy.pdf>
- Motion 2012/13: MJ440, Pant på batterier, Jan Ericson (M).
- Mundaca, L och L Neij (2009), "A multi-criteria evaluation framework for tradable white certificate schemes", *Energy Policy*, vol 37, s 4557-4573.
- Mäler, K-G (1974), "Environmental economics: a theoretical inquiry", John Hopkins University Press, Baltimore.
- MÖD 2010:6, Miljööverdomstolens domar, M10280-08, 2010-02-26.
- MÖD 2010:22, Miljööverdomstolens domar, M5973-09, 2010-08-26.
- Naturskyddsföreningen (2014a), "Grön ekonomi – genom grön tillväxt eller minskat tillväxtberoende?", Rapport, Stockholm.
- Naturskyddsföreningen (2014b), "Gruvindustrin - bakgrund och förslag".
- Naturvårdsverket (2005a), "Miljöpolitik och styrmedel. Fallstudie: Batterier", Rapport 5514.
- Naturvårdsverket (2005b), "Förbränningsanläggningar för energiproduktion inklusive rökgaskondensering (utom avfallsförbränning)", Branschfakta utgåva 2.

- Naturvårdsverket (2006), "Quality report for statistics of waste and recovery and disposal of waste in Sweden 2006", Report 5842.
- Naturvårdsverket (2007a), "Materialströmmar – ett bättre sätt att samla in hushållsavfall? Utredning av förutsättningar för insamling och återvinning av hushållens avfall i materialströmmar", Rapport 5752.
- Naturvårdsverket (2007b), "Rapport angående genomförande av batteridirektivet", Rapport 5753.
- Naturvårdsverket (2008), "Lakvatten från deponier", Fakta 8306.
- Naturvårdsverket (2010), "Effekter av deponiförordningens införande. En effektutvärdering", Rapport 6381.
- Naturvårdsverket (2011), "Uttjänta bilar och miljön. Redovisning av regeringsuppdrag", NV 09128–10.
- Naturvårdsverket (2012), "Från avfallshantering till resurshushållning. Sveriges avfallsplan 2012–2017", Rapport 6502.
- Naturvårdsverket (2013a), "Översyn av deponiskatten", Redovisning 2013–12–20, NV–00338–13.
- Naturvårdsverket (2013b), "Producentansvar för läkemedel", Redovisning 2013–10–17.
- Naturvårdsverket (2014a), "Synen på ekosystemtjänster – begreppet och värdering".
- Naturvårdsverket (2015a), "Sveriges återvinning av förpackningar och tidningar. Uppföljning av producentansvar för förpackningar och tidningar 2014".
- Naturvårdsverket (2015b), "Omhändertagande av övergivna, uttjänta fordon samt flyttning av fordon i vissa fall", Redovisning av regeringsuppdrag, NV-06341-14.
- Naturvårdsverket (2015c), "Mål i sikte – Analys och bedömning av de 16 miljö kvalitetsmålen i fördjupad utvärdering, volym 1", Naturvårdsverket rapport 6662.
- Naturvårdsverket (2015d) "Styr med sikte mot miljömålen – Naturvårdsverkets fördjupade utvärdering av miljömålen 2015", Rapport 6666.
- Naturvårdsverket (2016a), "Yttrande om EU-kommissionens förslag om cirkulär ekonomi resp. ändrade avfallsregler".
- Naturvårdsverket (2016b), "Remiss av Promemorian Skattereduktion för reparation och underhåll av vitvaror (Fi 2016/01195/S1)".
- Naturvårdsverket (2016c), "Avfall i Sverige 2014", Rapport 6727.
- Naturvårdsverket (2016d), "Förslag om hantering av textilier – Redovisning av regeringsuppdrag", NV-06147-14.
- Naturvårdsverket (2016e), "Genomförande av systemen med producentansvar för förpackningar, returpapper och elutrustning", Slutredovisning av regeringsuppdrag M2014/1900/Ke.
- Naturvårdsverket (2016f), "BAT-slutsatser för industriutsläppsverksamheter"  
<http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Industriutslappsdirektivet-IED/BAT-slutsatser-for-industriutslapp/>.
- Naturvårdsverket (2016g), "Utsläpp av växthusgaser från el- och värmeproduktion"  
<http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Vaxthusgaser-utslapp-fran-el--och-varmeproduktion/>.
- Naturvårdsverket (2016h), "Promemoria Återvinning ur nedlagda avfallsanläggningar", Fi2016/00774.
- Nilsson, M (2014), "Uppdatera klimatpolitiken – Klimatpolitisk handbok för en ny regering", Arena idé, Stockholm 2014.
- Nordhaus, W D (1977), "Economic growth and climate: the carbon dioxide problem", *American Economic Review*, vol 67, s 341-346.
- Nordic Competition Authorities (2016), "Competition in the waste management sector – preparing for a circular economy", Report 2016 (Svensk sammanfattning).
- Nordic Council of Ministers (2015), "Moving towards a circular economy – successful Nordic business models", Policy Brief, Köpenhamn.
- Nyborg, K (2003), "The impact of public policy on social and moral norms: some examples", *Journal of Consumer Policy*, vol 26, s 259-277.
- Näringsdepartementet (2013), "Sveriges Mineralstrategi för ett hållbart nyttjande av Sveriges mineraltillgångar som skapar tillväxt i hela landet.", N2013:02.

- O'Connell, M, S Hickey, M Besiou, C Fitzpatrick, och L N Wassenhove (2013), "Feasibility of using radio frequency identification to facilitate individual producer responsibility for waste electrical and electronic equipment", *Journal of industrial ecology*, vol 17, s 213–223.
- OECD (2005), "Oslo manual – Guidelines for collecting and interpreting innovation data", 3rd edition, OECD 2005.
- OECD (2016), "Extended producer responsibility – Updated guidance", ENV/EPOC/WPRPW(2015)16/FINAL.
- Oosterhuis, F H, H Bartelings, V G M Linderhof, och P J H van Beukering (2009), "Economic instruments and waste policies in the Netherlands", Report R-09/01, Institute for Environmental Studies (IVM), Vrije University, Amsterdam.
- Pearce, D W och R K Turner (1990), "Economics of natural resources and the environment", Harvester Wheatsheaf, London.
- Perloff, J (2004), "Microeconomics", 3d edition, Pearson Education Inc.
- Pigou, A C (1920), "The economics of welfare", MacMillan, New York.
- Piippo, S (2013), "Municipal waste management in Finland", Greensettle publications, University of Oulu.
- Plasticseurope (2016), "How is PVC used?", [www.pvc.org](http://www.pvc.org).
- Prop. 1990/91:90, *En god livsmiljö*.
- Prop. 1995/96:87, *Lag om skatt på naturgrus*.
- Prop. 1998/99:84, *Lag om skatt på avfall*.
- Prop. 2011/12:100, *2012 års ekonomiska vårproposition*.
- Prop. 2014/15:99, *Värändringsbudget för 2015*.
- Prop. 2015/16:195, *Nytt regelverk om upphandling*.
- Prop 2016/17:1, *Budgetpropositionen för 2017*.
- Radetzki, M (2008), "A handbook of primary commodities in the global economy", Cambridge University Press, Cambridge.
- Ragnsells (2014), "Remissvar deponiskatt. Översyn av deponiskatten", DNS FI2014/198.
- Ramsberg, J och M Ekelund (2011), "Stuprörstänkande gör samhällets kostnader för ohälsa onödigt höga", *Ekonomisk Debatt*, vol 39.
- Rasmussen, C och D Vigso (2005), "Rethinking the waste hierarchy", Environmental Assessment Institute.
- Regeringen (2012), "Den nationella innovationsstrategin", N2012:27, Regeringskansliet, Näringsdepartementet.
- Regeringen (2015), "Circular Economy – elements for the new proposal", SE Non-paper 2015-06-26, <http://www.regeringen.se/contentassets/eb8110de24394134920d420fe30bc928/circular-economy-elements-for-the-new-proposal.pdf>.
- Regeringen (2016a), "Nationella upphandlingsstrategin", Regeringskansliet, Finansdepartementet/Kommunikationsavdelningen.
- Regeringen (2016b), "Europa 2020-strategin", <http://www.regeringen.se/sverige-i-eu/europa-2020-strategin/>.
- Regeringsförklaringen 2014.
- Regeringens skrivelse 2015/16:165, "Riksrevisionens rapport om ekonomiska risker för staten i fråga om gruvavfall", Näringsdepartementet.
- Regeringskansliet (2015), "EU:s handlingsplan för en cirkulär ekonomi samt ändring av flera direktiv om avfall", Faktapromemoria 2015/16:FPM30, Miljödepartementet.
- Reid, M (2003), "A strategy for construction and demolition waste as recycled aggregates", WRAP Research and Development Report: Aggregates, Storbritannien.
- Richter, J L, och R Koppejan (2015), "Extended producer responsibility for lamps in Nordic countries: best practices and challenges in closing material loops", *Journal of Cleaner Production*, vol 123, s 167–179.

- Riksrevisionen (2015a), ”Transporter av farligt avfall – fungerar tillsynen?”, RiR 2015:10.
- Riksrevisionen (2015b), ”Gruvavfall – Ekonomiska risker för staten”, RiR 2015:20.
- Riksrevisionen (2016), ”Erfarenheter av OPS-lösningen för Arlandabanan”, RiR 2016:3.
- Rockström, J, P-O Sjö, P Stoltz och A Wijkman (2015), ”Cirkulär ekonomi bra för både jobben och för miljön”, DN debatt, *Dagens Nyheter*, 2015-06-21.
- Roine J och D Spiro (2013), ”Utvinning för allmän vinning – en ESO-rapport om svenska mineralinkomster”, Expertgruppen för studier i offentlig ekonomi (ESO) 2013:9.
- Roser, M (2016), ”Life Expectancy”, <https://ourworldindata.org/life-expectancy/>.
- Rydberg, T, J Westerdahl, E Hallberg m.fl. (2011), ”Emissions of additives from plastics in the societal material stock: a case study for Sweden”, i B Bilutowski m.fl. (red), *Global Risk-Based Management of Chemical Additives I, Handbook of Environmental Chemistry*, vol 18, s 253-264.
- Sadler, T (2000), ”Regulating chemical emissions with risk-based environmental taxation”, *International Advances in Economic Research*, vol 6, s 287-305.
- Sahlin, J, T Ekvall, M Bisailon och J Sundberg (2007), ”Introduction of a waste incineration tax: effects on the Swedish waste flows”, *Resources, Conservation and Recycling*, vol 51, s 827–846.
- Samuelson, W och R Zeckhauser (1988), ”Status quo bias in decision making”, *Journal of Risk and Uncertainty*, vol 1, s 7-59.
- SCB (2016a), ”Hushållens konsumtionsutgifter 1993-2015”, [www.statistikdatabasen.scb.se](http://www.statistikdatabasen.scb.se), 2016-10-17.
- SCB (2016b), ”Produktion, insatsförbrukning och förädlingsvärde 1980-2014”, [www.statistikdatabasen.scb.se](http://www.statistikdatabasen.scb.se), 2016-10-17.
- SCB (2016c), ”Befolkningsstäthet (invånare per kvadratkilometer), folkmängd och landareal efter region och kön. År 1991 – 2015”, [www.statistikdatabasen.scb.se](http://www.statistikdatabasen.scb.se), 2016-11-11.
- SCB (2016d), ”Behandlat avfall efter typ av behandling och avfallsslag. Vartannat år 2010 – 2014”, [www.statistikdatabasen.scb.se](http://www.statistikdatabasen.scb.se), 2016-10-01.
- SCB (2016e), ”Varuimport och varuexport efter produktgrupp SPIN2007, bortfallsjusterat, sekretessrensad, år 2000 – 2015”.
- Segerson, K (1988), ”Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol 15, s 87-96.
- SFS 1991:45, *Minerallagen*.
- SFS 1994:1236, *Förordning om producentansvar för däck*.
- SFS 1994:1776, *Lag om skatt på energi*.
- SFS 1997:645, *Förordning om batterier*.
- SFS 1998:808, *Miljöbalk*.
- SFS 1999:673, *Lag om skatt på avfall*.
- SFS 2001:512, *Förordning om deponering av avfall*.
- SFS 2007:185, *Förordning om producentansvar för bilar*.
- SFS 2007:193, *Förordning om producentansvar för vissa radioaktiva produkter och berädda strålkällor*.
- SFS 2008:834, *Förordning om producentansvar för batterier*.
- SFS 2009:1031, *Förordning om producentansvar för läkemedel*.
- SFS 2013:253, *Förordning om förbränning av avfall*.
- SFS 2013:319, *Förordning om utvinningsavfall*.
- SFS 2014:1073, *Förordning om producentansvar för förpackningar*.
- SFS 2014:1074, *Förordning om producentansvar för returpapper*.
- SFS 2014:1075, *Förordning om producentansvar för elutrustning*.
- SGU (2016a), ”Mineralnäring, gruvor och miljöpåverkan”, [www.sgu.se](http://www.sgu.se).
- SGU (2016b), Data för gruvavfall, erhållet via e-post från SGU 2016-03-07.
- Sjöström, M och G Östblom (2010), ”Decoupling waste generation from economic growth – A CGE analysis of the Swedish case”, *Ecological Economics*, vol 69, s 1545-1552.



- Skatteverket (2016), ”Skatt på naturgrus”,  
[www.skatteverket.se/foretagochorganisationer/skatter/punktskatter/naturgrus](http://www.skatteverket.se/foretagochorganisationer/skatter/punktskatter/naturgrus).
- Skou Andersen, M (2007), ”An introductory note on the environmental economics of the circular economy”, *Sustainability Science*, vol 2, s 133-140.
- Slunge, D och T Sterner (2001), ”Implementation of policy instruments for chlorinated solvents. A comparison of design standards, bans and taxes to phase out trichloroethylene”, *European Environment*, vol 11, s 281-296.
- Solow, R M (1993), ”An almost practical step toward sustainability”, *Resources Policy*, vol 3, 162-172.
- Sommestad, L (2011), ”Klimatpolitik och full sysselsättning”, Rapportbok från Arbetarrörelsens tankemedja, Stockholm.
- Sorrell, S, E O`Malley, J Schleich, och S Scott (2004), ”Economics of energy efficiency. Barriers to cost-effective investment”, Edward Elgar, Cheltenham.
- SOU 2001:2, *En effektiv användning av naturresurser*, Betänkande av Resurseffektivitetsutredningen..
- SOU 2005:23, *En BRASkatt? – beskattning av avfall som förbränns*.
- SOU 2005:64, *En BRASkatt! -beskattning av avfall som deponeras*.
- SOU 2009:12, *Skatt i retur*, Betänkande av ASKA-utredningen.
- SOU 2010:56, *Innovationsupphandling*, Betänkande av Innovationsupphandlingsutredningen.
- SOU 2011:44, *Fjärrvärme i konkurrens*.
- SOU 2011:73, *På jakt efter den goda affären: analys och erfarenheter av den offentliga upphandlingen*, Delbetänkande av Upphandlingsutredningen 2010.
- SOU 2012:38, *Minska riskerna med farliga ämnen! Strategi för Sveriges arbete för en giftfri miljö*, Delbetänkande av Miljömålsberedningen.
- SOU 2013:12, *Goda affärer – En strategi för hållbar offentlig upphandling*, Slutbetänkande av Upphandlingsutredningen 2010.
- SOU 2015:30, *Kemikalieskatt. Skatt på vissa konsumentvaror som innehåller kemikalier*, Betänkande av Kemikalieskatteutredningen.
- SOU 2015:106, *Sveriges Ekonomi – scenarier fram till år 2060*, Bilaga 1 till Långtidsutredningen 2015, Finansdepartementet.
- SOU 2016:47, *En klimat- och luftvårdsstrategi för Sverige*, Delbetänkande av Miljömålsberedningen.
- Statskontoret (2004), ”Bilskrotningens framtida finansiering”, Rapport 2004:26.
- Stern, D I (2005), ”Global sulfur emissions from 1950 to 2000”, *Chemosphere*, vol 58, s 163-175.
- Stoneham, G, V Chaudhri, A Ha och L Strappazon (2003), ”Auctions for conservation contracts: an empirical examination of Victoria’s BushTender trial”, *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol 47, s 477-500.
- Strömberg, P (2004), ”Market imperfections in recycling markets: conceptual issues and empirical study of price volatility in plastics”, *Resources, Conservation and Recycling*, vol 41, s 339-364.
- Sullivan, J och G S Amacher (2009), ”The social costs of mineral restoration”, *Land Economics*, vol 85, s 712-726.
- Söderholm, P (2003), ”Miljö och miljoner: Om att värdesätta och prissätta naturen”, *Tidskrift för politisk filosofi*, vol 7, s 5-22.
- Söderholm, P (2011), ”Taxing virgin natural resources: lessons from aggregates taxation in Europe”, *Resources, Conservation and Recycling*, vol 55, s 911-922.
- Söderholm, P och A Christiernsson (2008), ”Policy effectiveness and acceptance in the taxation of environmentally damaging chemical compounds”, *Environmental Science and Policy*, vol 2, s 240-252.
- The Environment Exchange (2016), ”Packaging recovery notes”, [www.t2e.co.uk/packaging-recovery-note](http://www.t2e.co.uk/packaging-recovery-note).
- Thøgersen, J (2003), ”Monetary incentives and recycling: behavioural and psychological reactions to a performance-dependent garbage fee”, *Journal of Consumer Policy*, vol 26, s 197-228.
- Tillväxtanalys (2016), ”Miljöprovning och konkurrenskraft i gruvindustrin – Lärdomar från Sverige, Finland, Australien och Kanada”, Rapport 2015:180.

- Tilton, J E (1992), "Economics of the mineral industries", i H L Hartman (red), *SME Engineering Handbook*, SME, s 47-62.
- Tojo, N (2004), "Extended producer responsibility as a driver for design change – utopia or reality?", Doktorsavhandling, The International Institute for Industrial Environmental Economics, Lund.
- Trafikverket (2014), "Regeringsuppdrag om innovationsupphandling: Slutrapport 1 juni 2014", Trafikverket, Rapport 2014:084.
- Upphandlingsmyndigheten (2016a), "Direktupphandling", <http://www.upphandlingsmyndigheten.se/>.
- Upphandlingsmyndigheten (2016b), "Nyheter i den kommande lagstiftningen – och hur hanterar vi mellantiden?".
- Upphandlingsmyndigheten (2016c), "Nya upphandlingsregler", <http://www.upphandlingsmyndigheten.se/upphandla/ny-lagstiftning/>.
- Upphandlingsmyndigheten (2016d), "De grundläggande upphandlingsprinciperna", <http://www.upphandlingsmyndigheten.se/>.
- Upphandlingsmyndigheten (2016e), "Ställa hållbarhetskrav, Kriteriebibliotek", <http://www.upphandlingsmyndigheten.se/>.
- Upphandlingsmyndigheten (2016f), "Innovationsupphandling – utvecklar din verksamhet", Upphandlingsmyndigheten och Vinnova, <http://www.upphandlingsmyndigheten.se/verktyg/publikationer/?query=Vinnova,2016-09-12>.
- Upphandlingsmyndigheten (2016g), "Framgångsfaktorer för att ställa funktionskrav i upphandlingar – Förberedande arbete", <http://www.upphandlingsmyndigheten.se/globalassets/omraden/framgangsfaktorer-funktionskrav.pdf>.
- Vattenmyndigheterna (2016), "Miljögifter", [www.vattenmyndigheterna.se](http://www.vattenmyndigheterna.se).
- Vinnova (2013), "Förkommersiell upphandling: En handbok för att genomföra FoU-upphandlingar", Vinnova rapport VR 2013:09.
- Walls, M och K Palmer (2001), "Upstream pollution, downstream waste disposal, and the design of comprehensive environmental policies", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol 41, s 94-108.
- Wanneby, L, M Dahlberg, I Enström, G Fridolin, J Eriksson, L Hedström och P Forkstam (2013), "Sverige behöver en långsiktig mineralstrategi", SvD debatt, *Svenska Dagbladet*, 2013-02-13.
- Warming, J (1911), "Om grundrente af fiskegrunde", *Nationalekonomisk Tidskrift*, vol 49, s 499-505.
- Weihed, P och P Ahl (2012), "Världen behöver mer metaller och fler gruvor", SvD debatt, *Svenska Dagbladet*, 2012-12-26.
- Weitzman, M (1974), "Prices versus Quantities", *Review of Economic Studies*, vol 41, s 477-491.
- Weitzman, M L (1976), "On the welfare significance of national product in a dynamic economy", *Quarterly Journal of Economics*, vol 90, s 156-162.
- White, B, G J Doole, D J Pannell och V Florec (2012), "Optimal environmental policy design for mine rehabilitation and pollution with risk of non-compliance owing to firm insolvency", *The Australian Journal of Agricultural and Environmental Economics*, vol 55, s 280-301.
- Wijkman, A och J Rockström (2011), "Den stora förnekelsen", Medströms bokförlag, Stockholm.
- Wijkman A och K Skånberg (2015), "The circular economy and benefits for society – jobs and climate clear winners in an economy based on renewable energy resource efficiency", The Club of Rome, <http://www.clubofrome.org/wp-content/uploads/2016/03/The-Circular-Economy-and-Benefits-for-Society.pdf>.
- Williamson, O-E (1983), "Credible commitments: using hostages to support exchange", *American Economic Review*, vol 73, s 519-540.
- Wiqvist, W (2015), "Återvinningsmål bättre än avfallsskatt", DN debatt, *Dagens Nyheter*, 2015-06-17.
- WRAP (2007), "Realising the value of recovered plastics", Market Situation Report – Autumn 2007, Waste and Resources Action Programme, Banbury, Storbritannien.
- Ålander, J (2013), "Economic incentives to reduce waste: the effect of weight-based fee on household waste", Masteruppsats, Stockholms universitet, Stockholm.

# Appendix

## INSAMLADE AVFALLSMÄNGDER

**Tabell 18 Skattade effekter av styrmedlen på insamlade avfallsmängder**

Enhet: kilo/ just. inv.

	Kärl- och säckavfall	Grovavfall	Förpacknings- och tidningsavfall <sup>144</sup>	Farligt avfall
Vikt impl. (dummy)	-13,01** (-2,03)	-3,95 (-0,22)	6,71** (2,23)	1,13 (0,97)
Vikt 1 år (dummy)	-22,16** (-2,71)	5,60 (0,32)	4,21 (1,35)	2,28 (1,27)
Vikt 2 år (dummy)	-22,10** (-2,24)	-0,09 (-0,00)	0,90 (0,19)	1,41 (0,65)
Vikt 3 år (dummy)	-40,39** (-4,70)	18,14 (0,93)	-4,44 (-0,58)	1,61 (0,75)
Mat impl. (dummy)	-10,82** (-2,32)	11,93 (0,82)	4,825* (1,87)	-1,29 (-1,37)
Mat 1 år (dummy)	-16,58** (-2,84)	36,41* (1,67)	7,77** (2,20)	-1,44 (-1,43)
Mat 2 år (dummy)	-19,11** (-3,75)	27,37 (1,62)	9,308** (2,66)	-3,22** (-2,60)
Mat 3 år (dummy)	-19,77** (-3,32)	38,92* (1,79)	9,386** (2,61)	-2,87** (-2,20)
Bakgrundsvariabler	Ja	Ja	Ja	Ja
Antal observationer	1123	1123	1123	1123

Anm. t-statistikor i parentes. \* p<0,10; \*\* p<0,05. Vikt impl. är lika med ett det året vikttaxan implementeras, Vikt 1 år, Vikt 2 år och Vikt 3 år är lika med ett om vikttaxan varit på plats i ett år respektive två år och fler än tre år. Motsvarande gäller för Mat. Standardavvikelseerna är klustrade på kommunnivå.

<sup>144</sup> Vi har även testat att byta ut de uppgifter om insamling av förpackningar och tidningar som finns i Avfall Web mot motsvarande uppgifter från Förpacknings- och Tidningsinsamlingen (FTI). Den huvudsakliga skillnaden blir då att den ökande effekten av vikttaxan på insamlade mängder förpacknings- och tidningsavfall verkar vara ihållande.

## Vetenskapliga rådets reflektioner och utblick

Konjunkturinstitutets miljöekonomiska rapport 2016 behandlar ämnet cirkulär ekonomi ur ett samhällsekonomiskt perspektiv. Det grundläggande motivet till årets ämnesval är den konsensus som råder kring de utmaningar som är kopplade till samhällets användning av naturresurser, både ur ett knapphets- och miljöperspektiv. Ökad befolkning i kombination med en positiv global ekonomisk utveckling har under de senaste hundra åren ökat trycket på miljön som råvarukälla och som mottagare av avfall. Utifrån det övergripande motivet är syftet med rapporten dels att sätta in begreppet cirkulär ekonomi i ett bredare samhällsekonomiskt perspektiv, dels att analysera styrmedel vars syfte kan sägas vara att styra mot en mer cirkulär ekonomi. Vidare syftar rapporten till att belysa makroekonomiska effekter av en övergång till en mer cirkulär ekonomi, såsom utvecklingen av sysselsättning och produktivitet.

Inledningsvis behandlas ämnet i årets rapport till stor del konceptuellt; vad menas med cirkulär ekonomi, och hur skiljer sig en cirkulär ekonomi från en icke-cirkulär ekonomi? Vidare redogörs för de policyinitiativ som tagits – i Sverige och inom EU – för att främja en cirkulär ekonomi. I kapitlet görs också en mycket förtjänstfull allmän redogörelse för hur den cirkulära ekonomins utmaningar kan förstås och analyseras utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv. Här identifieras bland annat ett antal centrala marknadsmisslyckanden som kan leda till ett ineffektivt resursutnyttjande samt generella lärdomar för styrmedelsval.

Efter denna konceptuella och generella inledning fokuserar resterande delar av rapporten främst på avfall och avfallspolitik ur ett svenskt perspektiv. I Kapitel 2 beskrivs utvecklingen av avfallsmängderna, samt hur de har behandlats över tid. Vidare beskrivs den svenska politiken inom avfallsområdet, samt hur avfallsmängderna kan tänkas utvecklas fram till 2035. I kapitel 3 görs en mer djuplodande empirisk analys av specifika styrmedel som syftar till att styra mängden avfall och sammansättningen av avfall. En inte obetydlig del av diskussionen kring omställningen till en mer cirkulär ekonomi handlar om hur en sådan omställning kan komma att påverka produktivitet, sysselsättning och tillväxt. Många debattörer förutspår entydigt positiva effekter, inte minst i termer av sysselsättning och arbetslöshet. I kapitel 4 görs en ordentlig genomgång av de viktigaste studierna som legat till grund för den diskussion och debatt som förts. I kapitlet görs även en kvantitativ konsekvensanalys av effekter av energi- och material-effektivisering på sysselsättning, BNP och CO<sub>2</sub> utsläpp under olika antaganden om kostnader för den teknologiska utvecklingen.

Analysen i årets rapport kan sägas leda till ett antal huvudslutsatser. En viktig slutsats, av mer konceptuell och generell natur, är att mycket är gjort och görs, som bidrar till en mer cirkulär ekonomi. Detta i form av en rad policyinitiativ i Sverige och EU, såsom införandet av olika typer av miljöskatter och regleringar. Koldioxidskatt, sva-velskatt, kväveoxidavgift är exempel på specifika miljöskatter och avgifter som driver på mot en mer cirkulär ekonomi, och deponiskatten på avfall är ett exempel på en skatt som syftar till att styra mot den av EU inrättade avfallshierarkin, som i sin tur ska främja ökad återanvändning och återvinning. Exempel på regleringar som har samma syfte är producentansvaret för olika typer av produkter.

Vetenskapliga rådet stödjer denna slutsats, och menar att de styrmedel som införts har bidragit starkt till att göra ekonomin mer cirkulär. Vi menar vidare att en följd av detta är att många av de verktyg som är nödvändiga för ytterligare styrning redan finns på

plats, och att man vid en ambitionshöjning bör använda sig av dessa i första hand. På vissa områden kan dock nya styrmedel vara befogade, till exempel för att öka produktens återvinningsbarhet och minska matsvinnet. Kopplat till denna slutsats är att det i den allmänna debatten tycks finnas ett missförstånd och missuppfattning om att det finns en konceptuell motsättning mellan nationalekonomi som disciplin och cirkulär ekonomi. Vetenskapliga rådet stödjer slutsatsen i rapporten att det inte finns någon sådan motsättning. Tvärtom, menar vi. De angreppssätt och den verktyglåda som den nationalekonomiska disciplinen erbjuder utgör en helt central pusselbit för att dels identifiera relevanta marknadsmisslyckanden som innebär en alltför liten ”cirkulation”, dels för att utforma styrmedel som leder till att existerande marknadsmisslyckanden undanröjs på effektivast möjliga sätt. Vetenskapliga rådet vill i detta sammanhang poängtera att det inte finns något egenvärde av att öka cirkulationen i form av återanvändning och återvinning. En ökad cirkulation är motiverad om den samhälleliga nyttan av detta är större än den resursåtgång som krävs. Givet den utveckling vi ser vad gäller tillväxt och globala utmaningar i form av ökat tryck på miljön och ökat uttag av naturresurser signalerar om en ökad framtida samhällsnytta av ökad återvinning.

En annan slutsats, som följer av beskrivningen av avfallshanteringen i kapitel 2 är att mängden avfall hittills (exklusive gruvavfall) i stort sett växt i takt med den ekonomiska utvecklingen, men att det skett en stor förändring av hur avfallet tas om hand. År 1994 deponerades cirka 6 miljoner ton avfall i Sverige, vilket ska jämföras med ca 1,5 miljoner ton idag. Ser vi enbart till hushållsavfall har mängden som läggs på deponi minskat från ca 150 kg per person och år, till nära nog noll kg per person, samtidigt som den mängd material- eller energi som återvinns ökat i motsvarande grad. Som rapporten visar har Sverige lyckats minska deponeringen av hushållsavfall till en nivå betydligt under EUs genomsnitt och lyckats klart bättre än t.ex. Finland. Utvecklingen har således varit i linje med den så kallade avfallshierarkin. Vad gäller den framtida utvecklingen av avfall är slutsatsen från modellanalysen att en relativ frikoppling mellan avfallsmängd och ekonomisk tillväxt kan skönjas fram till år 2035. Huvudskälet till denna förväntade utveckling är den fortsatta strukturomvandlingen av den svenska ekonomin. Mindre avfallsintensiva branscher inom tjänstesektorn förväntas växa i högre takt än bas- och tillverkningsindustrin. En mycket intressant slutsats från rapporten är att flera avfallstyper som utgör små mängder idag riskerar att växa i snabb takt kommande årtionden, vilket naturligtvis kan leda till stora miljö- och hälsoproblem. Vetenskapliga rådet menar att detta exemplifierar problemet med rådande avfallspolitik som till stor grad fokuserar total mängd avfall. Vi menar att en effektiv politik bör utgå från vilken skada olika typer av avfall ger. Hur många ton eller liter av en viss typ av avfall som genereras och behandlas bör inte vara av primärt intresse.

I kapitel 3 analyseras ett flertal styrmedel vars syfte direkt eller indirekt är att styra mot en mer cirkulär ekonomi. De styrmedel som analyseras är lagen om producentansvar, avfallsförbränningsskatten, deponiskatten, och en eventuell skatt på plast. Dessutom görs en genomgång och analys av grön upphandling och dess möjliga roll som styrmedel i en cirkulär ekonomi. Vad gäller producentansvaret är slutsatsen att de målsättningar som är satta för respektive produktgrupp uppfylls, men att det sker till onödigt höga kostnader. Skälet som anges är bland annat att kostnaderna varierar över landet. Vetenskapliga rådet delar i allt väsentligt dessa slutsatser, men skulle vilja tillägga att även miljönyttan av producentansvaret kan tänkas variera, vilket skulle innebära att även om kostnaderna inte skiljer sig åt så kan det finnas skäl att se över systemet. Vad gäller deponiskatten påpekas just detta i rapporten, att miljöskadan från deponier skiljer sig åt i olika delar av landet, vilket i princip skulle motivera en differentierad skatt.

Den tidigare skatten på förbränning av avfall som infördes 2006 avskaffades 2010 med argumentet att miljöstyrningen var svag. I årets rapport görs en analys av tre olika varianter av skatten. Slutsatsen är att en punktskatt på avfall till förbränning visserligen har en potential att styra uppåt i avfallshierarkin, men att träffsäkerheten är dålig då den inte med nödvändighet leder till ökad källsortering samt inte heller riktar sig mot några specifika ämnen. Vidare, om den utformas som en skatt på koldioxid så är den verkningslös eftersom avfallsförbränning ingår i utsläppshandelssystemet EU ETS. Slutsatsen blir därmed att för att skatten ska vara effektiv så måste den tas ut på faktiska utsläpp av de ämnen som man vill minska utsläppen av. En förutsättning för att sådana skatter ska vara styrande är dock att företagen i förväg vet hur mycket utsläpp av olika typer som genereras av förbränning av olika avfallsfraktioner. Vetenskapliga rådet delar dessa slutsatser, men utesluter inte att ny teknik som gör mätning och kontroll av såväl innehållet i avfallsfraktioner som utsläpp billigare möjliggör en effektiv framtida punktskatt på olika typer av utsläpp vid förbränning av avfall.

Ett styrmedel som vid en första anblick kan sägas motiveras helt av avfallshierarkin är deponiskatten. Slutsatsen från rapportens analys av deponiskatten är att dess miljöstyrande effekt avsevärt begränsas av de många undantag som finns. En annan slutsats, som Vetenskapliga rådet delar, är att deponiskattens miljöstyrande effekt skulle stärkas om skatten differentieras utifrån avfallets miljöpåverkan.

En central del i idéerna kring en mer cirkulär ekonomi är hur uttaget av naturresurser och avfallsströmmarna kan minska. I kapitel 3 genomförs en empirisk analys av hur kommunernas avfallstaxor och särskilda system för insamling av matavfall har påverkat avfallsströmmarna. Slutsatsen här är att insamlingssystem för matavfall har en tydlig positiv effekt på biologisk återvinning och materialåtervinning. Med andra ord styr det uppåt i avfallshierarkin. Däremot ger de empiriska resultaten inte några belegg för att en viktbaserad avfallstaxa skulle minska mängden avfall till förbränning. Givet de data som används och den analys som görs så delar Vetenskapliga rådet slutsatserna. Vi menar dock att det finns anledning till fortsatt forskning. I allt väsentligt är detta ett relativt outforskat område, och resultaten ska ses i detta perspektiv.

En annan central del vad gäller cirkulär ekonomi gäller uttaget av naturresurser från naturmiljön. Vetenskapliga rådet stödjer rapportens utgångspunkt att det ur ett samhällsekonomiskt perspektiv inte är uttaget av en naturresurs som i sig är problemet, utan snarare de marknadsmisslyckanden som föreligger vid utvinning, användning, eller som en följd av deponering. Vetenskapliga rådet delar därför uppfattningen att styrmedel för att påverka utvinning eller användning av naturresurser bör ske på grundval av en identifiering av vilket marknadsmisslyckande det är tänkt att avhjälpa. Av detta skäl delar vi slutsatsen att nuvarande beskattning av naturgrus inte har någon tydlig miljöstyrande effekt, och att ifall skatten ska vara kvar så behöver den motiveras av andra skäl. Denna slutsats stärks av att uttaget av naturgrus redan är starkt reglerat med tillstånd enligt såväl minerallagen som miljöbalken.

En ytterligare viktig del i tankarna kring en cirkulär ekonomi är minskad användning av miljöfarliga kemikalier. I detta sammanhang är plast en viktig produkt. I rapporten analyseras empiriskt hur en varuskatt på plast kan tänkas påverka produktionen av plast i Sverige. Den empiriska modell som används är en traditionell faktorefterfrågemodell där svenska plastproducenter antas vara relativt små på världsmarknaden. Den empiriska analysen visar att en varuskatt sannolikt skulle få en relativt liten effekt på plastproduktionen, och därmed minskar användningen av miljöfarliga kemikalier end-

ast i ringa grad hos svenska producenter. Vetenskapliga rådet menar att den modellansats som används är rimlig om syftet med analysen är att specifikt analysera svensk plastproduktion. Däremot menar vi att modellansatsen inte är helt lämplig om syftet är att analysera användningen av plast, och därmed spridningen av kemikalier från plastprodukter i samhället. Om det sistnämnda vore syftet hade det varit mer lämpligt att analysera hur hushållens och näringslivets efterfrågan av plast skulle påverkas av en konsumtionsskatt. En produktionsskatt på plast som studeras här har en begränsad effekt då en inte obetydlig del av den svenska plastkonsumtionen importerats, och därför inte berörs av skatten.

Styrmedelsanalysen i rapporten avslutas med diskussion och analys i vilken utsträckning grön upphandling kan utgöra ett medel att styra mot en mer cirkulär ekonomi. En slutsats från analysen är att grön upphandling endast undantagsvis, under specifika antaganden, kan utgöra ett effektivt miljöpolitiskt styrmedel. Vetenskapliga rådet delar denna uppfattning och menar att grön upphandling som styrmedel inte kan ses i isolation från andra styrmedel. Vi menar att grön upphandling skulle kunna utgöra ett möjligt, om än ineffektivt, styrmedel vid avsaknande av andra direkta styrmedel som koldioxidskatt, EU-ETS etc. Men precis som sägs i rapporten måste tydliga kriterier tas fram, som tydligt korresponderar till vad man vill styra mot.

Sammantaget menar Vetenskapliga rådet att den styrmedelsanalys som görs i rapporten är förtjänstfull och bidrar med ny kunskap. Analysen är också väl genomförd. Vi menar också att det blir tydligt av genomgången att de olika typerna av styrmedel som används till viss del är ogenomtänkta i så måtto att det är oklart vad de ska styra mot. Är det minskade mängder avfall i allmänhet, eller är det att minska skadlig miljöpåverkan? I vissa fall tycks det vara båda. Vetenskapliga rådet menar att politiken i detta avseende borde ses över och styrmedelsarsenalen anpassas därefter. Om målet är minskad avfallsmängd (antal ton) är en skatt/avgift eller reglering på just avfall motiverad. Men är målet att också minska skadlig miljöpåverkan från avfall så behövs ytterligare styrmedel; har man flera mål behövs också flera styrmedel. Dessutom tillkommer ytterligare möjligheter till miljöförbättringar förutom minskat avfall såsom anläggning av våtmarker för uppsamling av föroreningsämnen. Det står samtidigt klart att en viktig komponent i samhällets strävan mot en mer cirkulär ekonomi bör bestå av att förbättra effektiviteten i existerande styrmedel. När miljöskadan är i fokus är det också av vikt att utveckla styrmedlen till att omfatta fler åtgärder än avfallshantering.

I rapportens avslutande del genomförs en analys av effekterna på samhällsekonomin av en övergång till en mer cirkulär ekonomi. Bakgrunden till analysen finns i ett par rapporter som hävdar att en övergång till en mer cirkulär ekonomi leder till högre sysselsättning och lägre arbetslöshet jämfört med vad som kallas ett ”konventionellt” framtidsscenario. I dessa rapporter görs ingen analys av hur man når en mer cirkulär ekonomi, och därmed inte vad konsekvenserna av detta blir. Snarare utgörs analysen av en tänkt framtidsvision. I allt väsentligt innebär detta att i en framtid med en högre grad av cirkulation är arbetsintensiteten i ekonomin högre, dvs. det krävs mer arbetskraft, och därmed dras slutsatsen att sysselsättningen ökar och arbetslösheten minskar. Med hjälp av Konjunkturinstitutets allmänjämviktsmodell, EMEC, genomförs i rapporten en numerisk analys. Jämfört med ett referensscenario görs en analys av ett antal alternativa scenarier vad gäller energieffektivisering och materialeffektivisering. Av helt avgörande betydelse för resultaten är vad som antas för hur dessa effektiviseringar kommer till stånd. Ramlar de ned som manna från himlen, och därmed är ”gratis”, eller är det kostsamt att utveckla och sprida ny teknik? I analysen görs alternativa anta-

ganden kring dessa frågor. Sammanfattningsvis visar resultaten att de makroekonomiska effekterna i stor utsträckning beror på vad som antas om kostnaden för den nya effektiva teknologin. Vidare visar analysen att resultaten också är starkt avhängig av vilka åtgärder som vidtas av våra viktigaste handelspartners. Om den nya teknologin är billig (precis företagsekonomiskt lönsamt eller till och med lägre) och kan implementeras lätt är det troligt att även resten av världen kommer att införa samma cirkulära produktionsmönster. I en sådan situation är de makroekonomiska fördelarna jämfört med en konventionell ekonomi små men miljövinster är stora. Om den nya tekniken är dyrare än vinsten av effektivitetsbesparingen kan de samhällsekonomiska konsekvenserna bli negativa. En annan slutsats i rapporten är att den långsiktiga jämviktsarbetslösheten troligen inte påverkas av en övergång till en mer cirkulär ekonomi.

Sammantaget menar Vetenskapliga rådet att den makroekonomiska analysen är intressant och viktig. Det största bidraget med analysen är hur den illustrerar vikten av de antaganden som görs i olika scenarier, inklusive referensscenariot. För att ta ett exempel. I referensscenariot antas teknologin och därmed ekonomin utvecklas enligt ”business-as-usual”, utan några ”hopp” vad gäller energi- eller materialeffektivisering. I alternativscenarierna antas det ske en teknikutveckling som leder till energi- och/eller materialeffektivisering utöver den som sker i referensscenariot. Antas det att denna extra effektivisering är gratis, eller blir tillgänglig till en kostnad som är privatekonomiskt lönsam, blir effekten på samhällsekonomin svagt positiv. Men med ett sådant antagande måste rimligen energi- och/eller materialeffektivisering per definition vara samhällsekonomiskt lönsamt. Vidare kan man ställa sig frågan om tekniken är gratis, eller privatekonomiskt lönsam, då borde den utveckling det leder till vara en del av referensscenariot eftersom den då rimligen kommer att realiseras spontant.

Sammanfattningsvis menar Vetenskapliga rådet att årets rapport behandlar ett mycket aktuellt och omdiskuterat område. Frågan kring den cirkulära ekonomin omfattar hela samhällsekonomin, vilket gör att den politik som utformas förväntas få en omvandling av hela samhällsekonomin. Detta gör det extremt viktigt att diskutera och analysera vilka målen är med en sådan samhällsomvandling, och givet dessa mål vilka verktyg som är bäst lämpade för att nå dem. Även om rapporten i dess empiriska delar till stor del fokuserar på avfall ur olika aspekter så menar vi att rapporten utgör ett mycket bra underlag för en fortsatt diskussion och analys av frågor kring den cirkulära ekonomin. Vi menar vidare att liksom tidigare års rapporter så håller årets rapport hög vetenskaplig nivå, även om naturligtvis inte alla frågeställningar kopplade till ”cirkulär ekonomi” har behandlats. Men med tanke på resursinsats och tid är rapportens innehåll av hög kvalitet. Inte minst det inledande kapitlet där begreppet ”cirkulär ekonomi” sätts in i ett bredare samhällsekonomiskt och historiskt perspektiv anser vi vara av stort värde.

#### **TEMA FÖR 2017 ÅRS RAPPORT?**

Avslutningsvis anser Vetenskapliga rådet att fortsatt analys och utvecklingsarbete är relevant för de frågor som berörs inom ramen för årets tema, men även inom angränsande områden. Man skulle kunna säga att alla frågor som berör miljöområdet är kopplade till frågan om en cirkulär ekonomi. Den samhällsekonomiska ansats med effektivitetsfrågor i centrum som präglar analysen i årets rapport är central för en analys av frågorna hur mycket och vad som ska cirkulera, och hur det ska åstadkommas.

Många av frågorna i rapporten relaterar också till den komplexitet som finns inom miljöområdet, och det finns därför av naturliga skäl ett stort behov av samhällsekonomiska analyser inom miljöområdet. Vetenskapliga rådet har i tidigare utblickar ut-



tryckt önskemål och behov inom ett antal områden. En del av dessa kvarstår, dock ser vi att det finns en fråga som kommer att vara särskilt central kommande år, och som åter behöver belysas. Vi tänker här på klimatfrågan och politiken kopplad till denna. Bakgrunden till detta är att Riksdagen våren 2017 kommer att besluta om ett klimatpolitiskt ramverk. Beroende på de beslut som tas kring detta så är det högst sannolikt att det kommer att öka behovet av styrmedel ytterligare. Detta i sin tur innebär ett behov för en gedigen analys av effekter och konsekvenser.

En inte alltför djärv gissning är att det klimatpolitiska ramverket kommer att bygga på de förslag som förs fram i Miljömålsberedningens betänkande (SOU 2016:47). De mål och strategier som föreslås i betänkandet baseras dock inte på någon explicit avvägning mellan de nyttor och kostnader som förslagen eventuellt leder till, vilket nödvändiggör en mer explicit analys. Förslagen i betänkandet är dessutom inte särskilt konkreta, vilket försvårar en analys, men inte gör dem mindre viktiga att analysera. Exempelvis finns inga konkreta styrmedelsförslag om hur de mål som föreslås ska nås. Här ser Vetenskapliga rådet att Konjunkturinstitutet har en uppgift, dels att visa på de samhällsekonomiska konsekvenserna av olika mål, och dels att peka ut vilken typ av styrmedel som bör användas ur ett effektivitetsperspektiv. Vidare menar vi att analysen bör breddas till att även innefatta fördelningseffekter av olika mål och styrmedel med avseende på geografi, typ av hushåll, och över tid.

Vetenskapliga rådet föreslår därför att Konjunkturinstitutet till nästa års rapport gör en klimatpolitisk analys. Analysen bör vara bred och omfatta potentialen för såväl utsläppsreduktioner som sänkor. Kopplat till detta bör styrmedelsanalysen inkludera hur incitament kan skapas för ett effektivt nyttjande av sänkor och vad de samhällsekonomiska konsekvenserna skulle bli av detta. Samhällsekonomiska konsekvenser ska här tolkas brett och även innefatta olika samhällsgrupper och olika delar av Sverige. De mål som föreslås i Miljömålsberedningens betänkande är mycket ambitiösa, även sett i en internationell jämförelse. Av detta skäl vore det av extra stort värde att analysera hur vi kan utforma effektiva styrmedel som tar sin utgångspunkt i att Sverige ska vara ett föregångsland. Vilka kostnader och intäkter är förknippade med detta, och finns det något extra värde av att ”gå före”, och om så är fallet, hur ska politiken utformas för att realisera sådana värden? Kopplat till denna fråga är det viktigt att belysa olika styrmedels dynamiska effekter, dvs. i vilken mån de driver på mot nya effektiva teknologier och hur dessa i sin tur sprids. Vi menar att den här typen av analyser är absolut nödvändiga, både som underlag för målformulering och val av styrmedel.

En förutsättning för att genomföra de analyser som föreslås ovan är att det finns resurser och möjligheter att utveckla nya analysverktyg och förbättra de existerande, samt att olika typer av datamaterial görs tillgängliga. Vetenskapliga rådet menar därför att för att kunna bredda analyserna utanför mer eller mindre renodlade effektivitetsstudier på övergripande samhällsnivå så behöver nya verktyg utvecklas.

Sammanfattningsvis anser vi att behovet av ett systematiskt och kontinuerligt arbete som syftar till att utvärdera miljöpolitiken kvarstår. Konjunkturinstitutet har spelat en viktig roll i detta avseende, och kan spela en än viktigare roll under förutsättning att dess personal ges nödvändiga resurser för forskning och utvecklingsarbete såväl inom myndigheten som för samarbete med andra forskningsorganisationer. Inte minst det senare är av stor vikt.

Konjunkturinstitutet, Kungsgatan 12 -14, Box 3116, 103 62 Stockholm  
08-453 59 00, [registrator@konj.se](mailto:registrator@konj.se), [www.konj.se](http://www.konj.se)

ISSN 2001-3108, ISBN 978-91-86315-76-4