



Erfarenheter av styrmedel på
miljöområdet
– en forskningsöversikt

Kunskapsöversikt

Rapport 2011:14

Erfarenheter av styrmedel på miljöområdet

- en kunskaps- och forskningsöversikt

Författare:

Filosofie doktor Ann-Kristin Bergquist
Umeå Universitet

Filosofie doktor Per-Olov Marklund
Umeå Universitet

Vi tackar följande personer för deras synpunkter; Eva Samakovlis (Konjunkturinstitutet), Jan Ottosson (Uppsala Universitet/ Arbetsmiljöverket) och Eskil Wadensjö (Stockholms Universitet).

Rapport 2011:14

ISSN 1650-3171

Förord

Arbetsmiljöverket har fått i uppdrag av regeringen att informera och sprida kunskap om områden av betydelse för arbetsmiljön. Under kommande år publiceras därför ett flertal kunskapsöversikter där välrenommerade forskare sammanfattat kunskapsläget inom ett antal teman. Manuskripten har granskats av externa bedömare och behandlats vid respektive lärosäte.

Rapporterna finns kostnadsfritt tillgängliga på Arbetsmiljöverkets webbplats. Där finns även material från seminarieserien som Arbetsmiljöverket arrangerar i samband med rapporternas publicering.

Den arbetsgrupp vid Arbetsmiljöverket som har initierat och organiserat framtagandet av översikterna har inletts av professor Jan Ottosson och övertagits av omvärldsanalytiker Magnus Falk. Vi vill även tacka övriga kollegor vid Arbetsmiljöverket som varit behjälpliga i arbetet med rapporterna.

De åsikter som uttrycks i denna rapport är författarnas egna och speglar inte nödvändigtvis Arbetsmiljöverkets uppfattning.

Magnus Falk, fil.dr.

Innehåll

1. Inledning	5
1.1. Introduktion	5
1.2. Studiens syfte	6
1.3. Avgränsningar	6
1.4. Upplägg	7
2. Historiska och miljörettsliga perspektiv	9
2.2 Den svenska miljövärden: en överblick	9
2.2 Den individuella tillståndsprövningen	10
2.3. Miljöproblemens förändrade karaktär	12
3. Regler och regelefterlevnad	15
3.1 Hänsynsregler	15
3.2 Gränsvärden, miljö kvalitetsmål och miljö kvalitetsnormer	16
3.3. Från centralisering till decentralisering	17
3.4. Tillsyn	17
3.5. Egenkontroll	19
3.6 Miljöledningssystem och certifikat	19
2.7. Samordning av miljö och arbetsmiljöfrågor	20
4. Miljöpolitik i teori och empiri	21
4.1 Miljöekonomi - Ett teoretiskt perspektiv	21
4.1.7 Administrativa/kvantitativa eller ekonomiska styrmedel?	28
4.2 Empiriska erfarenheter – Effekter på företagens produktivitet och konkurrenskraft	30
5. Marknadsincitament för god arbetsmiljö	33
5.1 En ny tillsynsmodell för arbetsmiljö	33
5.2 Marknadsorienterade styrmedel på arbetsmiljöområdet	33
6. Miljöekonomiska perspektiv på aktiv arbetsmiljöpolitik	37
6.1 Målsättningar för en hållbar arbetsmiljöpolitik	37
6.2 Miljöekonomiska korrigeringsprinciper på arbetsmiljöområdet?	38
6.3 Kan vi betrakta arbetsmiljöpolitik i termer av kostnadseffektivitet och måluppfyllelse?	38
6.4 Kan en stringent arbetsmiljöpolitik stärka företagens konkurrenskraft?	39
6.4. Mot vilka företag ska svenska företag stärka sin konkurrenskraft gentemot?	40
6. Sammanfattande slutsatser	41

1. Inledning

1.1. Introduktion

Svenska företag har under de senaste 40 åren förbättrat sin miljöstandard avsevärt, främst inom den föroreningsintensiva industrin. Idag utgör de miljöfarliga utsläppen från den svenska industrisektorn sammantaget en bråkdel av 1970-talets nivåer. Utvecklingen på miljöpolitikens område, som tog fart vid 1960-talets senare hälft, har varit en väsentlig drivkraft bakom denna utveckling (Bergquist, 2007). Samtidigt har också de marknadsrelaterade drivkrafterna ökat sin relativa betydelse, där efterfrågan på miljövänligare produkter drivit företagen till att förbättra miljöstandarden ytterligare – ibland utöver vad lagstiftningen kräver (Gillberg, 1999; Gunningham, 2009). Denna utveckling indikerar att företagen kommit att betrakta miljöarbetet som en strategisk fråga, bland annat för att undvika kostnader och repressalier relaterade till lagstiftning och dålig publicitet, men också för att öka intäkterna genom försäljning av miljöanpassade produkter. Inte bara konsumenter, utan även leverantörer, investerare och försäkringsgivare har i ökande utsträckning kommit att ställa krav på att företagen agerar ansvarsfullt och lagenligt i miljöfrågan (Hoffman, 2000).

Fortfarande utgör miljölagstiftningen en central drivkraft bakom de svenska företagens miljöarbete (se exempelvis NMC-enkäten 1998–2008).¹ En fråga som rönt stort intresse bland ekonomer såväl som bland beslutsfattare är hur miljölagstiftningen påverkar företagens (och därmed hela länders) konkurrenskraft och lönsamhet. Enligt den så kallade Porter-hypotesen (Porter 1991, Porter & van der Linde, 1995) kan en tuff, men rätt utformad, miljöpolitik leda till att företagen stärker produktiviteten och konkurrenskraften relativt företag i de länder som utsätts för en svagare miljöpolitik.

Frågan om hur miljöpolitiken och olika typer av styrmedel påverkar företagens och länders konkurrenskraft knyter an till den pågående diskussionen om en ny modell för arbetsmiljötillsyn (SOU 2009: 40) och behovet av marknadsbaserade styrmedel på arbetsmiljöområdet (SOU 2009:97) i Sverige. Den svenska regeringen tillsatte under 2008 den så kallade *Styrmedelsutredningen* för att se över behovet av och möjligheterna att införa styrmedel på arbetsmiljöområdet, som innebär att arbetsmiljöns potential för ökad konkurrenskraft tas tillvara genom att lyfta fram och förstärka de verksamhetsmässiga och ekonomiska drivkrafterna av en god arbetsmiljö” (SOU 2009:97, s 3). Enligt *slutbetänkandet från Styrmedelsutredningen* (SOU 2009:97), anses marknadsbaserade styrmedel kunna utgöra ett förstärkande komplement till de drivkrafter som redan finns för en bättre arbetsmiljö. För att bedöma effekterna av olika styrmedelsalternativ på arbetsmiljöområdet kan erfarenheter och jämförelser från det yttre miljöområdet anses vara relevant. Frågan om hur miljölagstiftning och miljökrav från det yttre miljöskyddet påverkar företagens produktivitet och konkurrenskraft har länge varit en aktuell fråga inom den ekonomiska forskningen. Ett exempel är ett ökat intresse kring Porterhypotesen sedan mitten av 1990-talet.

¹ NMC står för Näringslivets Miljöchefer, för sammanställningar av enkätundersökningar, se <http://www.nmc.a.se/>.

1.2. Studiens syfte

Uppdraget som varit utgångspunkt för följande studie omfattar en kunskaps- och forskningsöversikt gällande regler och styrmedel på det yttre miljöområdet. Syftet med studien är att belysa erfarenheter och effekter av olika styrmedelsinstrument på miljöområdet och därmed bidra till diskussionen kring styrmedel på arbetsmiljöområdet. Studien inleds därför med historiska och miljörettsliga perspektiv och bygger sedan vidare på grundläggande miljöekonomisk teori samt empirisk forskning, i huvudsak miljöpolitikens effekter på företagets konkurrenskraft. Miljöområdet och arbetsmiljöområdet skiljer sig åt på olika sätt, inte minst vad gäller karaktären av de problem som samhället har att lösa. Vi vill därför betona att vi i denna studie inte drar några långtgående slutsatser om hur man kan, eller bör, överföra erfarenheter från miljöområdet till arbetsmiljöområdet. Vi hoppas däremot att studiens innehåll och slutsatser kan bidra till att lyfta fram viktiga frågeställningar för diskussionen kring en hållbar arbetsmiljöpolitik.

1.3. Avgränsningar

Den lagstiftning och de regleringsprinciper som ligger till grund för den svenska miljöpolitiken är mycket omfattande och spänner över ett stort antal områden (industriella föroreningar, avfallshantering, skogsbruk, jordbruk, fiske, transporter etc.) och berör flertalet samhällssektorer. Det område inom miljöpolitiken som vi bedömer är mest relevant för jämförelser med arbetsmiljöområdet är den lagstiftning och de styrmedel som används för att reglera miljöpåverkan från fasta anläggningar såsom industrier och kommunala värme- och reningsverk. Vi kommer således att fokusera på styrmedel som använts för att begränsa påverkan på produktionssidan och från fasta anläggningar och därmed inte den lagstiftning som exempelvis syftar till att minska luftföroreningar från hushållens motorfordon och svavelhalt i eldningsolja, dvs. de mer diffusa utsläppen. Den miljölagstiftning som är mer av naturskyddskaraktär, såsom regler kring nationalparker, naturreservat och biologisk mångfald avviker också från vad vi anser vara av arbetsmiljöpolitiskt intresse.²

Det finns överlag en mycket omfattande miljöekonomisk litteratur som diskuterar effektiviteten och ändamålsenligheten i olika former av styrmedel såsom regleringar, skatter, subventioner och handel med utsläppsrätter. Intresset för, samt forskningen kring, ekonomiska styrmedel på miljöområdet liksom företagets sociala ansvarstagande (CSR) har ökat påtagligt under senare år. Även om vår studie berör flertalet perspektiv på miljöekonomiområdet har vi, med hänsyn till styrmedels-utredningen, valt att fokusera särskilt på den empiriska forskningen som behandlar sambanden mellan miljöpolitiska styrmedel och företagets konkurrenskraft, och forskning kring CSR - effekter på företagets finansiella och ekonomiska prestanda. Vi anser att erfarenheter från dessa forskningsfält har särskild relevans för den aktuella diskussionen kring användningen av ekonomiska styrmedel på arbetsmiljöområdet.

² För översiktslitteratur, se Lundgren (2005a, 2005b) och Bernes & Lundgren (2009).

1.4. Upplägg

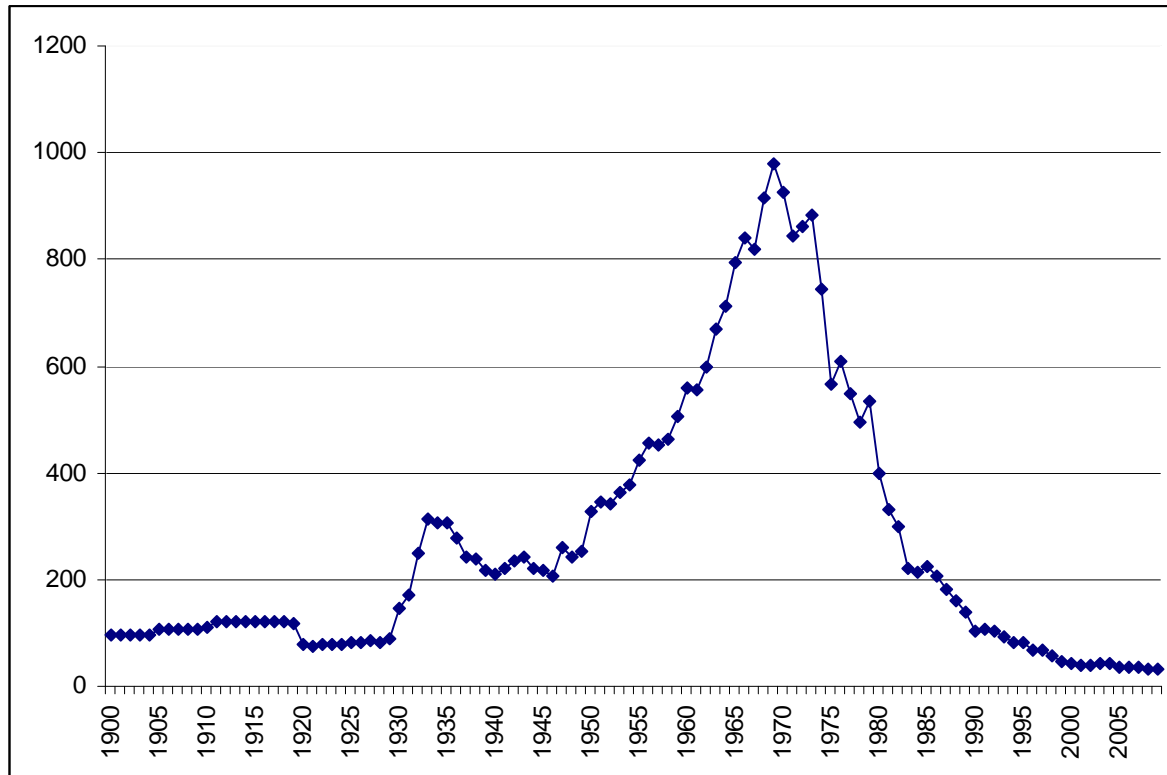
Studien är strukturerad enligt följande. Efter detta inledande kapitel följer i kapitel 2 en bakgrund som översiktligt behandlar trenderna inom miljöpolitikens utveckling samt de huvudsakliga styrmedel som reglerat villkoren för miljöstörande verksamheter i Sverige från 1960-talet fram till idag. Därefter följer kapitel 3 som översiktligt behandlar bestämmelserna i miljöbalken med fokus på regler för miljöfarlig verksamhet och kontroll för regelefterlevnad. I kapitel 4 introducerar vi sedan ämnet miljöekonomi med nationalekonomisk teori som grund. Här ges en kort introduktion till ämnet, som bland annat innefattar miljöpolitiska styrmedel. Även forskningen, främst den empiriska, kring sambandet mellan miljöpolitiska styrmedel och företagens produktivitet och konkurrenskraft behandlas här, liksom empiriska studier av företagens sociala ansvarstagande och dess effekter på företagens ekonomiska och finansiella prestanda. Därefter följer i kapitel 5 en kort redogörelse av den pågående diskussionen runt marknadsincitament som styrmedel på arbetsmiljöområdet. I kapitel 6 försöker vi sedan relatera erfarenheterna från miljöområdet till arbetsmiljöområdet. Diskussionen baseras på vår historiska överblick och diskussion kring miljöpolitik, miljöekonomisk teori samt forskningsresultat rörande effekter på produktivitet och konkurrenskraft. Avslutningsvis presenteras i kapitel 7 våra slutsatser och några sammanfattande kommentarer.

2. Historiska och miljörättsliga perspektiv

2.1. Den svenska miljövården: en överblick

Sverige anses i ett internationellt perspektiv ha höga ambitioner på miljöpolitikens område (OECD, 2007) och tillhör den grupp av länder som varit tidig med att inrätta myndigheter med ansvar för miljö. Sverige var bland de första länderna i världen med att inrätta ett Naturvårdsverk och införa en sammanhållen miljölagstiftning för att minska de industriella föroreningarna (Jänicke, 1991). Hittills har utsläppen från den industriella sektorn minskats med relativ framgång, medan andra sektorer fortfarande har betydande problem att lösa. Transport, inkluderat väg-, flyg- och sjöfartstrafiken, utgör ett exempel på en sektor där utsläppen inte har minskat sedan 1960-talet. Ett annat exempel på kvarvarande utmaningar utgörs av fisket, jordbruket och annan mark-exploatering, som fortfarande idag bidrar till att den biologiska mångfalden är hotad på ett antal områden (Bernes & Lundgren, 2009). Klart står dock att många miljöfarliga utsläpp minskat avsevärt sedan Sverige införde en aktiv miljöpolitik vid slutet av 1960-talet. Detta gäller exempelvis utsläpp av tungmetaller, dioxiner, syrekonsumerande ämnen från bland andra skogsindustrin och svaveldioxid. I diagram 1 nedan visas utsläppen av svaveldioxid i Sverige under 1900-talet.

Diagram 1. Historiska utsläpp av svaveldioxid 1900-2009



Källa: Lindmark (1998), SCB (2010).

Den svenska miljövårdens rötter sträcker sig tillbaka till 1800-talets senare hälft. Miljöpolitikens utveckling har över åren följt två linjer; naturskyddslinjen och miljöskyddslinjen (Lundgren 1989, 2005a). Utvecklingen av naturskyddet har sitt ursprung i nationalromantiska idéer och bildandet av nationalparker vid början av förra sekelskiftet (1909) och har senare haft stöd av den fysiska planeringen.³ Miljöskyddet har å andra sidan följt en utvecklingslinje baserad på hälsoskyddet och produktionskontrollen (Lundgren, 1989, 2005a, 2005b) och har syftat till att begränsa föroreningar som påverkar människors hälsa och miljö. Innan miljöbalken trädde i kraft år 1999 var det två centrala svenska författningar som reglerade skyddet av hälsa och miljö mot föroreningar och liknande störningar. Dessa var miljöskyddslagen (SFS 1969:387) som trädde i kraft år 1969, och hälsoskyddslagen som sträcker sig så långt tillbaka som till 1874 års hälsostadga. Många av dessa regler har nu sina motsvarigheter i miljöbalkens nionde kapitel (Michanek & Zetterberg, 2007).

Det svenska miljöskyddssystemet var till en början starkt centraliserat och samarbetsinriktat med ett relativt lågt deltagande av det allmänna i systemet (Lundqvist, 1997). Fram till 1990-talet reflekterade den svenska miljöpolitiken i stora drag en svensk tradition av samarbete mellan departement, byråkrater och intressegrupper med ett fåtal inblandade i implementeringsprocessen (Rotstein, 1992). Enligt statsvetaren Lennart J Lundqvist kom Naturvårdsverket, med dess förste generaldirektör Valfrid Paulsson, att betrakta ekonomisk expansion som en förutsättning för att finansiera en god miljövård, där en god relation med industrin ansågs som en förutsättning för att kunna genomdriva skärpta miljökrav. Samarbete ansågs också viktigt för att skaffa sig information om situationen i de svenska företagen (Lundqvist, 1971). Tyngdpunkten i den svenska miljöpolitikens utveckling kom att vila på administrativa styrmedel⁴ med fysisk planering och tillståndsprövning som de mest centrala inslagen.

2.2. Den individuella tillståndsprövningen

Sedan 1960-talet har utsläppen från svensk industri minskat avsevärt – upp till 99 procent i vissa industrier (Bergquist, 2007). Miljöskyddslagen (SFS 1969:387) har varit det regleringsinstrument som i huvudsak drivit fram dessa utsläppsminskningar (Bergquist, 2007). Lagen syftade till att begränsa nya och gamla industriella verksamheters påverkan på miljön genom individuella tillståndsprövningar. För prövningarna inrättades 1969 Koncessionsnämnden för miljöskydd. Naturvårdsverket, som inrättades 1967, fick samtidigt ett övergripande ansvar för miljövården och miljöskyddet i Sverige. Naturvårdsverket kom tillsammans med länsstyrelserna, och senare de kommunala miljönämnderna, att utöva tillsynen (se separat avsnitt nedan) av de anläggningar som reglerades av Miljöskyddslagen.

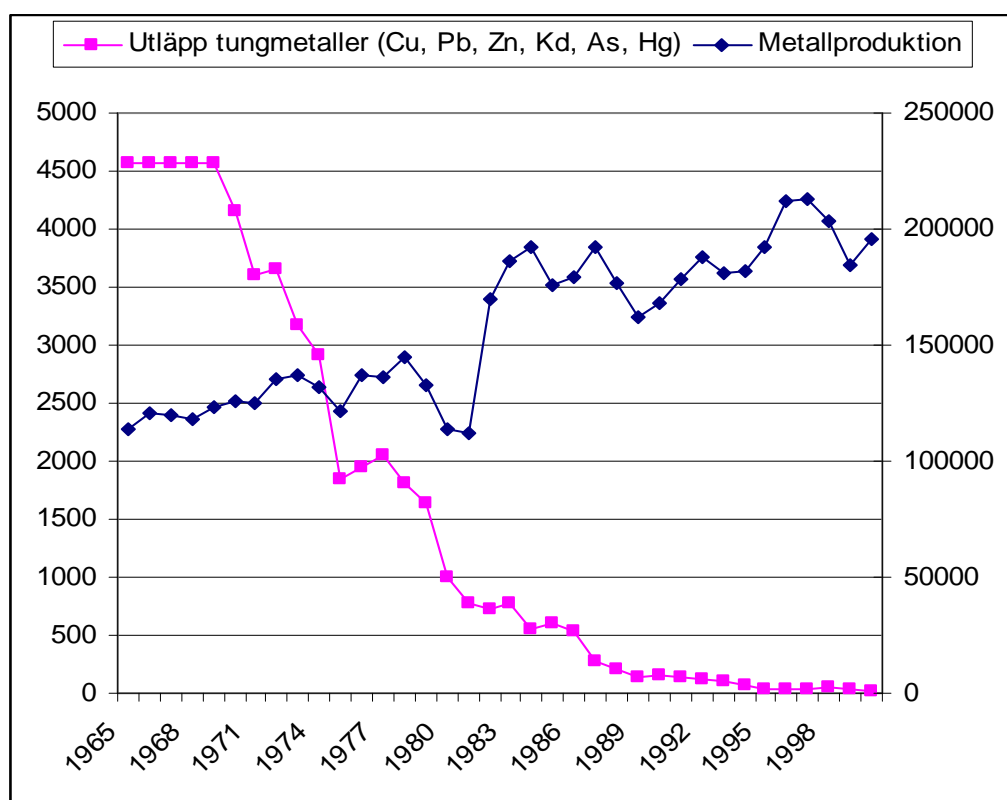
Miljöskyddslagen reglerade miljöstörande verksamheter genom individuella koncessionstillstånd som administrerades av Koncessionsnämnden för miljöskydd. Varje miljöstörande verksamhet prövades alltså individuellt och de kravnivåer som fastställdes bedömdes utifrån tre kriterier; vad som ansågs vara (i) *tekniskt möjligt*, (ii) *ekonomiskt rimligt* och (iii) *miljömässigt motiverat*. Miljöskyddslagen klassificerade tre typer av miljöfarlig verksamhet, (i) tillståndspliktig anläggning (A- respektive B-anläggningar), (ii) anmälningspliktig anläggning, och (iii) fri verksamhet (C). Miljöskyddslagens kravregler eller tillåtlighetsregler gällde all ”miljöfarlig verksamhet”

³ Fysisk planering omfattar den verksamhet som syftar till att avgöra hur mark och vatten ska användas i tid och rum.

⁴ Se avsnitt 4.1.4.

(Michanek, 1993). De verksamheter som ansågs vara de farligaste klassades som A-verksamheter och tillstånd för dessa verksamheter söktes hos Koncessionsnämnden. Ett tillstånd angav i praktiken under vilka förutsättningar verksamheten fick bedrivas, exempelvis fick verksamheten en angiven en maximalt tillåten mängd utsläpp – kravnivåer som successivt kom att skärpas över tid (Bergquist, 2007). Ett exempel på utvecklingen är utsläppen från metallsmältverket Rönnskärsverken vid Skelleftehamn i Västerbotten, där utsläppen av tungmetaller minskat substantiellt sedan 1960-talet – upp till 99 procent – samtidigt som produktionen har ökat (se diagram 2.) Rönnskärsverkens utsläpp kan idag betraktas som minimala i en historisk jämförelse, men verken representerar fortfarande idag den största punktkällan av svaveldioxid.

Diagram 2. Utsläpp av tungmetaller och arsenik samt metallproduktion (ton) från Rönnskärsverken 1965-2000 (ton)



Källa: Bergquist (2007).

Miljöbalken reglerar i kapitel 9 vilka verksamheter som idag har A-, B- och C-beteckning. Ansökan om tillstånd enligt miljöbalken lämnas till en miljödomstol (A-verksamhet) eller länsstyrelse (B-verksamhet). C-verksamheter omfattar enligt miljöbalken de verksamheter som är anmälningspliktiga (bland annat små vindkraftverk, små slakterier) och anmälan sker till kommunal nämnd med ansvar för miljöfrågor (Michanek & Zetterberg, 2007). Miljödomstolarna ersatte med miljöbalkens införande år 1999 den funktion som Koncessionsnämnden tidigare hade. Idag finns i Sverige fem regionala miljödomstolar vars beslut kan överklagas till Miljööverdomstolen som finns vid Svea hovrätt i Stockholm. Miljödomstolarna behandlar en rad olika frågor, exempelvis tillstånd till miljöfarlig verksamhet och frågor om hälsoskydd, naturvård

och renhållning. Det har således skett en viss decentralisering i fråga om tillståndsbesluten av A-verksamheterna.

Det finns relativt lite forskning kring effekterna av de individuella utsläppstillståndens påverkan på svensk industri på kort och lång sikt. Vad gäller effekter på utsläppen är det tämligen tydligt att det svenska systemet åstadkommit långtgående resultat (Bernes & Lundgren, 2009). Ny forskning indikerar att det svenska miljöpolitiska systemets fokus på långsiktiga utsläppsmål, flexibilitet med avseende på åtgärder samt förtroendeskapande samarbetsformer mellan företag och myndigheter också bidrog till teknik- samt produktivitetens utvecklingen inom svensk basindustri (Lindmark & Bergquist 2008, Bergquist et al. 2011, Söderholm & Bergquist 2011). Sammantaget föreligger dock behov av ytterligare empiriska studier av systemets påverkan på den svenska industrins produktivitetens utveckling – en fråga som vi återkommer till i kapitel 4.

2.3. Miljöproblemens förändrade karaktär

Den individuella tillståndsprövningen åstadkom stora utsläppsreduktioner inom svensk industri under 1970- och 80-talen. I miljöproposition 1990/91:10 slogs det fast att de miljöproblem som bearbetats sedan 1960-talet till stora delar var på väg att lösas. Enligt propositionen hade miljöarbetet dittills lett till att punktutsläppen minskat sin relativa betydelse gentemot andra samhällssektors utsläpp. Huvuddelen av belastningen på svensk miljö kom vid slutet av 1980-talet från andra källor än processindustri och energisystemet, dessutom även från andra länder. Den relativt ökande betydelsen av de diffusa utsläppen, samt miljöproblemens alltmer regionala och globala karaktär, exempelvis ozonskickets uttunning samt klimatfrågan, bidrog till nya utvecklingslinjer inom den svenska miljöpolitiken. Från miljöproblem, som varit lokala och påtagliga nära industrier, hade utsläppen blivit mindre knutna till fasta anläggningar (mer diffusa) och mer globalt spridda (prop. 1990/91:90 s 12). Idag beror miljöproblem i större utsträckning än tidigare på ökade utsläpp från många föroreningskällor, som sammantaget leder till en stor volym. Detta har inneburit en anpassning av miljöpolitiken mot den nya problembilden, exempelvis en ökad användning av ekonomiska styrmedel.

Föroreningar tar inte hänsyn till nationsgränser utan kan transporteras långa sträckor, exempelvis regionala och globala luftburna föroreningar i form av svavel och tungmetallhaltigt stoff. För att skydda den svenska miljön och människors hälsa har därför Sverige haft ett aktivt engagemang i det internationella samarbetet för att åstadkomma internationella avtal för att begränsa miljö- och hälsofarliga utsläpp (OECD, 2007). Den ökande medvetenheten om miljöfrågans regionala och globala karaktär har bidragit till en ökad betydelse av internationella konventioner och samarbete angående gränsöverskridande luftföroreningar, men också handel med miljöfarligt avfall. Ett av de mer kända internationella avtalen är Kyotoavtalet, som undertecknades år 1997 och som innebar att 160 länder förband sig att minska sina utsläpp med ungefär 5 procent fram till år 2012.⁵

Målen för den svenska miljöpolitiken har förändrats över tid. Riokonferensen år 1992 innebar specifikt att de nationella målen för industrin förändrades. Målet blev ett större helhetsansvar, inte bara för miljöpåverkan från fabriksanläggningarna utan hela vägen "från vaggan till graven". Med detta menas att industrin ska ta ett större

⁵ Klimatmötet i Köpenhamn i december 2009 syftade till att åstadkomma en fortsättning på Kyotoavtalet men något bindande avtal kring begränsningar av växthusgaser mellan nationerna uppnåddes inte.

helhetsansvar för sina produkter från råvara, tillverkning, transporter, användning, återanvändning tills de blir avfall, samt att industrins verksamheter ryms inom de ramar som ges av globala, regionala och lokala miljömål.⁶

Fram till slutet av 1980-talet hade målen i allmänhet uttryckts i utsläppsmål, medan målen därefter började översättas till vad "naturen tål" i termer av kritiska belastningsgränser. En övergång från utsläppsmål till miljö- och hälsomål är en ny utvecklingslinje sedan 1990-talet, där riksdagen år 1999 beslutade om 15 nationella miljömål, som kompletterades år 2005 med ytterligare ett.⁷ En annan viktig utvecklingslinje, som vi kommer att återkomma till (kapitel 4), är att förbud och individuella tillstånd har kommit att kompletteras med miljöskatter och miljöavgifter för att stimulera till ytterligare utsläppsminskningar bland de svenska företagen. Sverige anses idag vara ett av de mer innovativa länderna när det gäller införandet av ekonomiska styrmedel (OECD, 2007) som ett komplement till regleringar.

⁶ Naturvårdsverket (1993), s 11.

⁷ Se <http://www.miljomal.se/>.

I miljöbalken regleras begreppet "hållbar utveckling". I dess inledande paragraf slås fast att bestämmelserna i balken syftar till att främja en hållbar utveckling "som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö. En sådan utveckling bygger på insikten att naturen har ett skyddsvärde och att människans rätt att förändra och bruka naturen är förenad med ett ansvar för att förvalta naturen väl" (1 kap. 1 §).

Målet om att uppnå hållbar utveckling är dock internationellt etablerat och begreppet fick sitt stora genomslag i samband med Rio-konferensen år 1992 och beslutet om Agenda 21. Begreppet hållbar utveckling myntades år 1986 i den så kallade Bruntlandkommissionens rapport "Our common future". Där definieras en hållbar utveckling som en utveckling som "meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs" (United Nations, 1987).

Riksdagen beslutade år 1999 samt år 2005 att 16 miljö kvalitetsmål ska ange det tillstånd i miljön som det svenska miljöarbetet ska ta sikte på.

Internationellt sett är det långsiktiga målet för politiken ett av de mest ambitiösa; "[...] att lämna över ett samhälle till nästa generation där alla stora miljöproblem är lösta [...]" (prop. 2004/05:150)." Av Miljömålsrådet (2008, s. 84) framgår att nio av miljö kvalitetsmålen är mycket svåra eller inte möjliga att uppnå på utsatt tid. Sex av målen beräknas kunna uppnås om ytterligare åtgärder vidtas. Endast ett miljömål, skyddande ozonskikt, bedöms kunna uppnås utan ytterligare åtgärder.

De nationella miljömålen

1. Begränsad klimatpåverkan
2. Frisk luft
3. Bara naturlig försurning
4. Giftfri miljö
5. Skyddande ozonskikt
6. Säker strålmiljö
7. Ingen övergödning
8. Levande sjöar och vattendrag
9. Grundvatten av god kvalitet
10. Hav i balans samt levande kust och skärgård
11. Myllrande våtmarker
12. Levande skogar
13. Ett rikt odlingslandskap
14. Storslagen fjällmiljö
15. God bebyggd miljö
16. Ett rikt växt- och djurliv

3. Regler och regelefterlevnad

De styrmedel som använts av de svenska myndigheterna på miljövårdsområdet kan grovt sett delas in i kvantitativa och administrativa regleringar. Myndigheterna har exempelvis möjligheten att fastställa ett kvantitativt rikt- eller gränsvärde för tillåtna utsläppsnivåer, luftkvalitet och bullernivåer. Regleringar kan också innebära krav på nyttjande av en specifik teknik, och denna typ av reglering benämns ibland inom den ekonomiska litteraturen som administrativ (Brännlund & Kriström, 1998). Både kvantitativa regleringar i form av utsläppsmål och administrativa regleringar i form av metodkrav regleras enligt kravregler i miljöbalken, och kraven fastställs i den individuella tillståndsprövningen. Regleringar med tillhörande kontrollsystem benämns i litteraturen som så kallad "command and control"-instrument, och betraktas inom den ekonomiska forskningen som icke-kostnadsineffektiva (för litteraturoversikter se Cohen, 1998, och Tietenberg, 2000) relativt marknadskonforma styrmedel som skatter.

För att med command and control-instrument nå målpuppfyllelse krävs ett effektivt övervakningssystem för att säkerställa regelefterlevnad. Det är dock viktigt att betona att det kan finnas betydande skillnader mellan länder i fråga om utformningen av command and control-system. Detta bottenar i faktorer som politisk kultur, den statliga förvaltningens uppbyggnad, industriell struktur osv. (se Jänicke, 1997, Lindmark & Bergquist, 2008). Sverige byggde upp ett tämligen samarbetsinriktat och flexibelt system jämfört med exempelvis USA (Lundqvist, 1980, Bergquist et al. 2011).

För tillämpningen av den lagstiftning som reglerar föroreningar skedde det i ett europeiskt perspektiv en viktig förändring under 1990-talet. Allt fler stater övergav en lagstiftning där kontrollen av luft-, vatten- och markföroreningar regleras för sig i separata författningar och tillstånd. Trenden är nu att integrera bedömningen av olika föroreningar i en prövning och reglera frågorna i ett och samma tillstånd. Inom EU styrs den integrerade prövningen via det så kallade IPPC-direktivet⁸ som tillkom år 1996 (Michanek & Zetterberg, 2007). Sverige har dock ända sedan 1960-talet använt en integrerad prövning – dvs. utfört en totalprövning av de industriella verksamheterna som inkluderar alla miljöstörande aktiviteter från en viss verksamhet.

3.1. Hänsynsregler

Den typ av regler som formulerar de egentliga miljökraven på en verksamhetsutövare benämns inom miljörätten som "hänsynsregler" (se främst kapitel 2 i miljöbalken). Den term som var vanligt förekommande innan miljöbalken trädde i kraft var "tillåtlighetsregler" och fanns exempelvis i 1969 års miljöskyddslag. Hänsynsreglerna är allmänt hållna och kräver oftast att miljöintressen vägs mot andra intressen. Dessa regler kan exempelvis styra valet av plats för verksamheten (lokalisering), valet av reningsteknik, valet av kemikalier, begränsning av produktionen, liksom hushållning med naturresurser och energi (Michanek & Zetterberg, 2007). Hänsynsreglernas grad av styrning varierar emellertid, och regeltypen tillgrips ofta för att hantera en komplex verklighet där miljöintresset står mot andra samhällsintressen.

⁸ IPPC är en förkortning för Integrated Pollution Prevention Control och kräver samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar.

3.2. Gränsvärden, miljö kvalitetsmål och miljö kvalitetsnormer

Medan kravregler i form av hänsynsregler normalt ger utrymme för skönsmässig (mer subjektiv) bedömning hos den som beslutar i ett enskilt fall, innebär så kallade *gränsvärden* för utsläpp av föroreningar en enklare bedömning. Man menar att förutsägbarheten vid användningen av gränsvärden för att begränsa utsläppen är relativt hög, och inte nödvändigtvis behöver prövas i det enskilda fallet. Enligt rättsvetarna Michanek & Zetterberg (2007, s 50 ff.) kan gränsvärden potentiellt ersätta en individuell prövning. Det finns dock problem behäftade med generella gränsvärden som är lika för alla anläggningar. Exempelvis kan kraven i praktiken bli för hårda för verksamheter på "tåliga" platser och för svaga på "känsliga" platser. Michanek och Zetterberg menar därför att generella gränsvärden är tillämpliga för att begränsa miljö störningar som inte varierar från plats till plats, exempelvis utsläpp av växthusgaser.

Ett praktiskt exempel på hur individuella gränsvärden använts som regleringsinstrument är tillståndsprövningarna av verksamheten Rönnskärsverken, som sedan länge varit Sveriges enskilt mest förorenande industri och som dessutom haft svåra problem relaterade till den inre arbetsmiljön. Gränsvärden⁹ som regleringsinstrument har tillämpats av myndigheterna för att reglera det breda spektra av olika miljöförliga utsläpp från verksamheten, bland annat kvicksilver, kadmium, arsenik, bly, koppar och svaveldioxid. Gränsvärdena innebar ett "utsläppstak" för varje enskilt ämne, ett tak som successivt sänktes över tid. Ett exempel är ett beslut från Koncessionsnämnden år 1986, där verksamhetsutövaren (bolaget) som ett villkor för verksamheten skulle sänka utsläppen av svaveldioxid från 13 000 ton till 10 000 ton år 1989, till 8 000 ton år 1991 och 5 000 ton till år 1993. Villkoret var ett långsiktigt mål om utsläppsreduktion där företaget gavs viss flexibilitet att under perioden själv välja processändringar och reningsteknik för att utföra minskningarna (Bergquist, 2007). Andra exempel där gränsvärden använts som regleringsinstrument är den svenska massa- och pappersindustrin samt järn- och stålindustrin. Både Koncessionsnämnden och miljödomstolarna har haft som praxis att i möjligaste mån använda gränsvärden som villkorsprincip i de individuella tillstånden i stället för att förorda användningen av en viss teknik. Detta för att stimulera till teknisk utveckling och kostnadseffektiva lösningar vid de enskilda anläggningarna (Bjällås, 2010).¹⁰ Ett resultatbaserat villkor anses generellt ge starkare incitament för teknikutveckling än metodreglerade villkor (Gunningham, 2009).

Miljö kvalitetsmål och *miljö kvalitetsnormer* är idag två centrala begrepp som används på det miljö rättsliga området. Miljö kvalitetsmålet beskriver ett önskat tillstånd i allmänna termer, såsom "drickbart vatten" medan miljö kvalitetsnormer anger ett visst gränsvärde, till exempel att vatten eller luft ska innehålla högst en viss mängd kväve eller tungmetaller (Michanek & Zetterberg, 2007 s 56). Ett ytterligare centralt begrepp är så kallade *belastningsnormer*. Dessa normer utgör en övergripande form av miljö kontroll, som tar sikte på de totala störningarna från olika källor, såsom beskrivs i fallet Rönnskärsverken ovan. Ibland talas det om "bubblor" och "tak" för att ange de totala utsläppsnivåer som tillåts från en verksamhet. I praktiken finns ett nära samband mellan regleringsinstrumenten miljö kvalitetsnormer och belastningsnormer, eftersom

⁹ Inledningsvis, fram till mitten på 1980-talet, användes så kallade riktvärden vilka innebar att om verksamhetsutövaren överskred ett riktvärde blev denne ålagd att åtgärda orsaken till överskridandet. Ett överskridande av gränsvärde på årsbasis innebär att verksamheten kan åläggas ett förbud att fortsätta verksamheten.

¹⁰ Intervju med Ulf Bjällås, domare i Miljö överdomstolen och tidigare Koncessionsnämnden för miljö skydd.

belastningsnormer kan vara ett ändamålsenligt instrument för att uppnå en viss miljö kvalitetsnorm.¹¹ Exempelvis kan den sammantagna tillåtliga mängden svaveldioxid från en anläggning fastställas till en nivå som svarar mot en viss miljö kvalitetsnorm i form av att en viss svaveldioxidhalt i atmosfären inte överskrids. I praktiken har detta inneburit att experter, inte minst biologer, ofta är involverade i en tillståndsprövning (Rubenson, 2008), vilket även var fallet i den tidigare miljöskyddslagen (Bergquist, 2007).

3.3. Från centralisering till decentralisering

En viktig förändring på miljöpolitikens område har varit övergången från centralstyrning till ett mer decentraliserat ansvar, en process som påbörjades under 1980-talet. När miljövårdsarbetet utvecklades vid mitten av 1960-talet knöts en stor del av ansvaret till Naturvårdsverket och länsstyrelserna. Under de följande årtiondena ökade kunskaperna och erfarenheterna inom åtskilliga myndigheter, kommuner och företag. Exempelvis fick kommunerna år 1989 ett större ansvar för tillsyn och kontroll enligt Miljöskyddslagen. Miljöarbetet började bygga allt mer på att varje sektor ansvarade för att den egna verksamheten inte skadade miljön (prop. 1990/91, 270 ff.). Både för- och nackdelarna med utvecklingen av en decentraliserad organisation för den yttre miljövården har betonats (Ds 1998:50). Fördelarna anses bland annat vara myndigheternas fysiska närhet till sina tillsynsobjekt samt en större lokalkännedom. Bland nackdelarna finns dels risken för stora skillnader i myndigheternas ambitionsnivåer, dels risken för att lokala lojalitetskonflikter kan försvåra den kontrollerande rollen men också risken för en ojämn kompetensfördelning mellan tillsynsmyndigheterna. Ett ytterligare problem har varit att länsstyrelsernas roll i tillsynsarbetet har varit något oklar, framför allt gällande ansvaret till den centrala myndigheten (Ds 1998:50). Övergången till en mer decentraliserad organisation för tillsynen av det yttre miljöskyddet skiljer sig exempelvis från arbetarskyddslag-stiftningen (arbetsmiljölagen) som under 1990-talet gick mot en ökad centralisering (Ds 1998:50).

Gällande tillståndsprövning av miljöfarlig verksamhet innebar miljöbalken en ökad decentralisering också av beslutsfattandet. De regionala miljödomstolarna har tagit över Koncessionsnämndens roll som tillståndsgivare för de mest miljöfarliga verksamheterna (A-verksamheter).

3.4. Tillsyn

Tillsammans med hänsynsreglerna (se ovan) kan tillsynen anses vara det viktigaste elementet i Miljöbalken (Rubenson, 2008). Via tillsynen kontrolleras att systemet fungerar och att regelefterlevnad garanteras. Tillsynsmyndigheterna har skyldighet att på eget initiativ, eller efter anmälan, se till att föreskrifter, tillstånd, villkor, domar och andra beslut som meddelats med stöd av Miljöbalken efterlevs (Rubenson, 2008 s 172). Vid överträdelser är det tillsynsmyndigheternas uppgift att ingripa med förelägganden som, i möjligaste mån, utformas så att man beskriver *vad* som behöver göras, snarare än hur.¹² Detta för att det i fråga om tekniska lösningar kan finnas olika vägar att gå. Myndighetens ambition bör därför vara att stanna vid resultatet (Rubensson, 2008 s 72). I praktiska termer kan detta betyda att myndigheten pekar på att ett företag måste vidta åtgärder för att hålla ett visst gränsvärde för utsläpp av svavel, men metoden för att uppnå villkoret kan företaget välja själv.

¹¹ För ett utförligare resonemang, se Michanek & Zetterberg, 2007, s 58 ff.

¹² Om det emellertid är fråga om brott mot miljöbalken ska tillsynsmyndigheten göra en polisanmälan.

Idag har kommunerna i stor utsträckning ansvaret för tillsynen av de lokala verksamheterna, där påverkan från verksamheten är av lokal karaktär. Tillsynen av större miljöfarliga verksamheter (dvs. de som har A- och B-beteckning i förordningen av miljöfarlig verksamhet) utövas av länsstyrelserna (Rubenson, 2008 s 173). Tidigare hade Naturvårdsverket som central myndighet en mer aktiv roll i tillsynen, främst vad gällde större miljöfarliga verksamheter. Naturvårdsverkets tillsynsroll är dock idag mer helhetsövervakande, där man exempelvis följer upp utvecklingen av tekniker och produkter och gör översyner av hela branschens miljöpåverkan (Michanek & Zetterberg, 2007, s 63), medan den *operationella tillsynen* utförs av regionala och lokala myndigheterna.¹³

Det finns ett antal kartläggningar och jämförelser av tillsynsverksamheten på miljöområdet och arbetsmiljöområdet (Johansson, 2006; SOU 2004:100; Björkdahl 2006; Ds1998:50). Samtidigt framstår det som osäkert vilka tillsynsmetoder som är mest effektiva på miljöområdet. Så sent som år 2009 gav regeringen Naturvårdsverket i uppdrag att redovisa identifierade brister i den operativa tillsynen av Miljöbalken (Naturvårdsverket, 2009). Som ett led i denna uppgift finansierar Naturvårdsverket forskningsprojekt "Effektiv miljötillsyn" (ET) som drivs i samarbete mellan Stockholms universitet, Kungliga tekniska högskolan (KTH), Karolinska institutet (KI) och Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI). Forskarna ska bland annat utveckla ett system för att mäta effekterna av inspektioner och tillsyn så att de genomförs på det mest effektiva sättet.¹⁴ Forskningsprogrammet löper mellan 2009-2012, och resultaten bör vara av intresse även i ett arbetsmiljöperspektiv.

Den internationella miljöekonomiska forskningen kring tillsynsfrågor är dock inte särskilt omfattande, även om intresset ökat något sedan 1990-talet (Cohen, 1999). Enligt Dasgupta et al. (2001) har intresset för övervakning och genomförande av miljöpolitiken (*monitoring* och *enforcement*) länge varit lågt inom den miljöekonomiska forskningen, främst vad gäller empiriska studier. Huvudsakligen har studierna på området varit amerikanska och har därmed utgått från en amerikansk kontext och effektiviteten i det tillsynsarbete som bedrivs av det amerikanska naturvårdsverket.¹⁵ Denna litteratur konstaterar överlag att graden av övervakning i form av inspektioner ökar regelefterlevnaden av miljölagstiftningen bland nordamerikanska företag (ex. Magat & Viscusi, 1990; Nadeau, 1997; Gray & Deily, 1996; Eckert, 2004).¹⁶ Vi finner dock ingen forskningslitteratur som fokuserat på effektiviteten i det svenska tillsynsarbetet på miljöområdet.

Sammantaget utgör tillsynen ett viktigt instrument för regelefterlevnaden av miljöpolitiken. Sedan 1980-talet har dock skatter och handel med utsläppsrätter fått ökad betydelse jämte direkta förbud och restriktioner genom exempelvis individuella utsläppstillstånd. På arbetsmiljöområdet tycks dock inte utvecklingen kommit lika långt i Sverige, även om det pågår en internationell diskussion kring marknadsincitament som ett viktigt kompletterande styrmedel. I en omfattande forsknings- och litteraturöversikt som gjorts på uppdrag av Storbritanniens motsvarighet till Arbetsmiljöverket (Health and Safety Executive, HSE) konstateras att det finns ett starkt stöd för att använda en *kombination* av rådgivande (övertalande), tvingande (lagstiftning med straff och påbud) samt mer incitamentbaserade styrmedel på arbetsmiljöområdet (HSE, 2004). Vad gäller de incitamentbaserade styrmedlen drar man slutsatsen att finansiella och

¹³ Miljöbalkens tillsynsregler gäller även för Kemikalieinspektionen.

¹⁴ Se projektets hemsida <http://www.aktivmiljotillsyn.se/>.

¹⁵ Exempel på undantag är Dasgupta et al. (2001) och Rowcliffe et al. (2004) som i sina studier fokuserat på förhållanden i Kina respektive Kongo.

¹⁶ Se även Björkdahl (2006).

”ryktesbaserade” (reputational) incitament är de starkast drivande ur företagets synpunkt.¹⁷

3.5. Egenkontroll

Företagens egenkontroll utgör ett viktigt element i regelefterlevanden. Med egenkontroll menas att ansvaret för att följa regelverken ligger på företagen, och att företagen själva följer upp att den egna verksamheten överensstämmer med de krav som gäller. Kraven på egenkontroll kom att stärkas vid slutet av 1980-talet samtidigt som företagen ålades att ge ut en årlig miljörapport till tillsynsmyndigheterna (prop. 1987/88:85). I denna rapport redovisar företagen vilka åtgärder som vidtagits för att följa villkoren i tillståndsbeslut och resultatet av dessa åtgärder. Många företag publicerar idag en sammanfattande version av miljörapporten, både tryckt och elektroniskt.

Genom den så kallade egenkontrollförordningen (1998:901) åläggs de verksamheter som är tillståndspliktiga och anmälningspliktiga enligt miljöbalken att fastställa en intern ansvarsfördelning för verksamheten och fortlöpande undersöka och bedöma riskerna med verksamheten. Egenkontrollförordningen innebär också att verksamhetsutövaren i förebyggande syfte ska kontrollera att utrustningen är i gott skick och ha rutiner för rapportering och utredning av olyckor och tillbud (Rubenson, 2008 s 175). Idag underkastar sig företag i stor utsträckning på frivillig basis kvalitetskontroll genom certifieringar såsom ISO 14001 och EU:s miljöledningssystem EMAS.

3.6. Miljöledningssystem och certifikat

Medan regleringar och kontroll utgjorde basen i 1970-talets miljöpolitik, och de ekonomiska styrmedlen blev ett nytt viktigt inslag under 1980-talet, har frivilliga åtaganden – eller självreglering som det ibland kallas – utgjort en tydlig utvecklingstendens det senaste 10-15 åren (Barla, 2007). Den ökade populariteten för den internationella standarden ISO 14001, med tillhörande miljöledningssystem (Environmental Management Systems EMSs), representerar denna utveckling väldigt väl. År 2008 var drygt 4 000 svenska företag certifierade enligt ISO 14001 (Strömdahl, 2008, s. 19).

Ett miljöledningssystem kan principiellt betraktas som en uppsättning regler och procedurer som är utformade för att minska miljöpåverkan från en organisation. Systemet inbegriper bland annat granskning och dokumentering av den negativa miljöpåverkan som en organisation har, utveckling av en uttalad miljöpolicy samt en plan för att nå uppsatta miljömål. Av Jonsson (2008) framgår att standarderna i ISO 14000-serien tillhandahåller verktyg för företag och offentliga institutioner: *”De som använder standarderna gör det av egen fri vilja, för att bidra till en hållbar utveckling med metoder som går utöver vad samhället kräver med gängse styrmedel (s. 53).”* Vidare framgår av Ihre (2008) att: *”Företaget ska upprätta övergripande och detaljerade miljömål (s. 66).”* Möjligen kan vi tolka det senare som att det är upp till varje enskilt företag att specificera sina miljömål och hur man ska uppnå dem. Det framgår också att miljömålen ska vara specificerade så att när de uppnåtts ske det ha medfört en reell miljöförbättring.

Vad gäller den empiriska forskningen kring vilken påverkan som självreglerande styrmedel, exempelvis i form av ISO 14000 standarderna, har haft på företagets

¹⁷ Här refereras specifikt till finansiella kostnader för ELCI (Employers' Liability Compulsory Insurance).

ekonomiska och miljömässiga prestationer är dock underlaget förvånansvärt begränsat. Barla (2007) konstaterar att forskningen i stor utsträckning fokuserat på *varför* företag väljer att på frivillig väg underkasta sig ett standardiserat miljöledningssystem, medan endast ett fåtal studier har fokuserat på *hur* miljöledningssystemen påverkar företagets miljöarbete. Barla (2007) utför i sin studie ett test på huruvida de företag som implementerat ett miljöledningssystem enligt ISO 14001 i den kanadensiska massa- och pappersindustrin uppnått miljöförbättringar under perioden 1997-2003. Resultatet visar generellt på en mycket liten, eller ingen effekt alls på utsläppen, även om enskilda anläggningar uppnådde goda resultat. Författaren efterlyser därför mer forskning kring de faktorer som avgör huruvida ett miljöledningssystem blir framgångsrikt eller inte.

Vi anser här att en frågeställning i sammanhanget är vilken roll ett miljöledningssystem såsom till exempel ISO 14001¹⁸ bör ha spelat i samspelet med de miljöpolitiska styrmedel som redan är verksamma i ekonomin, ekonomiska såväl som administrativa/kvantitativa. Baserat på ett välfärdsekonomiskt perspektiv, och därför ett hållbarhetsperspektiv, är svaret på frågan inte självklart. Det faktum att det tycks vara svårt att nå de nationella miljökvalitetsmålen (se Faktaruta 1) skulle kunna vara ett argument för frivilliga miljöledningssystem bland företagen som ett komplement till den miljöpolitik som redan är verksam.

3.7. Samordning av miljö- och arbetsmiljöfrågor

Miljöbalken reglerar inte frågor om arbetsmiljö. Samtidigt noterar vi att det finns likheter mellan miljöbalkens krav på egenkontroll och arbetsmiljölagens krav på systematiskt arbetsmiljöarbete. Enligt AFS (Arbetsmiljöverkets författningssamling) 2001:1 ska alla arbetsgivare bedriva ett arbetsmiljöarbete som systematiskt undersöker, genomför och följer upp verksamheten på ett sådant sätt att ohälsa och olycksfall i arbetet förebyggs och en tillfredställande arbetsmiljö uppnås. Det systematiska arbetsmiljöarbetet ska också ingå som en naturlig del i den dagliga verksamheten och omfatta alla fysiska, psykologiska och sociala förhållanden som har betydelse för arbetsmiljön. Även om miljö och arbetsmiljö regleras enligt olika politikområden, sammanfaller både egenkontrollen och det systematiska arbetsmiljöarbetet inom ramen för de så kallade CSR-frågorna (Corporate Social Responsibility), till vilka vi återkommer i kapitel 4. I praktiken förefaller det inte vara något hinder att egenkontrollen och kraven på systematiskt arbetsmiljöarbete samordnas på företagsnivån.

¹⁸ Se t ex Norring (2008).

4. Miljöpolitik i teori och empiri

I detta avsnitt introduceras ämnet miljöekonomi med nationalekonomisk teori som grund. Syftet med avsnittet är att ge en kort introduktion till ämnet, som sedan i sin tur ska kunna relateras till arbetsmiljön. Först följer en teoretisk diskussion kring ämnet miljöekonomi, som bland annat innefattar miljöpolitiska styrmedel. Sedan presenterar vi översiktligt forskning kring miljöpolitiska styrmedel och vilka effekter de har på företagets produktivitet och konkurrenskraft. Vi diskuterar också kort empiriska studier på företagets sociala ansvarstagande och dess effekter på företagets ekonomiska och finansiella prestanda.

4.1. Miljöekonomi – Ett teoretiskt perspektiv

I detta avsnitt ligger fokus på en teoretisk diskussion kring miljön och miljöpolitikens effekter på samhällets välfärd, som betraktas vara summan av alla enskilda individers välfärd. I syfte att optimera samhällets välfärd handlar således ämnet samhällsekonomi, explicit miljöekonomi i detta fall, om att identifiera den effektivaste resursfördelningen bland samhällets individer.

4.1.1. Varför behövs miljöpolitik?

En grundläggande frågeställning är givetvis varför samhället behöver kunskap i miljöekonomi och varför miljöpolitik överhuvudtaget behövs. Det är uppenbart att vårt liv och leverne inverkar på miljön i form av exempelvis klimatförändringar och förändrade förutsättningar för andra arter att överleva. Den viktiga frågan är då inte varför miljöpolitik behövs utan varför vi betraktar denna inverkan som miljöproblem, och varför dessa miljöproblem uppstår trots att vi är medvetna om dem.

Det fundamentala konceptet bakom samhällsekonomisk teori är att samhällets "resurser är knappa" (Brännlund, 2009, s. 188). Det finns inte oändlig tillgång till varor, tjänster, miljö kvalitet och annat som kan tänkas bidra till välfärd. Av denna anledning måste vi därför fundera på hur vi på bästa sätt kan fördela samhällets resurser bland medborgarna. Samhällsekonomisk teori handlar om hur vi kan fördela resurserna på ett effektivt sätt i syfte att ge samhället största möjliga nytta av resurserna, dvs. högsta möjliga välfärd (Phil, 2007, s. 9). Teoretiskt sett, och givet en viss inkomstfördelning i samhället, löser en perfekt marknadsekonomi (som karaktäriseras av fullständig konkurrens)¹⁹ samhällets resursfördelningsproblem på ett effektivt sätt. Det innebär att producenter tillverkar det konsumenterna efterfrågar till lägsta möjliga kostnad.

När vi teoretiskt betraktar en perfekt marknadsekonomi så bygger det på att ett antal förutsättningar är uppfyllda (Brännlund och Kriström, 1998, s. 40). Exempelvis antas att alla marknadspriser är exogent givna för ekonomins aktörer, dvs. att ingen enskild aktör kan påverka marknadspriser. Andra antaganden, mer direkt relaterade till problemställningar inom miljö- och resursekonomi, är att det inte förekommer externaliteter och/eller kollektiva varor (se förklaringen nedan). Existerar sådana avvikelser från den perfekta marknadsekonomi säger vi att det existerar marknadsmisslyckanden. I realiteten är sådana avvikelser att vänta. Ett marknadsmisslyckande innebär att samhällets resurser fördelas ineffektivt.

¹⁹ För en mer ingående diskussion kring begreppet fullständig konkurrens, se Axelsson m.fl. (1998).

4.1.2. Marknadsmislyckanden – Kollektiva varor och externaliteter

I grund och botten uppstår det vi definierar som miljöproblem på grund av att det finns brister i marknadens funktionssätt. Ett exempel på när marknaden misslyckas med att effektivt fördela resurser är när äganderätter inte är väl definierade, och gränsen mellan vad som är "mitt" och "ditt" tunnas ut. Detta gäller för så kallade 'kollektiva varor'. Denna typ av varor karaktäriseras av att en individs konsumtion av varan inte direkt hindrar en annan individ att konsumera varan (icke-rivalitet), och att alla individer som vill konsumera varan kan göra det (icke-uteslutning) (Phil, 2007, s. 19). Det kan vara mycket svårt att tydligt definiera äganderätter till resurser som kan betraktas vara gemensamt ägda, exempelvis atmosfären, och en icke-reglerad marknadsekonomi kan därför förväntas leda till överkonsumtion av denna typ av resurser (Brännlund och Kriström, 1998, s. 51).

Begreppet externalitet kan till exempel betraktas i perspektiv av växthuseffekten. Exempelvis kan vi säga att ett koleldat kraftverk använder atmosfären som input i produktionen av elektricitet – som lagringsplats för den koldioxid som nödvändigtvis måste frigöras för att kraftverket överhuvudtaget ska kunna producera elektricitet. Lagringen av koldioxid i atmosfären leder till ökad växthuseffekt, och globalt kommer därför människor att drabbas av detta i framtiden. Eftersom det inte existerar några väl definierade äganderätter till atmosfären i detta fall, kan inte de drabbade kräva ersättning av kraftverket och det har då, per definition, uppstått en negativ extern effekt.²⁰

Marknadsmislyckanden som leder till ineffektiv resursanvändning i samhället, kan alltså hänföras till kollektiva varor och så kallade externaliteter. Rent generellt existerar en externalitet när produktion eller konsumtion ger upphov till effekter i samhället som inte reflekteras i några marknadspriser. Anta till exempel att en fabrik och dess produktion genererar utsläpp som lokalt betraktas som föroreningar, exempelvis utsläpp till vattendrag, och att människor påverkas negativt av detta. Om inte företaget kompenserar de drabbade människorna uppstår per definition en negativ extern effekt. I ett samhällsekonomiskt perspektiv är företagets kostnad för att producera därmed för låg, och därför producerar också företaget för mycket eller på "fel" sätt i ett välfärdsperspektiv. Även en individs konsumtion kan ge upphov till negativa externa effekter. Ett synnerligen relevant exempel på detta är när vi privat använder bilen. Den enskilde individen konsumerar bilen som ett reseredskap, men samtidigt genererar detta också bland annat regionala luftföroreningar i form av kväveutsläpp. Om inte individen kompenserar de människor som påverkas negativt av detta uppstår återigen en negativ extern effekt. I ett samhällsekonomiskt perspektiv är kostnaden för att använda bilen för låg, och som ett resultat av detta överutnyttjar den enskilde individen bilen. Sammantaget kan sägas att externaliteter uppstår på grund av att ekonomins aktörer möter felaktiga prissignaler, och för att nå en effektivare fördelning av samhällets resurser, dvs. en välfärdsförbättring, krävs en reglering av marknaden. Givet samhällets preferenser för miljön relateras myndigheternas miljöstyrning vanligtvis övergripande till ekonomiska och administrativa/kvantitativa styrmedel.

²⁰ Ett sätt att reducera överutnyttjandet av atmosfären är att reglera utsläppen genom att skapa en marknad för väl definierade utsläppsrätter. Den Europeiska Unionen lägger stor vikt vid denna typ av miljöpolitiskt styrmedel och sedan januari 2005 finns unionens utsläppshandelssystem EU- ETS (European Trading System).

4.1.3. Ekonomiska styrmedel

Ekonomiska, eller incitamentsbaserade, styrmedel påverkar direkt marknadens pris-signaler (Pihl, 2007, s. 64). Till denna kategori styrmedel hör miljöskatter, miljöavgifter, subventioner och utsläppsrätter. Ett exempel på en miljöskatt är koldioxidskatten inom den svenska tillverkningsindustrin. Skatten signalerar ett pris på koncentrationen av koldioxid i atmosfären och därmed tar industrin hänsyn till koncentrationen och därmed växthuseffekten i den privatekonomiska driften av verksamheten (se Brännlund, 2009).

Själva essensen i hur miljöekonomiska styrmedel fungerar är att de sätter ett pris på utsläpp, baserat på värderingen av de negativa externa effekter de orsakar. Dessa styrmedel förväntas därför påverka beteendet hos marknadens aktörer, producenter såväl som konsumenter, indirekt via förändrade relativpriser. Ekonomiska styrmedel utnyttjar att aktörerna karaktäriseras av att de endast tänker på sig själva (Brännlund och Kriström, 1998, s. 180). Det vill säga, den enskilda aktörens ambition är främst att maximera sin egen välfärd och tar därför hänsyn till den ytterligare kostnad som ekonomiska styrmedel medför. Som ett resultat reducerar aktören sin förorening. Inom miljöekonomisk teori sägs att man med ekonomiska styrmedel internaliserar negativa externa effekter. Notera att med ekonomiska styrmedel överlåter myndigheten till den enskilde aktören att själv bestämma hur hon/han ska anpassa sig till den extra kostnad som ett ekonomiskt styrmedel orsakar henne/honom, dvs. hur aktören ska reducera föroreningarna.

Även om ekonomiska styrmedel som miljöskatter och utsläppsrätter tilldrar sig ett allt större intresse, har administrativa/kvantitativa styrmedel länge dominerat den svenska miljöpolitiken (Phil, 2007, s. 64).

4.1.4. Administrativa/kvantitativa styrmedel

Vi har tidigare konstaterat att med ekonomiska styrmedel kan myndigheten indirekt reglera företagens beteende på marknaden via förändrade relativpriser. Syftet är att uppnå ett miljömål men det säger inte "hur" målet ska uppnås. Detta kan också sägas gälla för kvantitativa regleringar. I det senare fallet avser en reglering till exempel att ett företag tilldelas en gräns på utsläppen, och att det sedan är upp till företaget hur man ska uppfylla denna gräns. Ett exempel på kvantitativa regleringar är de individuellt tilldelade utsläppsrätterna (som inte kan köpas och säljas på en marknad) inom den svenska massa- och pappersindustrin. Däremot reglerar ett administrativt styrmedel "hur" företag ska reducera utsläppen. Exempel på sådana regleringar är krav på att en viss reningsteknik ska användas, att vissa insatsvaror ska/inte ska användas, att viss produktionsteknik ska användas, att den tillverkade produkten ska ha vissa egenskaper etc. (Phil, 2007, s. 64).

Innan man väljer typ av styrmedel är det emellertid viktigt att fråga sig, vad som krävs för att miljöpolitik ska vara samhällsekonomiskt effektiv. Nedan följer en översiktlig genomgång av utgångspunkterna för en effektiv miljöpolitik.

4.1.5. Effektiv miljöpolitik

Målsättningen med miljöpolitik kan generellt sägas vara att bidra till optimal välfärds-utveckling. Samhällsekonomiskt effektiv miljöpolitik ska leda till att uppfylla två kriterier (Brännlund och Kristöm, 1998, s. 172):

1. För det första måste miljömålen sättas optimalt (se Faktaruta 2). Det innebär till exempel att en miljö kvalitetsnorm, exempelvis en specificerad utsläppsnivå, sätts på

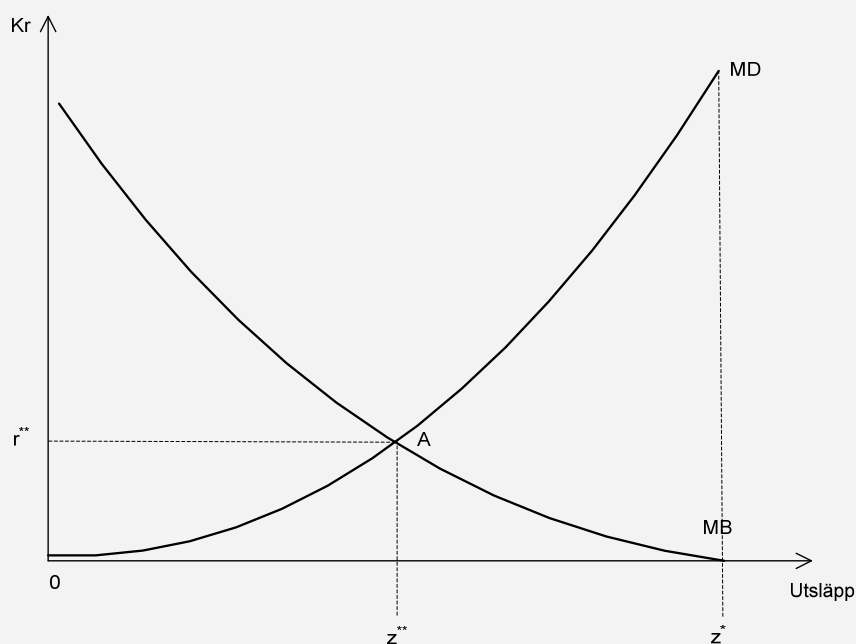
ett sådant sätt att när normen uppnås sammanfaller kostnaden för den sist reducerade utsläppsenheten med den miljönytta (marginalintäkt) som denna sista marginella utsläppsreduceringen genererar. Att sätta ett välfärdsmissigt korrekt miljömål innebär att det reflekterar samhällsmedborgarnas värdering av miljön, givet att alla har fullständig information om utsläpp och miljöskador.

2. Det andra kriteriet säger att miljö kvalitetsnormen ska uppfyllas till lägsta möjliga kostnad (se Faktaruta 3). Det senare kriteriet uppfylls genom att välja kostnads-effektiva miljöpolitiska styrmedel. Om kriterierna för både norm och genomförande uppfylls, fördelas samhällets resurser, inklusive miljön, på ett för välfärden optimalt sätt.

Faktaruta 2. Hur stora utsläpp ska vi tillåta?

Det enkla svaret på denna fråga är att samhället bör reducera utsläppen så länge det inte "kostar mer än det smakar" (Brännlund & Kriström, 1998, s 169). Detta beskrivs mer formellt i Figur 1.

Figur 1. Villkor för effektiv utsläppsnivå



Källa: Egen bearbetning baserad på Brännlund & Kriström (1998).

Samhällets kostnader för utsläpp beskrivs av marginalskaidekurvan, MD (Marginal Damage). För varje ytterligare enhet utsläpp ökar skadan med tilltagande hastighet. Små utsläpp av svavel, exempelvis, orsakar relativt små skador på miljön eftersom naturen har förmåga att till stor del ta hand om detta utsläpp. I figuren framgår att den allra första enheten utsläpp inte orsakar någon skada alls, dvs. värdet av skadan är enligt den vertikala axeln noll kronor. Allteftersom utsläppen ökar får naturen emellertid allt svårare att ta hand om dem, varför skadorna tilltar.

Samhället har också nytta av att företag tillåts göra utsläpp. När företag tillåts göra ytterligare en enhet utsläpp möjliggör det också ytterligare produktion av varor och tjänster för konsumtion. Denna ytterligare produktion ger en marginalintäkt, MR (Marginal Revenue). Samtidigt har företag kostnader för att åstadkomma den marginella produktionsökningen, dvs. en marginalkostnad, MC (Marginal Cost). Skillnaden mellan marginalintäkt och marginalkostnad kan betraktas som den marginalnytta som samhället har av att företag tillåts göra ett ytterligare marginellt utsläpp. I figuren beskrivs denna marginalnytta av marginalnyttokurvan, MB (Marginal Benefit). Vid små mängder utsläpp är den marginalintäkt företag har av utsläpp relativt stor i jämförelse med marginalkostnaden, varför samhällets marginalnytta är relativt stor. I figuren avtar marginalnyttan av ökade utsläpp med avtagande hastighet. Företag ökar produktion och utsläpp så länge $MB > 0$. Det innebär att företag ökar produktion och utsläpp ända till $MR = MC$, dvs. när $MB = 0$, där utsläppskvantiteten är z^* .

Som framgår av figuren är emellertid $MB = 0$ inte ett samhällsekonomiskt effektivt tillstånd. Marginalnyttan av den sista utsläppsenheten är lika med noll, samtidigt som denna enhet utsläpp orsakar en miljöskada till högt värde, dvs. $MD > 0$. Det samhällsekonomiska nettot av den produktion som möjliggörs av den sista utsläppsenheten är därför negativ, och därmed orsakar den en försämrad välfärd. Det innebär att det är välfärdshöjande att minska utsläppen så länge $MD > MB$. Vid utsläppsmängden, z^{**} , där MD-kurvan och MB-kurvan skär varandra i A, är samhällets nytta av en ytterligare enhet utsläpp lika stor som värdet av den miljöskada den orsakar. Av sammanhanget framgår att r^{**} reflekterar priset på en enhet utsläpp vid samhällets optimala utsläppsnivå, och att detta pris är lika med marginalsgraden av utsläpp vid denna nivå.

För att relatera till praktisk miljöpolitik motsvarar utsläppsnivån z^{**} det miljömål som ska gälla som riktlinje för en välfärdeekonomiskt effektiv miljöpolitik.

Det är emellertid inte rimligt att utgå ifrån att samhällets alla medborgare, eller ens de som i praktiken arbetar med miljöpolitiska frågor, har den utsläpps- och miljöskadeinformation som krävs, såväl kvalitativt som kvantitativt, för att kunna specificera ett välfärdsmissigt korrekt miljömål. Istället kan man säga att önskvärda mål fastställs, vilket till exempel kan relateras till de 16 övergripande miljö kvalitetsmål som fastställts av den svenska Riksdagen (se till exempel Miljömålsrådet, 2008). De flesta av de kvalitetsmål som det svenska samhället strävar efter att uppnå har inte fastställts utifrån avvägningar mellan marginalkostnader och marginalintäkter (Brännlund, 2009, s. 190). De är snarare ett politiskt uttryck för gällande strömningar i samhället. Vi kan därmed ta miljömålen för givna och betrakta dem som de direktiv praktisk miljöpolitik ska uppfylla exakt, varken mer eller mindre, och i den meningen återstår då endast att eftersträva kostnadseffektiva miljöpolitiska lösningar för uppfyllelse av miljömålen.

En grundläggande skillnad mellan ekonomiska och administrativa/kvantitativa styrmedel är att ekonomiska styrmedel betraktas ha större förutsättningar att fungera som kostnadseffektiva styrmedel. Det innebär att de i större omfattning leder till utsläppsreduktioner som sker till lägsta möjliga samhällskostnad. Däremot betraktas generellt administrativa/kvantitativa styrmedel inte kunna leda till kostnadseffektiva miljöförbättringar (Brännlund och Kriström, 1998, s. 183). För praktisk miljöpolitik är kostnadseffektivitetskriteriet av stor betydelse och används ofta i den miljöpolitiska argumentationen. Det kan därför vara på sin plats att fråga sig vad kostnadseffektivitet exakt innebär.

4.1.6. Kostnadseffektivitet²¹

Kostnadseffektivitet är ett begrepp som är direkt relaterat till resursanvändning och är därför viktigt i perspektivet av hållbar utveckling. Men vad exakt är då kostnadseffektivitet? Mer formellt kan detta begrepp beskrivas genom det så kallade "kostnadsminimeringsteoremet" (Brännlund och Kriström, 1998):

"Villkoret för ett effektivt resursutnyttjande är att kostnaderna på marginalen för de åtgärder som vidtas för att komma till rätta med problemet är lika stora för samtliga källor till problemet (s. 179)."

Teoremet kring kostnadseffektiva utsläppsreduktioner är ett av de mest betydande rönen inom den miljöekonomiska litteraturen och benämns ibland i den engelskspråkiga litteraturen som "the Baumol and Oates least tax cost theorem" (Hanley m fl., 2007, s. 132), och har sitt ursprung i Baumol och Oates (1971) (se också Baumol och Oates, 1988).

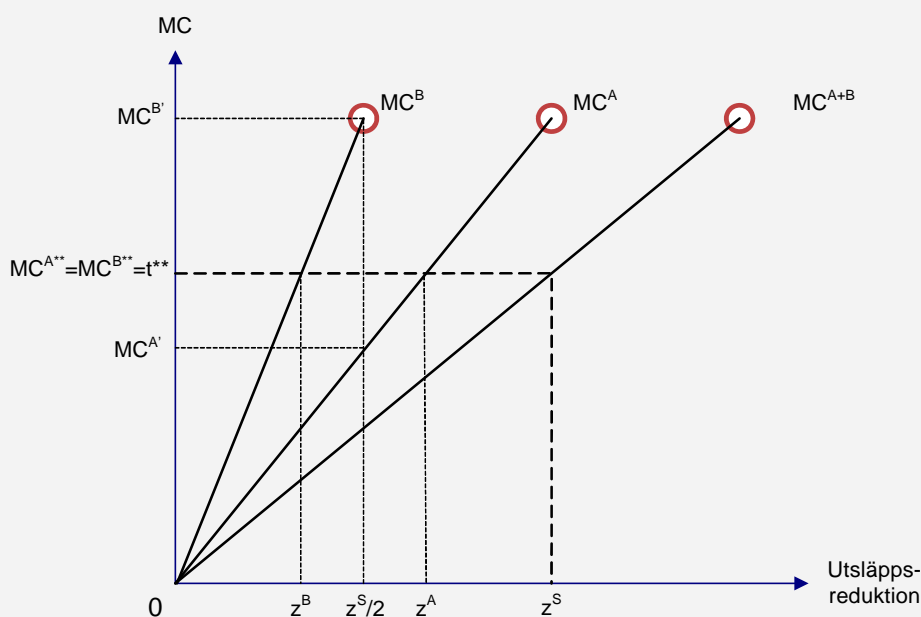
En särskilt utmärkande konsekvens av ovanstående villkor är att om två skilda utsläppskällor, exempelvis två fabriker, har olika förutsättningar för att reducera sina utsläpp (de har inte exakt samma produktions- och reduktionsteknologier) ska de reducera utsläppen olika mycket. Det vill säga, att två fabriker bidrar gemensamt till ett miljöproblem innebär inte nödvändigtvis att de ska reducera sina utsläpp lika mycket för att reducera det gemensamma miljöproblemet, eftersom de har olika marginalkostnader för att reducera utsläppen med ytterligare en enhet. Avgörande för hur mycket en fabrik ska reducera utsläppen är därför vilka produktions- och reduktionsteknologier man initialt förfogar över. Detta är viktigt att hålla i minnet, när man betraktar förutsättningarna för ekonomiska och administrativa/kvantitativa styrmedel att kostnadseffektivt reducera totala utsläpp och föroreningar i samhället.

²¹ För enkelhetens skull antar vi i diskussionen kring kostnadseffektivitet att en enhet utsläpp åstadkommer exakt samma miljöskada, i exakt samma omfattning, oavsett var utsläppet sker. Det vill säga, samhällets kostnad för en enhet utsläpp är densamma för samtliga utsläppskällor.

Faktaruta 3. Kostnadseffektiv utsläppsreducering

Anta att en industri består av två företag, A och B, som i sin produktion genererar samma typ av unikt utsläpp. I Figur 2 beskrivs reduktionskostnaderna för företag A och B av marginalkostnadskurvorna MC^A respektive MC^B . MC kurvorna avslöjar att företag A har lägre kostnader för att reducera utsläpp jämfört med företag B. Givet dessa förutsättningar beskrivs samhällets kostnader för att reducera utsläpp av marginalkostnadskurvan MC^{A+B} , vilken reflekterar en summering av de två enskilda företagens marginalkostnadskurvor.

Figur 2. Kostnadseffektivitet



Källa: Egen bearbetning baserad på Brännlund & Kriström (1998)

Anta att samhällets miljö kvalitetsmål motsvarar en utsläppsreduktion från noll enheter (till exempel ton) till z^S enheter (vilket motsvarar kvantiteten $z^* - z^{**}$ i Figur 1 i Faktaruta 2), och att företagen därför åläggs en skatt motsvarande skattesatsen t^{**} per enhet utsläpp (vilket motsvarar r^{**} i Figur 1 i Faktaruta 2). Det innebär att de kostnadsminimerande företagen kommer att minska utsläppen ända till att kostnaden för den sist reducerade enheten utsläpp sammanfaller med skattesatsen t^{**} . I Figur 2 motsvaras företag A:s och företag B:s totala utsläppsreduktioner av z^A respektive z^B , vilket summerar till samhällets miljö kvalitetsmål, z^S . Samma miljö kvalitetsmål skulle kunna uppnås genom att var och ett av företagen reducerar utsläppen precis lika mycket, dvs., $z^S/2$. I detta fall skulle kostnaden för den sist reducerade enheten utsläpp bli högre för företag B, dvs. $MC^B > MC^A$. Detta skulle emellertid också leda till att summan av reduktionskostnaderna för företag A och B, dvs. samhällets kostnader, blir högre. All avvikelse från villkoret $t^{**} = MC^{A**} = MC^{B**}$ leder till högre reduktionskostnader för samhället och villkoret kan därmed betraktas som ett kostnadseffektivitetsvillkor.

Enligt förutsättningarna ovan ger ett ekonomiskt styrmedel i form av en skattesats t^{**} per utsläppsenhet ett kostnadseffektivt utfall. I teorin kan också administrativa/kvantitativa styrmedel leda till samma utfall. Det kräver emellertid att reglerande myndigheter känner till de exakta förhållandena vad gäller de reduktionsteknologier som speglas av marginalkostnadskurvorna MC^A , MC^B och MC^{A+B} . Exempelvis, givet att samhällets miljö kvalitetsmål är z^S , och för en kvantitativ reglering, måste myndigheten i detta fall i förväg veta att företag A ska minska utsläppen med exakt z^A och företag B med exakt z^B , där $z^A > z^B$.

Vi har tidigare konstaterat att ekonomiska styrmedel internaliserar negativa externa effekter, dvs., miljöproblem, via inverkan på priser. Det innebär att besluten om hur man ska reducera föroreningar överlämnas till marknadsaktörerna själva. Detta ger förutsättningar för mer kostnadseffektiva utsläppsreduktioner än om samma reduktioner skulle initieras av specifikt administrativa styrmedel (Phil, 2007, s. 84). Åläggs företag en miljöskatt väljer de själva hur utsläppsreduktionerna ska ske och därför, givet antagandet om att företag kostnadsminimerar, sker utsläppsminskningen till lägsta möjliga kostnad. Detta gäller för alla heterogena producenter i ekonomin. Var och en av dem minimerar sina kostnader baserat på just de egna produktions- och reduktionsteknologierna. Teoretiskt sett skulle en given total utsläppsreduktion i samhället, exempelvis exakt densamma som åstadkoms i fallet med en miljöskatt, kunna åstadkommas kostnadseffektivt med administrativa/kvantitativa styrmedel. I praktiken ställer detta emellertid i det närmaste omöjliga krav på informationsflödet i samhället. Reglerande myndighet måste reglera varje enskild producent utifrån dennas egna produktions- och reduktionsteknologier. Med andra ord, myndigheten måste känna till exakt hur varje enskild producents produktionsprocess och reduktionskostnadsstruktur ser ut för att kunna ålägga varje enskild producent en individuellt anpassad utsläppsreduktion som, summerat över alla producenter, exakt summerar till samhällets miljömål.

Sammanfattningsvis kan sägas att om marknaden karaktäriseras av perfekt information spelar det ingen roll vilket styrmedel, ekonomiskt eller administrativt/kvantitativt, myndigheten väljer att reglera marknaden med. Den resulterande totala utsläppsreduktionen blir alltid kostnadseffektiv, eftersom myndigheten har all den information som krävs och kan hantera den administrativt för att fördela olika krav på utsläppsreduktioner bland alla relevanta aktörer på marknaden. I praktiken är villkoret för perfekt information emellertid inte uppfyllt. Om kriteriet för praktisk miljöpolitik är kostnadseffektiva lösningar bör därför i första hand ekonomiska styrmedel användas för att uppnå en given total utsläppsreduktion i samhället. Det kan emellertid existera situationer när administrativa/kvantitativa styrmedel i praktiken bör väljas framför ekonomiska. Detta diskuterar vi närmare i nästa avsnitt.

4.1.7. Administrativa/kvantitativa eller ekonomiska styrmedel?

I praktisk miljöpolitik fattas beslut baserat på imperfekt information, vilket tillför osäkerhet till den miljöpolitiska beslutsprocessen, och detta kan ha betydelse för valet mellan ekonomiska och administrativa/kvantitativa styrmedel. Ofullständig information leder inte bara till att administrativa/kvantitativa styrmedel kan vara icke-kostnadseffektiva, utan också till att ekonomiska styrmedel inte är måleffektiva. Med måleffektivitet menas här hur exakt och snabbt ett miljömål uppnås. Om det inte råder perfekt information på marknaden, i den meningen att reglerande myndighet exakt

känner till alla producenters produktions- och reduktionsteknologier, vet heller inte denna myndighet i förväg exakt hur stor total utsläppsreduktion som en given miljöskattesats kommer att leda till. Skatten kan leda till en viss utsläppsminskning i samhället, som förvisso sker kostnadseffektivt, men den kan vara för låg (eller hög) i förhållande till det uppsatta målet. Därför måste skattesatsen justeras uppåt (eller nedåt). Om skattesatsen sätts för lågt, kan det därmed finnas situationer där det är tidskrävande att uppnå ett miljömål och under tiden kan miljön ta ytterligare skada (Phil, 2007, s. 86). Det kan inte uteslutas att kvantitativa styrmedel kan vara mer effektiva i termer av måluppfyllelse i vissa situationer och därför ska väljas framför ekonomiska styrmedel. Valet av styrmedel under "osäkerhet" är emellertid inte trivialt och beror på vilken typ av miljöproblem det gäller och kostnaderna för att reducera problemet. I Weitzman (1974) presenteras en "tumregel" som säger att kvantitativa regleringar är att föredra om den marginella miljöskadan ökar snabbt i förhållande till den marginella kostnaden för att reducera utsläpp. I detta hänseende skulle kvantitativa styrmedel vara aktuella vid utsläpp av mycket giftiga ämnen (Brännlund och Krström, 1998, s. 216). Å andra sidan kan till exempel en miljöskatt vara att föredra om marginalkostnaden för reduktionen ökar snabbt i förhållande till den marginella miljöskadan.

Valet mellan ekonomiska och administrativa/kvantitativa miljöpolitiska styrmedel kan också diskuteras utifrån dynamisk effektivitet (Perman m.fl., 1996, s. 223 ff.), vilket åtminstone i teorin torde vara ekonomiska styrmedel till fördel. Anledningen är till exempel att även om företag anpassar sig till en miljöskatt och reducerar utsläppen, så betalar företaget ändå skatt på de utsläpp som företaget fortsatt gör. Det ger företaget anledning till att hela tiden se över de kostnader som skatten medför, och därmed stimuleras företaget ständigt till innovativt tänkande. Exempelvis kan det yttra sig i att ständigt vilja söka miljövänligare teknologier, men också produktivare teknologier. En administrativ reglering, såsom ett direktiv att företaget ska använda en viss teknologi för att reducera utsläpp, ger däremot inte samma anledning till att kontinuerligt utveckla produktionen på ett miljömässigt och produktivt plan. Anledningen är att när företaget väl har uppfyllt det administrativa teknologikravet finns inte samma privat-ekonomiska incitament till att göra något ytterligare för miljön. Företaget har ju redan gjort det som krävs. Debatten kring miljöpolitiska styrmedel och dess "statiska" och "dynamiska" effekter på produktionen, produktivitet och konkurrenskraft, har varit föremål för intensiv forskning under en längre tid, och detta diskuterar vi mer ingående i ett senare avsnitt.

Så långt har vi introducerat innebörden av miljöekonomi och miljöpolitik på ett förenklat och generellt plan, vilket bör vara tillräckligt för att kunna relatera till arbetsmiljön.

När det gäller den empiriska forskningen kring miljöpolitiska styrmedel och deras effekter på ekonomins aktörer så är den i vissa delar omfattande. I nästa avsnitt diskuterar vi främst forskning som riktar sig mot styrmedlens effekter på företagens ekonomiska prestanda, såsom produktivitet och konkurrenskraft. Vi diskuterar också kort empiriska studier av företagens sociala ansvarstagande och dess effekter på företagens ekonomiska och finansiella prestanda.

4.2. Empiriska erfarenheter – Effekter på företagens produktivitet och konkurrenskraft

En frågeställning som berör effekter av företagens miljöarbete är hur företagens ekonomiska prestanda och, därför i förlängningen, konkurrenskraft påverkas. Även om miljörelaterade åtgärder orsakar företagen kostnader är ett vanligt argument att dessa åtgärder också leder till positiv utveckling för företagens verksamhet, med neutraliserande effekter på kostnaderna. Som vi ska se är forskningen kring den reglerande miljöpolitikens effekter på företagens ekonomiska prestanda, till exempel produktivitet och konkurrenskraft, relativt omfattande. Däremot är forskningen kring den miljöverksamhet som baseras på frivillighet inte lika omfattande. Exempelvis kan vi inte peka på en enda granskad och i vetenskaplig tidskrift publicerad studie som studerar sambandet mellan miljöcertifikat, av typ ISO 14001, och företagens konkurrenskraft.

Nära relaterat till miljöledningssystem och dess basis av frivillighet är företagens sociala ansvarstagande.

4.2.1. Företagens sociala ansvar

Ett vanligt uttryck för frivilligt miljöarbete är företagens sociala ansvar (CSR; från engelskans "Corporate Social Responsibility"). Empiriska studier på CSR och dess effekter på företagens finansiella prestanda, som till exempel kan mätas i termer av företagets aktiekurs, är mycket omfattande. En kortfattad beskrivning av denna forskning ges i Lundgren (2010), och där framgår att det existerar 10–15 litteraturöversikter av empiriska studier som avser CSR och dess effekter på företagens prestanda, främst finansiell prestanda. Med CSR avses i Lundgren (2010): "[...] actions that, to some degree, imply corporate beyond-compliance behavior in the social and/or the environmental arena (s. 2)", dvs. åtgärder som företagen gör och som går utöver lagstadgade krav. Generellt verkar resultaten från litteraturöversikterna indikera ett positivt samband mellan CSR och finansiell prestanda. Enligt Lundgren (2010, fotnot 2) kan emellertid detta möjligen bero på att resultat som indikerar ett negativt samband tenderar att inte bli publicerade.

När det gäller CSR och dess effekter på ekonomisk prestanda är forskningen inte lika omfattande. Lundgren (2010) hänvisar till ett temanummer i *Journal of Productivity Analysis* (Paul & Siegel, 2006) där det framgår att studier på sambandet mellan CSR och finansiell prestanda är mindre lyckat i ett ekonomiskt perspektiv. Ett argument som framförs i detta temanummer är, att det är mer meningsfullt att mäta företagens ekonomiska prestanda eftersom det speglar produktionsfaktorernas alternativkostnader i produktionen. En förklaring till att studera sambandet mellan CSR och ekonomisk prestanda är hypotesen att incitamentet för företag att ta socialt ansvar ligger i att det kan generera intäkter som överväger kostnaderna.

Av ovanstående är det svårt att dra några klara generella slutsatser angående CSR och dess effekter på företagens prestanda. Dessutom, trots den ansevärd mängden empiriska studier på CSR, finns det få studier som relaterar de empiriska resultaten till hypoteser som härletts utifrån en tillfredsställande teoretisk modell. Till detta kan också tilläggas, att de studier som klart och tydligt identifierar de grundläggande mekanismerna för hur CSR kan leda till ekonomiskt eller finansiellt förbättrad prestanda är få.²²

²² Lundgren (2010) refererar till Portney, P.R., (2005).

Totalt sett kan vi inte dra några klara slutsatser angående företagens frivilliga sociala och miljömässiga åtgärder. I nästa avsnitt diskuterar vi den mer traditionella miljöpolitikens effekter på ekonomisk prestanda.

4.2.2. Miljöpolitik – effekter på produktivitet och konkurrens

Debatten kring hur företag påverkas av stringent miljöpolitik är ständigt aktuell. Utifrån ett traditionellt synsätt är uppfattningen att miljöregleringar hämmar företagets produktivitetsnivå och produktivitetsutveckling, vilket i sin tur är negativt för konkurrenskraften. Detta traditionella synsätt ifrågasattes i Porter (1991), som menar att stringent miljöpolitik tvärtom leder till ökad produktivitet och konkurrenskraft. Ett land som för en relativt tuff miljöpolitik kan till och med öka konkurrenskraften i förhållande till andra länder. Porters argument har senare kommit att bli känt som den så kallade Porter-hypotesen. Den beskrivs mer detaljerat i Porter och van der Linde (1995), och det centrala budskapet är att det traditionella synsättet är alltför "statiskt" och att miljöregleringars effekter måste betraktas i ett dynamiskt perspektiv. Miljöregleringar av "rätt sort" (ekonomiska styrmedel), till exempel miljöskatter och handel med utsläppsrätter, har dynamiska effekter i den meningen att de stimulerar till innovativt beteende, och därför har de över tiden också effekter på företagets produktion i stort. Företagen leds till att inte bara minska sina utsläpp utan också till att utveckla organisationsstrukturen, produktionsteknologier och processer med ökad produktivitet som följd.

Inom den samhällsekonomiska ramen är forskningen kring Porter-hypotesens relevans omfattande, såväl teoretiskt som empiriskt. Brännlund och Lundgren (2009) tillhandahåller en litteraturgenomgång, och den huvudsakliga slutsatsen de drar från denna genomgång är att det inte finns något generellt empiriskt stöd för Porter-hypotesen, men att det inte heller finns något generellt empiriskt stöd emot. Ett par reflektioner här är emellertid svårigheterna att införliva Porter-hypotesens alla beståndsdelar inom ramen för neoklassisk ekonomisk teori, samt att de empiriska studierna till största delen inte tillåter dynamiska effekter av miljöregleringar. Som vi tidigare nämnts är denna typ av effekter det centrala i hypotesen. Ett par senare empiriska studier på svensk tillverkningsindustri, och som tillåter studiet av dynamiska effekter, är emellertid Broberg et al. (2010) samt Lundgren och Marklund (2010). De studerar miljöinvesteringars dynamiska effekter på teknisk effektivitet respektive CO₂-skattesatsers dynamiska effekter på teknisk effektivitet (mätt i vinster). Denna typ av effektivitet utgör en komponent i industrins produktivitet (en annan är teknologisk nivå/förändring). Generellt sett indikerar studierna inget stöd för positiva dynamiska effekter, men heller inget som talar för negativa effekter.

Ett par andra studier som tillåter dynamiska effekter är Managi et al. (2005) och Lanoie et al. (2008). De studerar miljöpolitikens effekter på teknologisk utveckling (den andra komponenten i produktivitet), genom att mäta politikens stringens med kostnaderna att anpassa sig till miljöregleringar av typen "command-and-control" (administrativa/kvantitativa styrmedel). Managi m.fl. (2005) finner inget generellt stöd för positiva dynamiska effekter bland olje- och gasproducenter i den Mexikanska golfen. I detta sammanhang utgör Lanoie m.fl. (2008) ett undantag. De finner positiva dynamiska effekter i den kanadensiska tillverkningsindustrin. Det är emellertid tveksamt om detta positiva resultat ska tolkas som stöd för Porter-hypotesen, eftersom hypotesen egentligen inte förespråkar "command-and-control" regleringar. Faktum är att denna typ av regleringar bör betraktas som en sista utväg (Porter och van der Linde, 1995, s. 110, fotnot 13).

Allt som allt kan sägas, att argumentet att stringent miljöpolitik stimulerar till positiv produktivitetsutveckling, utöver den som ändå skulle ha skett även om producenterna inte reglerats, är mycket svårt att visa i ett generellt perspektiv. Däremot framkommer vid studier av enskilda fall exempel på företag som reglerats och som också utvecklats positivt företagsekonomiskt. Porter och van der Linde (2005) ger några sådana exempel för att underbygga sina argument. I ett välfärdsperspektiv måste man dock se till helheten och en kommentar ges bland annat i Palmer m fl. (2005): *"It would be an easy matter for us to assemble a matching list where firms have found their costs increased and profits reduced as a result of (even enlightened) environmental regulations, not to mention cases where regulation has pushed firms over the brink into bankruptcy (s. 120-121)."*

Nu återstår då frågan om det är möjligt att applicera den ovanstående teoretiska och empiriska diskussionen på arbetsmiljöpolitik, och vad lär vi oss av det?

5. Marknadsincitament för god arbetsmiljö

5.1. En ny tillsynsmodell för arbetsmiljö

I Styrmedelsutredningens delbetänkande, SOU 2009:40, redovisas ett deluppdrag angående möjligheterna att anknyta marknadsorienterade styrmedel till Arbetsmiljöverkets övervakning och kontroll av att arbetsmiljölagen (1977:1160) efterlevs. Deluppdraget mynnar ut i ett förslag till en ny tillsynsmodell med marknadsinslag som ska förstärka företagets incitament att investera i arbetsmiljön.

Huvudprincipen för den nya tillsynsmodell som Styrmedelsutredningen föreslår bygger på den danska modellen. Modellens grundfunktion ska vara att komplettera och förstärka de incitament för arbetsmiljöarbete som idag redan finns. Kortfattat kan den föreslagna modellen beskrivas enligt följande. Först ska alla arbetsställen besökas för att fastställa varje ställes arbetsmiljöstatus, vilket sker under en period av högst fem år. Ett par argument för att besöka alla arbetsställen är att fler riskfyllda arbetsplatser kan identifieras och att information om nyttan av god arbetsmiljö sprids till fler verksamheter och människor. Resultatet för varje enskilt arbetsställe publiceras sedan på Arbetsmiljöverkets hemsida. Utfallet presenteras enligt vad man kallar en "trafikljusmodell", med en positiv, neutral eller negativ symbol. En neutral symbol indikerar att något slutligt resultat inte ännu föreligger.

Tillsynsmodellens marknadskoppling är att varje enskilt arbetsställes arbetsmiljöstatus redovisas offentligt på Arbetsmiljöverkets hemsida. Exempelvis kan potentiella konsumenter kontrollera ett företags arbetsmiljöstatus och ta hänsyn till denna information, innan man beslutar sig för att göra inköp av varor och tjänster. Tanken är att företag med en bekräftat god arbetsmiljö möter en högre efterfrågan på sina varor och tjänster. Att kontrollera arbetsmiljöstatusen är också aktuellt för människor som söker arbete. En positiv symbol leder till större sannolikhet att företagen lockar till sig fler arbetssökande (SOU 2009:97, s. 65). Totalt sett ska de positiva effekterna av en bättre arbetsmiljö leda till ökad produktivitet och konkurrenskraft (SOU 2009:97 s 23). Ovanstående diskussion ligger i linje med Styrmedelsutredningens uppdrag (SOU 2009:40, s. 3): *"[...] att se över behovet av och möjligheterna att införa styrmedel på arbetsmiljöområdet som innebär att arbetsmiljöns potential för ökad konkurrenskraft tas till vara genom att lyfta fram och förstärka de verksamhetsmässiga och ekonomiska drivkrafterna av en god arbetsmiljö."*

5.2. Marknadsorienterade styrmedel på arbetsmiljöområdet

För att den nya tillsynsmodellen ska få önskad effekt på företagets produktivitet och konkurrenskraft krävs, att det finns en efterfrågan på god arbetsmiljö. Viktigt är därför att information och kunskap om den goda arbetsmiljöns betydelse för företagen, dess anställda och kunder ökar. I Styrmedelsutredningens slutbetänkande, SOU 2009:97, diskuteras olika marknadsorienterade styrmedel på arbetsmiljöområdet som kan (s.7): *"[...] lyfta fram och förstärka de verksamhetsmässiga och ekonomiska drivkrafterna av en god arbetsmiljö."* I slutrapporten redovisas de frågor som kvarstod efter delrapporten (SOU

2009:40), och som bland annat anses vara viktiga för att öka samhällets preferenser för god arbetsmiljö.

När Styrmedelsutredningen använder begreppet marknadsorienterade styrmedel utgår man från syftet med dem. Styrmedel är alltså i detta sammanhang sådana vars syfte är att göra arbetsmiljön till ett konkurrensmedel (SOU 2009:97, s 32). Det innebär att styrmedlen måste utnyttja de drivkrafter som finns på en marknad (SOU 2009: 97, s 31), dvs. skapa ekonomiska incitament för god arbetsmiljö; därav begreppet marknadsorienterade styrmedel. De styrmedel som främst diskuteras i slutbetänkandet är (1) Certifiering; (2) CSR; (3) Arbetsgivarvarumärken; (4) Ekonomiska drivkrafter/ styrmedel; (5) Redovisningssystem samt (6) Upphandling.

När det gäller Certifiering, CSR och Arbetsgivarvarumärken är frivillighet grundläggande. Med frivillighet menas att företagen genomför åtgärder för en bättre arbetsmiljö som går utöver lagstadgade krav och som förväntas skapa "goodwill". Incitamentet för arbetsmiljöåtgärder är att det skickar signaler till marknaden som sedan leder till ökad lönsamhet. Styrmedel såsom ekonomiska styrmedel och redovisningssystem kan däremot betraktas vara mer relaterade till extern påtryckning. Exempelvis menar Styrmedelsutredningen att arbetsskadeförsäkringen skulle kunna fungera som ekonomiskt styrmedel genom att baseras på differentierade premier (SOU 2009:97 s 47), något som även diskuterats av Sjögren Lindquist och Wadensjö (2008, s 121 ff.). Differentierade premier beroende på risker i olika branscher, där "farliga" branscher får betala mer, kan leda till höga kostnader för en viss bransch som då ges incitament att sänka sina kostnader. Om företagen tvingas betala högre premier för ökat antal arbetsskador, ökar alltså deras incitament att förhindra att arbetsskador inträffar. Ett exempel på redovisningssystem är kravet på obligatorisk redovisning av sjukfrånvaron i årsredovisningarna. Denna information är därmed tillgänglig för företagens leverantörer, kunder och arbetsökande. Att ställa arbetsmiljövillkor i offentlig upphandling kan också av de privata företagen upplevas som extern påtryckning. Men, här finns ändå en ingrediens av frivillighet eftersom det är upp till varje enskilt företag att delta i upphandlingen eller inte. Offentlig upphandling omfattas av EU:s direktiv för upphandling, men särskilda sociala, till exempel arbetsmiljövillkor, miljömässiga och andra villkor för hur ett kontrakt ska fullgöras får ställas (SOU 2009:97, s. 59).

En grundläggande utgångspunkt för offentlig upphandling är att tillvarata konkurrens. För att säkerställa detta baseras regelverket för offentlig upphandling på fem grundprinciper (1 kap 9§ LOU): (1) Proportionalitetsprincipen; (2) Principen om icke-diskriminering; (3) Likabehandlingsprincipen; (4) Principen om transparens; (5) Ömsesidigt erkännande.²³ Generellt sett får inte den upphandlande enheten diskriminera mellan företag, dvs. alla företag inom ramen för den öppna marknaden inom EU ska behandlas på ett likvärdigt och öppet sätt och ska kunna lämna anbud.

5.2.1. Styrmedelsutredningens förslag

I Styrmedelsutredningens slutbetänkande, SOU 2009:97, Kap. 4, presenteras de förslag som utredningen konkret kommer fram till. Förslagen är relaterade till: (1) Certifiering i den nya tillsynsmodellen; (2) Arbetsmiljökrav i upphandlingen; (3) Arbetsmiljö i utbildning; (4) Obligatorisk redovisning av sjukfrånvaro i årsredovisningen. Det första förslaget innebär att företag som arbetsmiljöcertifieras i enlighet med krav i föreskrifterna om systematiskt miljöarbete i AFS 2001:1, eller kraven i standarden OHSAS 18001, undantas från den genomgång av alla arbetsställen som ska ske inom

²³ För en mer detaljerad beskrivning, se också Konkurrensverket (2008).

ramen för den nya tillsynsmodellen. De företag som frivilligt vidtar denna åtgärd får en tilläggsmärkning på Arbetsmiljöverkets webbsida. När det gäller arbetsmiljökrav i upphandling är förslaget att de företag som lämnar anbud och som inte uppfyller föreskrifterna i arbetsmiljölagen (SOU 2009:97 s 71: "*[...] och i föreskrifter med stöd av den om skyldighet att undersöka riskerna i verksamheten (skriftlig riskbedömning)*"), ska uteslutas från upphandlingen. Det tredje förslaget är att införa obligatoriskt kunskapskrav vad gäller arbetsmiljökunskap i högskoleutbildningen, i ett första steg på civilingenjörs- och civilekonomutbildningarna. Till dessa förslag gör Styrmedelsutredningen också bedömningen att kravet på obligatorisk redovisning av sjukfrånvaro i årsredovisningen bör behållas.

Det föreligger således sammantaget ett antal förslag på hur man genom mer marknadsorienterade styrmedel kan komplettera befintliga styrmedel på arbetsmiljöområdet. En frågeställning – liknande den på miljöområdet – är om det finns ett positivt samband mellan investeringar i miljöförbättrande åtgärder och företagets produktivitet och konkurrenskraft. Frågan är alltså huruvida man genom adekvata styrmedel kan förena både en stärkt arbetsmiljö och samtidigt stärka företagets konkurrenskraft. Är utgångspunkten för politiken att både förbättra miljön och stärka företagets konkurrenskraft, kan man säga att den förda politiken har två mål. I nästa kapitel summerar vi erfarenheterna från miljöområdet i relation till den pågående diskussionen om marknadsorienterade styrmedel på arbetsmiljöområdet.

6. Miljöekonomiska perspektiv på aktiv arbetsmiljöpolitik

I detta avsnitt försöker vi relatera arbetsmiljö till vår diskussion kring yttre miljö – detta baserat på vår överblick gällande miljöpolitikens historia och utveckling, miljöekonomisk teori samt vetenskapliga studier rörande miljöpolitikens effekter på företagets produktivitet och konkurrenskraft. Vi vill betona att vi inte drar några långtgående slutsatser om hur man kan, eller om man överhuvudtaget bör, överföra erfarenheter från yttre miljö till inre arbetsmiljö. Istället ska avsnittet betraktas som ett försök att lyfta fram frågeställningar till diskussionen kring en hållbar arbetsmiljöpolitik.

Det bör först nämnas att miljöekonomi och arbetsmiljöekonomi ter sig som delvis skilda områden, bland annat på grund av att orsakerna till yttre och inre miljöproblem inte är helt likartade. I ett miljöekonomiskt perspektiv är en grundläggande utgångspunkt att miljöproblem existerar på grund av marknadsmisslyckanden, som kan härledas till kollektiva varor och externaliteter. Kollektiva varor förekommer i samband med att äganderätter inte är väl definierade, samt negativa externaliteter i samband med att enskilda aktörers (producenters och/eller konsumenters) beteende påverkar andra aktörer på ett negativt sätt.²⁴

I vilken grad samhället måste korrigera för yttre miljöproblem bestäms i Sverige av de av Riksdagen fastställda 16 övergripande miljö kvalitetsmålen. Som vi tidigare visat kan de styrmedel, med vilka korrigeringen vanligtvis sker, generellt indelas i två kategorier; ekonomiska och administrativa/kvantitativa styrmedel. Vilken typ av styrmedel som är att föredra i ett hållbarhetsperspektiv är inte självklart. Här har vi pekat på två faktorer av vikt att begrunda; *kostnadseffektivitet* och *effektivitet* i termer av måluppfyllelse. En annan viktig aspekt att ta hänsyn till är också i vilken grad styrmedlet har dynamiska effekter, exempelvis på den teknologiska utvecklingen i samhället.

Styrmedel har olika egenskaper och att kategoriskt förespråka ett visst styrmedel, exempelvis ett ekonomiskt styrmedel, är inte nödvändigtvis försvarbart. Enligt Brännlund och Kriström (1998) vore det: "[...] felaktigt att hävda att ekonomiska styrmedel utgör en patentlösning. (s. 211)". Samtidigt bör det också lyftas fram, att de erfarenheter som idag finns från det yttre miljöområdet inte ger en klar fingervisning om det finns ett samband mellan miljöpolitik och företagets produktivitet och konkurrenskraft.

6.1. Målsättningar för en hållbar arbetsmiljöpolitik

Som tidigare betonats syftar den miljöpolitik som förs i Sverige idag till att uppnå de av Riksdagen fastställda nationella miljö kvalitetsmålen. Dessa mål reflekterar den miljö kvalitet vi i Sverige önskar uppnå och avsikten är att de ska möjliggöra breda genomförandestrategier (<http://www.regeringen.se/sb/d/2055>). Syftet med miljö kvalitetsmålen är att till nästa generation skapa ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, och således utgör de ett riktmärke för ett hållbart samhälle. I

²⁴ Samtidigt bör det påpekas att teknik- och naturvetenskapen utgör en fundamental kunskapsbas för förståelsen för hur miljöproblem uppstår och dess skadeeffekter. Dessa vetenskaper är helt nödvändiga för att identifiera miljöproblem, ta fram tekniska lösningar och prioritera insatser osv. Vad gäller identifikation om hur arbetsmiljöproblem uppstår utgör den medicinska och psykologiska forskningen en viktig kunskapsbas.

Miljömålssrådet (2008, s. 7) betonar också att en effektiv uppföljning är ett viktigt element för en framgångsrik miljöpolitik. Därför används indikatorer (exempelvis naturvärdesindikatorer för att följa den biologiska mångfalden i skogslandskapet) för att bedöma om förord miljöpolitik leder till måluppfyllelse inom utsatt tid. Det framstår emellertid, utifrån vår bedömning, som något oklart om man på arbetsmiljöområdet har riktmärken liknande miljö kvalitetsmålen, och som reflekterar långsiktiga mål om en hållbar arbetsmiljö. Sett ur ett politiskt perspektiv torde detta vara en central fråga att diskutera huruvida politiken ska följas upp och utvärderas i ett hållbarhetsperspektiv, och val av lämpliga indikatorer.

6.2. Miljöekonomiska korrigeringsprinciper på arbetsmiljöområdet?

En ytterligare frågeställning som är av vikt vid val av styrmedel är vilken typ av problem som politiken avser att korrigera. Enligt miljöekonomiska utgångspunkter korrigerar miljöpolitiken för marknadsmisslyckanden i termer av kollektiva varor och så kallade externaliteter. En intressant fråga är därför huruvida det går att diskutera orsaken till arbetsmiljöproblem i termer av marknadsmisslyckanden liknande utgångspunkterna för miljöpolitiken. Principiellt kan en negativ externalitet beskrivas som en negativ miljöeffekt på samhället – lokalt, regionalt eller globalt – med samhällskostnader som följd. Denna kostnad ligger utanför företagets egen produktionssfär och drabbar därför inte företagets produktionsekonomi. Miljöpolitik syftar därför till att internalisera denna externalitet. När det gäller arbetsmiljöproblem kan man se två typer av externa effekter. Den ena typen är finansiella externaliteter. De kostnader som arbetsskador och generellt dålig arbetsmiljö ger i form av kostnader för sjukvård och sjukskrivning täcks endast delvis av antingen de arbetsgivare som uppvisar den dåliga arbetsmiljön eller av de anställda som är direkt drabbade. Mycket av kostnaderna täcks i stället av stat, kommuner och landsting. Det kan också finnas mer direkta externa effekter – olyckor vid transportarbete kan drabba andra än själva transportarbetaren (för en utförlig översikt gällande de samhällsekonomiska kostnaderna för arbetsmiljöproblem, se Sjögren Lindquist & Wadensjö, 2010). Det finns alltså likartade problem på miljöområdet och arbetsmiljöområdet i termer av marknadsmisslyckanden. Men eftersom både orsakerna till varför problemen uppstår och karaktären på problemen är olika, är det inte säkert att policyerfarenheter mellan de två områdena är direkt jämförbara och överförbara. Det är samtidigt viktigt att betona att orsaken till miljöproblem och arbetsmiljöproblem *kan* sammanfalla inom vissa företag och branscher, exempelvis inom den förorenande basindustrin. Där kan utsläpp från processer påverka anställdas hälsa likväl som miljön och hälsan hos kringboende.²⁵

6.3. Kan vi betrakta arbetsmiljöpolitik i termer av kostnadseffektivitet och måluppfyllelse?

Kostnadseffektivitet och måluppfyllelse har varit centrala begrepp i vår diskussion. Exempelvis är kostnadseffektivitet relaterat till hur effektivt samhällets resurser

²⁵ Inom den förorenande basindustrin, med hantering av många miljöfarliga och hälsovådliga ämnen, kan miljöpolitiken också främja den inre arbetsmiljön, men också försämra den, om inte åtgärder samordnas. Ett exempel är fallet Rönnskärsverken där åtgärder för att minska de externa utsläppen på 1980-talet riskerade att leda till försämringar i den inre arbetsmiljön (Bergquist, 2007).

används för att uppnå miljöförbättringar och står därför också i direkt samband med hållbar utveckling. Kostnadseffektivitet är emellertid inte alltid det kriterium som bör bilda utgångspunkt för en välfärdsanpassad politik. Det finns situationer där till exempel effektiv måluppfyllelse bör vara vägledande, exempelvis om det är fråga om mycket farliga utsläpp som snabbt ger stora miljö- och hälsoskador - såsom kvicksilver och dioxiner.

Att diskutera arbetsmiljöpolitik utifrån kostnadseffektivitet, såsom det görs inom miljöekonomin, skulle motsvaras av att använda styrmedel för att nå ett givet arbetsmiljömål på nationell nivå till för samhället lägsta kostnad. Effektivitet i termer av måluppfyllelse handlar i stället om att uppnå detta mål träffsäkert och snabbt. Frågan är om man kan nyansera diskussionen kring arbetsmiljöpolitiska styrmedel på ett liknande sätt.

6.4. Kan en stringent arbetsmiljöpolitik stärka företagets konkurrenskraft?

Mängden nationalekonomiska studier som fokuserar på sambandet mellan miljöpolitik och produktivitet är vid det här laget ansevärd. En anledning till detta är en pågående diskussion, inte minst bland politiker, kring huruvida en stringent miljöpolitik har positiva effekter på företagets produktivitet och konkurrenskraft och att det därför kan vara bra för ett land, till exempel Sverige, att "gå före" i miljöpolitiken. Att det finns ett potentiellt positivt samband kan också sägas vara själva essensen i den så kallade Porter-hypotesen, som säger att dessa positiva effekter främst uppnås med ekonomiska styrmedel, såsom skatter och handel med utsläppsrätter. Enligt Porter-hypotesen har ekonomiska styrmedel positiva dynamiska effekter på teknologisk utveckling och företagets produktivitet och därmed även företagets konkurrenskraft. Överför vi Porter-hypotesens argument rakt av till arbetsmiljöpolitik bör därför någon form av ekonomiskt styrmedel användas på arbetsmiljöområdet. Styrmedelsutredningens diskussion (SOU 2009: 97) om arbetsskadeförsäkringar, som baseras på differentierade premier, kan kanske i viss mån relateras till Porter-hypotesens argument för ekonomiska styrmedel.

Den omfattande vetenskapliga forskningen som berört sambandet mellan miljöpolitik och företagets produktivitet och konkurrenskraft kan emellertid inte generellt bekräfta att det föreligger ett positivt samband. Å andra sidan kan ett negativt samband generellt inte heller påvisas. Frågan är då om avsaknaden av ett vetenskapligt generellt bevis för positiva effekter av miljöpolitik på företagets produktivitet och konkurrenskraft också gäller för arbetsmiljöpolitiska åtgärder.

För att svara på denna fråga måste man empiriskt studera huruvida det finns ett positivt samband mellan arbetsmiljöpolitik och produktivitet och konkurrenskraft, men också studera huruvida detta samband generellt är tillräckligt starkt. I ett välfärds-ekonomiskt perspektiv är ett positivt samband nämligen inte tillräckligt. Den centrala frågan är om de positiva effekterna av en mer stringent arbetsmiljöpolitik - exempelvis på produktivitet - är tillräckligt stora för att uppväga företagets kostnader för att anpassa sig till arbetsmiljöpolitiken. Om de positiva effekterna mer än överväger kostnaderna (ett positivt netto) uppstår en "win-win"-situation, där samhällets välfärd påverkas positivt både via bättre hälsa bland den arbetande befolkningen och också ökad sammanlagd vinst bland exempelvis industriföretagen. Detta kan då sägas ske på bekostnad av konkurrerande företag i andra länder.

6.5. Mot vilka företag ska svenska företag stärka sin konkurrenskraft?

Även om det skulle visa sig svårt att empiriskt påvisa ett generellt positivt samband mellan arbetsmiljöpolutiska åtgärder och företagens konkurrenskraft, kan vi inte utesluta att positiva effekter uppstår i enskilda företag eller specifika branscher. Samtidigt är det dock viktigt att påpeka, att de samhällsekonomiska intäkter som genereras av en eventuellt stärkt konkurrenskraft inte nödvändigtvis överväger de kostnader som uppstår när företagen anpassar sig till en mer stringent arbetsmiljöpolutik. Behovet av empirisk forskning är stort, och det är i denna kontext som en ny tillsynsmodell (SOU 2009:97) för att förstärka motiven för arbetsmiljöarbetet bör placeras.

Givet att införandet av en ny tillsynsmodell har positiva effekter på det svenska samhället, bör samhällets nytta av detta (till exempel företagets ökade intäkter, de anställdas förbättrade hälsa) åtminstone neutralisera samhällets kostnader för införandet av tillsynsmodellen. Detta inkluderar exempelvis företagets kostnader för anpassa sig till ökade arbetsmiljökrav, och samhällets kostnader för att införa och upprätthålla denna typ av tillsynsmodell.

En fråga som relaterar till nyttan, givet att syftet med den nya tillsynsmodellen är att höja de svenska företagens konkurrenskraft, är vilka marknader som de svenska företagen ska stärka sin konkurrenskraft gentemot. Sammantaget framstår kunskapsläget kring kostnaderna för den nya tillsynsmodellen som osäkert, framförallt huruvida samhällets intäkter kan neutralisera samhällets kostnader.

7. Sammanfattande slutsatser

Denna studie har omfattat en kunskaps- och forskningsöversikt gällande regler och styrmedel på det yttre miljöområdet. Utifrån ett miljöekonomiskt betraktelsesätt har syftet med studien varit att belysa erfarenheter och effekter av olika styrmedelsinstrument på miljöområdet och därmed bidra till diskussionen kring styrmedel på arbetsmiljöområdet. Den lagstiftning och de regleringsprinciper som ligger till grund för den svenska miljöpolitiken är mycket omfattande och spänner över ett stort antal områden – miljöfarlig verksamhet (industriella föroreningar, avfallshantering), skogsbruk, jordbruk, fiske, transporter etc.) – och berör flertalet samhällssektorer. Det område inom miljöpolitiken som vi bedömer som mest relevant att relatera till arbetsmiljöområdet är den lagstiftning och de styrmedel som använts för att reglera miljöpåverkan från fasta källor, såsom industrier. Vi har exempelvis inte berört den lagstiftning som syftar till att minska luftföroreningar från hushållens motorfordon eller den miljölagstiftning som är av naturskyddscharaktär, såsom regler kring bildandet av nationalparker.

Sammantaget finns en del likheter mellan miljö- och arbetsmiljöområdet. Nedan följer våra sammanfattande slutsatser från vår översikt.

- Den miljöpolitik som förts i Sverige för att minska utsläppen från fasta anläggningar har åstadkommit stora förbättringar i den yttre miljön. Utsläppsminskningar upp till 99 procent har uppnåtts sedan den svenska miljövårdsorganisationen etablerades och en sammanhållen miljölagstiftning mot industriella föroreningar infördes vid slutet av 1960-talet. Det centrala styrmedlet för att åstadkomma dessa miljöförbättringar har varit individuell tillståndsprövning. Forskning visar att utformningen av den svenska individuella tillståndsprövningen har gjort det möjligt för svenska företag att integrera miljöanpassning med långsiktig produktionsökning och övergripande modernisera produktionsprocessen över tid.
- Miljöpolitiska styrmedel som i litteraturen vanligen benämns vara typen "command-and-control", dvs. administrativa och kvantitativa styrmedel, är de styrmedel som inom svensk miljöpolitik vanligen använts för att komma till rätta med föroreningar från svenska utsläppskällor. Exempelvis har de svenska myndigheterna i den individuella tillståndsprövningen ofta angett ett gränsvärde – ett maximalt utsläppstak för olika utsläpp från en viss industri – vilket då är att betrakta som ett kvantitativt styrmedel. I detta fall överläts åt den individuella industri att själv avgöra hur man vill uppfylla gränsvärdet, och en uppfattning är att detta ger en ökad förutsättning för utsläppsreduktioner till lägre kostnad för samhället. Regleringar i form av gränsvärden kan också användas på arbetsmiljöområdet, gällande till exempel arbetsutrustning, luftkvalitet, utbildning av personal, regler för raster och arbetstid.
- Även om administrativa och kvantitativa styrmedel utgör ett viktigt inslag i miljöpolitiken är den ekonomiska empiriska forskningen kring effekter av dessa styrmedel inte speciellt omfattande. Studierna är till övervägande del nordamerikanska, där systemen ser annorlunda ut än i Sverige. Generellt kan konstateras att graden av inspektioner ökar regelefterlevanden av miljölagstiftning bland företagen. Vi finner dock inte någon forskningslitteratur som fokuserat på effektiviteten i det svenska systemet, och det tillsynsarbete som bedrivs på miljöområdet. Naturvårdsverket finansierar idag ett större forskningsprojekt för att utvärdera effektiva tillsynsmetoder.

- Även om administrativa/kvantitativa miljöpolitiska styrmedel har dominerat den svenska miljöpolitiken, ökar ekonomiska styrmedel såsom miljöskatter och överlåtbara utsläppsrätter i popularitet. Detta gäller framförallt i samband med klimat och energipolitik. Precis som i fallet med ett kvantitativt styrmedel gäller också för dessa typer av styrmedel, att det är upp till den enskilda industrin hur man anpassar sig till dem. Ett vanligt förekommande argument för styrmedel såsom till exempel skatter är att med dem kan man åstadkomma kostnadseffektiva utsläppsreduktioner. Ett exempel på arbetsmiljöområdet skulle kunna vara att basera arbetsskadeförsäkringen på differentierade premier.
- Det har skett en snabb utveckling mot självreglering på miljöområdet i form av att företagen frivilligt certifierar sig under miljöledningssystem, exempelvis ISO 14001. Den empiriska forskningen kring effekterna (miljömässiga och ekonomiska) av självreglering är dock tämligen begränsade. Forskningen är i stor utsträckning fokuserad på varför företag väljer att på frivillig väg underkasta sig ett standardiserat miljöledningssystem, medan endast ett fåtal studier har fokuserat på hur miljöledningssystemen påverkar företagets inverkan på miljön eller dess ekonomiska prestationer. Det är också utifrån befintlig forskning svårt att dra några slutsatser om hur företagets frivilliga miljöarbete enligt CSR (Corporate Social Responsibility) påverkar företagets prestanda.
- Miljöområdet och arbetsmiljöområdet skiljer sig åt, inte minst vad gäller karaktären av de problem som samhället har att lösa. Inom den miljöekonomiska analysen betraktas marknadsmisslyckanden, såsom existensen av kollektiva varor och negativa externaliteter, som miljöproblem. Miljöpolitik handlar därför om att korrigera för marknadsmisslyckanden. Även på arbetsmiljöområdet existerar problem med negativa externa effekter.
- En fråga som rönt stort intresse bland ekonomer är hur miljölagstiftningen påverkar företagets – och därmed hela länders – konkurrenskraft och lönsamhet. Sammantaget visar forskningen inte på något tydligt samband mellan miljöpolitiska styrmedel och företagets produktivitet och konkurrenskraft: varken positivt eller negativt. Argumentet för en tuffare miljöpolitik kan därmed inte – baserat på tillgänglig forskning – vara att stärka företagets konkurrenskraft rent generellt. Vi kan dock inte utesluta att stringent miljöpolitik kan ha positiva effekter på enskilda företag eller enskilda branscher. Detta är dock en empirisk fråga.
- Det pågår en diskussion om hur arbetsmiljöns potential för ökad konkurrenskraft ska tas till vara genom att lyfta fram och förstärka de verksamhetsmässiga och ekonomiska drivkrafterna av en god arbetsmiljö. En ny tillsynsmodell har föreslagits av Styrmedelsutredningen (SOU 2009:97). Ur ett välfärdsekonomiskt perspektiv bör den samhällsnytta som förväntas av införandet av en ny tillsynsmodell åtminstone neutralisera den kostnad som samhället har för att införa och upprätthålla tillsynsmodellen. En fråga som relaterar till intäktssidan, förutom en bättre hälsa bland de anställda, är vilka konkurrenter som svenska företag ska stärka sin konkurrenskraft gentemot. Om syftet med den nya tillsynsmodellen är att inte bara förbättra arbetsmiljön, utan samtidigt höja de svenska företagens konkurrenskraft, bör det föras en utförligare diskussion kring vilka branscher det handlar om och vilka marknader som de svenska företagen ska stärka sin konkurrenskraft på.

Referenser

- Axelsson, R., B. Holmlund, R. Jacobsson, Karl-Gustaf Löfgren och T. Puu (1998), *Mikroekonomi*, Studentlitteratur.
- Barla, P. (2007), "ISO 14001 certification and environmental performance in Quebec's pulp and paper industry", *Journal of Environmental Economics and Management*, 53, 291-306.
- Baumol, W.J. och W.E. Oates (1971), "The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment", *Swedish Journal of Economics*, 73 (1), 42-54.
- Baumol, W.J. and W.E. Oates (1988), *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press.
- Bergquist, A-K. M. Lindmark, K. Söderholm och P. Söderholm (2011), *Command-and-Control revisited* (Manuskript, kommande)
- Bergquist, A-K. (2007), *Guld och Gröna Skogar. Miljöanpassningen av Rönnskärsverken 1960-2000*. Umeå Studies in Economic History. No 36-2007.
- Bernes, C och L.J. Lundgren (2009), *Bruk och missbruk av jordens resurser. En svensk miljöhistoria*. Naturvårdsverket, Monitor 21.
- Bjällås, U (2010), Intervju vid Miljööverdomstolen, Stockholm 2010-06-19.
- Björkendahl, C (2006). *Arbetsmiljötillsynens effekter på regelefterlevnad, arbetsmiljö och sjukfrånvaro. En litteraturöversikt*. Arbetsmiljöverket. Rapport 2006:8.
- Broberg, T., P.-O. Marklund, E. Samakovlis och H. Hammar (2010), *The Effects of Environmental Investments on Efficiency – Testing the Porter Hypothesis*, Working Paper no 119, Swedish National Institute of Economic Research (Konjunkturinstitutet).
- Brännlund, R. (2009), "The Tax System's Options and Tasks within Environmental Policy, i Bolander, J." (red.) *The Non-Fiscal Purpose of Taxation*. Yearbook for Nordic Tax Research 2009, Copenhagen, Denmark.
- Brännlund, R. och T. Lundgren (2009), "Environmental Policy without Costs? A Review of the Porter Hypothesis", *The International Review of Environmental and Resource Economics*, 3(2), 75-117.
- Brännlund, R. och B. Kriström (1998), *Miljöekonomi*, Studentlitteratur.
- Cohen, M.A. (1999), "Monitoring and enforcement environmental policy", i H. Folmer och T. Tietenberg. *The international yearbook of environmental and resource economics 1999/2000*. Edgar Elgar.
- Dasgupta, S., B., Laplante, N. Mamingi, och H. Wang (2001), "Inspections, pollution prices, and environmental performance: evidence from China", *Ecological Economics*, 36, 487-498.
- Ds 1998:50 ESO-rapport. *Att se till eller titta på? Om tillsynen inom miljöområdet*.
- Ebbesson, J. (2008), *Miljörätt*. 2:a Upplagan. Iustus Förlag.
- Eckert, H. (2004), "Inspections, warnings, and compliance: the case of petroleum storage regulation", *Journal of environmental Economics and management*, 47 (2), 232-259.

- Hoffman, A.J. (2000), *Competitive Environmental Strategy. A guide to the changing business landscape*. Washington, D.C: Island Press.
- Gray, W.B och M.E. Deily (1996), "Compliance and enforcement: Air pollution regulation in the U.S. steel industry", *Journal of environmental economics and management*, 31, 96-111.
- Gunningham, N. (2009), "Environment Law, Regulation and Governance: Shifting Architectures", *Journal of Environmental Law*, April, s 1-34.
- Gillberg, M. (1999), *From Green Image to Green Practice. Normative Action and self regulation*. Lund :Dept. of Sociology.
- Hanley, N., J.F. Shogren och B. White (2007), *Environmental Economics – In Theory and Practice*, Palgrave MacMillan.
- Ihre, M. (2008), ISO 14001, i *Certifieringsboken 2008 – Din guide till fördjupad information, 1998 – 2008*. Babacus AB, s 59-74.
- Johansson, V. (2006), *Tillsyn och effektivitet. Statliga inspektörers yrkesroller och strategival*. Boreá, Finland.
- Jonsson, L. (2008), "ISO 14000-serien – Verktyg för ett strukturerat miljöarbete", i *Certifieringsboken – Din guide till fördjupad information, 1998 – 2008* Babacus AB, s. 53-58.
- Jänicke, M. och H. Weidner (1997), *National Environmental Policies. A comparative Study of Capacity Building*. Berlin: Springer.
- Jänicke, M. (1991), "Conditions for environmental policy success: An international comparison", *The Environmentalist*, 12 (1), 47-58.
- Konkurrensverket (2008), Miljökrav i offentlig upphandling, www.kkv.se.
- Lanoie, N., M. Patry och R. Lajeunesse (2008), "Environmental regulation and productivity: testing the Porter Hypothesis", *Journal of Productivity Analysis*, 30 (2), 121-128.
- Lindmark, M. och A-K. Bergquist (2008), "Expansion for pollution reduction? Environmental adaptation of a Swedish and a Canadian Metal Smelter 1960-2005", *Business History*, 50 (4), 530-546.
- Lindmark, M., (1998), *Towards Environmental National Accounts For Sweden. Methodological Considerations and Estimates for the 19th and 20th Century*. Umeå: Umeå Studies in Economic History University.
- Lundgren, L.J. (2005a), "Miljöskydd i Sverige 1967-1991" i L.J. Lundgren och J. Edman (red.) *Konflikter, samarbete, resultat. Perspektiv på svensk miljöpolitik. Festskrift till Valfrid Paulsson, Brottbby, Cassandra*.
- Lundgren, L.J. (2005b), "Miljöproblem och miljövard i Sverige 1967-1991" i L.J. Lundgren och J. Edman (red.) *Konflikter, samarbete, resultat. Perspektiv på svensk miljöpolitik. Festskrift till Valfrid Paulsson, Brottbby, Cassandra*.
- Lundgren, L.J. (1999), "Från Miljöproblem till Miljövard: Ett genombrott med fördröjning" i *Deadalus, Tekniska Museets Årsbok*
- Lundgren, L.J. (1989), *Miljöpolitik på längden och på tvären: Några synpunkter på svensk miljövard under 1900-talet*. Solna: Naturvårdsverket.

- Lundgren, T. (2010), "A Microeconomic Model of Corporate Social responsibility", *Metroeconomica*, doi: 10.1111/j.1467-999X.2010.04087.x, 1-27.
- Lundgren, T. and P.-O. Marklund (2010), *Climate Policy and Profit Efficiency*, CERE Working paper 2010:11, Department of Economics, Umeå University.
- Lundqvist, L.J. (1997), "Sweden" i M. Jänicke och H. Weidner (red.) *National Environmental Policies. A comparative Study of Capacity Building*. Berlin: Springer.
- Lundqvist, L.J. (1980), *The Hare and the Tortoise: Clean Air Policies in the United States and Sweden*. Ann Arbor: The University of Michigan Univ. Press
- Lundqvist, L.J. (1971), *Miljövårdsförvaltning och politisk struktur*. Uppsala: Verdandi; Stockholm: Prisma Bokförlaget Pris
- Magat, W.A. och W.K. Viscusi (1990), *Effectiveness of the EPA's regulatory enforcement: the case of industrial effluent standards*. *Journal of law and economics*, VOL. 33, s 331-360
- Michanek, G. och C Zetterberg (2007), *Den Svenska Miljörätten*. 2:a upplagan, Iustus Förlag, Uppsala.
- Miljömålsrådet (2008), *Miljömålen – Nu är det bråttom!* Miljömålsrådets utvärdering av Sveriges miljömål.
- Naturvårdsverket (2009), *Tillsynsplaner – aktiva eller fiktiva styrdokument*. Rapport 5959.
- Naturvårdsverket (1993), *Industri och miljö*. Underlagsrapport Rapport 4206.
- Nadeau, L.W. (1997), "EPA effectiveness at reducing the duration of plant-level noncompliance", *Journal of environmental economics and management*, 34 (1) 54-78
- Norrning, J. (2008) *Certifieringsboken – Din guide till fördjupad information, 1998 – 2008* Babacus AB.
- OECD (2007), "OECD Environmental Performance Review – Sweden's Progress Report 2007" <http://www.sweden.gov.se/content/1/c6/02/58/45/ed0a44a4.pdf>
- Palmer, K., W.E. Oates and P.R. Portney (1995), Tightening Environmental Standards: The Benefit-Cost or the No-Cost Paradigm?, *Journal of Economic Perspectives*, 9(4), 119-132.
- Paul, C. and D. Siegel (2006), (red.) Special Issue on Corporate Social Responsibility (CSR) and Economic Performance, *Journal of Productivity Analysis*, 26(3), 207-287.
- Phil, H. (2007), *Miljöekonomi – För en hållbar utveckling*, Håkan Phil och SNS Förlag.
- Prop. 2004/05: 150. *Svenska miljömål – ett gemensamt uppdrag*.
- Prop. 1990/91:90. *En god livsmiljö, Bilaga A. Hur mår Sverige? En rapport om miljösituationen*. Miljödepartementet.
- Prop. 1987/88:85 *Om miljöpolitiken inför 1990-talet*.
- Porter, M.E. (1991), "Americas Green Strategy", *Scientific American*, 264: 168.
- Porter, M. E. and C. van der Linde (1995), Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship, *Journal of Economic Perspectives*, 9(4), 97-118.
- Portney, P.R. (2005), "Corporate Social Responsibility: An Economic and Public Policy Perspective", i Hay, B., R. Stavins och R. Vietor (red.) 2005 *Environmental Protection and the Social Responsibilities of Firms- Perspectives from Law, Economics, and Business*, Resources for the Future, Washington, DC.

- Rotstein, B (1992), *Den korporativa staten*. Stockholm: Nordstedts Juridik.
- Rowcliffe, J.M., D. de Merode, G. Cowlishaw (2004), "Do wildlife laws work? Species, protection and the application of a prey choice model to poaching decisions", *Proc. R. Soc. Lond. B.* 271, 2631-2636.
- Rubenson, S. (2008), *Miljöbalken. Den nya miljöretten*. Fjärde upplagan. Norstedts Juridik AB, Vällingby.
- SOU 2004:100 *Tillsyn. Förslag om en tydligare och effektivare tillsyn*.
- SOU 2009:40 *En ny modell för arbetsmiljö tillsyn, Delbetänkande av Styrmedelsutredningen*, Stockholm 2009.
- SOU 2009:97 *Marknadsorienterade styrmedel på arbetsmiljöområdet, Slutbetänkande av Styrmedelsutredningen*, Stockholm 2009.
- Strömdhal, I. (2008), "Näringslivets miljöarbete och Sveriges miljömål" i *Certifieringsboken – Din guide till fördjupad information, 1998 – 2008* Babacus AB, 19-26.
- Sjögren Lindquist, G., E. Wadensjö (2010), *Samhällsekonomiska kostnader för arbetsmiljöproblem*, Arbetsmiljöverket: Rapport 2010:2.
- Sjögren Lindquist, G., E. Wadensjö (2008), *Dags för en ny arbetsskadeförsäkring*, Stockholm: SNS förlag.
- Söderholm, K. och A-K. Bergquist (2012) "Firm-collaboration and environmental adaptation. The case of the Swedish pulp- and paper industry 1900-1990", *Scandinavian Journal of Economic History* (kommande).
- Tietenberg, T., (2000), *Environmental and natural resource economics*. Fifth Edition. Addison Wesley.
- United Nations. 1987. "[Report of the World Commission on Environment and Development.](#)" General Assembly Resolution 42/187, 11 December 1987. Retrieved: 2007-04-12
- Weitzman, M.L. (1974), "Prices vs. Quantities", *The Review of Economics Studies*, 41(128), 477-491.



ARBETSMILJÖ
VERKET

Arbetsmiljöverket
112 79 Stockholm
Besöksadress Lindhagensgatan 133
Telefon 010-730 90 00
Fax 08-730 19 67
E-post: arbetsmiljoverket@av.se
www.av.se

ISSN 1650-3171

This publication can be downloaded from
www.av.se/publikationer/rapporter/

Vår vision: *Alla vill och kan skapa en bra arbetsmiljö*