

# Kostnadseffektivitet i svensk miljöpolitik för Östersjön – en utvärdering

*I artikeln utvärderas svenska åtgärder för minskad kvävebelastning på Östersjön utifrån kostnadseffektivitet. Resultaten tyder på att det är möjligt att uppnå samma miljöeffekt av svenska åtgärder som idag till halva kostnaden eller mindre. Alternativt skulle det vara möjligt att få betydligt högre miljöeffekt till samma kostnad som för de genomförda åtgärderna. Detta skulle kunna åstadkommas med ett annat val av åtgärder och annan geografisk spridning av dessa. Vi pekar på att analys av kostnadseffektivitet i miljöpolitiken kräver insatser för att bestämma sambandet mellan politiskt påverkbara åtgärder och miljömål samt analys av synergier mellan olika åtgärder.*

Övergödning är ett problem i hela Östersjön med undantag för de två nordligaste bassängerna, Bottenviken och Bottenhavet. Övergödningen gör vattnet grumligt och leder till algbloomningar som i vissa fall är giftiga, syrebrist i havsbotten och minskad biologisk mångfald (Elmgren 2001). Dessa förändringar kan påverka värdet av rekreation och boende vid kusten, ha hälsoeffekter och långsiktigt påverka ekosystemets möjligheter att producera värdefull fisk och assimilera utsläpp av olika slag. Betalningsviljestudier som utförts i Sverige, Polen och Baltstaterna visar att värdet av minskad övergödning i Östersjön kan överstiga kostnaden (Gren m fl 1996, Söderqvist 1996, Markovska och Zylicz 1999).

Ett huvudskäl till övergödningens problemen i Östersjön anses vara att utflödet av näringsämnen till Östersjön ökat med fyra till åtta gånger under det senaste århundradet (Gren, Turner och Wulff 2000, s 3). Huvuddelen av de mänskligt orsakade utsläppen kommer från jordbruk, hushåll, reningsverk, industri och förbränning av fossila bränslen. Merparten av utsläppen transporteras från källorna till kusten via floder och genom luften, medan bara en mindre del släpps ut direkt i havet.

Ett internationellt samarbete mellan länderna runt Östersjön inleddes genom 1974 års konvention om skydd av Östersjöns marina miljö. Genom 1988 års ministerdeklaration fastställdes att utsläppen av näringsämnen till Östersjön skulle minska med 50 procent mellan 1987 och 1995, jämfört med 1985 års utsläpp. En rapport som färdigställts på uppdrag av Helsingforskommissionen visar dock att målet inte nåtts vid utsatt tidpunkt (Läane m fl 2002).

Sverige förde ner den internationella överenskommelsen om utsläppsminskningar till nationell nivå genom riksdagens beslut att under perioden 1987–1995 halvera utsläppen av kväve till Östersjön söder om Ålands hav,

## **KATARINA ELOFSSON OCH ING-MARIE GREN**

Katarina Elofsson är agronomie doktor och arbetar som forskare i miljöekonomi vid Konjunkturinstitutet. Hennes forskning rör bland annat mikroekonomisk analys av internationella vattenföreningar. Katarina.Elofsson@konj.se

Ing-Marie Gren är professor vid Institutionen för Ekonomi, Sveriges Lantbruksuniversitet. Forskningsverksamheten är främst inriktad på teoretiska och empiriska analyser av miljöpolitiska styrmedel. Ing-Marie.Gren@ekon.slu.se

jämfört med 1985 (proposition 1987/88:85). I samband med utformningen av nya miljömål valde riksdagen att omformulera målet för Östersjön och dessutom sänka kravet på kvävereduktion och flytta fram slutdatum (proposition 2000/01:130). Syftet med denna artikel är att utvärdera denna nya svenska miljöpolitik för minskad kvävebelastning på Östersjön utifrån kostnadseffektivitet. Detta görs genom en jämförelse av svenska åtgärder som genomförts efter 1995 till följd av miljöpolitiska styrmedel med ett kostnadseffektivt åtgärds paket. De kostnadseffektiva åtgärderna beräknas med hjälp av en empirisk optimeringsmodell, som inkluderar samtliga länder kring Östersjön. Studien skiljer sig från liknande nationella och internationella ekonomiska studier av Östersjön främst genom att spridningseffekter mellan Östersjöns olika bassänger beräknas med hjälp av input-outputanalys (jfr t ex Brody och Carter 1972, Leontief 1970). Med hjälp av input-outputanalys kan den slutliga effekten på varje bassäng i Östersjön av en åtgärd i någon del av Östersjöns avrinningsområde beräknas. Denna typ av effektberäkningar har inte funnits till hands för politiker och myndigheter när beslut om Östersjöpolitiken tagits.

Studien skiljer sig också från tidigare ekonomiska empiriska analyser av svensk miljöpolitik genom att fokus läggs på kostnadseffektivitet med avseende på ett miljömål. Andra studier har i första hand inriktats på analys av effekterna av enskilda miljöskatter och miljöavgifter (t ex Naturvårdsverket 1997 samt Brännlund och Kriström 2001). Den ekonomiska utvärderingen i Sverige av olika typer av lagregleringar inom miljöområdet, exempelvis via tillståndsgivningen och via olika former av teknik- eller processreglering, är begränsad. Studien avviker från myndigheters utvärderingar av Östersjöpolitiken genom att den är inriktad på kostnader för och effekter av politiskt beslutade åtgärder, medan myndighetsrapporteringen hittills inriktats på att beräkna totala förändringar i utsläpp (t ex Lääne m fl 2002, Naturvårdsverket 2003).

Artikeln inleds med en beskrivning av de svenska målen för minskad kvävebelastning till 2010 varefter de miljöpolitiskt styrda svenska kväveåtgärderna efter 1995 summeras. Sedan presenteras kostnadseffektiva svenska åtgärder för att minska kvävebelastningen på Östersjön under olika antagande om miljömål och ambitionsnivå på dessa mål. Resultat från modellen jämförs med riksdagens mål för kväveutsläpp till luft och vatten och faktiskt genomförda åtgärder. Artikeln avslutas med slutsatser och diskussion.

## 1. Mål och kostnader för minskad kvävebelastning

Femton övergripande svenska miljö kvalitetsmål fastlades av riksdagen 2001 (regeringens proposition 2000/01:130). Det som främst berör Östersjön är målet om ”Ingen övergödning”, vilket preciseras som att ”Halterna av gödande ämnen i mark och vatten skall inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningarna för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten”. Detta mål kan tolkas som

att det gäller vattenkvalitet både i Östersjön, Västerhavet och vattendrag i inlandet, liksom övergödning av mark. I syfte att uppnå miljökvalitetsmålet finns fem delmål fastställda. Av dessa diskuteras i denna artikel bara de tre som rör kväveutsläpp till luft och vatten. Dessa tre mål är:

- senast år 2010 ska de svenska vattenburna utsläppen av kväve från mänsklig verksamhet till haven söder om Ålands hav ha minskat med minst 30 procent från 1995 års nivå
- senast år 2010 ska utsläppen av ammoniak i Sverige ha minskat med minst 15 procent
- senast år 2010 ska utsläppen i Sverige av kväveoxider till luft ha minskat till 148 000 ton.

Skälet till att man begränsat delmålet för åtgärder mot vattenburna utsläpp till att endast gälla haven söder om Ålands hav är att svenska myndigheter anser att endast havsområden från Norrtälje kommun och söderut är känsliga för kväve (SOU 2003:72). Denna uppfattning delar man inte med EU-kommissionen, som anser att svenska myndigheter inte tillräckligt väl kunnat visa att källor i Bottenvikens och Bottenhavets avrinningsområden inte bidrar till övergödningen av havet.

Övergödningensmålet har kopplingar till flera andra miljökvalitetsmål: minskningar av vattenburna kväveutsläpp kan påverka nitralthalterna i grundvatten och därmed också målet om ”Grundvatten av god kvalitet”, delmålet om minskade kväveoxidutsläpp inkluderas inte bara under miljökvalitetsmålet ”Ingen övergödning” utan också under miljökvalitetsmålet ”Bara naturlig försurning”, och ett delmål för kvävedioxidhalter ingår i miljökvalitetsmålet ”Frisk luft”. Delmålet om minskade utsläpp av ammoniak finns inte inkluderat under övriga miljökvalitetsmål. Vidare finns ett miljökvalitetsmål om ”Myllrande våtmarker”, där ett av delmålen är att skydda 12 000 hektar våtmarker. Syftet med målet är att skydda våtmarker på grund av deras värde för den biologiska mångfalden m m, men våtmarker fungerar också som kvävefällor och restaurering alternativt nyanläggning av våtmarker är en av de åtgärder som har föreslagits för att minska de vattenburna utsläppen av kväve.

Det är väl känt från ekonomisk teori att olika uppsättningar av åtgärder är kostnadseffektiva under olika miljömål. Valet av åtgärder beror bland annat på vilken/vilka recipienter som inkluderas i analysen och vilka positiva eller negativa värden en åtgärd genererar utöver effekter på de mål som är inkluderade i kostnadseffektivitetsanalysen. Slutsatserna är därför i hög grad beroende av målformulering och sidoeffekter av åtgärder. I avsnitt 2 i denna artikel jämförs därför kostnadseffektiva åtgärder för två olika mål, där det ena målet ligger nära regeringens delmål i form av procentuella utsläppsreduktioner till kusten medan det andra målet refererar till den slutliga belastningen av kväve på egentliga Östersjön efter att hänsyn tagits till hur kväve transporteras mellan olika bassänger i Östersjön. Egentliga Östersjön är en av sju Östersjöbassänger (MARE 2002) och gränsar i norr

mot Ålands hav, i öster mot Finska viken och Rigabukten och i väster mot Bälthaven. Det finns åtminstone tre skäl till att välja tillförseln till egentliga Östersjön som ett alternativt mål: *i*) egentliga Östersjön är den största av Östersjöns bassänger och mottar det största tillflödet av kväve, *ii*) miljöskadorna till följd av övergödningen är omfattande (se t ex Turner m fl 1999) och *iii*) de flesta av Östersjöns kustländer gränsar till bassängen och en stor del av befolkningen bor i kustregionen vilket innebär att värdet av förbättrad vattenkvalitet kan vara högt. Ett mål för tillförseln till egentliga Östersjön kan sägas vara ett steg närmare målet om "Ingen övergödning", jämfört med målet om minskade utsläpp till kusterna. För att illustrera betydelsen av att enskilda åtgärder påverkar flera miljömål beräknas dessutom för vissa åtgärder hur stora värden de måste generera, utöver det värde de har i ett åtgärdsprogram för Östersjön, för att det ska vara samhällsekonomiskt motiverat att genomföra dem.

### *Effekter av miljöpolitiskt framdrivna utsläppsminskningar*

Miljöpolitiskt motiverade åtgärder för Östersjön genomförda efter 1995 antas här ha riktats mot kustnära industri, reningsverk i Sverige och Baltstaterna, fånggrödor och vårbearbetning, våtmarker, ammoniakutsläpp och katalysatorer i personbilar. För industrin och de svenska reningsverken har styrningen skett via tillståndsgivning i miljölagstiftningen, för reningsverk i Baltstaterna genom statliga svenska subventioner, för fånggrödor och vårbearbetning via jordbrukspolitiska subventioner, för våtmarker genom jordbrukspolitiska subventioner och subventioner via de lokala investeringsprogrammen<sup>1</sup>, för ammoniak genom en kombination av investeringsstöd och reglering i lagstiftningen och för katalysatorer genom teknikkrav i lagstiftningen. Omfattningen av olika åtgärder har beräknats utifrån tillgängliga data (se Elofsson och Gren 2003). För kustnära industri har vi beaktat att industriproduktionen ökat mellan 1995 och 2000 och för kommunala reningsverk att befolkningen ökat under perioden.

Effekten av en viss åtgärd på utsläppen till havet har beräknats med hänsyn till de transporter av kväve som sker i luft, mark och vattendrag. Effekten avgörs bland annat av hur mycket kväve som kvarhålls inom avrinningsområdet i mark, floder och sjöar. Denna kvarhållning kallas allmänt för kväveretention. En högre retention medför en mindre effekt av en given reningsåtgärd i inlandet. Vid beräkning av effekten av luftburna kväveutsläpp på Östersjön har vi beaktat att dessa dels deponeras på land varefter de transporteras via mark och vattendrag till havet, dels deponeras direkt i havet.

Kostnaderna för åtgärderna har så långt möjligt beräknats utifrån samma data som i kostnadsminimeringsmodellen som diskuteras i avsnitt 2. Vårbearbetning i jordbruket och tekniska åtgärder för minskade ammoniakutsläpp från jordbruket ingår inte i modellen. För jordbrukets miljö-

<sup>1</sup> Det statliga stödet till lokala investeringsprogram (SFS 1998:23, SFS 2001:1165) har som huvudsyfte att öka takten i omställningen till ett ekologiskt uthålligt samhälle. Ett underordnat syfte är att bidra till ökad sysselsättning.

stöd till vårbearbetning har kostnaden för åtgärder antagits vara identisk med subventionen. Kostnaden för ammoniakåtgärder i jordbruket antas motsvara ett genomsnitt av de åtgärder som redovisas av Jordbruksverket (1999, tabell 12).

Kostnaden för de miljöpolitiska åtgärderna och effekten av dessa summeras i tabell 1. Kostnaden för åtgärderna uppgår till 1 179 miljoner kronor per år i 2001 års penningvärde. Minskningen av kväveutsläpp till kusten för ovan beskrivna åtgärder är cirka 11,3 tusen ton. De totala svenska kväveutsläppen till kusten 1995 uppgick till 85,8 tusen ton (Naturvårdsverket 2003), varför dessa miljöpolitiskt motiverade åtgärder motsvarar en minskning av utsläppen med 13,1 procent. Vid en jämförelse med Naturvårdsverkets (2003) sammanställning av den totala utsläppsförändringen, kan man dock konstatera att miljöpolitiska åtgärder i viss mån motverkats av utvecklingen inom jord- och skogsbruket, varför den totala utsläppsminskningen är något lägre än den som beräknats nedan.

Från tabell 1 kan man konstatera att de största minskningarna av kväveutsläppen vid källan gjorts genom åtgärder vid reningsverk, följt av katalysatorer, ammoniakåtgärder och fånggrödor och vårbearbetning. Åtgärder vid reningsverk och fånggrödor och vårbearbetning är de åtgärder som haft högst effekt på utsläppen till kusten. Minskningar av kväveemissioner till luft genom katalysatorinstallation och ammoniakåtgärder har däremot haft liten effekt på utsläppen till havet, framförallt beroende på att stora delar av dessa utsläpp deponeras på annat håll än över Sverige. Våtmarker och svenska investeringar i reningsverk i Baltstaterna har haft liten betydelse för utsläppsminskningarna både vid källorna och vid kusten.

	Utsläppsminskning vid källorna (1000 ton kväve per år)	Utsläppsminskning till kusten (1000 ton kväve per år)	Total kostnad (miljoner kronor per år)	Genomsnittlig kostnad (kronor per kilo minskade kväveutsläpp)	
				Vid källan	Till kusten
Kustnära industri	0,771 <sup>1</sup>	0,771	37	48	48
Svenska reningsverk	8,180 <sup>1</sup>	6,432	397	48	62 <sup>3</sup>
Reningsverk i Baltstaterna	0,084 <sup>1</sup>	0,060	0,76	9	13
Fånggrödor och vårbearbetning	2,300 <sup>1</sup>	1,860	186	81	100
Våtmarker med jordbruksstöd	0,563 <sup>1</sup>	0,455	20,4	36	45
Våtmarker med LIP-stöd	0,062 <sup>1</sup>	0,062	2,3	37	37
Ammoniakåtgärder i jordbruket	3,506 <sup>2</sup>	0,923	139	40	151
Katalysator i personbilar	4,100 <sup>2</sup>	0,720	397	97	552
Summa	19,567	11,283	1 179,46		

1. Utsläpp till vattendrag.
  2. Utsläpp till luften.
  3. Medeltal för reningsverk vid kusten och i inlandet.
- Källa: Elofsson och Gren (2003)

Tabell 1  
Effekter av och kostnader för svensk kvävepolitik efter 1995, uttryckt i 2001 års prisnivå

De högsta totalkostnaderna har enligt beräkningarna varit för åtgärder vid reningsverk, följt av katalysatorer, fånggrödor, vårbearbetning och ammoniakåtgärder. Den högsta genomsnittskostnaden per kilo minskade utsläpp till havet finner man för ammoniakutsläpp och katalysatorer, följt av fånggrödor och vårbearbetning. Låga genomsnittskostnader för minskade utsläpp till kusten finner man framförallt för åtgärder vid reningsverk i Baltstaterna, i kustnära industri och reningsverk samt för våtmarksanläggning.

## 2. Kostnadseffektiva svenska kvävereduktioner

Riksdagens miljömål för Östersjön är inte helt entydigt: önskar man minska kväveutsläppen till Östersjöns kuster söder om Ålands hav eller anser man att en minskad tillförsel av kväve till de värst drabbade delarna av Östersjön skulle vara att föredra? För att belysa skillnaden jämförs i det följande den kostnadseffektiva allokeringen av åtgärder för två olika mål: minskade utsläpp till kusterna söder om Ålands hav, samt minskad tillförsel av kväve till egentliga Östersjön. I det första fallet behöver man enbart koncentrera sig på utsläpp till kusterna i Syd- och Mellansverige, medan man i det andra fallet måste beakta möjligheten att vidta åtgärder i norra Sverige och vilken effekt dessa kan ha på egentliga Östersjön.

En kostnadseffektiv allokering av åtgärder uppstår när marginalkostnaden för att uppnå det specificerade målet är lika för alla åtgärder. Marginalkostnaden för varje åtgärd bestäms av *i*) kostnaden för kväverening på den plats där åtgärden vidtas, och *ii*) effekten på Östersjön av åtgärden. Ju högre effekt på det valda målet av en given åtgärd desto lägre är dess marginalkostnad. Kostnaden för åtgärder vid källan bestäms av de uppoffringar som måste göras för att uppnå minskningen t ex kostnader för reducerad djurhållning eller minskad användning av handelsgödsel. Effekten av en viss åtgärd bestäms under båda målen av de transporter av kväve som sker i luft, mark och vattendrag i inlandet. Vid mål om kvävereduktioner till egentliga Östersjön bestäms effekten också av kustretentionen, dvs kvarhållningen av kväve i kustvattnet, och av de kvävetransporter som sker mellan de olika Östersjöbassängerna.

Den kostnadsminimeringsmodell som används bygger på Gren, Elofsson och Jannke (1995, 1997) och Gren och Wulff (2003). Modellen inkluderar åtgärder i Östersjöns hela avrinningsområde, vilket innebär att svenska åtgärder relateras till en kostnadseffektiv strategi för hela Östersjön. Östersjöns avrinningsområde är indelat i 23 olika regioner och i varje region finns 15 möjliga åtgärder. Av dessa åtgärder finns 9 i jordbrukssektorn, medan resten är åtgärder vid reningsverk och stationära förbränningsanläggningar samt åtgärder inom transportsektorn. Modellen har uppdaterats med åtgärder, kostnader och kvävetransporter i enlighet med data i Elofsson (2000). En input-outputmodell för kvävetransporter mellan olika bassänger i Östersjön (MARE 2002) har inkluderats, vilket innebär att kostnaden för olika åtgärder kan relateras till kvävebelastningen på olika bassänger.

Kostnadsfunktionerna för kväveminskningar är i de flesta fall linjära och har beräknats antingen utifrån sk ingenjördata eller från ekonometriska skattningar. För minskad användning av handelsgödsel och fossila bränslen har kostnaderna beräknats som minskat konsumentöverskott utifrån ekonomiskt skattade efterfrågefunktioner. Dessa kostnadsfunktioner är kvadratiska. För närmare detaljer se Gren, Elofsson och Jannke (1995) samt Elofsson (2000).

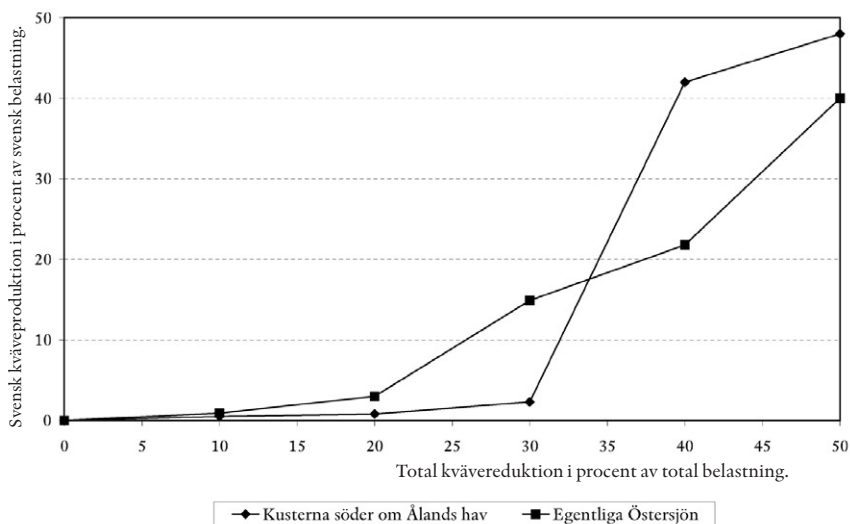
I det följande analyseras i huvudsak tre frågeställningar: den första är huruvida den genomförda svenska kvävereduktionen på 13,1 procent skulle kunna vara kostnadseffektiv sett i ett internationellt perspektiv, den andra är i vilken utsträckning den svenska minskningen genomförts på ett kostnadseffektivt sätt inom landet och den tredje är vilken belastningsminskning som maximalt skulle kunna ha uppnåtts med samma budget som för de genomförda åtgärderna, det vill säga med 1 179 miljoner kronor. För alla frågeställningarna analyseras både fallet med mål för utsläpp till kusterna söder om Ålands hav och fallet med mål för belastningen på egentliga Östersjön.

### *Internationell kostnadseffektivitet*

Frågan som ställs här är när den svenska utsläppsminskningen om 13,1 procent är lika stor som den kostnadseffektiva svenska utsläppsminskningen i ett Östersjöperspektiv, det vill säga hur stort Sveriges bidrag bör vara i förhållande till andra länders om målen ska nås till lägsta kostnad. För att kunna svara på denna fråga presenteras i figur 1 svenska procentuella kvävereduktioner vid kostnadseffektiva totala kvävereduktioner till *a)* alla länders kuster söder om Ålands hav och *b)* egentliga Östersjön. Från figuren kan man konstatera att den beräknade svenska reduktionen med drygt 13 procent skulle kunna motiveras utifrån kostnadseffektivitet om det internationella målet var cirka 33 procent reduktion av de totala utsläppen till alla länders kuster söder om Ålands hav eller cirka 27 procent reduktion av den totala belastningen på egentliga Östersjön.

Från figur 1 kan man konstatera att den svenska belastningsminskningen inte är proportionell mot det internationella målet. Kurvorna visar att det är kostnadseffektivt utifrån ett internationellt perspektiv om Sverige minskar sina utsläpp mer, ju större kravet är på den totala belastningsminskningen. Figuren illustrerar också det faktum att Sverige har mindre tillgång till åtgärder till låg kostnad än andra länder, vilket innebär att den kostnadseffektiva procentuella svenska belastningsminskningen är lägre i Sverige än i andra länder, i synnerhet vid ett lågt satt internationellt mål. Om, exempelvis, målet för den totala belastningsminskningen är lägre än cirka 20 procent så är den kostnadseffektiva svenska belastningsminskningen bara någon eller några procent. Man kan också konstatera att vid högt satta internationella mål närmar sig nivån på den procentuella svenska utsläppsminskningen nivån på det internationella målet, varför de svenska åtgärderna kan sägas ligga på en mellankostnadsnivå.

Figur 1  
Svenska kvävereduk-  
tioner vid kostnads-  
effektiva reduktioner  
till alla länders kuster  
söder om Ålands hav  
respektive till egent-  
liga Östersjön.



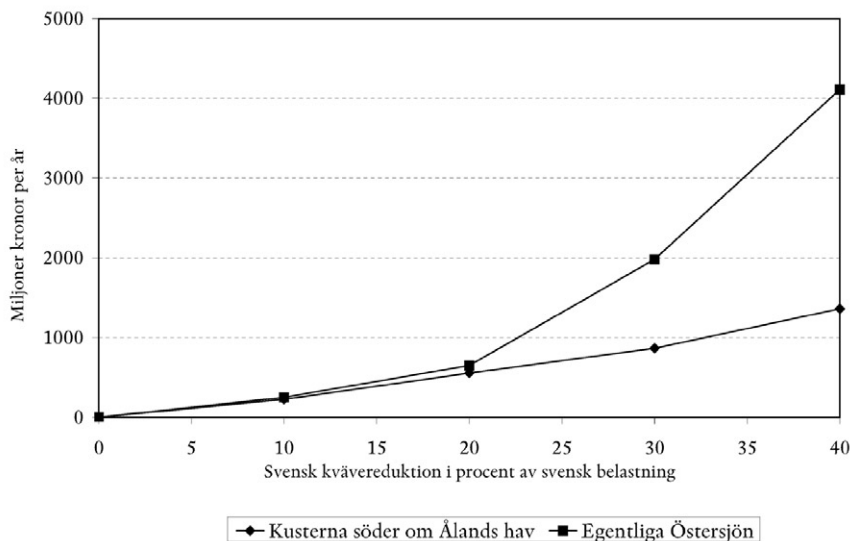
### Nationell kostnadseffektivitet

För att belysa frågan om huruvida den svenska genomförda utsläppsminskningen om 13,1 procent varit kostnadseffektiv eller ej, har kostnadseffektiva svenska belastningsminskningar beräknats för de två olika målen, se figur 2. De två kurvorna illustrerar den lägsta kostnaden för att uppnå olika procentuella svenska kvävereduktioner för de olika målen.

Av figur 2 framgår det att kostnaderna för reduktioner av tillförseln till egentliga Östersjön är högre än motsvarande procentuella minskningar av tillförseln till kusterna söder om Ålands hav. Det är, i huvudsak, två faktorer som påverkar kostnadsskillnaden mellan de två målen. För det första är flera åtgärder i norra Sverige relativt billiga för mål om reduktioner till egentliga Östersjön, vilket verkar i riktning mot lägre kostnader för ett mål för egentliga Östersjön. Att vissa åtgärder i norra Sverige är billiga beror på den sammantagna effekten av kostnaden för åtgärden vid källan, en låg retention i nordliga avrinningsområden och en relativt hög effekt på egentliga Östersjön av minskad kvävetillförsel till Östersjöns norra bassänger. Fördelen med att kunna inkludera åtgärder i norra Sverige motverkas dock av att åtgärder i Västsverige har relativt begränsad effekt på belastningen på egentliga Östersjön. Eftersom kapaciteten för åtgärder i Västsverige är högre än i norra Sverige blir nettoeffekten att kostnaden för målet för egentliga Östersjön blir högre än kostnaden för kustmålet, i synnerhet om belastningen skall minskas med mer än 20 procent.

De genomförda svenska åtgärderna har enligt beräkningarna i tabell 1 kostat 1 179 miljoner kronor. I figur 2 kan man avläsa att det vid en budget på 1 179 miljoner kronor går att uppnå en minskning av utsläppen till kusterna med cirka 35 procent och till egentliga Östersjön med cirka 25 procent. På motsvarande vis kan man se att en reduktion med ungefär 13 procent, motsvarande de genomförda svenska utsläppsminskningarna, skulle





Figur 2  
Kostnader för svenska kvävereduktioner till alla länders kuster söder om Ålands hav respektive till egentliga Östersjön.

kosta cirka 400 miljoner kronor för båda målen. Det tycks alltså som om betydligt större reduktioner skulle kunna uppnås med en annan allokering av budgetmedel än vad man haft genom den faktiska miljöpolitiken. Det går att urskilja minst tre orsaker till ineffektivitet:

- Installation av katalysatorer ingår som en fördyrande åtgärd i den faktiska miljöpolitiken. Denna åtgärd ingår inte i modellresultaten för en kostnadseffektiv lösning för Östersjön.
- I den kostnadseffektiva lösningen minskas handelsgödselanvändningen. Dessutom fördubblas våtmarksarealen i södra Sverige jämfört med de faktiska anläggningarna.
- Vid mål om 13,1 procents minskad belastning på egentliga Östersjön ingår åtgärder i norra Sverige i den kostnadseffektiva lösningen: cirka 40 procent av den totala budgeten läggs då på åtgärder i norra Sverige

Man kan dock inte från ovanstående resonemang dra slutsatsen att kravet på katalysatorer i personbilar är samhällsekonomiskt ineffektivt. Kväveoxidutsläpp från bilar bidrar inte bara till övergödning av Östersjön utan också till nedfall av försurande ämnen och påverkar hälsan. Installation av katalysatorer har därför flera positiva bieffekter. I princip borde kostnaden för åtgärden beräknas som en nettokostnad, med avdrag för värdet av de effekter åtgärden har på andra områden. För att åtgärden skall vara kostnadseffektiv vid en svensk reduktion med 13,1 procent behöver de positiva bieffekterna uppgå till minst tre fjärdedelar av kostnaden för katalysatorer, vilket motsvarar knappt 75 kronor per kilo reducerat kväve.

Med tanke på att kväveoxider påverkar flera miljömål är det rimligt att tänka sig att lagstiftarna infört kravet på katalysator enbart i syfte att uppnå de andra mål som nämnts ovan, och utan att effekterna på Östersjön beaktats. Slutsatserna ovan är emellertid robusta även om man inte inkluderar

katalysatorer i den genomförda Östersjöpolitiken i tabell 1. Kostnaden för det faktiska åtgärdspaketet *utan* katalysatorer uppgår till cirka 800 miljoner kronor och utsläppsminskningen skulle då vara cirka 12 procent. En kostnadseffektiv lösning för denna minskning skulle kosta strax under 400 miljoner kronor per år. Alternativt skulle samma budget, 800 miljoner kronor per år, kunna användas för en minskning av utsläppen till kusten med 28 procent eller av belastningen på egentliga Östersjön med 20 procent.

Slutligen kan man fråga sig om en kostnadseffektiv minskning av utsläppen till kusterna är ett steg i rätt riktning om man önskar uppnå en kostnadseffektiv minskning av belastningen på egentliga Östersjön. Så tycks inte vara fallet. Om syftet är att uppnå förbättringar i egentliga Östersjön och målet uttrycks i termer av minskade utsläpp till kusterna kan kostnaden bli hög. En minskning av kvävetillförseln till kusterna söder om Ålands hav med 13,1 procent reducerar utsläppen till egentliga Östersjön med endast 6 procent.

### 3. Slutsatser och diskussion

Resultaten tyder på att det är möjligt att uppnå samma miljöeffekt av svenska åtgärder som idag till en betydligt lägre kostnad. Detta gäller oavsett om miljömålet formuleras i termer av minskade kväveutsläpp till kusterna eller som minskad belastning på egentliga Östersjön. På motsvarande sätt tycks det också möjligt att nå väsentligt högre miljöeffekt till samma kostnad som för de genomförda åtgärderna. Dessa förbättringar skulle kunna nås med ett annat val av åtgärder och, om målet är att minska belastningen på egentliga Östersjön, med en annan geografisk spridning av åtgärderna.

En viktig orsak till att den faktiska miljöpolitiken varit så kostsam är att man genomfört relativt dyra åtgärder med liten effekt på Östersjön. Om man betraktar de olika delmålen för minskad övergödning, så kan man konstatera att åtgärder mot luftburna utsläpp inte ingår i de kostnadseffektiva åtgärdsprogrammen. Skälet är att effekten på Östersjön av åtgärder mot luftburna utsläpp är liten. Detta medför exempelvis att marginalkostnaden för att minska utsläppen till kusten med 1 kilo kan vara 10 gånger högre vid installation av katalysator jämfört med exempelvis åtgärder vid reningsverk eller anläggning av våtmarker. Om de tre delmålen för kväveutsläpp till luft och vatten skulle vägas mot varandra utifrån kostnadseffektivitet för minskad belastning på Östersjön, blir slutsatsen att man i större utsträckning än idag skulle prioritera minskade vattenburna utsläpp jämfört med åtgärder mot luftburna utsläpp.

Vi visar också att det finns klara skillnader mellan kostnadseffektiva åtgärder för de två målen. Den mest oväntade av dessa skillnader är kanske att åtskilliga åtgärder i norra Sverige ingår i ett kostnadseffektivt åtgärds paket för att minska belastningen på egentliga Östersjön med drygt 13 procent. Dessutom vidtas alltför mycket åtgärder i Västsverige jämfört med östra Sverige, om syftet är att minska belastningen på egentliga Östersjön.

Åtgärder i Västsverige har begränsad effekt på kvävetillförseln till egentliga Östersjön jämfört med åtgärder i de östra delarna av landet. Det är tänkbart att åtgärder i Västsverige kan ha ett värde genom påverkan på övergödningens problemen i Västerhavet, men eftersom ingen modell finns tillgänglig för att analysera minskningar av belastningen på Västerhavet utifrån internationell kostnadseffektivitet är det inte möjligt att dra några slutsatser om ekonomiskt effektiva strategier för Västerhavet.

När det gäller svenska åtgärder kontra åtgärder i andra länder kan vi dra slutsatsen att kostnadseffektivitet kan motivera en lägre procentuell minskning av kväveutsläpp till Östersjön från Sverige än från andra länder, oavsett om målet formuleras som minskningar av utsläppen till kusterna söder om Ålands hav eller som minskad belastning på egentliga Östersjön. Ju högre krav som ställs på den totala belastningsminskningen, desto större är den kostnadseffektiva svenska utsläppsminskningen i förhållande till minskningar i andra länder.

Studiens resultat kan också ställas i relation till Havsmiljökommissionens rekommendationer för Östersjöpolitiken (SOU 2003:72). Havsmiljökommissionen tillsattes av regeringen under 2002 efter en omfattande debatt i media om Östersjöns miljöproblem. Kommissionens uppgift var att utreda kunskapsläget och föreslå strategier för att skydda Östersjön från utfiskning, gift- och oljeutsläpp samt övergödning. Man föreslog internationell förvaltning av Östersjön, ökad utvärdering av genomförda åtgärder och starkare relatering av åtgärdsprogrammen till de slutliga effekterna på Östersjöns ekosystem. Målformulering och åtgärders effekter på Östersjön har i ovanstående visats ha relativt stor betydelse för val av åtgärder och deras lokalisering i olika delar av Sverige.

Man kan också fundera över det faktum att kostnadseffektivitet inte tycks vara avgörande vid förslag och beslut om åtgärdsprogram, se t ex SOU (2000:52). Vid låg ambitionsnivå på kväveminskningar rekommenderas där delvis åtgärder som är dyrare än de ytterligare åtgärder som föreslås för mer ambitiösa utsläppsminskningar. Vidare har riksdagen beslutat om tre olika delmål för kväveutsläpp, ett för vattenburna kväveutsläpp och två för luftburna. Avvägningen av dessa mål gentemot varandra har knappast gjorts utifrån kostnadseffektivitet med avseende på minskad belastning på Östersjön. Grunden för avvägningen mellan delmål, liksom för avvägningen mellan åtgärder är inte klart uttalad, och det är därför svårt att bedöma om man lyckats uppnå bästa möjliga miljöeffekt för pengarna.

Slutligen kan man fråga sig om det är möjligt att utvidga kostnadseffektivitetsanalysen till att omfatta inte bara kvävebelastningen på Östersjön utan också andra miljömål. Ett första steg skulle exempelvis kunna vara att utvidga analysen till att omfatta kväve- och fosformål för både Östersjön och Västerhavet, vattendrag i inlandet och grundvatten. En sådan utvidgning skulle kunna påverka slutsatserna ovan genom att åtgärder som påverkar flera mål skulle få en kostnadsfördel jämfört med åtgärder som bara påverkar ett mål. Redan vid en sådan mindre utvidgning av analysen

krävs emellertid ett omfattande arbete, eftersom modeller som beskriver sambanden mellan åtgärder och miljöeffekt på olika typer av vatten måste utvecklas för att kunna tillämpas över hela landet och för att kunna användas i ekonomiska modeller.

## REFERENSER

- Brody, A och A P Carter (red) (1972), *Input-output techniques*, North-Holland, Amsterdam.
- Brännlund, R och B Kriström (2001), "Too Hot to Handle? Benefits and Costs of Stimulating the Use of Biofuels in the Swedish Heating Sector", *Resource and Energy Economics*, vol 23, s 343-358.
- Elofsson, K (2000), "Cost Efficient Reductions of Stochastic Nutrient Loads to the Baltic Sea", Working Paper Series 2000:6, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekonomi, Uppsala.
- Elofsson, K och I-M Gren (2003), "Kostnadseffektivitet i svensk miljöpolitik för Östersjön - en utvärdering" Specialstudier nr 3, Konjunkturinstitutet, Stockholm.
- Elmgren, R (2001), "Understanding Human Impact on the Baltic Ecosystem: Changing Views in Recent Decades", *Ambio*, vol 30, s 222-231.
- Gren, I-M, K Elofsson, och P Jannke (1995), "Costs of Nutrient Reductions to the Baltic Sea", Beijer Discussion Paper Series 70, Beijerinstitutet för Ekologisk Ekonomi, Stockholm.
- Gren, I-M, T Söderqvist och F Wulff (1996), "Lönar det sig att rena Östersjön", *Ekonomisk Debatt*, årg 24, nr 8, s 643-665.
- Gren, I-M, K Elofsson och P Jannke (1997), "Cost-Effective Nutrient Reductions to the Baltic Sea", *Environmental and Resource Economics*, vol 10, s 341-362.
- Gren, I-M, K Turner och F Wulff (red), (2000), *Managing a Sea - the Ecological Economics of the Baltic*, Earthscan, London.
- Gren, I-M och F Wulff (2003), "Cost Effective Nutrient Reductions to Coupled Heterogeneous Marine Water Basins: An Application to the Baltic Sea", *Regional Environmental Change*, [www.springerlink.com/link.asp?id=103880](http://www.springerlink.com/link.asp?id=103880) (2003-11-27)
- Jordbruksverket (1999), *Ammoniakförluster till jordbruket - förslag till delmål och åtgärder*, Rapport 99:23, Jordbruksverket, Jönköping.
- Leontief, W (1970) "Environmental repercussions and the economic structure: an input-output approach", *Review of Economics and Statistics*, vol 52, s 262-277.
- Lääne, A m fl (2002), "Evaluation of the Implementation of the 1988 Ministerial Declaration Regarding Nutrient Load Reductions in the Baltic Sea Catchment Area", The Finnish Environment 524, Finlands Miljöcentral (SYKE), Helsingfors, Finland.
- MARE (2002), *MARE - A Scientific Base for Cost-Effective Measures for the Baltic Sea. Synthesis Report Phase 1*, MISTRA, Stockholm.
- Markovska, A och T Zylicz, (1999), "Costing an International Public Good: the Case of the Baltic Sea", *Ecological Economics*, vol 30, s 301-316.
- Naturvårdsverket (1997), *Svavelskatt och NOx-avgift*, Rapport 4717, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2003), *Ingen övergödning - underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Regeringens proposition (1987/88:85), *Om miljöpolitiken inför 1990-talet*.
- Regeringens proposition (2000/01:130), *Svenska miljömål - delmål och åtgärdsstrategier*.
- SOU 2000:52, *Framtidens miljö - allas vårt ansvar*, Miljömålskommittén, Fritzes, Stockholm.
- SOU 2003:72, *Havet - tid för en ny strategi*, Havsmiljökommissionen, Fritzes, Stockholm.
- Söderqvist, T (1996), "Contingent Valuation of a Less Eutrophicated Baltic Sea", Discussion Paper 128, Beijerinstitutet för Ekologisk Ekonomi, Stockholm.
- Turner, R K, S Georgiou, I-M Gren, F Wulff, S Barrett, T Söderqvist, I J Bateman, C Folke, S Langaas, T Zylicz, K-G Mäler, och A Markovska (1999), "Managing Nutrient Fluxes and Pollution in the Baltic: An Interdisciplinary Simulation Study", *Ecological Economics*, vol 30, s 333-352.