

Bilaga PM med ekonomisk-teoretiska synpunkter på vattenförbundens verksamhet

*Upprättad av vattenlagsutredningens expert
Bertil Thorngren*

1. Bakgrund

Vattenförbunden kommer att ställas inför en rad problem med avseende på fördelningen av kostnader mellan anslutna verksamheter inbördes samt mellan dessa och omvärlden i övrigt. Ett exempel är att avloppsutsläpp från industrier och kommuner kan öka torr-lägningsföretagens kostnader för rensningar. Ett annat exempel är att regleringar kan öka eller minska olägenheterna av avloppsutsläpp och därmed kostnaderna för vattenrening.

Inom ekonomisk teori brukar sådana direkta beroendeförhållanden, vilka går utanför prissystemets ram, benämnas (teknologiska) externa effekter. Förekomsten av externa effekter innebär en avvikelse mellan å ena sidan privata och å andra sidan samhälls- eller samhälleliga kostnader och intäkter. Den företagsekonomiska balansräkningen ger utslag i annan riktning än den samhällsekonomiska motsvarigheten, vilket bl. a. kan leda till en snedvriden fördelning av medel för investeringar. Problem med externa effekter sträcker sig utanför området för vatten- och miljövård, då effekterna kan påverka fördelningen av alla slag av resurser mellan skilda verksamheter. Också inom regionalpolitiken har man ställts inför att vissa företag positivt eller negativt kan påverka andras utvecklingsmöjligheter, utan att detta förhållande adekvat återspeglas i den företagsekonomiska balansräkningen. Investeringar i teknisk forskning och utveckling eller i kvalificerad utbildning

av arbetskraft inom ett företag kan komma andra företag till godo utan att dessa erlägger någon särskild betalning. Om detta inte korrigeras kan fortsatta investeringar i den utvecklingsintensiva, "avgivande" verksamheten relativt sett hämmas för att i stället överflyttas till "mottagande" verksamheter vilka kan uppvisa en skenbart högre produktivitet för insatta resurser. Effekten av den primära externa effekten kan på detta sätt förstärkas och leda till en ur långsiktig samhällsekonomisk synvinkel snedvriden fördelning mellan olika sektorer och regioner.¹

Externa effekter är därför ett ofta anförut motiv för lagstiftning eller för särskilda avgifter eller subventioner, avsedda att återställa överensstämmelsen mellan privat och samhälls- eller samhällelig lönsamhet som indikatorer på samhälls- eller regional produktivitet. Inom regionalpolitiken används exempelvis bidrag för täckande av vissa utbildningskostnader, skattelindring för viss forsknings- och utvecklingsverksamhet och transportkostnadsstöd som medel för att skapa positiva samt motverka negativa externa effekter.

Det förekommer att stora projekt grundas på antaganden om positiva externa effekter i

¹ Ekonomer brukar lägga den största vikten vid de mekanismer som leder till att externa effekter efter hand sprids och återverkar på den långsiktiga resursfördelningen inom samhällsekonomin som helhet. För en översikt se exempelvis Thorngren, B: "Regionala external economies". Sthlm 1967 (EFI).

stor skala. Det mest spektakulära exemplet är kanske satsningen på utvecklandet av överljudsplanet Concorde, vars framtagande förväntades ge betydelsefull stimulans till forskning, utveckling och sysselsättning långt utanför det egentliga projektet och dess utsikter till lönsamhet. Projektet stöddes av de brittiska och franska regeringarna. Andra regeringar, som fäste större vikt vid de negativa externa effekterna i form av exempelvis överljudsbangar, ingrep genom lagstiftning för att förhindra att planet togs i bruk ovanför eget luftrum. Samma projekt kan således ha både positiva och negativa externa effekter, vilka kan vara riktade mot skilda yttre intressenter.

2. Några metoder för att styra externa effekter

Lagstiftning, subventioner och avgifter har redan nämnts som vanliga medel för att söka återställa icke önskade avvikelser mellan privat och samhällelig lönsamhet. På grundval av en politisk eller samhällsekonomisk bedömning söker man att under överblickbar tid få den privata och den samhällseliga kalkylen att peka i samma riktning. Beslut om sådana åtgärder kan sägas vara av engångskarakter.

I vissa fall då de externa effekterna är av mer föränderlig natur kan det vara önskvärt att också mer fortlöpande kontrollera externa effekter genom att internalisera dem. Detta kan ske genom inrättandet av särskilda organ vilkas gränser och uppgifter är avpassade för att täcka de externa beroendeförhållanden som kräver fortlöpande reglering. En organisation vars verksamhet innefattar inbördes beroende aktiviteter, exempelvis rensning, reglering och vattenrening, kan väntas agera annorlunda än tre fristående organisationer med ansvar endast för var sitt delområde. I det senare fallet saknas ekonomiska motiv för att beakta externa effekter på övriga aktiviteter, medan organisationen med flera verksamheter har anledning att avväga och samordna de externa effekterna inbördes. Vattenförbund och dessas utländska

motsvarigheter är just exempel på organisationer inom vilkas ram externa effekter fortlöpande kan internaliseras. Ett annat exempel är de industriella utvecklingscentra (IUC) som är under genomförande inom regionalpolitikens ram. IUC förutsätts underlätta samverkan mellan företag och serviceorgan på regional nivå.

Skapandet av övergripande organisationer kan dock endast förbättra förutsättningarna att styra utvecklingen men innebär ingen lösning i sig. Också inom större enskilda företag som förutsätts sträva mot ett enhetligt mål är problemen att rätt värdera internprestationer mellan olika delenheter en av ledningens större arbetsuppgifter. Oberoende av vilken principlösning som väljs — lagstiftning, subvention, avgift eller internalisering — ställs man således inför problemet att värdera externa effekter.

En vanlig metod utgår från alternativkostnadsprincipen vilken, förenklat uttryckt, innebär att en resurs som inte är marknadsmässigt prissatt jämförs med sin mest fördelaktigt prissatta motsvarighet. Produktion av egen kraft inom ett företag kan värderas genom jämförelse med det billigaste alternativet för köp från en utomstående leverantör. En vanlig invändning mot alternativkostnadsprincipen är att perfekt jämförbara alternativ saknas. En annan invändning är att också marknadspriset är "felaktigt" eller "artificiellt". Världsmarknadspriset på vissa varor, t. ex. jordbruksprodukter, kan sålunda sägas vara tillämpligt endast på kort sikt och för mindre kvantiteter, medan marknadspriset för större kvantiteter skulle bli ett annat.

Trots invändningarna har dock alternativkostnaden visat sig vara ett praktiskt och mångsidigt användbart medel. Man kan i de flesta fall ange åtminstone inom vilket intervall det sökta värdet ligger.

Stor räckvidd har också principen om Paretooptimalitet som, förenklat uttryckt, innebär att åtgärder som är fördelaktiga för en grupp tagen som helhet bör företagas om, men endast om, fördelarna är tillräckligt stora för att kunna kompensera de nackdelar som kan uppstå för en eller flera medlem-

mar. (Om kompensationsbetalning faktiskt utgår eller ej är en annan fråga. Det primära är att utrymme för kompensation skapas.) Principen är inte så självklar som det kan förefalla, då den innebär en rekommendation att från samhällsekonomiska utgångspunkter lämna vissa externa effekter utan åtgärd. Man skiljer sålunda mellan "Pareto-relevanta externa effekter" som från samhällsekonomisk synpunkt bör korrigeras samt "icke Pareto-relevanta effekter".

Ett konkret exempel är de översvämningar som förekommer i Emån. De vållar viss skada för jordbruket. Även naturvårdsintressen berörs, och översvämningarna har vidare medfört skador på vägnätet och t. o. m. lett till att boende isolerats. För att åtgärder mot dessa skador skall kunna vara förenliga med Paretoprincipen måste man kunna visa att värdet av åtgärderna – i form av uteblivna skador – är större än kostnaderna för att vidta åtgärderna. Om villkoret inte är uppfyllt, är det från samhällsekonomisk synpunkt optimalt att acceptera den lägre kostnad som skadan innebär.

Exemplet visar både svagheten och styrkan i principen. Svagheten, som ofta påpekats, ligger i att rättviseproblem lämnas obehandlade. De förutsätts behandlade på andra grunder, moraliska eller politiska, utanför det ekonomiska systemet. En förfördelad part kan exempelvis göra anspråk på kompensation även om detta skulle komma i konflikt med de ekonomiska intressena för en grupp tagen som helhet. Styrkan ligger i att principen ger möjlighet att dra en skiljelinje mellan åtgärder som kan ges en samhällsekonomisk motivering samt åtgärder som måste grundas på andra motiv. I det senare fallet måste betydelsen av åtgärden vägas mot en samhällsekonomisk kostnad, i det första fallet uppkommer ingen sådan kostnad.²

3. Ekonomisk analys i praktiken

I många fall har det varit möjligt att helt enkelt förelägga miljöskadande verksamheter att eliminera eller begränsa skador till den

gräns som tillgänglig teknologi har utgjort. Kostnaden har burits av den enskilda verksamheten, i vissa fall med samhälleligt stöd.

I de fall flera källor påverkat samma vattendrag och gemensamma åtgärder har varit lämpliga har man sökt fördela kostnader genom mätning av utsläpp av enskilda ämnen, vanligen fosfor, men bestämning av biokemisk syreförbrukning har också kommit till användning vid kostnadsfördelningen. Ett praktiskt problem är att de olika måtten inte alltid samvarierar liksom att skadeverkningarna inte alltid står i linjärt förhållande till den utsläppta mängden.

Efter hand som reningen av ett vattendrag pågår kan också betydelsen av olika ämnen förskjutats. Möjligen kan t. ex. gifter och tunga metaller komma i förgrunden. Lokala hydrologiska förhållanden liksom nya forskningsresultat och ändrade samhälleliga värderingar kan också påverka bedömningen.

Mot denna bakgrund framstår det inte som fruktbart att söka efter någon fast formel för fördelning av ansvar och kostnader.

En mer flexibel metod som fått viss praktisk tillämpning främst i USA är linjär programmering. Beräkningsmetoden innebär att man kan beräkna konsekvenserna av olika handlingsalternativ utifrån en uppställd – men änderingsbar – målfunktion och en matris som beskriver skadekällornas inbördes beroendeförhållanden.

Ett tillämpningsexempel från Delaware-floden har här valts för att illustrera användningsområdet även om det inte är representativt för svensk miljövårdspolitik. Beräkningarna genomfördes för två alternativa ambitionsnivåer som motsvarade 2 resp. 3–4 mg syre per liter. Med utgångspunkt i en omfattande insamling av data för 30 olika sektioner av vattendraget beräknades kostnader för skilda handlingsprogram.

Ett program innebar att alla utsläppare

² För en mer stringent framställning se exempelvis Turvey, R: "On Divergencies between Social Cost and Private Cost". *Economica*, Vol 30 (August 1963).

förelades att nedbringa sina utsläpp med ett likformigt procenttal, ett annat program att verksamheterna hade att erlagga en bestämd avgift per enhet av syreförbrukande utsläpp, ett tredje program att avgifterna differentierades för tre olika zoner med högre avgifter för utsläpp i högre upp belägna zoner. Avsikten med differentieringen var att ta hänsyn till den negativa externa effekt som utsläpp högre upp i vattendraget orsakar för verksamheter som är belägna längre ner. Ett fjärde program innebar ett radikalt försök att minimera de totala kostnaderna för att nå de givna ambitionsnivåerna. Programmet innebar att begränsningarna sattes in enbart på de ställen där utsläppen av syreförbrukande substanser kunde minskas radikalt till låg kostnad, medan andra utsläpp, där kostnaderna för att nå motsvarande effekt var avsevärt högre, lämnades oförändrade. Genom avgifter till det administrerande organet, som i sin tur utbetalade ersättning till de "aktiva" skadebegränsarna, utjämnades kostnaderna mellan olika verksamheter. Det är således inte fråga om "avlater" i den meningen att avgiften träder i stället för konkreta åtgärder utan om avgifter för att finansiera koncentrerade insatser.

Beräkningarna, baserade på insamlade data, visade:

Amb.nivå	Kostnader i milj. dollar per år			
	Alt I	Alt II	Alt III	Alt IV
2 mg syre/l	5,0	2,4	2,4	1,6
3-4 mg syre/l	20,0	12,0	8,6	7,0

Kostnaderna för att upprätthålla en viss nivå avvek således kraftigt mellan de olika handlingsprogrammen. Den lägsta kostnaden totalt visade som väntat kostnadsminimeringsprogrammet (Alt IV) — åtminstone så länge som man bortser från kostnaderna för att samla in all den information som krävs för en avancerad analys av alla samband mellan källorna. Därefter kom de båda avgiftsprogrammen, baserade på zonindelning (Alt III), resp. individuella avgifter (Alt II).

Dyrbarast, särskilt på den högre ambitionsnivån, var det program som innebar likformig nedskärning av utsläpp (Alt I), men hänsyn måste också tas till fördelar i form av administrativ enkelhet och låga kostnader för datainsamling.

Det bör ånyo påpekas att exemplet bygger på amerikanska betingelser och inte kan överföras direkt till svenska förhållanden. För det första är skalan och komplexiteten större i praktikkallet Delawarefloden än vad som gäller för de svenska vattendrag som kan bli aktuella. Detta ger underlag för utredningskostnader som kan vara svåra att motivera i Sverige. För det andra har de administrerande organen i USA exekutiva befogenheter som inte är aktuella i de svenska vattenförbunden. För det tredje förefaller man i USA vara beredd att acceptera resultaten av en renodlat ekonomisk analys med färre reservationer än som skulle möta motsvarande beräkningar i Sverige.

Huvudavsikten med att ta upp exemplet här är just att belysa den konflikt som finns mellan renodlat ekonomiska lösningar och lösningar av den typ som hittills förekommit i Sverige, där stor vikt lagts vid likformighet i behandlingen samt fullt utnyttjande av all tillgänglig teknologi som värdefull i sig.³

För att återknyta till den tidigare diskussionen av Paretooptimalitet: Om man är beredd att acceptera de fulla konsekvenserna av principen kan det vara möjligt att nå en given ambitionsnivå till lägre kostnad eller en högre ambitionsnivå till given kostnad. För att uppnå likformighet i behandlingen av alla intressenter och fullt utnyttjande av all tillgänglig teknologi måste man avvika från Paretooptimum och därmed från den samhällsekonomiskt lägsta kostnaden. Valet är politiskt, och den ekonomiska analysen kan inte nå längre än till att belysa de ekonomiska konsekvenserna av olika alternativ.

Oberoende av vilken linje man väljer kan dock beräkningsmetoder av typ linjär pro-

³ Exemplet är hämtat från Kneese, A.V. & Bower, B.T.: "Managing Water Quality: Economics, Technology, Institutions", s. 131 ff.

grammering ge underlag för värderingen. Metoden kan också, trots namnet, anpassas för analys av icke-linjära förlopp.

Den praktiska begränsningen ligger, liksom för andra metoder, i kraven på dyrbar insamling av grunddata.

S. k. känslighetsanalys, där man systematiskt prövar resultatens känslighet för variationer i ingångsdata, är dock ofta användbar för att begränsa datainsamlingskostnader.⁴

4. Några långsiktiga utvecklingsmöjligheter

I tidigare avsnitt har den ekonomiska analysens möjligheter och begränsningar diskuterats utifrån de förutsättningar som råder i ett nuläge. I ett längre perspektiv är det rimligt att anta, att metoder och data såväl inom samhälls- som naturvetenskap vidareutvecklas. Med tanke på det internationella utvecklingsarbete som pågår kan många av de problem som här diskuterats få praktiskt användbara lösningar.

Mot detta står att den allmänna samhällsutvecklingen liksom forskningen ställer krav på allt mer övergripande lösningar. Efter hand som rening och annan vattenvård inriktad på enskilda miljöskadekällor börjar ge avsedda resultat, har man anledning att räkna med att ansvars- och kostnadsfördelningsproblem blir allt mer komplexa. Då alla skadekällor nått eftersträvt höga reningsgrader kan det bli svårare att spåra effekten av enskilda källor och ännu svårare att klarlägga källornas inbördes samband och inverkan på vattenkvaliteten. Behovet av vattenvårdande åtgärder kan delvis bero av tidigare utsläpp från numera nedlagda verksamheter varvid ansvarsfördelningen blir svår att bestämma.

En utvecklingslinje är att sambanden mellan vattenvård och annan samhällsplanering kommer att ägnas större uppmärksamhet och analys. Det blir då vanligare med förebyggande vattenvård där hydrologiska synpunkter beaktas redan vid planeringen av industriell verksamhet, bebyggelsekoncentrationer och områden för rekreation. Tidigt insatt planering kan väntas ge en betydelse-

full komplettering till de åtgärder som är nödvändiga för att begränsa redan verksamma skadekällor. Arbetsmarknadens krav och möjligheter i skilda regioner, företagens möjligheter att på sikt lägga ner eller lägga om delar av sin produktion, möjligheter att ändra bebyggelsekoncentrationers storlek och täthet kan väntas påverka vattenvårdens inriktning och därmed kraven på de ekonomiska kalkyler som kan utnyttjas. Särskilda kalkyler begränsade till enbart vattenvårdsaspekter kan då väntas få allt mindre användbarhet. Kalkylerna måste i högre grad anknytas till sidordnade och överordnade aktiviteter och bidra till att klarlägga sambanden mellan olika krav och möjligheter över stora samhällsområden.

En tänkbar anknytningspunkt är att man i högre grad än nu söker ange en samhällelig ambitionsnivå för vattenvårdande åtgärder och för lokalisering av nya verksamheter. För varje område specificeras de krav som måste uppställas i olika avseenden. På detta sätt kan man också få en klarare bild av vilka lokala, regionala eller nationella intressen som står bakom önskemål eller krav och därmed är potentiella nyttjare av vatten av viss kvalitet.

5. Slutsatser

Spännvidden mellan ambitioner och praktiska möjligheter till genomförande är stor inom vattenvården liksom inom andra områden. Direkta vattenvårdande åtgärder, riktade mot bestämda källor, vilka ställs inför likformiga krav, kommer att vara nödvändiga också lång tid framöver. De problem som uppstår i samband därmed, bl. a. problemet att fördela kostnader, måste lösas på något sätt, oavsett vad forskning och samhällsutveckling kan komma att innebära längre fram.

⁴ Jfr Baumol, W. & Oates, W.: "The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment", *The Swedish Journal of Economics*, Vol 73, 1971, s. 42 ff samt Russell, C.: "Models for Investigation of Industrial Response to Residuals Management Actions", samma vol. s. 134 ff.

Framtidsperspektiven är dock relevanta redan nu i den mening att de indikerar vilka allvarliga begränsningar som måste vidläda också mycket ambitiösa försök att i nuläget angripa kostnadsfördelningsproblemet inom vattenförbundens ram. För det första kräver avancerade metoder, vilka tar hänsyn till komplexa beroendeförhållanden, en stor och dyrbar insamling av data. Utöver hydrologiska och biologiska data krävs också material som anger hur samhällets och företagens kostnader påverkas totalt i olika alternativ, vilket i sin tur förutsätter detaljkunskap om tillgängliga alternativ inom produktionsteknologi och marknad liksom om förhållanden på arbetsmarknaden. För det andra förutsätter användning av avancerade analyser en omfattande administrativ samordning av samhällsplaneringens olika områden. Fullt genomförda ekonomiska analyser skulle med andra ord gå långt utöver vattenförbundens kompetensområde och resursramar.

Detta innebär att alla möjligheter till förändringar måste utnyttjas, t. ex. genom att i största möjliga utsträckning betrakta olika faktorer såsom hydrologiska förhållanden och vattenbeskaffenhet som oberoende av varandra – även om det verkliga förhållandet är mer komplicerat.

Samband mellan olika faktorer bör beaktas endast om det är uppenbart att fördelarna i form av minskade kostnader eller förbättrad vattenvård är klart större än de utredningskostnader som krävs för att beakta sambandet. Den nödvändiga anpassningen till den mer långsiktiga utvecklingen måste i stället ske på andra plan, inom länsstyrelsernas planeringsenheter, på central nivå samt inom forskning och internationell utveckling.

I ett växande antal fall kan kostnader för skilda verksamheter bära fördelas med hänsyn till intresset av att nå en viss vattenkvalitet, vilket kan ge intressenter utanför vattenförbundens ram anledning att stödja viss verksamhet. Ett exempel är rekreationsintressen inom utomstående regioner, vilka genom frivilliga bidrag ekonomiskt kan påverka beslut om sjörestaurering eller rensning

av vattendrag.

I de fall skilda verksamheter genom lagstiftning redan uppnått en likformig vattenbeskaffenhet kan enkla fördelningsnormer, exempelvis utsläppt vattenvolym, ersätta mer komplicerade mätningar för att beräkna det ekonomiska ansvaret för vattenvårdande åtgärder.

Mer komplicerade metoder skulle då komma i fråga endast i fall som är av särskilt stort principiellt intresse och därmed kan motivera kostnader för omfattande utredningar eller i fall då nödvändiga kompletterande samhällliga kalkyler redan genomförts i andra instanser.