

STYRMEDEL I VATTENPOLITIKEN – VAD SÄGER EKONOMISK TEORI OCH EMPIRI?

Water pollution policies: What do we learn
from economic theory and empirical evidence?

av ING-MARIE GREN¹ och HENRIK SCHARIN²

¹ Institutionen för Ekonomi, SLU, Uppsala, Box 7013, 750 07 Uppsala
e-post: Ing-Marie.Gren@ekon.slu.se

² Enheten för miljöekonomi och hållbar konsumtion och produktion, Naturvårdsverket, 106 48 Stockholm
e-post: Henrik.Scharin@naturvardsverket.se



Abstract

The EU Water directive requires cost effective achievement of predefined water quality targets at the drainage basin scales. It has been known among environmental economists for decades that this can be obtained only if each source is regulated according to its marginal cost and impact on recipients. The review presented in this paper indicates that such individual based regulation can imply high monitoring and information costs, so called transaction costs. Uniform policies, where the emission sources face the same emission charge or regulatory requirement, may therefore result in lower total cost for society although they do not give cost effective solutions. However, empirical studies of policies for Swedish water quality targets show that efficiency losses of uniform economic instruments can be significantly lower than for uniform command and control systems.

Key words – Water directive, cost effectiveness, heterogeneous emission sources, transaction costs, policies

Sammanfattning

Vattendirektivet ställer krav på kostnadseffektivitet för uppfyllelse av mål på vattenkvalitet. Ett problem är svårigheterna att fastställa samband mellan utsläpp av föroreningar och effekt på en eller flera recipienter för alla källor. Vilket eller vilka styrmedel ger då lägsta kostnaden för att uppnå en viss nivå på vattenkvalitet? Syftet med detta papper är att kortfattat sammanfatta de förslag till lösningar som förts fram av miljöekonomier under ca fyra decennier. Sammanfattningen pekar på att det sannolikt inte finns något styrmedel som ger kostnads-effektiva lösningar. Istället utgörs val mellan styrmedel och dess utformning av en balansgång mellan transaktionskostnader och effektivitetsförluster. Empiriska studier av Sverige indikerar att effektivitetsförlusterna av enhetliga ekonomiska styrmedel kan vara betydligt lägre än av enhetliga administrativa styrmedel.

1. Inledning

Enligt EU's vattendirektiv ska olika mål förknippade med vattenkvalitet och kvantitet genomföras kostnads-effektivt, d.v.s. uppnås till lägsta möjliga kostnad. Det är sedan lång tid väl känt bland praktiker och forskare från flera olika discipliner att detta är betydligt lättare sagt än gjort. Viktiga orsaker till svårigheter är den spridning i rum och tid av källor till vattenpåverkan och biologisk respons i de olika vattenrecipienterna. Ett exempel utgö-

ras av Stockholms skärgård vilken mottar näringsämnen från Mälaren och flera länder runt Östersjön. Biologisk respons kan visa sig först 30 år efter det att fosfortillförseln ändrats (e.g. Wulff m.fl., 2001). Med tanke på dessa komplexa samband mellan vattenkvalitet och människans påverkan på näringsämnen kan man fråga sig om, och i så fall hur, det är möjligt att uppfylla EU's vattendirektiv kostnadseffektivt.

I princip kan man skilja på två olika typer av styrmedel, ekonomiska och administrativa. Med ekonomiska

styrmedel avses sådana som via incitament gör det kostsamt att förorena, såsom avgift på handelsgödselkväve, eller lönsamt att minska föroreningar, såsom stöd för fånggrödor i vissa delar av Sverige. Ytterligare ekonomiska styrmedel är marknader för utsläppsrätter, där ett tak för utsläpp, eller så kallad bubbla, sätts för ett visst område och inblandade företag får sedan handla utsläppsrätter med varandra. Exempel på sådana system för vattenutsläpp är marknad för fosforutsläpp i Lake Dillon, Colorado, USA, och marknad för utsläpp av både fosfor och kväve till Hawkesbury-Nepean River i Australien (se Kraemer m.fl. (2004) för en översikt av marknader för vattenutsläpp). Administrativa styrmedel anger direkt vilka åtgärder som ska genomföras såsom reningskrav vid reningsverken eller viss lagringskapacitet för stallgödsel.

Ekonomiska styrmedel såsom föroreningsavgifter eller marknad för utsläppsrätter har sedan 1960-talet förfäktats av nationalekonomer p.g.a. deras förmåga att skapa kostnadseffektiva lösningar (se t.ex. Kneese, 1964; Dahmen, 1968; Baumol och Oates, 1971). Detta gäller under alla omständigheter när nivån på en avgift eller värdet på utsläppsrätter inte skiljer sig mellan olika utsläppskällor, s.k. enhetligt eller uniformt system. Emellertid kan det vara svårt att implementera dessa när effekterna på vattendragen av en viss utsläppsnivå vid källan skiljer sig mellan olika företag och regioner. Anledningen är att kostnadseffektivitet då ställer krav på differentiering av styrmedel mellan företag eller regioner efter dessas effekter på vattenrecipienter, ett s.k. differentierat system (t.ex. Herzog, 1976; Braden m.fl. 1989). Huvudsyftet med denna artikel är att beskriva hur synen på och kunskaper om uniforma och differentierade ekonomiska styrmedels förmåga att ge kostnadseffektiva lösningar utvecklats under de senaste ca 40 åren.

Första kapitlet innehåller en kort beskrivning av inbörden i begreppet kostnadseffektivitet. Därefter följer en presentation av den miljöekonomiska debatten om uniforma och differentierade ekonomiska styrmedel, och en kort presentation av dagens forskning kring nya generationens styrmedel. Vi funderar avslutningsvis på om och hur dessa ackumulerade erfarenheter kan vara användbara för vattendirektivets krav för kostnadseffektivitet vid uppnående av vattenkvalitetsmål.

2. Principer för kostnadseffektiva styrmedel

Kostnadseffektivitet definieras som att ett eller flera miljömål uppnås till lägsta kostnad, vilket innebär att ingen omfördelning av åtgärder kan genomföras utan att kostnaderna för att uppnå det fastställda målet(n) ökar. Vill-

koret för kostnadseffektivitet är att marginalkostnaden ska vara lika för alla möjliga åtgärder. Med marginalkostnad avses den ökning av kostnaderna för en åtgärd när reningen ändras med en enhet. När så inte är fallet kan man minska reningen vid en källa med relativt hög marginalkostnad, och öka med samma mängd vid en källa med låg marginalkostnad och få pengar över. Besparingen sker genom att minskade utgifter vid högkostnadsåtgärden överstiger kostnadsökningen för den billigare åtgärden.

Kostnaden för en åtgärd bestäms av kostnaden för dess genomförande och dess effekt på recipienten. Om t.ex. marginalkostnaden för att minska fosforutsläppen i ett uppströms reningsverk är 50 kr/kg P reduktion och effekten på vattenrecipienten är 0.5 kg/kg P reduktion vid verket, blir marginalkostnaden vid recipienten 100 kr/kg P reduktion eftersom det behövs 2 kg minskning vid verket för att uppnå 1 kg reduktion vid vattenrecipienten. Ju mindre effekt av en given utsläppsminskning vid källan desto högre blir marginalkostnaden för att uppnå målet vid recipienten. Det kan därför vara av stor vikt att göra noggranna beräkningar av effekter av åtgärder. Förutom den effekt som nämndes i exemplet där viss föroreningsminskning sker under transporten från källan till recipienten kan vi skilja på ytterligare kategorier av effektpåverkan, vilka kan relateras till dels tidsaspekter och dels multifunktionell och –regional påverkan.

Tidsaspekten innefattar den tidsfördröjning som kan uppstå mellan en åtgärds genomförande och dess effekt. Ju längre denna tid är desto högre marginalkostnad, vilket beror på att kapital binds upp som annars skulle kunna utnyttjats för andra ändamål. Vid långsiktiga investeringar som reningsverk kan en annan aspekt vara kostnader av inläsningsseffekt, d.v.s. svårigheter med att ändra den tekniska lösning man valt. Kostnaden består av skillnaden i utgifter mellan den installerade, dyrare, och nyare, billigare, tekniken.

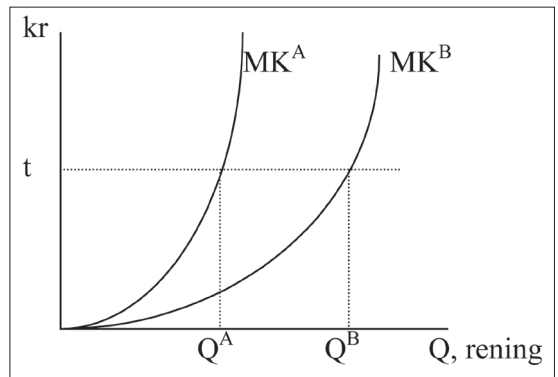
Med multifunktionella åtgärder avses här sådana som minskar belastning till en recipient med flera föroreningar, och/eller genererar ytterligare ekosystemtjänster förutom rening. Anläggning av våtmarker utgör en sådan multifunktionell åtgärd genom att transporter av flera föroreningar till recipienten fördröjas och biodiversiteten kan gynnas. Multiregionala effekter innebär att positiva miljöeffekter uppstår i fler områden än för vilka vattenkvalitetsmål utformats. Uppströms placerade åtgärder kan ha en fördel i detta avseende då förbättringar av vattenkvalitet kan uppstå på t.ex. grundvatten för vilket det inte finns ett tydligt kvalitetsmål. Övriga åtgärder med denna multiregionala effekt är sådana som reducerar luftutsläpp, t.ex. minskade utsläpp av kvävedioxid från trafik och ammoniak för stallgödsel.

Det ska medges att det inte finns någon studie som

beaktat samtliga dessa effekter vid beräkning av kostnadseffektiva lösningar för definierade kvalitetsmål. Den hittills mest omfattande studien är Gren et al. (1997), vilken också pekar på vikten av att beakta flera mål samtidigt när åtgärder är multifunktionella och -regionala. I det specifika fallet med reduktioner av kväve och fosfor till Östersjön visar man på betydande kostnadsbesparingar av samtida reduktion av dessa ämnen jämfört med att först minska tillförseln av det ena och sedan det andra. Orsaken till en sådan relativt avsaknad av studier är inte brist på metoder utan istället på data. Dock pekar både teoretiska analyser och den begränsad empiri som finns på att multifunktionella åtgärder med relativt stor effekt på recipienter med definierade mål har kostnadsfördelar. Det innebär vanligen att multifunktionella och -regionala åtgärder, såsom minskade utsläpp från trafik, blir relativt dyra p.g.a. deras begränsade effekt på vattenrecipienterna.

Vi bortser tills vidare från den vetenskapliga svårigheten att finna kostnadseffektiva lösningar där samtliga åtgärder och effekter är inkluderade, och övergår till att diskutera hur de åtgärder som valts kan implementeras kostnadseffektivt. Eftersom villkoret för en kostnadseffektiv lösning innebär att marginalkostnaderna ska vara lika för alla åtgärder kan vi dra slutsatsen att styrmedel som åstadkommer en sådan fördelning av rening ger en kostnadseffektiv allokering av åtgärder. Det är väl känt att sådana lösningar genereras av ekonomiska styrmedel och marknader för utsläppsrätter. Vid t.ex. en avgift på 20 kr/kg P utsläpp till en recipient kommer berörda företag att minska sina utsläpp tills marginalkostnaden är 20 kr/kg P rening. Man renar, och undviker därmed avgiften så länge marginalkostnaden för rening är lägre än 20 kr/kg P. När däremot marginalkostnaden överstiger avgiften blir det billigare för företaget att betala avgiften. Eftersom samtliga företag reagerar på detta sätt på en given avgift om 20 kr/kg P uppstår en fördelning av rening mellan olika åtgärder där marginalkostnaden är lika för samtliga företag, d.v.s. den är lika med 20 kr/kg P reduktion. En marknad för utsläppsrätter till recipienten åstadkommer samma lösning därför att de som har högre marginalkostnader kommer att köpa rätter av de som har lägre marginalkostnader, och inga vinster från köp och försäljning kan göras när marginalkostnaderna är lika för alla åtgärder. Eftersom denna anpassning är central för kostnadseffektiva styrmedel, illustreras den med hjälp av ett exempel med två företag, A och B, i figur 1.

Kurvorna MK^A och MK^B illustrerar hur reningskostnaden för företag A respektive B ökar när reningen ökar med en enhet, t.ex. utsläppsminskning med 1 ton koldioxid. Vanligen blir det successivt dyrare ju högre reningsnivå ett företag har eftersom man börjar med de billigaste åtgärderna och därefter övergår till dyrare så-



Figur 1. Optimal rening för två företag, A och B, med marginalkostnader för rening, MK^A och MK^B vid avgift/jämviktspris på utsläppsrätter motsvarande t .

dana. Kurvorna visar också att företag A har en högre marginalkostnad än företag B vid alla reningsnivåer.

Vid en avgift/jämviktspris på t kr/enhet utsläpp kommer båda företagen att rena så länge det är billigare än att släppa ut föroreningar. Detta sker vid reningsnivåerna Q^A och Q^B för företag A respektive B. Vid högre reningsnivåer kostar det mindre för företagen att släppa ut föroreningar och betala avgiften t per enhet än att rena eftersom marginalkostnaderna överstiger avgiften. Eftersom B har en lägre marginalkostnad blir Q^B större än Q^A . Avgiften leder med andra ord till att reningen fördelas så att företag med relativt låga reningskostnader renar mer än de med höga.

Varför skulle det då vara problem när ekonomiska styrmedel och marknad för utsläppsrätter åstadkommer kostnadseffektiva lösningar? Det stora problemet är när avgiftsbetalningar eller byte av utsläppsrätter utförs av företag och eventuellt hushåll där effekterna på recipienten skiljer sig åt. En kostnadseffektiv avgift vid heterogena utsläppskällor skulle t.ex. innebära att två närliggande jordbruksfastigheter möter olika avgiftsnivåer på handelsgödsel. Den med relativt stor påverkan på recipienten får en högre avgift än den med lägre påverkan. Detta kan illustreras med ovannämnda exempel med två källor för fosforutsläpp, där ett visst utsläpp från en källa, säg A, är dubbelt så stor som från en annan källa, säg B, blir avgiften dubbelt så hög för A när åtgärderna har samma marginalkostnad vid källan. På motsvarande vis kan inte dessa två källor byta rätter med varandra hur som helst på en utsläppsmarknad. I samma illustrativa exempel blir byteskvoten eller växelkursen $\frac{1}{2}$ mellan källa A och B. Det innebär att A måste köpa två rätter från B för att få öka sina utsläpp av fosfor med en enhet.

Det är mycket möjligt att olikheter i avgifter eller värde på rätter, s. k. differentierade system, skulle upplevas som orättvist, och man skulle kanske försöka undvika att betala avgiften eller priset på rätter. Om t.ex. priset på handelsgödselkväve skulle variera i olika regioner, är det sannolikt att en del jordbrukare, som har sin fastighet i en region med relativt hög avgift, skulle införskaffa gödselmedel i någon annan region till ett lägre pris orsakat av den lägre avgiften eller pris på utsläppsrätter. Kontrollbehovet av efterlevnad skulle därför troligen vara större i ett system med heterogena avgifter/marknaden för utsläppsrätter jämfört med ett uniformt system, d.v.s. där alla betalar samma avgift eller pris på utsläppsrätter. Detta ger upphov till s.k. transaktionskostnader, d.v.s. alla kostnader förknippade med införande och upprätthållande av ett styrmedel som inte direkt hänförs till kostnaden för minskade utsläpp av föroreningar.

Sammanfattningsvis kan man alltså säga att när kostnadsbegreppet inkluderar både renings- och transaktionskostnader är valet mellan differentierade, där styrmedlet anpassas efter varje källas eller regions påverkan på recipienterna, och uniforma, där alla möter samma avgift eller övriga villkor, inte självklart. I det följande ska vi beskriva vad miljöekonomier har sagt om detta under ca fyra decennier.

3. Uniforma eller differentierade styrmedel: En historisk återblick

Diskussionen om uniforma eller differentierade styrmedel har, som sagt, pågått i närmare 40 år. Huvuddelen av diskussionerna har berört frågan om vilket styrmedel som kan uppnå en visst recipientmål till lägsta möjliga kostnad i närvaron av heterogenitet, d.v.s. när det är skillnader i effekter på målet(n) mellan olika åtgärder. I syfte att kvantifiera kostnadsskillnaderna mellan olika system har oftast ekonomiska styrmedel, såsom avgiftssystem, jämförts med krav på proportionella reduktioner av föroreningar från olika källor eller regioner. Ett exempel på sistnämnda är att alla länder runt Östersjön ska minska utsläppen med t.ex. 30 procent. Parallellt med dessa analyser har det också förts en diskussion om för- och nackdelar med handel med utsläppsrätter. Då utsläppsmarknad i princip fungerar på samma vis som ett avgiftssystem, ges en kort historisk återblick av teoretiska insikter och empiriska resultat av framför allt differentierade och uniforma reduktioner och avgifter.

Kneese (1964) kan sägas vara pionjär både när det gäller ekonomiska analyser av vattenrening och introduktion av avgiftssystem. Redan då fastställdes att utsläppsavgifter bör sättas så att de genererar rening så länge som marginalkostnaden av denna rening är mindre än marginalskadekostnaden som uppstår nedströms,

vilket garanterar en kostnadseffektiv rening. En sådan avgift skulle därför nå ett givet kvalitetsmål i recipienten till en lägre kostnad än styrmedel som innebär en enhetlig reduktion eller en och samma reningsmetod för varje utsläppskälla. Emellertid pekar Baumol och Oates (1971) på svårigheterna med att rent empiriskt fastställa den optimala uniforma utsläppsavgiften. Man föreslår därför ett system där den optimala utsläppsavgiften erhålls genom en upprepande process som är ledd av skillnaderna mellan faktiska och önskade utsläpp. En grovt uppskattad avgift används initialt för att därefter få variera över tiden tills den önskade föroreningsbelastningen till recipient är nådd. Författarna medger att denna metod kanske inte resulterar i en kostnadseffektiv fördelning av åtgärder, men en fördel är att den ej kräver en stor mängd information, d.v.s. den har relativt låga transaktionskostnader.

Tietenberg (1973a; 1973b) hävdar dock att en sådan uniform utsläppsavgift inte kan representera den lägsta möjliga kostnaden att uppnå de fastställda belastningsnivåerna när effekterna varierar mellan olika åtgärder och utsläppskällor. Som lösning till problemet så föreslår han en modifiering av Baumol och Oates's modell (1971). Genom att applicera deras modell för varje enskild zon under ett rumsligt differentierat styrmedel för flera zoner istället för bara en, så kan ett önskat kvalitetsmål för recipienten nås till en lägre kostnad än uniforma utsläppsavgifter. Ett annat argument mot uniforma utsläppsavgifter som författaren framför är att dessa ej skapar incitament till förorenarna att flytta sin lokalisering till områden i vilka deras utsläpp orsakar mindre skada på recipienten.

Förutom dessa representativa studier har flertalet teoretiska studier pekat på effektivitetsförluster av uniforma system i och med att marginalkostnaderna inte är lika för alla åtgärder och på transaktionskostnader av differentierade system genom högre krav på information och tillsyn (t.ex. Atkinson & Tietenberg (1982); Mendelsohn (1986); Braden m.fl., (1991); Helfand och House, (1995); Zylics, 2003). Beräkningar av skillnader i transaktionskostnader mellan uniforma och differentierade styrmedel har dock ej genomförts. De empiriska studierna har istället fokuserat på att beräkna effektivitetsförlusterna av uniforma system. Dessa har beräknats som skillnaden mellan totala reningskostnaden vid ett uniformt system och kostnaden vid en kostnadseffektiv lösning. Resultat från svenska empiriska studier presenteras i tabell 1.

Samtliga studier har minskad eutrofiering av kustzoner som vattenkvalitetsmål, men skiljer sig med avseende på avrinningsområde och beaktande av åtgärder utanför jordbrukssektorn. Fyra av studierna har svenska regioner som studieområden där Gren, (1993), och Scharin (2005a,b) är tillämpade på avrinningsområdet

Tabell 1. *Procentuell kostnadsökning för uniforma styrmedel jämfört med kostnadseffektiv lösning, resultat från svenska studier.*

Studie	Uniform avgift	Uniformt reningskrav
Gren (1993)		233
Gren m.fl. (1997)		40–110
Brännlund och Gren (1999)	10–15	
Elofsson (1999)		75
Brady (2003)	19	
Scharin (2005a)	56	5–61
Scharin (2005b)	10–30	25–120

till Stockholms skärgård, och Brady (2003) på avrinningsområden till Götalands kustzoner. Brännlund och Gren (1999) beräknar skillnader i enhetlig och differentierad kväveavgift på handelsgödsel för hela Sverige. Scharin (2005,a,b) jämför också olika styrmedel för handelsgödsel fast med tillämpning på Stockholm skärgård. De mest storskaliga studierna är Gren m.fl. (1997) och Elofsson (1999) som jämför differentierade och enhetliga styrmedel för minskade kväveutsläpp till Östersjön. Elofsson (1999) inkluderar åtgärder inom jordbruk, medan Gren et al. (1997) också beaktar industri, reningsverk och transporter och fosforutsläpp.

Variationsintervall för enskilda studier visar på procentuella kostnadsökningar för olika reningsnivåer. I allmänhet stiger effektivitetsförlusten med ökade totala reningskrav, men när detta blir så högt att de flesta åtgärder måste utnyttjas fullt ut minskar effektivitetsförlusten av uniforma system. Både Brady (2003) och Scharin (2005a) jämför faktiskt uniformt avgiftssystem med en kostnadseffektiv lösning där samma reduktion uppnås. Gren m.fl. (1997) och Elofsson (1999) beräknar skillnader i kostnader för en kväveminskning med 50 procent. Resultaten för de svenska studierna presenterade i tabell 1 tyder också på att uniforma reningskrav kan kosta betydligt mer än ett system med enhetlig avgift. Detta överensstämmer väl med internationella erfarenheter (t.ex. Helfand och House, 1995; Newell och Stavins, 2003). När kostnaden av effektivitetsförlusten är hög kan den kompensera för de transaktionskostnader som uppstår av ett differentierat system i form av kontroll, administration mm.

I tabellen redovisas kostnadsskillnaderna mellan system som är antingen helt differentierade och eller uniforma. Emellertid kan effektivitetsförlusten av ett uniformt system minska vid en ökad grad av differentiering. Tietenberg (1978) pekar på att »ett rumsligt differentierat styrmedel kan implementeras på olika nivåer, och att ett uniformt styrmedel endast representerar det

extrema fallet med noll rumslig differentiering» (p. 266, egen översättning). Den optimala graden av rumslig differentiering bestäms av en balansgång mellan minskade effektivitetsförluster och ökade transaktionskostnader. Metoder har också utvecklats för empiriska beräkningar av kostnader för olika differentieringsgrader av uniforma system vid begränsad datatillgång (Mendehllsson, 1986; Newell och Stavins 2003; Scharin 2005a,b).

Parallellt med den internationella diskussionen om differentierade och uniforma avgifter har det förts en debatt om för- och nackdelar med utsläppsrätter framför allt för luftföroreningar. Den som först framförde iden med ett sådant system var Montgomery (1972), som visade att ett system med utsläppsrätter genererar en marknad jämvikt som sammanfaller med den lägsta möjliga kostnadslösningen för att uppnå ett förbestämt miljö kvalitetsmål oavsett den initiala fördelningen av rätter mellan utsläppskällorna. Tietenberg (1978) vidareutvecklar detta genom att analysera utformningen av ett system med belastningsrätter där källorna har olika effekt på recipienten och kommer till slutsatsen att ett sådant system för belastningsrättigheter har potentialen att uppnå recipientkvalitetsmål till lägsta kostnad under förutsättningen att vissa administrativa hinder kan överkommas.

Utsläpps- och belastningsrätter jämförs också i Atkinson och Tietenberg (1982), som visar att ett system med belastningsrätter ger ett visst miljömål till lägre kostnad än ett där ingen åtskillnad görs mellan hur olika källor påverkan på recipienten. De pekar dock på nackdelen av de incitament som kan skapas genom att utsläppskällor flyttar till områden med lägre jämviktsspriser på rätter och därigenom skapar ett s.k. »hot-spot» problem. Som ett svar på risker för »hot-spots» föreslår Krupnick m. fl. (1983) ett system där utsläppskällorna är fria att handla med utsläppsrättigheter under villkoret att det förbestämde luftkvalitetsmålet vid en eller flera recipienter inte överskrider, s.k. »pollution-offset».

4. Nya generationens styrmedel

Den stora skillnaden mellan de ovan nämnda studierna och en stor del av nuvarande forskning är att sistnämnda har en explicit hantering av osäkerhet. Man kan urskilja två olika typer av osäkerheter. Den ena fokuserar på skillnader i information om reningskostnader mellan företag och myndigheter och innebär därmed en utveckling av informationsproblemet vid differentierade styrmedel. Den andra berör svårigheterna att fastställa samband mellan olika källors utsläpp av föroreningar och effekt på recipienten. Litteraturen kan då delas upp i två klasser beroende på vilken typ av osäkerhet som är i fokus.

För den första typen av osäkerhet, d.v.s. skillnader i information mellan en myndighet och företagare, föreslås system med s.k. självval (se Gren, 2004, och Bontems et al., 2005, för tillämpningar på vattenföreningar). Det innebär att t.ex. en myndighet kan utnyttja företagens informationsövertag om sina egna verksamheter utan att inhämta information från vart och ett av dem. Det sker genom att myndigheten ger företagen ett antal alternativa kontrakt där de väljer mellan reningsnivå och skatt(subvention). Det liknar våra vanliga försäkringssystem där de flesta väljer mellan försäkringsskydd och premiebetalning. Myndigheten eller försäkringsbolaget vet inte lika mycket om värdet av försäkringsobjektet, t.ex. en villa, som försäkringstagaren. Genom val av premie och skydd anger vi indirekt värdet på försäkringsobjektet eftersom vi inte är beredda att betala mer i premie än det förväntade försäkringsskyddet.

En fördel med sådan kontraktbaserade system är att man med säkerhet uppnår en viss utsläppsminskning till recipienten kostnadseffektivt då kontrakten differentierar reningskrav och avgifter/subventioner mellan företagare beroende på deras reningseffekter. Systemet har därför en fördel när det är viktigt att uppnå en viss förväntad vattenkvalitet. Gren (2004) visar i ett exempel på kväverening genom anläggningen av våtmarker i Laholmbukens avrinningsområde att ett sådant system kan ge betydligt högre vinst för samhället jämfört med en enhetlig subvention per ha våtmark.

En nackdel med kontraktbaserade system är att de inte skapar samma incitament för kunskapsinhämtning som de system vilka fokuserar på osäkerhet i samband mellan utsläpp och vattenkvalitet. Utgångspunkten för den litteratur som fokuserar på denna andra typ av osäkerhet är att osäkerheten i effekter av givna utsläppsreduktioner reduceras genom att styrmedlen baseras på faktiskt uppnådd vattenkvalitet. Ett annat gemensamt drag för samtliga dessa studier är deras försök att skapa incitament till att öka kunskap som reducerar osäkerheten.

Pionjären med detta betraktelsesätt var Segerson (1988) som ifrågasatte den praktiska möjligheten av direkta regleringar av utsläppsnivåer, såsom utsläppavgifter, från diffusa källor p.g.a. svårigheterna med dels tillsyn av alla företag och dels osäkerheten i transport av föreningar från varje källa till vattenrecipienten. Hon föreslår därför ett system baserat på uppnådd vattenkvalitet i recipienten där en avgift betalas om kvaliteten överskrider gränsvärdet (som mäts i en högsta acceptabla nivå) och en subvention utbetalas när gränsvärdet underskrids. Därigenom skapas incitament för företagarna att öka kunskaperna om transporter av föreningar för att uppnå ett så lågt gränsvärde värde som möjligt. Baserad på företagsspecifik information såsom inköp av gödselmedel och markanvändning differentieras avgiften/

subventionen mellan företag beroende på deras förväntade effekter på vattenrecipienten. Fördelarna är, enligt författaren, lite statlig inblandning, garanterad effektivitet på lång sikt, och endast kräva tillsyn av föreningsnivån i recipienten. Segerson understryker emellertid svårigheterna med att relatera kvaliteten i recipienten till en enskild förenares aktiviteter när antalet förenare är relativt många.

Horan m.fl. (1998) och (2002) vidareutvecklar Segerson's system genom att ta hänsyn till skillnader i kunskap mellan företagare och myndigheter. Avgiften/subventionen differentieras därför istället med hänsynstagande till företagens egna bedömningar av förväntade effekter på recipienten (Horan m. fl. 1998) och på deras riskaversion (Horan m. fl. 2002). Ett sådant system ger relativt låga avgifter (hög subventioner) för företag med god prognosförmåga och låg riskaversion. Härigenom skapas större incitament för företagen att öka sina kunskaper om samband mellan deras föreningsutsläpp och effekt på recipienten än i Segerson's system.

En svårighet med systemen föreslagna av Segerson (1988), Horan m. fl. (1998) och (2002) kan dock vara behovet av företagsspecifik information, såsom användning av mark eller gödselmedel, för differentiering av avgift/subvention mellan företag i syfte att ta hänsyn till skillnader i effekter. Det innebär att de kan fungera relativt bra när inte ett stort antal företag ingår i systemet. Ett problem som uppstår istället är att systemet blir känsligt för hur olika företag betraktar varandras reningsaktiviteter. Vid ett fåtal förenare kan nämligen vattenkvaliteten påverkas av ett enskilt företags utsläpp och utsläppsminskningar. Antag för illustrativa syften att ett vattendrag förenas av två företag; A och B. Företag A, som vet att företag B reducerar sina utsläpp, kommer då att göra en mindre rening eftersom en viss kvalitetsförbättring redan uppnåtts av företag B. Företag B resonerar på samma sätt. Det blir på så vis mindre total rening jämfört med när enskilda företag har negligerbar inverkan på vattenkvaliteten.

Experiment har pekat på att sannolikheten för sådana beteenden kan vara hög och att avvikelser från samhällets önskvärda reningsnivå blir större vid högre korrelation mellan företagens reningseffekter (e.g. Cohard et al. 2005). Förslag har därför förts fram för att reducera de ineffektiviteter som uppstår när det finns ett fåtal företag. Ett gemensamt syfte med dessa är att reducera ömsesidigheten i reningseffekter på recipienten mellan inblandade företag (se bl.a. Hansen (2002) och Romstad (2003)). Ibland kan de dock vila på antaganden som gör dem svåra att tillämpa, till exempel att risker för vattenpåverkan inte är korrelerade mellan företagen.

Sammanfattningsvis kan sägas att valet mellan de två typer av styrmedel som åtgärdar antingen skillnader i information mellan myndigheter och företag eller ska-

par incitament till kunskapsinhämtning beror dels på vilken typ av osäkerhet som uppfattas som mest angelägen att reducera och dels på hur många företag som påverkas. Styrmedel anpassade till reduktioner i osäkerhet i samband mellan utsläpp och effekt på recipient fungerar relativt bra vid reglering av relativt få företag. Styrmedel som fokuserar på att minska kostnader av olikheter i information mellan myndigheter och företag har en fördel när relativt många företag är inblandade.

5. Sammanfattning och slutsatser

Som framgår av denna kortfattade översikt är ekonomerna överens om att kostnadseffektivitet i praktiken är svår att uppnå när effekter på vattenkvalitet för en given utsläppsmängd skiljer sig mellan olika utsläppskällor. När så är fallet blir det nödvändigt med differentierade styrmedel mellan olika källor beroende på deras effekt på vattenkvalitet. Ju högre effekt, *ceteris paribus*, desto högre reningskrav, avgift eller värde på en utsläppsrätt. Ca 40 års analyser och empiriska beräkningar av skillnader i kostnader mellan differentierade och enhetliga system visade dock att omfattningen av kostnaden med ett uniformt system beror på fördelning av kostnader och effekter mellan olika källor. Empiriska resultat pekar dock på att enhetliga administrativa styrmedel kan vara betydligt mer kostsamma än uniforma ekonomiska styrmedel.

Emellertid utgör svårigheter i tillgång på data på kostnader och effekt för samtliga utsläppskällor och åtgärder ett problem för samtliga studier. Därför är senare dated-rforskning fokuserad på att utveckla metoder för kostnadsberäkningar av uniforma system vid begränsad datatillgång. En intressant slutsats från denna forskning är att relativt omfattande kostnadsbesparingar kan göras genom en liten ökning av differentieringen. Det vill säga att även om det i praktiken är omöjligt att anpassa styrmedel efter varje källa, vilket krävs för att kostnadseffektivitet skall uppnås, kan man komma relativt nära en minsta möjliga kostnad genom att dela upp en större region, t.ex. ett land, i mindre regioner.

Ett annat nämnvärt resultat är den avsaknad av empiriska studier på transaktionskostnader som översikten pekat på. Trots att ca 40 års forskning visat på att val mellan enhetliga och differentierade system till stor del är ett val mellan renings- och transaktionskostnader har vi inte kunnat hitta någon studie som gjort en sådan jämförelse. En anledning till denna avsaknad kan vara att området som sådant är relativt nytt och metoder för kvantitativa beräkningar har ännu inte utvecklats (se t.ex. Eggertsson, 1990).

Hur kan då dessa miljöekonomiska analyser under-

lätta vattenpolitiken i praktiken, t.ex. Vattendirektivets genomförande? En slutsats som kan dras är att vattenkvalitetsmål sannolikt inte kommer att uppnås kostnadseffektivt p.g.a. dels svårigheter med tillgång på relevanta data och dels, att även om data skulle finnas, höga transaktionskostnader då styrmedlen behöver anpassas till varje källas effekt på vattenkvalitet. Studierna stöder den indelning av länder i olika vattendistrikt som nu genomförts i Sverige genom att det kan innebära ett steg närmare kostnadseffektivitet jämfört med en högre aggregeringsnivå. Detta kan dock bara uppnås om reningskrav, avgifter och subventioner tillåts variera mellan distrikten, t.ex. en varierad handelsgödselavgift eller ytterligare differentiering av stöd för fånggrödor.

För Sveriges del, och övriga för Europa, kan det också vara intressant att närmare studera potentialen av kostnadsbesparingar med marknader för vattenutsläpp. En sådan implementerades redan 1981 för utsläpp av BOD till Fox River, Wisconsin, USA. Marknader finns nu också för utsläpp av näringsämnen till Tar-Pamlico, North Carolina, Lake Dillon och Cerry Greek, Colorado, och Chesapeake Bay (Kraemer m.fl. 2004). Det är intressant att notera att utsläppsmarknader är det enda system där man i praktiken genomfört differentiering av rätter mellan punktkällor och diffusa källor (Lake Dillon och Tar-Pamlico). Utbyteskvoten mellan punktkällor och diffusa utsläpp av fosfor till Lake Dillon är $\frac{1}{2}$, d.v.s. en punktkälla måste köpa två rätter från en diffus källa för att få öka sina utsläpp med en enhet. Motsvarande differentiering mellan källor beroende på dess effekter på en vattenrecipient finns inte för något avgiftssystem (OECD, 2003).

Möjligen kan också nya den generationens styrmedel som baseras på uppnådd vattenkvalitet spela roll i framtiden. Dessa ger bl.a. förslag på hur man kan skapa incitament för ökad kunskap om samband mellan företags aktiviteter och deras effekt på en eller flera recipienter. Även om inte heller dessa styrmedel är perfekta i den meningen att de ger kostnadseffektiva lösningar till låga transaktionskostnader har de en potential genom att på olika sätt reducera samhällets kostnader av kunskaps- och informationsbrist som traditionella styrmedel inte har.

Referenser

- Atkinson, S. E., & Tietenberg, T. 1982. The empirical properties of two classes of designs for transferable discharge permit Markets. *Journal of Environmental Economics and Management* 9(2), 101–121.
- Baumol, W.J. & Oates, W.E. 1971. The use of standards and prices for protection of the environment. *Swedish Journal of Economics* 73, 42–54.
- Bontems, P., Rotillon, G., och N. Turpin, 2005. Self-selecting agri-environmental policies with an application to the Don

- watershed. *Environmental and Resource Economics* 31). 275–301.
- Braden, J. B., Johnson, V., Bouzaher, A., & Miltz, D. 1989. Optimal spatial management of agricultural pollution. *American Journal of Agricultural Economics* 71(2), 404–413.
- Braden, J. B., Larson, R., & Herricks, H. 1991. Impact targets versus discharge standards in agricultural pollution management. *American Journal of Agricultural Economics* 73(2), 388–387.
- Brady Mark 2003. Managing agriculture and water quality : four essays on the control of large-scale nitrogen pollution Acta Universitatis agriculturae Sueciae. Agraria vol. 369.
- Brännlund, R., & Gren, I-M. 1999. Costs of uniform and differentiated charges on a polluting input: An application to nitrogen fertilizers in Sweden. *Topics in Environmental Economics*, Ed. M. Boman. R. Brännlund. and B. Kriström. 33–49.
- Cohard, F., Willinger, M., och A. Xepapadeas 2005. Efficiency of non point source pollution instruments: An experimental study. *Environmental and Resource Economics* 30:393–422.
- Dahmén, E. 1968. *Sätt pris på miljön: samhällsekonomiska argument i miljöpolitiken*. Studieförbundet Näringsliv och Samhälle, Stockholm.
- Elofsson, K. 1999. Costs for reducing agricultural nitrogen load to the Baltic Sea. I *Topics in Environmental Economics*, Ed. M. Boman. R. Brännlund. and B. Kriström. 33–49.
- Eggertson, T. 1990. *Economic behavior and institutions*. Cambridge University Press, USA.
- Gren, I-M., 1993. Alternative nitrogen reduction policies in the Mälars region, Sweden. *Ecological Economics* 7:159–172.
- Gren, I-M., Janneke P & Elofsson K. 1997. Cost-effective nutrient reductions to the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics* 10(4), 341–362.
- Gren, I-M. 2004. Uniform or discriminating payments for environmental production on arable land under asymmetric information. *European Review of Agricultural Economics* 31(1), 67–76.
- Hansen, L. G. 2002. Regulation of non-point emissions: A variance based mechanism. *Environmental and Resource Economics* 21(4), 303–316.
- Helfand, G., & House, B. 1995. Regulating nonpoint source pollution under heterogeneous conditions. *American Journal of Agricultural Economics* 77(4), 1024–1032.
- Herzog, H.W. 1976. Economic efficiency and equity in water quality control: effluent taxes and information requirements. *Journal of Environmental Economics and Management* 2(3): 170–184.
- Horan, R., Shortle, J., & Abler, D. 1998. Ambient taxes when polluters have multiple choices. *Journal of Environmental Economics and Management* 36, 186–199.
- Horan, R., Shortle, J., & Abler, D. 2002. Ambient taxes under m-dimensional choices sets, heterogeneous expectations, and risk-aversion. *Environmental and Resource Economics* 21, 189–202.
- Kneese, Allen V. 1964. *The Economics of Regional Water Quality Management*. The John Hopkins University Press.
- Kraemer, R.A., Kampa, E., och E. Interwies. 2004. *The role of tradable permits in water pollution control*. Inter-American Development Bank, Sustainable Development Department, Environment Division, Washington, DC.
- Krupnick, A. J., Oates, W. A., & Van De Verg, E. 1983. On marketable air-pollution permits: the case for system of pollution offsets. *Journal of Environmental Economics and Management* 10(3), 233–247.
- Mendelsohn, R. 1986 Regulating heterogeneous emissions. *Journal of environmental Economics and Management* 13, 301–312.
- Montgomery, W.D. 1972. Markets in Licences and Efficient Pollution Control Programs, *Journal of Economic Theory* 5, 395–418.
- Newell, R. & Stavins, R. 2003. Cost heterogeneity and the potential savings from market-based policies. *Journal of Regulatory Economics* 23(1), 43–59.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), 2003. *Environmental performance reviews*. Water. Paris, France.
- Romstad, E. 2003. Team approaches in reducing non-point source pollution. *Ecological Economics* 47:71–78.
- Scharin, H., 2005a. *Comparing two approaches of estimating costs of uniform and spatially differentiated policy instruments*. I Scharin, H., Management of eutrophicated coastal zones. Inst. för Ekonomi, SLU, Uppsala, Agraria vol. 503.
- Scharin, H., 2005b. *Policy instruments in the presence of spatial heterogeneity*. I Scharin, H. Management of eutrophicated coastal zones. Inst. för Ekonomi, SLU, Uppsala, Agraria vol. 503.
- Segerson, K. 1988. Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control. *Journal of Environmental Economics and Management* 15(1), 87–98.
- Tietenberg, T. H. 1973a. Controlling pollution by price and standard systems: a general equilibrium analysis. *Swedish Journal of Economics* 75 (2), 193–203.
- Tietenberg, T. H. 1973b. Specific taxes and the control of pollution: a general equilibrium analysis. *The Quarterly Journal of Economics* 87(4), 503–522.
- Tietenberg, T. H. 1978. Spatially differentiated air pollutant emission charges: an economic and legal analysis. *Land Economics* 54(3), 265–277.
- Wulff, F., Bonsdorff E., Gren I-M., Johansson S. & A. Stigebrandt. 2001. Giving advice on cost-effective measures for a cleaner Baltic Sea: a challenge to science. *Ambio* 30(4–5), 254–259.
- Zylicz, T. 2003. Instruments for water management at the drainage basin scale. *Ecological Economics* 47(1), 43–51.