



SJÖFARTSVERKET

Sjöfart och Samhälle

Handläggare, direkttelefon

Gunnar Eriksson, 011-19 12 60

REDOVISNING AV REGERINGSUPPDRAG
1 (1)

Datum
2007-05-02

Vår beteckning
Dnr. 0602-06-02200

Ert datum

Er beteckning
N2006/4907/TP

Näringsdepartementet

103 33 Stockholm

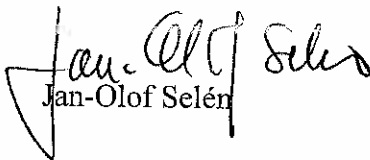
Redovisning av regeringsuppdrag

Sjöfartsverket har tillsammans med Naturvårdsverket, Energimyndigheten och SIKÄ fått i uppdrag att utreda förutsättningarna för ett handelssystem med utsläppsrätter för kväve- och svaveloxider där sjöfartssektorn ingår. Samordningsansvaret har legat på Sjöfartsverket.

Bifogad redovisning beskriver modeller för och genomförbarheten av att införa handelssystem som omfattar enbart sjöfarten respektive ett öppet handelssystem som även omfattar landsidan.

Beslut om denna redovisning har fattats av generaldirektören Jan-Olof Selén.

Vid den slutliga handläggningen har avdelningschefen Maria Gelin, rådgivaren Lars Vieweg samt handläggarna Gunnar Eriksson och Stefan Lemieszewski deltagit.


Jan-Olof Selén

HANDEL MED UTSLÄPPSRÄTTER FÖR SVAVEL- OCH KVÄVEOXIDER INKLUDERANDE SJÖFART



Redovisning av gemensamt regeringsuppdrag

Energimyndigheten, Naturvårdsverket, SIKa och Sjöfartsverket

Datum: 2007-05-02

Dnr: 0602-06-02200

601 78 Norrköping
Tel: 011-19 10 00
Fax: 011-19 10 55

1. Bakgrund	3
1.1 Regeringsuppdraget	4
1.2 Utsläppshandel.....	5
1.3 Miljöpolitik, luftföroreningar och sjöfart.....	6
1.4 Geografisk avgränsning	7
2 Miljöeffekter och emissioner	10
2.1 Miljöeffekter av svavel och kväveoxidutsläpp	10
Hälsopåverkan	10
Miljöpåverkan.....	10
Klimat effekter.....	11
2.2 Utsläpp av svavel- och kväveoxider	12
3. Mål och medel	17
3.1 Inledning	17
3.2 Regler för landsektorn	17
Regler i internationell rätt.....	17
Regler i EG-rätten.....	18
Mål och regler i svensk rätt	20
3.3 Regler om utsläpp till luft från fartyg	24
Flaggstatsjurisdiktion.....	25
Kuststatsjurisdiktion	25
Hamnstatsjurisdiktion.....	26
Internationella regler.....	26
Regler i EG-rätten.....	27
Regler i svensk rätt	29
4 Åtgärder för minskade utsläpp	32
4.1 Tekniska åtgärder för minskade utsläpp till luft från sjöfart.....	33
Selektiv katalytisk avgasrening	33
Direkt vatteninsprutning	33
HAM.....	34
Svavelreduktion	35
4.2 Modell för beräkning av åtgärds kostnader och emissionseffekter	35
Fartygen och deras användning	35
Kväveoxidrening	38
Åtgärds kostnader	39
4.3 Åtgärds kostnader på landsidan	40
4.4 Slutsatser.....	41
5. System för utsläppshandel - sjösidan	42
5.1 System för handel med utsläppsrätter	42
5.2 Det öppna systemet	44
5.3 Det slutna systemet	50
5.4 Administrativa processer	52
Certifieringsprocessen för sjösidan.....	52
Avräkningsprocessen.....	57
Handelsprocessen	60
Kontrollprocessen.....	60
5.5 Juridiskt regelverk.....	63
5.6 Effekter på utsläpp och samhällsekonomi.....	63

6. Landsidan i det öppna systemet.....	68
6.1 Nuvarande krav på landanläggningar	69
6.2 Likformigt handelssystem för landanläggningar och sjöfart.....	71
6.3 Utsläppsbubbla för land – frivillighet för sjöfart	72
6.4 Nya tillstånd på land – frivillighet för sjöfart.....	73
6.5 Landkrav på köp av utsläppskrediter – frivillighet för sjöfarten.....	74
6.6 Stater köper utsläppskrediter från sjöfarten	75
6.7 Verifikation av utsläpp.....	76
6.8 Slutsatser.....	77
7. En jämförande styrmedelsanalys	80
7.1 Regleringar	80
7.2 Ekonomiska styrmedel.....	81
Miljödifferenterade sjöfartsavgifter.....	81
Kväveoxidskatt enligt norsk modell	82
Utsläppshandel	83
Andra ekonomiska styrmedel	84
8. Sammanfattning och slutsatser.....	86
Bilaga 1 Utsläpp i Sverige	94
Bilaga 2. Fartyg med kväveoxirabatt i det svenska farledsavgiftssystemet	95
10. Referenser.....	97

1. Bakgrund

Det regeringsuppdrag som redovisas i denna rapport har en bakgrund i att Sverige under en rad år arbetat internationellt för åtgärder mot sjöfartens utsläpp av luftföroreningar. En inriktning har varit att försöka sprida tillämpningar av miljödifferenterade sjöfartavgifter, med den svenska differentieringen av farledsavgifter som förebild. Det svenska angreppssättet har givits erkännanden men efterföljarna har varit mycket få. Samtidigt som arbetet med att sprida tankarna kring miljödifferentering av sjöfartavgifter ska nu en alternativ, eller möjligen, en kompletterande väg analyseras. Delvis också det faktum att utsläppshandel börjat tillämpas för koldioxid på europeisk nivå (EU Emissions Trading Scheme, EU ETS) bidragit till en öppenhet att närmare studera nya vägar för att begränsa utsläppen av sjöfartens utsläpp av svavel och kväveoxider.

Sveriges redareförenings förslag att införa ett system för handel med utsläppskrediter för svavel- och kväveoxider bör också ses som en bakgrund till regeringsuppdraget. Redareföreningen föreslår utsläppshandel som omfattar sjöfart och landanläggningar. Redareföreningens bedömning är att systemet bedöms ha väsentligt större styrpotential än dagens farledsavgifter samtidigt som det potentiellt kan bidra till en mer optimal avvägning mellan åtgärder till lands och till sjöss.¹

Den debatt som förts om ekonomiska styrmedel för att begränsa sjöfartens utsläpp har varit bredare och engagerat en rad författare och organisationer. Nature Associates har föreslagit en form av km-skatt för sjöfart – ett system som har potential att bättre spegla de samhällsekonomiska kostnaderna än dagens svenska farledsavgifter.² NERA³ och IVL har publicerat analyser inom området.

Frågan om handel med utsläppsrätter har också tagits upp på agendan av IMO:s miljökommitté. Bl.a. har Förenade kungariket argumenterat för att utsläppshandel har potential att bidra till utsläppsreduktion inom sjöfarten på ett kostnadseffektivt sätt och föreslagit att IMO bör överväga vilken roll sådana styrmedel bör ges i framtiden.⁴

¹ Swedish Shipowners' Association, 2006 05 12.

² Kågeson, 2006 11 30.

³ NERA, 2005-09-26.

⁴ IMO, MEPC 55/INF.7, 10 augusti 2006.

Handel med utsläppsrätter har nyligen också uppmärksammats av regeringen. I en gemensam artikel om insatser för att rena havsmiljön nämner miljöministern tillsammans med EU-ministern ett handelssystem som omfattar utsläppsrätter inom sjöfarten för kväve- och svaveloxider.⁵

Till skillnad från i Europa finns det från USA erfarenheter av utsläppshandelssystem för bl.a. svavel- och kväveoxider.

1.1 Regeringsuppdraget

I juni 2006 gav regeringen Sjöfartsverket, Naturvårdsverket, Energimyndigheten och Statens institut för kommunikationsanalys (SIKA) i uppdrag att gemensamt utreda hur ett handelssystem med utsläppsrätter kan utformas för kväve- och svaveloxider där sjöfarten ingår. Sjöfartsverket gavs i uppdrag att samordna arbetet.⁶

I uppdraget specificerades att utredningen ska omfatta:

Att utreda om handel med utsläppsrätter är kostnadseffektivt i förhållande till andra styrmedel för att minska utsläppen av svavel- och kväveoxider från sjöfarten.

Att jämföra effekterna av ett öppet sektorsövergripande handelssystem, som kan omfatta utsläpp från sjöfart såväl som utsläpp från landbaserade anläggningar, med ett slutet system, som endast omfattar sjöfarten.

Att analyser hur de skilda systemen kan samordnas med befintliga skattesystem.

Att redogöra för handelssystemens överensstämmelse med internationell rätt.

Att jämföra effekterna av handelssystem med andra möjliga styrmedel ur såväl miljömässig som samhälls- och företagsekonomisk synvinkel.

Arbetet skall enligt uppdraget beakta befintliga system, liksom pågående studier och försök. Redovisningen ska vidare ge vägledning för ett svenskt förhållningssätt i internationella fora.

⁵ Carlgren, Malmström, 2007.

⁶ Regeringsbeslut 2006-06-21, II 10, N2006/4907/TP.

Uppdraget skall rapporteras senast den 2 maj 2007.

1.2 Utsläppshandel

Utsläppshandel är en form av ekonomiskt styrmedel där de som omfattas av systemet ges incitament att begränsa utsläppen genom att de kan tjäna pengar på att sälja utsläppsrätter och/eller minska sitt behov av att köpa sådana. Den teoretiska fundamentan kring utsläppshandel utvecklades under 1960-talet. Under slutet av 1970-talet infördes det första utsläppshandelssystemet i USA under ledning av den federala miljövärdmyndigheten EPA.

En förutsättning för att handel ska vara ett effektivt styrmedel att det finns en utbytbarhet mellan utsläpp från olika källor och områden inom det handlande området. Vissa kostnadsskillnader kan hanteras med ”växelkurs” som speglar dessa skillnader. Ett kg utsläpp i ett område kan sålunda exempelvis värderas motsvara två kg i ett annat område.

En annan förutsättning är att de föreligger åtgärdskostnadsskillnader mellan olika verksamheter.

I princip finns det två slags system för utsläppshandel: Handel inom en utsläppsbubbla (*Cap and trade*) respektive kreditbaserad handel (*Baseline and credit*).

Vid handel inom en utsläppsbubbla fastställs den totala mängd utsläpp som skall tillåtas inom ett område som är väl definierat i geografi, liksom i vilka verksamheter som ska omfattas. Generellt sett kan systemet åstadkomma anpassningar till lägre kostnader ju större systemet är – ju fler verksamheter eller sektorer som ingår. Till skillnad från de flesta andra styrmedel, exempelvis miljöavgifter, styr detta instrument mot en viss samlad utsläppsnivå, däremot går det inte på förhand att veta hur kostsamma åtgärder som kommer att vidtas. En initial fördelning av utsläppsrätter sker mellan dem som ingår i systemet (delas ut gratis eller säljs) och möjligheten till handel mellan de ingående parterna skapar flexibilitet inom systemet. En aktör som har låga kostnader för att sänka sina utsläpp kan vidta mer långtgående reduktioner och därigenom ges möjlighet att sälja utsläppsrätter till någon som har högre anpassningskostnader. Genom möjligheten till handel skapas incitament till att åtgärder vidtas där anpassningskostnaderna är lägst.

I ett kreditbaserat handelssystem förbestäms en tillåten utsläppsnivå. För reduktioner under den nivån genereras utsläppskrediter som kan säljas till någon annan som därigenom tillåts göra större utsläpp.

Att åtgärdskostnaderna mellan olika aktörer skiljer brukar ses som en grundförutsättning för att ett handelssystem ska vara meningsfullt. Enligt erfarenheter från USA ligger dock även en väsentlig potential i att system kan tillåta att aktörer flyttar utsläpp i tiden. Åtgärdskostnaderna varierar inte bara mellan olika anläggningar, utan också för enskilda anläggningar över tiden.

En utvärdering av sex amerikanska utsläppshandelssystem för emissioner såsom svavel- och kväveoxider visar positiva erfarenheter.

Utsläppsminskningar har kunnat åstadkommas till relativt låga kostnader utan att utsläppsmålen äventyrats. Lägre åtgärdskostnader bedöms tvärt om, enligt den amerikanska studien ha inneburit att miljömålen kunnat sättas hårdare jämfört med traditionell reglering.⁷

1.3 Miljöpolitik, luftföroreningar och sjöfart

Miljöpolitikens övergripande mål är att vi, till nästa generation ska kunna lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta. Det omfattar en god livsmiljö och hälsa, bevarad biologisk mångfald, bevarad produktionsförmåga för ekosystemen och skydd av natur- och kulturlandskap.⁸

Som ett stöd för arbetet med att nå dithän har riksdagen fastställt 16 miljökvalitetsmål och 72 delmål. Mål, som med den utformning den transportpolitiska målstrukturen givits, med automatik också är mål för transportpolitiken.

Miljökvalitetsmålen uttrycker den kvalitet och det tillstånd som bedömts miljömässigt hållbart på lång sikt. Delmålen anger inriktningen och tidsperspektiv för att nå miljökvalitetsmålen. Sjöfarten påverkar förutsättningarna att nå flera miljökvalitetsmål.

Centralt för detta regeringsuppdrag är de miljömål som har koppling till sjöfartens utsläpp av luftföroreningar. Flera av delmålen inom dessa

⁷ Ellerman, m.fl., 2003.

⁸ Prop. 2004/05:150.

områden har formulerats på nationell nivå på ett sådant sätt att sjöfartens utsläpp bara till del täcks in. För sjöfarten, liksom för flyget sker den klart största delen av utsläppen under färd till eller från andra länder och utsläppen från denna internationella trafik omfattas inte av de svenska utsläppsmålen.

Vid sidan av miljömålen tjänar också tre grundläggande miljöpolitiska principer som utgångspunkt för det miljöpolitiska utvecklingsarbetet:

- Försiktighetsprincipen innebär att samhället ska vidta åtgärder redan om man ser en risk för att en verksamhet ger upphov till betydande miljöpåverkan.
- Förorenaren betalar (Polluter Pays Principle, PPP) innebär att den som ger upphov till miljöpåverkan också ska vara densamma som betalar för detta.
- Miljömässigt bästa tillgängliga teknik (Best Available Technology, BAT) ska användas för att begränsa en verksamhets miljöpåverkan.

I den Aktionsplan för havsmiljön⁹ som på regeringens uppdrag tagits fram av Naturvårdsverket i samråd med Sjöfartsverket och 14 andra myndigheter föreslås i linje med bedömningar om svårigheterna att uppnå vissa mål att åtgärder bör vidtas för att begränsa sjöfartens utsläpp av kväveoxider, men också utsläppen av andra luftföroreningar. Aktionsplanen framhåller vidare att Sverige, tillsammans med andra länder inom EU och inom IMO bör driva krav på utsläpps begränsande åtgärder på nya fartyg och ytterligare stimulera eftermontering av reningsutrustning på existerande fartyg.

Inom luftvårdsområdet upplevs en allt större obalans i att långtgående åtgärder vidtagits inom skilda landbaserade sektorer, medan åtgärderna till sjöss varit mycket måttliga. Det miljöpolitiska trycket på att miljöanpassa sjöfarten växer.

1.4 Geografisk avgränsning

System för utsläppshandel kan tillämpas för skilda geografiska avgränsningsområden. Många skäl talar för internationellt införande:

⁹ NV rapport 5563.

- Storskaligt införande har större potential att bidra till minskade utsläpp.
- Handel med utsläppsrätter, tenderar som styrmedel att vara mer effektivt ju mer omfattande systemet är.
- Genom internationellt införande undviks nationella särlösningar, något som generellt sett är en strävan inom sjöfartspolitiken, främst för att undvika konkurrenssnedvridning.
- Det finns stordriftsfördelar i administrationen.

Rent tekniskt kan någon form av handel införas i nationell skala. Ett verkningsfullt obligatoriskt system torde dock i praktiken kräva internationellt införande. Om endast enstaka länder inför tvingande handel med utsläppsrätter kan det medföra att hamnarna i dessa länder förlorar möjligheter att agera som transithamnar och med det förlorar verksamhet som gör att hamnen inte kan utnyttja stordriftsfördelar på samma sätt som annars. En sådan utveckling torde medföra att transporter till och från det eller de deltagande länderna blir dyrare. Till det ska läggas att handelssystemet i sig, totalt sett, innebär viss fördyring i företags-ekonomiska termer.

I arbetet med detta uppdraget har naturligt nog dels Östersjön, dels Nordsjön diskuterats som möjliga avgränsningsområden. Förutom att dessa områden per definition täcker in hela den svenska kusten har de internationellt definierats som s.k. svavelkontrollområden. Det internationella samfundet har därmed enats om att det är av särskild betydelse att vidta åtgärder mot luftföroreningar inom området.

Nature Associates har i tidigare arbeten argumenterat för att Östersjön (enligt Helsingforskommissionens definition, ut till en linje mellan Skagen och Göteborg), är ett lämpligt pilotområde för den typ av miljöavgift för sjöfarten som där föreslås. Motiven är att det är ett förhållandevis avgränsat hav och att alla länder utom Ryssland är medlemmar av EU.¹⁰

För svensk del kan Nordsjön ur ett nationellt miljöperspektiv vara ett mer intressant område. Genom att den förhärskande vindriktningen i regionen är sydväst tenderar utsläppen på Nordsjön att bidra till höjning av våra bakgrunds nivåer, mer än utsläpp på andra håll. Nordsjön omges också i huvudsak av EU-länder (7 EU-länder samt Norge). Det faktum att

¹⁰ Kågeson, 2006.

Förenade kungariket i IMO:s miljökommitté visat särskilt intresse för handelslösningar för att begränsa sjöfartens utsläpp av luftföroreningar kan också tala för att Nordsjön väljs som tillämpningsområde. Det kan skapa bättre underlag för en initierad diskussion om hur frågan eventuellt kan drivas vidare. Nordsjökonferensen hölls i Göteborg i maj 2006. I deklARATIONEN från konferensen betonade ländernas Nordsjöministrar bl.a. behovet av att begränsa utsläppen av svavel och kväveoxider från sjöfart på Nordsjön och man kom överens om att överväga möjligheten att integrera sjöfart i utsläppshandelssystem för att åstadkomma ytterligare minskning av sjöfartens utsläpp.¹¹

Att införa ett obligatoriskt system för handel med utsläppsrätter på EU-nivå, bedöms inte möjligt under överskådlig tid. EU:s södra medlemsländer har inte samma fokus på dessa miljöfrågor som de nordligare länderna har. Det faktum att svavelkontrollområden införts i norr men inte i syd kan ses som ett uttryck för detta.

Utredningen har sammantaget valt att analysera skilda system för handel med utsläppsrätter för ett område som omfattar både Östersjön och Nordsjön. De resonemang som förs i och resultaten av analysen bedöms dock i huvudsak vara relevanta och ge viss vägledning även vid ett eventuellt införande av ett sådant system endast i ett av dessa bägge havsområden.

¹¹ NordsjödeklARATIONEN, 2006.

2 Miljöeffekter och emissioner

2.1 Miljöeffekter av svavel och kväveoxidutsläpp

Utsläpp av svavel och kväveoxider påverkar hälsan och miljön i ett bredare perspektiv. Utsläpp, främst av svavel anses också påverka klimatet.

Hälsopåverkan

Kväveoxider och svaveldioxid, i de koncentrationer som normalt förekommer i utomhusmiljön i Sverige (bakgrundsnivåer) bedöms i sig ha en begränsad hälsopåverkan.

Sjöfartens största bidrag till hälsoeffekter är istället kopplade till partiklar. Förhöjda halter av partiklar härrör dels från direktmission av partiklar, dels från sekundärt bildade partiklar främst utsläpp av svavel- och kväveoxider. Åtgärder för att reducera utsläppen av svavel och kväveoxider har därför också en positiv effekt genom minskade partikelhalter.

Ozon är den förorening som bedöms ge upphov till näst störst hälsopåverkan av utomhusluft i Europa. Tillsammans med kolväten och solljus ger kväveoxider upphov till förhöjda halter marknära ozon.

Miljöpåverkan

Svavel och i viss mån kväve har en försurande effekt. Sjöar, vattendrag och vegetation på marker med svag buffrande förmåga är känsliga för försurning. Denna typ av marker finns i Sverige och i Norden i övrigt, medan den inte är lika vanlig i övriga Europa. Av det svavel som deponerades år 2004 i genomsnitt i Sverige beräknas 20 procent ha sitt ursprung i sjöfartens emissioner. För oxiderande kväveföreningar var motsvarande andel 23 procent.¹² Dessa andelar har ökat sedan dess då utsläppen från landbaserad verksamhet minskat och utsläppen till sjöss ökat.

¹² EMEP, MSC-W, Note 1/2006.

Förutom kvävet försurande verkan har kväve även en gödande effekt. I många naturliga ekosystem råder det brist på näringsämnet kväve och dessa ekosystem påverkas påtagligt vid förhöjd kvävedeposition. Kväve bidrar även till övergödningen av havet. Kväveoxider som släpps ut från fartygstrafik hamnar således till stor del i havet och fungerar då som näringsämne för bland annat växtplankton. Ökad tillförsel av näringsämnen till havet leder i de flesta fall till ökad biologisk produktion som i sin tur kan ge upphov till förändringar av ekosystemet med flera negativa effekter i havsmiljön. Exempel på sådana effekter är:

- Ökad sedimentation av organiskt material och ökad syreförbrukning i djupvatten med syrefria botten och förstörda livsmiljöer som följd. Vid syrefria förhållanden kan också fosfor frigöras ur sedimenten och ge upphov till ytterligare ökad biologisk produktion.
- Förändrad artsammansättning av bland annat fisk
- Försämrat siktdjup vilket ger sämre ljusförhållanden och därmed sämre livsbetingelser för t.ex. blåstång och andra fastsittande alger och växter som skapar en viktig livsmiljö för många djur
- Algblomningar av bland annat blågrönalger.

Marknära ozon, vars bildande gynnas av kväveoxider, ger förutom påverkan på människors hälsa även skador på växtlighet bl a produktionsbortfall inom jordbruket.

Klimat effekter

Diskussionen om växthusgaser och klimatpåverkan är främst kopplad till koldioxidutsläpp. Kväveoxider har viss, men mycket begränsad direkt växthuseffekt. Däremot har de större betydelse genom sitt bidrag till bildning av ozon, en gas som har en klimatteffekt. Svavel saknar i princip betydelse i sammanhanget.

Däremot bedöms svavel och partikelutsläpp ha viss effekt på klimatet genom dess skuggande effekt som gör att mindre av solljuset når jorden. Denna skuggningseffekt bedöms således ha en kylande effekt som sålunda motverkar växthuseffekten.

2.2 Utsläpp av svavel- och kväveoxider

Det råder ingen tvekan om att sjöfarten ger upphov till betydande utsläpp av hälso- och miljöpåverkande föroreningar. Generellt sett är utsläppen av både svavel- och kväveoxider i dag större per tonkilometer för gods som transporteras till sjöss än till lands.

De uppgifter om utsläppens storlek som redovisas i olika sammanhang varierar påtagligt. Den mest betydande orsaken till detta är att skilda geografiska avgränsningsområden används. Osäkerheter i beräkningarna är inte heller obetydliga i sammanhanget. Utsläppen av kväveoxider till luft från sjöfarten som trafikerar Östersjön och Nordsjön beräknas vid jämförelse med de svenska nationella utsläppen på land vara cirka fem gånger större och omkring femton gånger större med avseende på svaveldioxid.

Vid uppföljningen av de nationella miljömålen och vid internationell rapportering av Sveriges utsläpp är utgångspunkten det bränsle som köpts i Sverige, inte i vilket område det ger upphov till utsläpp. Ett alternativ till redovisning av sjöfartens utsläpp, som också tillämpas i detta arbete är att utgå från utsläppen inom ett geografiskt avgränsningsområde. I tabellen nedan redovisas dels sjöfartens utsläpp enligt internationella rapporteringsrutiner dels beräknade utsläpp inom olika geografiska områden. Redovisningen avser i huvudsak år 2000. Olika källor har använt olika antaganden om emissionsfaktorer och aktivitetsdata. Tabellen visar tydligt de stora skillnader som finns beroende på avgränsningsområde och metod. I tabellen redovisas förutom utsläpp av svavel och kväveoxider även utsläppen av partiklar och koldioxid.

Tabell 1. Utsläpp år 2000 från sjöfart och svenska landkällor enligt internationella rapporteringsrutiner och enligt skilda studier för olika geografiska områden, tusentals ton.

Avgränsning	NO _x	SO ₂	PM	CO ₂
Sveriges totala utsläpp	231	46		53 416
<i>varav inrikes sjöfart</i>	6,8	3,0		576
Sv. internationell sjöfart	101	63		4 771
Svenskt vatten och inom territorialgränsen	9,8 ¹	4,1 ¹	0.24 ¹	616 ¹
	29,5 ⁶	22,5 ⁶	2,5 ⁶	1 345 ⁶
Östersjön med anlop i Sverige	100 ²	36 ²	2,2 ²	5 700 ²
Östersjön	270 ²	110 ²	5,2 ²	14 000 ²
	350 ³	230 ³		
	315 ⁵	224 ⁵	26 ⁵	13 447 ⁵
Östersjön + Nordsjön	560 ²	260 ²	10 ²	27 000 ²
	1 000 ³	680 ³		
	1 035 ⁵	740 ⁵	87 ⁵	44 325 ⁵
Europas Närområde	3 200 ⁴	2 300 ⁴		
	3 990 ³	2 830 ³		
	3 719 ⁵	2 615 ⁵	316 ⁵	157 000 ⁵

Fotnot: 1. Mariterm avseende år 2001; 2. Mariterm avseende år 2000; 3. EMEP avseende år 2000; 4. Entek (2005b) avseende år 2000; 5 CAFE IASA m.fl. okt 06 avseende år 2000; 6 CAFE IASA m.fl. okt 06 avseende år 2000. Endast fartyg > 500 BT.

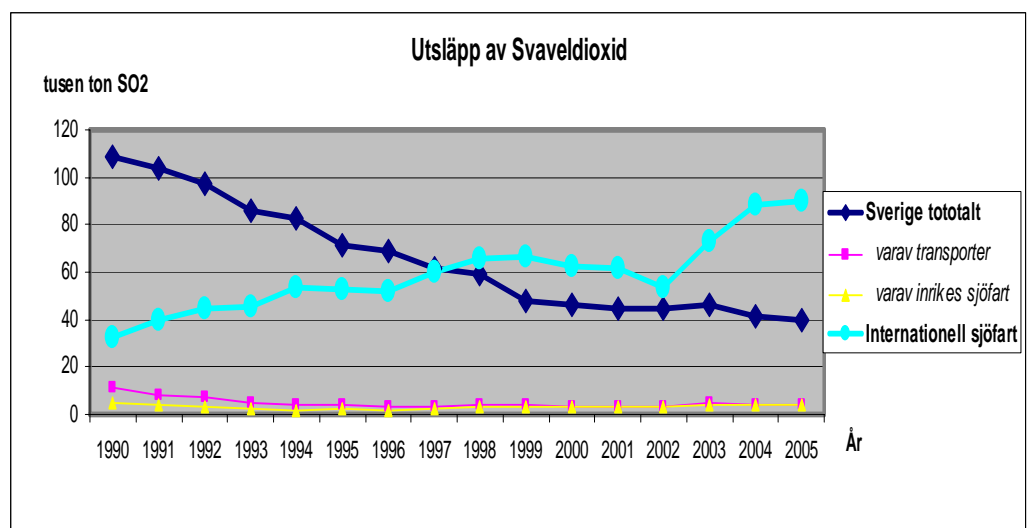
Skillnaderna i svavelutsläppen mellan beräkningarna utförda av Mariterm och b.la. IASA beror på olika antaganden om svavelhalten i bränslet i Östersjön. Mariterm har antagit drygt 1 procent svavel medan IASA har antagit drygt 2 procent. Sedan år 2000 har sjöfarten ökat i svenska vatten, samtidigt har de specifika svavelutsläppen generellt sett sänkts genom att Östersjön och Nordsjön (inklusive Engelska kanalen) numer utgör svavelkontrollområden där den högsta tillåtna svavelhalten i bunker idag är 1,5 procent.

Utsläppen från *inrikes sjöfart* är enligt tabellen således små. Detta beror på att endast en mycket liten del av sjöfarten räknas som inrikes sjöfart. Till inrikes sjöfart räknas trafik mellan två svenska hamnar då fartyget tankat i Sverige (exklusive fiskebåtar och militära fartyg). Det är utsläpp från inrikes sjöfart, enligt denna definition, som beaktas i de svenska

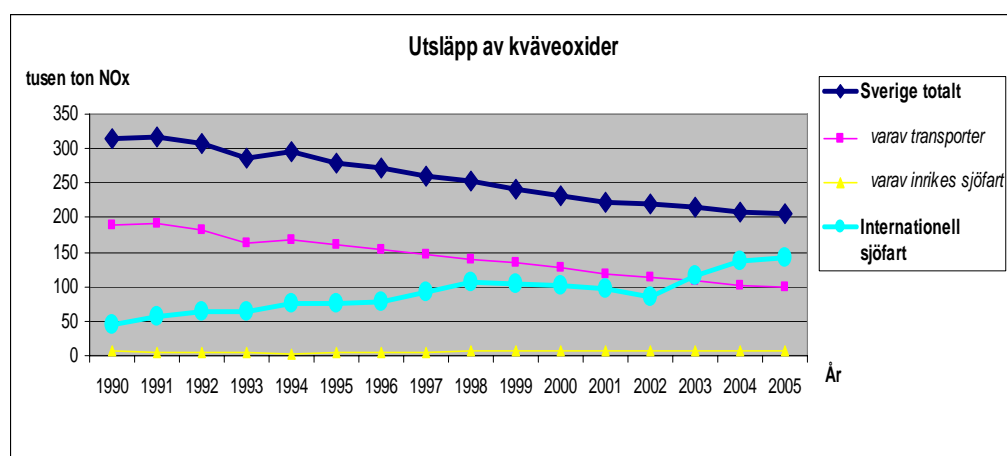
miljömålen och i internationella åtaganden om utsläppsminskningar. Som *svensk internationell sjöfart* (internationell bunkring) räknas sjöfart som tankat/bunkrat i Sverige och som går till utländsk hamn och eventuellt vidare till andra hamnar. Dessa utsläpp särredovisas i olika internationella rapporteringar. Om dessa utsläpp även räknades till ”svenska utsläpp” skulle Sveriges utsläpp av svaveldioxid var drygt tre gånger så stora och kväveoxidutsläppen nära dubbelt så stora som vid gällande definition av svensk sjöfart. Koldioxidutsläppen skulle däremot öka måttligt, med drygt 10 procent.

Vid analyser av svavel- och kväveoxidutsläppens framtida utveckling framstår en tydlig bild. Utsläppen på landsidan minskar som en följd av vidtagna åtgärder, medan utsläppen till sjöss ökar. De åtgärder som vidtagits kompenserar inte ökade utsläpp till följd av ökande trafik. I figurerna nedan visas beräknade utsläpp av svaveldioxid och kväveoxider från år 1990 till 2005. Redovisning görs för Sveriges samlade emissioner, transportsektorns emissioner och svensk inrikes sjöfarts emissioner. Därutöver redovisas svensk internationell sjöfart, definierat som fartyg som bunkrat i Sverige och som går till utländska hamnar. Dessa utsläpp räknas således inte till de svenska emissionerna enligt internationella rapporteringsrutiner och inte heller enligt våra miljömåls delmål om svenska utsläppsminskningar.

Figur 1. Emissioner av svaveldioxid år 1990 till 2005. Källa: Naturvårdsverket.



Figur 2. Emissioner av kväveoxider år 1990 till 2005. Källa: Naturvårdsverket.



I den europeiska diskussionen om sjöfart och luftföroreningar har på senare tid ofta en studie av IASA med den s.k. RAINS-modellen citerats. Den visar att sjöfartens utsläpp i Europas närområde närmar sig de samlade landbaserade utsläppens omfattning till år 2015 för svaveldioxid och till 2020 för kväveoxider. Detta trots införda krav via IMO och EU på begränsad svavelhalt i marina bränslen samt införda krav på kväveoxidutsläppsbegränsning på nya fartyg.¹³ En analys av den globala utsläppsbilden har nyligen dragit slutsatsen att sjöfartens samlade utsläpp av svaveldioxid idag är större än de totala utsläppen från världens alla vägfordon.¹⁴ Trenden för svensk internationell sjöfart beror dels på ökad sjöfart men sannolikt framförallt på att fler redare valt att köpa bunkerolja till sina fartyg i Sverige. Fluktuationer i prisbilden mellan Sverige och Rotterdam har stor betydelse för valet av bunkringshamn.

Som underlag för en analys av handelssystem som omfattar både sjöfart och landutsläpp finns det anledning att också beskriva hur utsläppen på landsidan fördelar sig. Förhållandena skiljer sig väsentligt mellan svavel och kväveoxider. Som framgår av tabell 2 nedan är vägtrafiken den dominerande utsläppskällan beträffande kväveoxider, men också energiproduktion står för betydande utsläpp. Utsläppen från industriprocesser respektive el- och värmeproduktion är också betydelsefulla i sammanhanget. För svavel står industriprocesser,

¹³ www.iasa.ac.at.

¹⁴ ICCT 2007.

energiproduktion inom industrin samt el- och värmeproduktion för de största utsläppen på landsidan.

Tabell 2. Utsläpp av svavel- och kväveoxider i Europa 2004. Källa: Europeiska miljöbyrån (EEA), *Annual European Community LRTAP Convention Emission Inventory*.

	SO _x kton/år(%)	NO _x kton/år(%)
Offentlig el och värmeproduktion	2 602 (53)	1 483 (16)
Bostäder	201	419
Tillverknings- och byggindustri	848	1 404
Kemisk industri	78	
Raffinaderier	458	158
Fasta bränslen och övrig energiindustri	56	119
Olja och naturgas	175	
Jordbruk, skogsbruk och fiske		706
Vägtrafik	67	3 860
Inrikes sjöfart	65 (3)	329 (4)
Kommersiella/Institutioner	89	188
"Direct soil emissions"		170
Övrigt ej specificerat	212	453
EU 15 total	4 951 (100)	9 289 (100)
EU 25 totalt	7 010	10 918

Utsläppens fördelning mellan skilda landkällor följer i stor utsträckning samma mönster på EU-nivå som i Sverige. I bilaga 1 redovisas hur Sveriges samlade utsläpp av svavel och kväveoxider fördelar sig mellan olika källor.

3. Mål och medel

3.1 Inledning

Detta kapitel syftar till att beskriva det nationella och internationella regelverket med en inverkan på utsläpp till luft och möjligheterna att reglera sådana utsläpp. I kapitlet behandlas vad som gäller för möjligheterna att ställa krav på anläggningar och fartyg. Redogörelsen är begränsad till vad som huvudsakligen är relevant för begränsningar av utsläpp av svavel- och kvävoxider. De skilda reglernas inverkan på de specifika möjligheter som analyseras i denna rapport diskuteras i kapitlen 5 och 6.

3.2 Regler för landsektorn

Varje land utövar jurisdiktionen över de anläggningar och andra föroreningskällor som befinner sig inom landets territorium. Vissa krav på sådana anläggningar kan emellertid följa av internationella åtaganden, t.ex. i konventioner eller genom EU:s rättsakter. Att reglera utsläppen har en lång tradition.

Regler i internationell rätt

Utsläpp av skadliga ämnen med en global eller regional inverkan har kommit att regleras i olika internationella konventioner. Ett sådant exempel är Konventionen om långväga gränsöverskridande luftföroreningar¹⁵, som trädde i kraft 1983. Detta är en regional konvention för Europa samt USA och Kanada om att minska utsläppen av luftföroreningar. Konventionen, som har arbetats fram inom FN:s ekonomiska kommission för Europa (UNECE), har ratificerats av Sverige.

Till konventionen hör ett antal protokoll som specificerar mål och åtgärder för att minska utsläppen av olika typer av luftföroreningar, däribland utsläpp eller gränsöverskridande flöden av svavel- och kväveoxider. Protokollet om förurning, övergödning och marknära ozon (det s.k. Göteborgsprotokollet) innehåller nationella utsläppstak som ska uppnås till 2010 för bl.a. svaveldioxid och kväveoxider. Inom ramen för UNECE och Konventionen om långväga gränsöverskridande luftföroreningar sker idag

¹⁵ LRTAP.

ett omfattande mellanstatlig arbete för kontroll, kartläggning och utvärdering av det europeiska luftvårdsarbetet.

Regler i EG-rätten

Inom ramen för EU:s sjätte miljöhandlingsprogram har Kommissionen bl.a. antagit en tematisk strategi för luftföroreningar.¹⁶ Strategin, som är en av sju tematiska strategier, baseras på forskning utförd inom programmet Clean Air For Europe (CAFE) och syftar till att åstadkomma en sådan luftkvalitet som inte leder till betydande negativa konsekvenser och risker för människors hälsa eller miljön.

Strategin ställer upp långsiktiga mål för luftföroreningar och anger förslag för hur dessa skall nås senast år 2020; bl.a. anges att utsläppen av svaveldioxid behöver minska med 82 procent och utsläppen av kväveoxider med 60 procent jämfört med år 2000. Som en del av denna strategi föreslås förändringar och förenklingar av lagstiftningen på luftföroreningsområdet. För sjöfartens del syftar strategin primärt till fortsatta förhandlingar inom IMO och införandet av möjlighet för fartyg i hamn att få tillgång till landström.

EU anslöt sig under 1986 till Konventionen om långväga gränsöverskridande luftföroreningar och har, delvis i syfte att uppfylla de förepliktelser som följer av konventionen, antagit ett antal rättsakter till förhindrande av luftföroreningar. Det s.k. Takdirektivet¹⁷, sätter utsläppstak för respektive medlemslands utsläpp av vissa förorenande ämnen (bl.a. SO₂ och NO_x) till 2010. Utsläppstaken i nämnda direktiv är lika eller mer stränga än de som framgår av det Göteborgsprotokoll som utformats inom ramen för Konventionen om långväga gränsöverskridande luftföroreningar. Takdirektivet lämnar det öppet för medlemsländerna att lösa hur de säkerställer att de maximala utsläppsnivåerna inte överskrids. De åtaganden som följer av takdirektivet exkluderar emellertid sådana utsläpp som orsakas av internationell sjöfart.

¹⁶ COM(2005) 446.

¹⁷ Direktiv 2001/81/EG.

Tabell 3. Svenska utsläpp 2005, riksdagens mål, åtagande enligt takt direktivet till 2010 samt prognos till år 2010. Källa: Sveriges rapportering till kommissionen 2006 angående takt direktivet och Naturvårdsverkets klimatrapportering 2006.

	Utsläpp 2005 (ton/år)	Mål enligt Riksdagen (ton/år 2010)	Krav enligt takt direktivet (ton/år 2010)	Prognos 2010 (ton/år)
NO _x	205 000	148 000	148 000	167 000 ¹
SO ₂	40 000	50 000	67 000	43 000

¹ 15% reduktion mellan 1995 och 2010

EU:s s.k. ramdirektiv för utomhusluft¹⁸ reglerar luftkvaliteten. Till det hör fyra dotterdirektiv som reglerar gränsvärden och målvärden för olika luftföroreningar i utomhusluften. Reglerna syftar i första hand till att skydda människors hälsa och anger den maximala koncentrationen av olika föroreningar som medlemsstaterna är skyldiga att klara viss angiven tidpunkt. Hur det ska säkerställas att gränsvärdena klaras avgör varje land men det finns krav på att åtgärdsprogram i någon form ska tas fram för att vid behov fördela åtgärdsinsatserna.

Gränsvärdena för partiklar (PM 10) och kvävedioxid överträds eller bedöms komma att överträdas i många tätorter och storstäder i Europa. Detta föranleder olika insatser, på såväl lokal, regional och internationell nivå, för att minska utsläppen från i första hand trafiken men även från industrianläggningar och uppvärmningssektorn.

Vad gäller sjöfartens utsläpp bidrar de i första hand med en förhöjning av bakgrundshalterna men i vissa hamnstäder kan även sjöfarten bidra med påtagliga lokala bidrag. En revidering av ramdirektivet och dess dotterdirektiv pågår, bl.a. planeras för partiklar en reglering av PM 2,5 utöver nuvarande PM 10.

Ett antal av gemenskapens rättsakter syftar till att generellt begränsa olika typer av utsläpp från vissa typer av verksamheter och får därigenom även inverkan på utsläpp av svavel och kväveoxider. Exempel på sådana rättsakter är Direktivet om begränsningar av vissa föroreningar från större förbränningsanläggningar¹⁹ och det s.k. Avfallsförbränningsdirektivet²⁰.

¹⁸ Dir. 96/62/EG.

¹⁹ Dir. 01/80/EG.

²⁰ Dir. 00/76/EG.

Båda direktiven sätter bl.a. upp gränsvärden för utsläpp av svavel- och kväveoxider.

I stort sett alla större anläggningar som omfattas av de två direktiven ovan omfattas även av direktivet om Samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar²¹. Direktivet ställer krav på att alla anläggningar som omfattas av direktivets bilaga I måste ha tillstånd från behörig myndighet i respektive medlemsstat för att bedriva verksamheten i fråga (inkluderande alla större industri- förbränningsanläggningar).

Enligt direktivet måste tillstånden bl.a. grunda sig på användandet av bästa tillgängliga teknik (BAT, efter engelskans "Best Available Techniques"). Vad som avses med bästa tillgängliga teknik definieras i direktivet men avgörs ytterst av prövningsmyndigheten i varje enskilt fall, bl.a. med hänsyn till vad som kan anses kostnadsmässigt skäligt. Till hjälp vid avgörande av vad som skall anses som bästa tillgängliga teknik finns bl.a. s.k. BREF-dokument (BAT- Reference documents) för olika sektorer. Förslag till dessa dokument tas fram av särskilda arbetsgrupper med deltagare från industrin och medlemsstaterna. Kommissionen beslutar om publicering. Direktivet om Samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar är för närvarande föremål för en översyn.

Mål och regler i svensk rätt

Som tidigare nämnts uttrycker miljö kvalitetsmålen den kvalitet och det tillstånd som bedömts miljömässigt hållbart på lång sikt, medan delmålen anger inriktningen och tidsperspektiv för att nå miljö kvalitetsmålen.

Flera av delmålen med koppling till utsläpp av luftföroreningar är mål för nationella utsläpp. Sjöfartens utsläpp är bara till liten del nationella utsläpp enligt rådande definition. Det som är speciellt med sjöfarten och flyget jämfört med andra transportslag är att klart största delen av transportererna sker till eller från andra länder och räknas inte in i de svenska utsläppsmålen.

Nedan redovisas de miljömål och delmål för vilka sjöfartens kväveoxid- och svavelutsläpp har stor betydelse. Vidare redovisas en bedömning om miljö kvalitetsmålet som helhet och om delmålen är lätta att klara.

²¹ Det s.k. IPPC-direktivet, dir. 96/61/EG.

Tabell 4. Miljömål och måluppfyllelse.

Miljömål med koppling till sjöfartens luftutsläpp	Lätt att klara ?
Frisk luft	
Luften skall vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte skadas	Nej
<i>Delmål:</i>	
År 2005 ska svaveldioxidhalten 5 ug/m ³ vara uppnådd i samtliga kommuner (räknat som årsmedelvärde)	Ja
År 2010 ska vissa tim-, dygns- och årsmedelvärden klaras för partiklar, ozon och kvävedioxid.	Nej
Bara Naturlig försurning	
De försurande effekterna av nedfall och markanvändning skall underskrida gränsen för vad mark och vatten tål. Nedfallet av försurande ämnen skall heller inte öka korrosionshastigheten i tekniska material eller kulturföremål och byggnader.	Nej
<i>Delmål:</i>	
År 2010 ska antalet sjöar respektive sträckan rinnande vatten som är försurade av människan vara maximalt max 5 % resp 15 %.	Ja
Före år 2010 ska trenden mot ökad försurning av skogsmarken vara bruten	Ja
År 2010 ska utsläppen i Sverige av SO ₂ till luft ha minskat till 50 000 ton	Ja
År 2010 ska utsläppen i Sverige av NO _x till luft ha minskat till 148 000 ton	Nej
Ingen övergödning	
Halterna av gödande ämnen i mark och vatten skall inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningar för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten.	Nej
<i>Delmål:</i>	
År 2010 ska utsläppen i Sverige av NO _x till luft ha minskat till 148 000 ton	Nej

Källa: Miljömålsrådet, de Facto 2006.

EG:s lagstiftning på miljöområdet antas i regel i form av s.k. minimidirektiv. Detta innebär att direktiven ställer vissa minimikrav, vilka respektive medlemsstat sedan är skyldig att uppfylla. Sådana direktiv hindrar emellertid i princip inte enskilda medlemsstater att ställa strängare krav på nationell nivå. För svenskt vidkommande innebär detta ett

uttryckligt krav bl.a. på att bästa tillgängliga teknik används för bl.a. de verksamheter som omfattas av direktivet om Samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar.

Den centrala författningen på miljörättsområdet i Sverige är miljöbalken²², som trädde i kraft den 1 januari 1999. Balken bygger bl.a. på grundläggande internationellt erkända miljörettsliga principer, som försiktighetsprincipen och principen att förorenaren betalar (PPP - Polluter Pays Principle). Dessa principer kommer även till uttryck i EG-rätten. Genomförandet av EG:s rättsakter i svensk miljö rätt sker till stor del genom miljöbalken och de författningar som ligger under dess centrala tillämpningsområde. Ofta sker detta i särskilda förordningar och föreskrifter.

Miljöbalkens reglering av miljöfarliga verksamheter och s.k. punktkällor för föroreningar bygger i stort på ett system med individuell tillståndsprövning och kontroll. Balkens krav på tillstånd omfattar bl.a. de verksamheter som anges i bilagan till det ovan nämnda direktivet om Samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar, men omfattar även andra anläggningar. Kraven för att tillstånd skall beviljas omfattar bl.a. försiktighetsprincipen och kravet på användande av bästa möjliga teknik. Sett tillsammans med den s.k. skälighetsregeln motsvarar detta krav i princip EG-rättens krav på bästa tillgängliga teknik.

Det huvudsakliga syftet med tillståndssystemet är att genom en samlad och integrerad prövning av en verksamhets miljöeffekter och genom krav på vidtagande av skyddsåtgärder m.m. undvika utsläpp och andra störningar till miljön som helhet. Samtidigt innebär tillståndet att verksamhetsutövaren, genom tillståndets rättskraft, skyddas mot olika former av krav och ingripanden i efterhand. Denna rättskraft omfattar emellertid endast de frågor som prövats i tillståndet.

Vid sidan av tillståndsprövningssystemet används i svensk rätt idag bl.a. ett antal ekonomiska styrmedel, vilka på olika sätt syftar till att begränsa utsläppen till luft.

Sedan 1992 utgår en avgift på utsläpp av kväveoxider vid energiproduktion i fasta förbränningsanläggningar. Detta regleras i lag om miljöavgift på

²² SFS 1998:808.

utsläpp av kväveoxider vid energiproduktion²³. Till en början omfattade avgiften pannor och gasturbiner med en tillförd effekt av minst 10 MW och en nyttiggjord energi av minst 50 GWh per år. Den 1 januari 1996 togs effektgränsen bort och gränsen för avgiftsskyldighet sänktes till 40 GWh per år. Avgiften kom samtidigt att omfatta även stationära förbränningsmotorer. Från och med den 1 januari 1997 sänktes gränsen för nyttiggjord energi till 25 GWh per år. Avgiften har alltså kommit att omfatta allt mindre och allt fler pannor. Naturvårdsverket har utfärdat föreskrifter och allmänna råd för hur kväveoxidutsläppen ska mätas.²⁴

Avgiften uppgår till 40 kronor per kg utsläppta kväveoxider, räknade som kvävedioxid. Miljöavgiften återbetalas till de avgiftsskyldiga i proportion till varje produktionsenhets andel av den sammanlagda nyttiggjorda energiproduktionen. Naturvårdsverket administrerar in- och utbetalningarna.

Systemet innebär alltså att det totala avgiftsbeloppet omfördelas mellan de avgiftsskyldiga. Företag med små utsläpp av kväveoxider per nyttiggjord energimängd får tillbaka ett större belopp än de betalar in, medan företag med stora utsläpp per nyttiggjord energimängd förlorar på systemet. År 2005 var 264 anläggningar med totalt 411 produktionsenheter avgiftspliktiga. Kväveoxidutsläppen från dessa anläggningar uppgick till 14 370 ton totalt och den nyttiggjorda energin till 64 812 gigawattimmar (GWh). Det motsvarar ett genomsnittligt utsläpp på 0,222 kg per MWh nyttiggjord energi. Med hjälp av deklarerade pannverkningsgrader har det specifika medelutsläppet beräknats till 57 mg per megajoule tillförd energi.

Den totala avgiftssumman uppgick år 2005 till 575 miljoner kronor, vilket efter avdrag för undantag och administrativa kostnader ger att återbetalningens storlek blev 8,68 kronor per megawattimme.

²³ SFS 1990:613.

²⁴ NFS 2004:6.

Tabell 5. Kväveoxidutsläpp, energiproduktion och avgifter för fasta förbränningsanläggningar 1992 till 2005. Källa: Naturvårdsverket.

År	Antal produktionsenheter	NO _x -utsläpp (ton)	Nyttig-gjord energi (GWh)	kg NO _x per MWh nyttig energi	mg NO _x per MJ tillförd energi	Avgift (milj. kr)
1992	181	15 305	37 465	0,41	99	612
1995	210	12 517	46 627	0,27	65	501
2000	363	12 765	51 399	0,248	60	511
2005	411	14 370	64 812	0,222	57	575

Sedan den 1 januari 1991 utgår en särskild svavelskatt.²⁵ Skattens syfte är att minska de svavelutsläpp som uppkommer vid förbränning av torv, kol, bensen, olja, petroleumkoks och andra fasta, flytande eller gasformiga produkter. Skatten tas ut med mellan 27 och 30 kronor per kg svavel i bränslet. Viss tung industri och användning av vissa bränslen, däribland bränslen som förbrukas vid yrkesmässig sjöfart, är emellertid undantagna skatten. Det finns möjlighet till återbetalning av skatten om svavelutsläppen begränsas genom rening eller genom att en del binds i aska eller i någon produkt. Återbetalningen står då i proportion till den mängd svavel som därmed inte har släppts ut.

3.3 Regler om utsläpp till luft från fartyg

Staters möjligheter att utöva jurisdiktion över fartyg, som rörliga föroreningskällor, följer särskilda regler. Bestämmelserna om detta finns primärt i FN:s havsrättskonvention från 1982 (UNCLOS). Konventionen skiljer på olika former av jurisdiktion, vilka brukar benämnas flagg-, kust- och hamnstatsjurisdiktion.

Flagg-, kust- och hamnstatsjurisdiktionen särskiljs ytterligare i havsrättskonventionen beroende på om den avser staternas lagstiftande eller verkställande jurisdiktion. Den lagstiftande jurisdiktionen anger i vilken omfattning stater får anta bestämmelser och regler och den

²⁵ Lag om skatt på energi, SFS 1994:1776.

verkställande jurisdiktionen reglerar i vilken utsträckning stater kan tillgripa åtgärder för att säkerställs att bestämmelser efterlevs.

Flaggstatsjurisdiktion

Den primära jurisdiktionen över fartyg utövas av dess flaggstat, d.v.s. den stat i vilket fartyget är registrerat eller vars flagg fartyget är berättigat att segla under. Flaggstaten har sålunda det primära ansvaret för kontrollen över fartygets konstruktion, utrustning och bemanning samt även över vilka krav på miljöskydd det skall uppfylla. Flaggstatens jurisdiktion gäller oavsett var dess fartyg befinner sig, men är exklusiv då dess fartyg seglar på flaggstatens egna vatten. Detsamma gäller, med några undantag i havsrättskonventionen²⁶, då fartygen seglar på internationellt vatten (öppet hav).

En stat kan emellertid även utöva en viss jurisdiktion över andra flaggstaters fartyg då dessa befinner sig på statens vatten. Detta brukar benämnas kust- respektive hamnstatsjurisdiktion.

Kuststatsjurisdiktion

En stat har rätt att utöva jurisdiktion över fartyg som befinner sig i dess territorialhav (12 nautiska mil från kusten eller den s.k. baslinjen). På miljöområdet är denna s.k. kuststatsjurisdiktion emellertid begränsad till rätten att utse särskilda skyddsområden, att reglera och kontrollera farleder samt till åtgärder för förhindrande, begränsning och kontroll av föroreningar. Denna jurisdiktion är inskränkt på så sätt att den inte får begränsa de internationellt vedertagna principerna om rätt till s.k. oskadlig genomfart (innocent passage) eller fri passage av internationella sund. För fartyg som tar rätten till oskadlig genomfart i anspråk får kuststaten endast anta regler om konstruktion, utformning, utrustning eller bemanning, om dessa ger uttryck för en internationellt accepterad standard, d.v.s. i princip de regler som lagts fast i olika internationella konventioner²⁷. En viss jurisdiktion kan även utövas över zoner utanför territorialhavet.

²⁶ UNLCOS, jämför Art 218.

²⁷ UNCLOS, Art 21.

Hamnstatsjurisdiktion

En stat utövar jurisdiktion över de fartyg som anlöper dess hamnar och inre vatten bl.a. på så sätt att den kan ställa krav på sådana fartyg för att de över huvud taget skall få anlöpa hamnar eller inre vatten. De ovan nämnda undantagen i den internationella havsrättskonventionen²⁸ gäller således inte för stater då dessa utövar jurisdiktion i egenskap av hamnstat. Kraven får dock inte vara diskriminerande. Om sådana krav går ut på att förhindra, begränsa eller kontrollera föroreningar av den *marina* miljön måste hamnstaten underrätta IMO om kraven.

Internationella regler

Sjöfartens internationella prägel ger sig i hög grad tillkänna även beträffande den faktiska regleringen av denna sektor. Ett flertal internationella överenskommelser har träffats i syfte att finna gemensamma lösningar och standarder för sjöfarten. Implementeringen av dessa ankommer i första hand på flaggstaten men hamnstatskontrollen har blivit ett allt viktigare medel för att komma åt brister i förhållande till de krav som konventionerna ställer upp. På miljöområdet är det mest omfattande regelverket 1973 års konvention om förhindrande av förorening från fartyg med tillhörande protokoll från 1978²⁹.

Konventionen om förhindrande av förorening från fartyg ställer två krav på medlemsstaterna i egenskap av flaggstater, dels att säkerställs att deras fartyg uppfyller de krav som framgår av de olika bilagorna till konventionen, dels att utfärda certifikat för respektive fartyg. Dessa certifikat anses utgöra bevis på att fartyget uppfyller de tekniska kraven i konventionen. För de hamnstaten som är anslutna till konventionen innebär det att de å ena sidan skall inspektera ett visst antal av de fartyg som anländer till deras hamnar, men å andra sidan att de därvid har att acceptera certifikat utställda av flaggstaten. Endast om det finns klara misstankar om att fartyget avviker från certifikatet eller om giltiga certifikat saknas, kan hamnstaten hålla kvar det i hamn.³⁰ Det finns även ett särskilt

²⁸ UNLCOS, Art 21.

²⁹ MARPOL.

³⁰ Art 5.

skiljeförfarande anvisat för konflikter rörande tillämpningen av konventionen.³¹

I syfte bl.a. att förhindra att fartyg använder hamnar med bristfällig hamnstatskontroll och för att säkerställa likformig och högkvalitativ kontroll har en särskild överenskommelse mellan 17 västeuropeiska länder och Kanada träffats för samarbete kring hamnstatskontrollen, det s.k. Paris Memorandum of Understanding on Port State Control (Paris MoU). Motsvarande regionala överenskommelser har, med ledning i Paris MoU även träffats på andra håll i världen. Dessa överenskommelser är begränsade till krav som ställs i internationella konventioner, men gör ingen skillnad på om de fartyg som inspekteras ratificerat konventionen ifråga eller inte. Avgörande är att samma krav, enligt icke diskrimineringsprincipen, ställs på alla fartyg som inspekteras.

Annex VI till konventionen om förhindrande av förorening från fartyg, som trädde i kraft den 19 maj 2005, reglerar utsläpp till luft. Annex VI ställer krav på begränsningar av svavel- och kväveoxider från fartyg och förbjuder avsiktliga utsläpp av ozonnedbrytande ämnen. Svavelinnehållet i brännolja begränsas globalt till 4,5 procent, men detta krav kan ställas högre i särskilda svavelkontrollområden (s.k. SECA). Såväl Östersjön (upp till en linje mellan Skagen och Göteborg) som Nordsjön med Engelska kanalen (fr.o.m. 11 augusti 2007) utgör sådana områden och där är motsvarande gränser för svavelinnehåll 1,5 procent. Som ett alternativ till att använda viss brännolja kan fartyg utrustas med särskild reningsteknik för att på så sätt reducera utsläppen. En översyn av reglerna i Annex VI pågår för närvarande och förväntas slutredovisas 2007. Parallellt pågår bl.a. ett arbete med att begränsa utsläppen av koldioxid från sjöfarten.

Regler i EG-rätten

EU har utfärdat rättsakter, såväl för reglering av hamnstatskontrollen inom gemenskapens hamnar som för begränsningen av utsläpp från sjöfarten till bl.a. luft. Direktivet om hamnstatskontroll³² ställer krav på medlemsländerna att ha behöriga och kompetenta myndigheter för utförande av hamnstatskontrollen samt en skyldighet att utföra kontroller. Direktivet omfattar, med vissa undantag, varje fartyg som anlöper en

³¹ Art 10.

³² Dir. 95/21 EG.

medlemsstats hamn eller ligger för ankar utanför en sådan hamn och begränsas till de krav som framgår av ett antal internationella konventioner, bl.a. konventionen om förhindrande av förorening från fartyg.

EU:s direktiv om att minska svavelhalten i vissa flytande bränslen, det s.k. svaveldirektivet³³, omfattar även marina bränslen. I direktivet ställs krav på medlemsstaterna att vidta åtgärder för att säkerställa att dieselbrännolja inte används inom deras territorium fr.o.m. den 1 juli 2000 om svavelhalten överskrider 0,20 viktsprocent och fr.o.m. 1 januari 2008 om svavelhalten överskrider 0,10 viktsprocent.³⁴ Marina bränslen som används inom svavelkontrollområden (även innefattande ekonomiska zoner) får inte innehålla en högre svavelhalt än 1,5 viktsprocent.³⁵

Direktivet knyter an till reglerna i konventionen om förhindrande av förorening från fartyg och omfattar även sådana områden som genom framtida ändringar i konventionen kan komma att klassas som svavelkontrollområden. Medlemsstaterna ansvarar för kontrollen av tillämpningen av bestämmelsen för fartyg som befinner sig inom statens jurisdiktionsområde.

Bestämmelsen om högst 1,5 viktsprocent svavel i bränslet omfattar även passagerarfartyg i reguljär trafik till eller från en gemenskapshamn.³⁶ Kravet på användning av visst bränsle gäller inom en stats sjöterritorium, den exklusiva ekonomiska zonen och övervakningszoner för föroreningar och styrs av de jurisdiktionsprinciper som framgår av den internationella havsrättskonventionen. Även i denna del åligger det medlemsstaterna att ansvara för kontrollen av efterlevnaden för sina egna fartyg och för fartyg under annan flagg då dessa ligger i medlemsstatens hamnar.

I inledningen till båda direktiven ifråga hänvisas till subsidiaritetsprincipen och proportionalitetsprincipen. Därvid betonas vikten av att åtgärder vidtas på gemenskapsnivå. I inledningen till svaveldirektivets ändringsdirektiv³⁷ anges t.o.m. uttryckligt att målet att minska utsläppen av svaveldioxid från vissa typer av flytande bränslen inte kan uppnås på ett effektivt sätt om

³³ Dir. 1999/32/EG, ändrat genom Dir. 2005/33/EG.

³⁴ Art 4.

³⁵ Art 4a.

³⁶ Art 4a.

³⁷ Dir. 1999/32/EG.

vissa medlemsstater agerar var för sig. Å andra sidan anges att direktivet begränsas till de *minimikrav* som är nödvändiga för att uppnå miljömål och direktivet ska inte hindra någon medlemsstat från att införa strängare skyddsåtgärder. Direktivet förbjuder således inte medlemsstater att införa striktare krav, men dessa måste i så fall vara förenliga med fördraget och måste även anmälas till Kommissionen.

Genom det s.k. maskindirektivet³⁸ kommer under 2007 krav avseende kväveoxidutsläpp för nya fartyg på inre vattenvägar, därefter kommer ytterligare skärpningar för dessa fartyg. Kraven omfattar dock ej svensk sjöfart då Sverige per definition inte har inre vattenvägar.

Regler i svensk rätt

De ovan nämnda konventionsåtagandena liksom reglerna i EG-direktiven är inkorporerade i den svenska lagstiftningen på området. De mest betydelsefulla lagarna på området är lagen om åtgärder mot förorening från fartyg³⁹ samt lagen om inrättande, utvidgning och avlysning av allmän farled.⁴⁰ Därtill har miljöbalken⁴¹ enligt ett avgörande på senare tid kommit att användas som stöd för krav riktade mot fartyg.

Lagen om åtgärder mot förorening från fartyg innehåller bestämmelser om bl.a. förbud mot utsläpp av föroreningar, fartygs konstruktion, avfallshantering, tillsyn, ansvar och sanktioner. Lagen kompletteras bl.a. av föreskrifter från Sjöfartsverket⁴², särskilt beträffande förbud rörande andra skadliga ämnen än olja.⁴³ Lagen ställer upp krav på regelbundna besiktning av svenska fartyg⁴⁴ och på inspektioner av utländska fartyg i fall då Sjöfartsinspektionen finner anledning⁴⁵. Möjligheten till inspektion av utländska fartyg är begränsad till det som följer av internationell rätt. Ifråga om utländska fartyg som innehar certifikat skall Sjöfartsinspektionen utgå från att fartygen uppfyller de standarder som anges i certifikaten⁴⁶ om inte fartygets skick i väsentliga avseenden avviker från uppgifter i certifikaten

³⁸ Dir. 2004/26/EG.

³⁹ SFS 1980:424.

⁴⁰ SFS 1983:293.

⁴¹ SFS 1998:808.

⁴² SJÖFS.

⁴³ 2 kap. 3 § SFS 1980:424.

⁴⁴ 6 kap 1 §.

⁴⁵ 6 kap 2 §.

⁴⁶ 6 kap 3 § 2 st.

eller innehållet i certifikaten inte är tillräckligt för att bekräfta en misstänkt överträdelse. I dessa fall är det även möjligt att inspektera andra delar av dessa fartyg än de som täcks av certifikaten.

Sjöfartsverkets föreskrift om åtgärder mot förorening från fartyg⁴⁷ innehåller omfattande och detaljerade regler om bl.a. luftföroreningar. I sak hänvisar bestämmelserna i föreskrifterna uttryckligen till de krav som gäller enligt konventionen om förhindrande av förorening från fartyg, Annex VI. Reglerna som omfattar användningen av svavelhaltiga marina bränslen regleras därutöver, vad gäller saluföring och överlåtelse, i förordningen om svavelhaltigt bränsle.⁴⁸

Lagen om inrättande, utvidgning och avlysning av allmän farled reglerar främst förhållanden rörande allmänna farleder och hamnar. Utmärkande för allmänna hamnar är enligt svensk rätt att i princip alla fartyg som kan komma in till hamnen, i mån av plats har rätt att anlöpa dem. Regeringen och Sjöfartsverket är ansvariga myndigheter enligt denna lag. I ett avgörande från 2003 konstaterade Miljööverdomstolen att huvudmannen för en allmän hamn, som huvudregel, inte kan vägra fartyg tillträde till hamnen eller uppställa krav på fartygen för att de skall få trafikera densamma. Enligt domen skall miljömässiga krav inom transportsektorn istället riktas mot t.ex. redare och bränsleproducenter.⁴⁹

Sjöfartsverket administrerar även det svenska systemet för farledsavgifter, vilket bl.a. regleras i Sjöfartsverkets författningssamling.⁵⁰ Farledsavgiften är tvådelad där den ena delen tas ut på fartygets storlek, mätt som bruttodräktighet, och den andra på lastat och lossat gods (för inrikes trafik endast för lastat gods). En viss del av farledsavgiften, det s.k. svaveltillägget, baseras på svavelhalten i bränslet. Särskilda föreskrifter har införts om villkor för s.k. miljödifferentierade farledsavgifter.⁵¹ För passagerarfartyg respektive övriga fartyg som enbart använder bunkerolja med en svavelhalt som inte överstiger 0,5 respektive 1,0 viktsprocent är svaveltillägget lägre än för andra fartyg. För fartyg vars bunkerolja har en svavelhalt som underskrider 0,2 viktsprocent svavel utgår ingen svavelavgift. Fartyg som installerat utrustning för reduktion av utsläppen

⁴⁷ SJÖFS 2005:8, omtryckt i 2006:40, fjärde avdelningen.

⁴⁸ SFS 1998:946.

⁴⁹ Jfr Ref 2005:10, se även MÖD ref 2006:28.

⁵⁰ SJÖFS 2004:26.

⁵¹ SJÖFS 1998:13, ändrat genom SJÖFS 2004:27.

av kväveoxider erhåller en rabatt på den bruttodräktighetsbaserade farledsavgiften i förhållande till utsläppsnivån.

Miljöbalkens tillämplighet på sjöfarten har bl.a. prövats i ett avgörande i Miljööverdomstolen.⁵² I avgörandet konstaterade Miljööverdomstolen att fartygstrafiken i det aktuella fallet inte var att beteckna som miljöfarlig verksamhet⁵³, men att fartygstrafik emellertid likväl kan komma att falla under balkens tillämpningsområde om den bedrivs på ett sätt som påverkar hälsoskyddet inom en kommun, detta oavsett vilket flagg den bedrivs under. Enligt Miljööverdomstolen hindrar inte det förhållandet att Sjöfartsverket, enligt lagen om åtgärder mot förorening från fartyg, har det centrala ansvaret för hälso- och miljöskyddsfrågor för sjöfarten, en kommunal nämnd att, enligt miljöbalken, ställa strängare krav på utsläpp från fartyg. Miljööverdomstolen fann inte heller att förfarandet strider mot internationell rätt och anser att krav även kan avse införandet av en viss reningsteknik.

Miljööverdomstolens avgörande har kritiserats och det kan ifrågasättas vilket värde det har för att ge ett svar på frågan om, i vilken utsträckning och av vem strängare krav än de som ställts upp av Sjöfartsverket med internationella konventioner som grund, kan riktas mot utländska redare. En relevant fråga i detta sammanhang är t.ex. hur ett föreläggande rörande införandet av vissa reningstekniker effektivt skall kunna verkställas. Även risken för att fartyg måste uppfylla olika utrustningskrav vid anlop till olika hamnar samt den negativa inverkan sådana krav kan medföra konkurrensmässigt och transportpolitiskt, behöver beaktas. Det kan hävdas att, för det fall strängare krav än de internationellt vedertagna skall införas av en hamnstat, dessa istället bör begränsas till att avse villkor som skall vara uppfyllda för tillträde till hamnar eller inre vatten. Regler som villkorar fartygsanlop till hamn är inte okontroversiella ur ett internationellt perspektiv. Det har hävdats att sådana krav kan utgöra ett missbruk av en stats rättigheter enligt havsrättskonventionen.⁵⁴ Miljööverdomstolen anger också i sitt avgörande att generella krav på fartyg av hälso- och miljöskäl bör införas genom Sjöfartsverkets föreskrifter.

⁵² Ref 2006:28.

⁵³ Enligt definitionen i 9 kap 1 § MB.

⁵⁴ UNCLOS, artikel 300, jmf Johnson Lindy S., s. 39-40.

4 Åtgärder för minskade utsläpp

Analys av möjliga effekter av system för handel med utsläppsrätter förutsätter en uppfattning om vilka anpassningsmöjligheter eller åtgärder som kan vara aktuella, liksom vilka kostnader och vilka effekter på aktuella utsläpp som dessa bedöms vara förknippade med.

Rent principiellt kategoriseras åtgärdsalternativ för att minska emissioner från transporter ofta enligt följande:

- Förändrade trafikmönster, exempelvis mätt i tonkm eller i personkm eller
- Förändrad specifik emission, exempelvis mätt i gram per tonkm eller gram per personkm.

Vad gäller reduktion av svavel- och kväveoxider från sjöfart är tekniska åtgärder för att reducera utsläpp av helt dominerande betydelse. Tekniska åtgärder kan vidtas till jämförelsevis låga kostnader och stora förbättringar kan åstadkommas utan att trafikens intäktsida påverkas negativt. Den modell som byggs upp för att beskriva åtgärdsalternativ och anpassningsmöjligheter är i denna utredning därför helt fokuserad på tekniska åtgärder.

Förändringar av trafikmönstren är i detta sammanhang däremot snarast av teoretiskt intresse. Den mest uppenbara förändringen av trafikmönstren, som påverkar emissionerna, är naturligtvis att viss trafik ställs in. Andra möjliga förändringar som täcks in av denna punkt är att vissa turer med mindre fartyg ersätts med större fartyg som bättre kan utnyttja sjöfartens energi- och miljömässiga stordriftsfördelar och bättre optimera logistiken med ökade lastfaktorer i tillgängliga fartyg. Det kan också handla om att en hamn slopas i en linje för att spara distans.

Det faktum att möjligheter till emissionsminskning genom förändrade trafikmönster lämnas utan vidare analys utesluter inte att vissa sådana anpassningar kan ske om ett handelssystem införs. Bedömningen är istället att sådana anpassningar blir marginella och saknar betydelse i sammanhanget.

4.1 Tekniska åtgärder för minskade utsläpp till luft från sjöfart

Selektiv katalytisk avgasrening, direkt vatteninsprutning och s.k. HAM-teknik är de tekniska möjligheter att rena fartygs kväveoxidutsläpp som idag bedöms ha störst potential. Svavelutsläppen sänks idag uteslutande genom användning av lågsvavlig olja, men rökastvättningsteknik, s.k. skrubbers är under utveckling.

Selektiv katalytisk avgasrening

Selektiv katalytisk avgasrening (SCR) innebär att en urea/vattenlösning sprutas in i de varma avgaserna för pyrolys till ammoniak över en katalysator där ammoniaken reagerar med kväveoxiderna och reducerar dessa till kvävgas. Tillförseln av urea regleras av effektuttaget. Åtgången är 5 till 8 viktsprocent av bränsleförbrukningen. Underhållsbehovet är beroende av bränsletyp. Om marin gasolja används är underhållsbehovet minimalt. Med en kompletterande oxidationskatalysator kan även utsläppen av flyktiga organiska kolväten, kolmonoxid och partiklar minskas. Även buller reduceras effektivt i katalysatorn.

Selektiv katalytisk avgasrening är den vanligaste marina tillämpningen för att reducera kväveoxidutsläppen. Det finns över 300 installationer i fartyg runt om i världen. Tekniken är, rätt installerad och optimerad, mycket tillförlitlig.

Direkt vatteninsprutning

Direkt vatteninsprutning, DWI, innebär att färskvatten under högt tryck sprutas in som vattendimma i förbränningsrummet, separat eller blandat med bränslet som vattenemulsion. Vattendimman sänker förbränningstemperaturen vilket leder till minskat bildande av kväveoxider. Förbrukningen av saltfritt färskvatten uppgår till i storleksordningen 40 till 70 procent av bränsleförbrukningen, vilket kan lösas genom stora färskvattentankar och bunkring av färskvatten. Ett alternativ är att avsalta havsvatten genom omvänd osmos eller med hjälp av evaporatorer. Direkt vatteninsprutning innebär en något förhöjd bränsleförbrukning (vanligen upp till 2 %) beroende av hur långt man önskar driva reduktionen av kväveoxider. Vattnet tar sitt ångbildningsvärme från förbränningen varför motorns bränsleeffektivitet minskar något.

Tekniken har funnits på marknaden sedan 1998. Idag finns installationer på ett tiotal fartyg.

HAM

HAM-tekniken är till viss del besläktad med direkt vatteninsprutning (DWI). HAM innebär dock att havsvatten förångas med hjälp av spillvärme från motorns kylvattensystem och turboladdare och blandas in i ångform före förbränningsrummet för att sänka förbränningstemperaturen och reducera kväveoxidbildningen. Processen fungerar också vid höga salthalter i havsvattnet genom att man sänker ytspänningen i processvattnet kemiskt för att förhindra saltupbyggnad. Tekniken minskar även smörjoljeförbrukningen och den sänkta temperatur innebär även markant sänkt termisk belastning på utsatta delar i motorn vilket minskar underhållsbehovet och förlänger underhållsintervallen.

HAM har installerats på två fartyg, ett svenskt kustbevakningsfartyg och på Viking Lines färja Mariella. I den senare har tekniken varit i drift sedan 1997 och erfarenheterna är mycket goda.

Teoretiskt finns det anledning att förmoda att också HAM-tekniken medför att bränsleåtgången ökar något genom att det redan förångade vattnets entalpinivå ökar i förbränningsrummet. Detta kompenseras genom energiåtervinning i avgasturbinen genom det ökade massflödet genom motorn. Viking Line har konstaterat att det fartyg som har HAM installerat är mer energieffektivt än motsvarande fartyg som saknar denna utrustning. Tekniken kan utvecklas vidare så att spillvärmens och det ökade massflödet genom motorn utnyttjas i de utgående avgaserna i ett andra steg. Det kan ske via en höghastighetsturbingenerator för att reducera den totala bränsleförbrukningen genom att höja totalverkningsgraden för anläggningen och därigenom minska emissionerna ytterligare.

Detta är en fråga som under senare tid blivit allt mer fokuserad med tanke på koldioxidutsläppen och klimatfrågan. HAM-tekniken lämpar sig väl även för oceangående fartyg genom att reduktionsmedlet vare sig behöver medföras eller medför någon ytterligare kostnad när installationen väl gjorts.

Svavelreduktion

Hittills har användning av olja med lägre svavelhalt varit den helt dominerande metoden att sänka utsläppen av svaveldioxid från sjöfarten. På senare tid har emellertid teknik som länge använts vid stationära förbränningsanläggningar och för framställning av inertgas i tankfartyg, så kallade skrubbers, lanserats som en möjlighet för sjöfartens del att reducera utsläppen av svaveloxider. Avloppsvattnet från sådana skrubbers kräver dock behandling i områden med låg vattenomsättning för att inte utgöra ett nytt miljöproblem.

4.2 Modell för beräkning av åtgärds-kostnader och emissionseffekter

Som hjälp för analys av skilda styrmedels potential för att minska sjöfartens utsläpp av kväveoxider har Sjöfartsverket i samband med detta uppdrag utvecklat en modell. Den beskriver kostnader förknippade med skilda tekniker och kan bl.a. användas för att uppskatta utbud av och efterfrågan på utsläppskrediter vid skilda system för utsläppshandel inom sjöfarten. Modellen är i princip tillämplig även för motsvarande analys av svaveldioxid, men någon sådan tillämpning har inte gjorts inom ramen för projektet.

Fartygen och deras användning

I modellen representeras den samlade sjöfarten av tio typfartyg som har skilda tekniska och ekonomiska karaktäristika, liksom skilda trafikmönster. Typfartygen beskrivs i termer av storlek (BT), genomsnittlig livslängd och motorstyrka. Dessa indata återges i tabell 6.

Tabell 6. Modellens typfartyg och vissa tekniska karaktäristika.

	BT	Motorstyrka, kW		Estimerad livslängd, År
		Huvudmaskin, kW	Hjälpmaskin % av huvudmaskin	
Bulk	20000	8000	25	20
Torrlast	5000	4000	25	20
Container, over seas	70000	45000	25	20
Container, feeder	5000	10000	25	25
Ro-ro	20000	13000	25	25
Kylfartyg	10000	9000	25	20
Färja	30000	25000	20	25
Supertanker, overseas	150000	23000	25	20
Nordsjötanker	80000	15000	25	20
Kusttanker	10000	5000	25	30
Kemtanker	10000	5000	25	20

Modellen skiljer på nybyggen, äldre fartyg som närmar sig upphuggning och övriga befintliga fartyg. Distinktionen är viktig eftersom kostnaderna kan variera väsentligt beroende på i vilken fas av livscykel ett fartyg befinner sig i. Investeringskostnaderna är lägre för nybyggen än för befintliga fartyg och redare är generellt sett försiktiga med investeringar i äldre fartyg. Modellen speglar det senare genom att tillämpa direktavskrivning för investeringar i fartyg som har en förväntad återstående livslängd på fem år eller mindre. För nybyggen och övriga yngre befintliga fartyg tillåter modellen att avskrivningstider varierar. När modellen används för att beskriva redares benägenhet att investera i reningsteknik används en avskrivningstid på fem år, medan ett samhällsekonomiskt perspektiv innebär att en längre avskrivningstid bör tillämpas.

Åtskillnaden mellan de tre åldersklasserna relaterar till det år ett styrmedel införs. Det innebär att modellen utgår från att när ett styrmedel väl är infört kommer det att beaktas vid alla relevanta beslut som rör hur fartygsflottan ska utvecklas. En konsekvens av detta är att när modellen tillämpas för

system som införs i närtid men effektberäkningen sker för ett avlägset år, kommer alla fartyg att definieras som nybyggen i modellen.

Typfartygens användning definieras i modellen i termer av antal timmar per år som huvudmaskiner respektive hjälpmaskiner används, liksom motorernas genomsnittliga last vid drift, dels till sjöss, dels i hamn.

För färjor bedöms drifttiden för huvudmaskineriet vara 4 380 h per år, medan den för övriga fartygstyper bedöms vara 6 100 h. För samtliga fartygstyper anges den genomsnittliga lasten på huvudmaskineriet till 75 procent, medan den är i hamn är noll. Hjälpmaskinerna förutsätts i princip vara i drift dygnet runt, året runt (8 760 h per år) och effekten utnyttjas under gång i genomsnitt till 50 procent i färjor och 8 procent i övriga fartyg. I hamn används tankfartygens hjälpmaskineris effekt till 80 procent, medan färjors hjälpmaskineris effekt används till 65 procent och övriga typfartygs hjälpmaskineri till 40 procent.

Modellen kan användas för olika geografiska avgränsningsområden. I detta uppdrag har avgränsningsområdet genomgående definierats som Nordsjön med Engelska kanalen och Östersjön. Hur stor del av tiden som typfartygen enligt beräkningarna används inom avgränsningsområdet redovisas i tabell 7.

Tabell 7. Typfartygens användning inom avgränsningsområdet (Nordsjön+Östersjön) i modellberäkningarna.

	Tid inom avgränsnings- området, procent
Bulk	80
Torrlast	80
Container, over seas	5
Container, feeder	90
Ro-ro	80
Kylfartyg	30
Färja	100
Supertanker, overseas	5
Nordsjötanker	100
Kusttanker	95
Kemtanker	70

Kväveoxidrening

Beträffande kväveoxidreduktion beaktar modellen således tre olika reningstekniker, direkt vatteninjektion (DWI), HAM (humid air motors) och selektiv katalytisk rening (SCR). Tekniska förbättringar såsom “new fuel valves of sliding type” antas normalt användas spontant, utan att vara direkt beroende av ekonomiska incitament.

De kostnader som dessa reningstekniker är förknippade med har hämtats från den s.k. Entec-rapporten.⁵⁵ Sjöfartsverkets erfarenheter från installationer på egna fartyg, liksom från uppföljning av installationer ombord på fartyg som ingår i det svenska systemet för miljödifferenterade farledsavgifter är att Entec rapporten underskattar teknikernas reningseffekter.⁵⁶ Det bör också poängteras att kostnaderna i Entec-rapporten närmast baseras på gårdagens teknik, medan ett bredare införande med största säkerhet skulle medför att prisnivån sänks. Detta som ett resultat av stordriftsfördelar i produktionen såväl som av ökade utvecklingsinsatser. Exempelvis kan möjligheten att utveckla HAM-tekniken genom att i ett andra steg utnyttja den återförda förlustenergin tillbaka i processen nämnas. Den potentiella energieffektiviseringen, med turboelektrisk compund-teknik, är i storleksordningen 10 till 15 procent under optimala förhållanden, utan ökande emissioner. En sådan utveckling skulle påverka kostnadsbilden radikalt.

I bilaga 2 redovisas bl.a. uppnådda kväveoxidreduktioner för fartyg som har kväveoxidcertifikat i det svenska farledsavgiftssystemet.

De reduktionsnivåer som tillämpas i modellen avseende kväveoxid är identiska oavsett typfartyg och om de är installationer i nybyggen eller om det är efterinstallationer. Reduktionsnivåerna återges i tabell 8.

Tabell 8. Typisk reningsgrad för skilda tekniker enligt Entec, 2005.

Reningsteknik för kväveoxider	Reduktion, procent
Direktinsprutning (DWI)	50
HAM (Humid Air Motors)	70
Selektiv katalytisk avgasrening (SCR)	90

⁵⁵ Entec, 2005.

⁵⁶ Sjöfartsverket anser att den typiska reduktionseffekten snarare är följande: DWI 30 – 50 procent, HAM 70 – 85 procent och SCR 90 – 99 procent, vilket kan jämföras med Entecs uppskattning enligt tabell 8,

Modellen beräknar åtgärdskostnaderna i termer av kr per kg för alla typfartyg och när det är relevant för tre åldersklasser. Samtidigt beräknas motsvarande utsläppsreduktion.

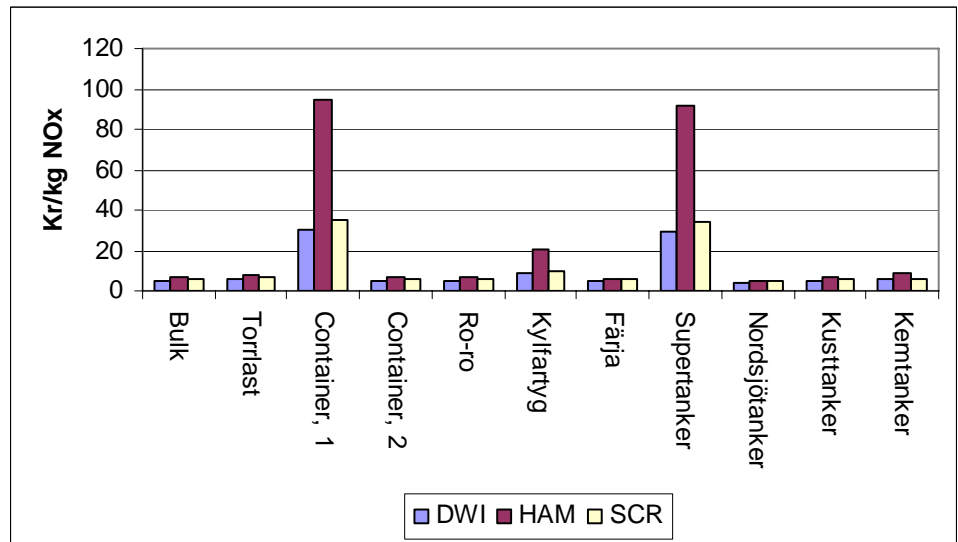
Vilken teknik som ger mest reduktion per insatt krona beror på fartygets karaktäristika, dess ålder motortyp och dess användning.

Åtgärdskostnader

Kostnadsberäkningarna omfattar investeringar i och drift av aktuella reningstekniker. Däremot omfattas inte kostnader förknippade med administration av systemet.

De tre teknikerna visar sig enligt modellen vara jämförbara kostnadsmässig, räknat i kronor per reducerat kg kväveoxider. Beräkningsresultat för nya fartyg redovisas i figur 3. Under dessa omständigheter är direkt vatteninjektion (DWI) genomgående något mindre kostsamt än katalytisk rening (SCR), medan kostnaderna för s.k. HAM-teknik ligger lite högre beroende på den högre installationskostnaden. Åtgärdskostnaderna för direkt vatteninjektion varierar från knappt 4 kronor per kg till drygt 30 kronor per kg. Det förra värdet representerar en Nordsjötanker som tillbringar all tid inom avgränsningsområdet, medan det senare representerar ett stor oceangående containerfartyg som endast tillbringar 5 procent av tiden inom avgränsningsområdet. Fartyg som endast tillbringar liten tid i området ("Container, 1" och "Supertanker") får endast tillgodoräkna sig utsläppsätter för en kort tid medan kostnaderna fullt ut drabbar fartyget (reningsutrustningen antas vara i kontinuerlig drift även vid färd utanför avgränsningsområdet). Kostnadsskillnader styrs sålunda i större utsträckning av trafikmönstren än av tekniska skillnader mellan olika typfartyg.

Figur 3. Åtgärdskostnad för nya fartyg, räknat som kronor per kg kväveoxidreduktion inom avgränsningsområdet.



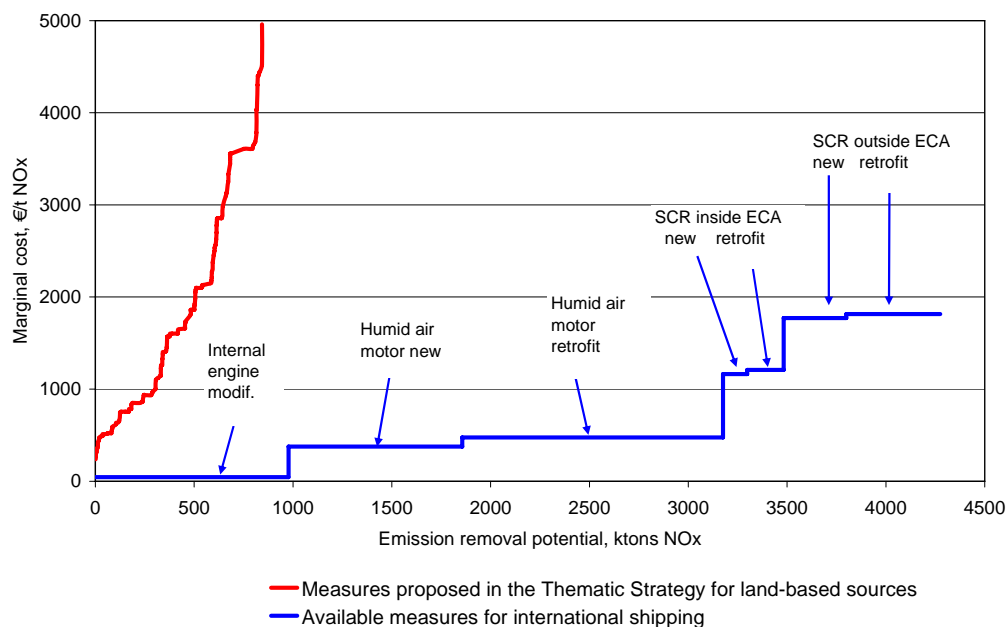
För den befintliga fartygsflottan är förhållandena däremot lite annorlunda. När efterinstallation sker är katalytisk rening i de flesta fall mest ekonomiskt följt av HAM-teknik, medan direkt vatteninsprutning är något mer kostsamt. Kostnaderna för katalytisk rening varierar enligt beräkningarna från 5,40 till 225 kronor per kg.

Om en längre avskrivningstid tillämpas tenderar SCR- såväl som HAM-teknik bli allt mer konkurrenskraftig jämfört med direkt vatteninsprutning.

4.3 Åtgärdskostnader på landsidan

Inom ramen för denna studie har det inte gjorts några beräkningar av åtgärdskostnader på landsidan. Sådana analyser har emellertid gjorts i andra sammanhang. I en aktuell IIASA-studie har beräknade åtgärdskostnader för sjöfarten jämförts med tidigare estimat av åtgärdskostnader på landsidan, se figur 4. De åtgärdskostnadsuppgifter som redovisas för sjöfart kan jämföras med de beräkningar som gjorts inom ramen för detta arbete, vilka återges på ett liknande sätt i figur 8 i följande kapitel.

Figur 4. Teknisk reduktionspotential för kväveoxidutsläpp i EU25 och marginella åtgärdskostnader för landbaserade källor år 2020 enligt EU:s tematiska strategi för landbaserade källor samt för internationell sjöfart enligt en IASA-studie. Källa: Cofala m.fl., 2006.



IIASA-studien indikerar således att åtgärdskostnaderna skiljer sig mycket väsentligt mellan de två sektorerna. Studien redovisar motsvarande uppgifter också för svaveldioxid. Även där är mönstret det samma. Åtgärdskostnaderna skiljer markant mellan de bägge delsektorerna.

4.4 Slutsatser

Den bärande slutsatsen av modellberäkningarna är i denna del att det finns tre konkurrenskraftiga tekniker. De åtgärdskostnadsnivåer som illustreras av modellberäkningarna bedöms som pålitliga. Däremot bedöms inte utfallet mellan skilda tekniker som robust. Smärre förändringar av bedömningar av kostnader och effekter kan förändra teknikernas inbördes kostnadseffektivitet.

Sammanställningar från citerad IASA-studie indikerar att åtgärdskostnaderna avseende kväveoxidutsläpp, liksom svaveldioxidutsläpp, skiljer sig markant mellan sjö och land. Skillnader i åtgärdskostnader mellan olika källor är en förutsättning för att utsläppshandel ska vara ett styrmedel med potential.

5. System för utsläppshandel - sjösidan

I detta kapitel beskrivs hur handelssystem med utsläppsrätter för kväve- och svaveloxider där sjöfartssektorn ingår kan utformas. I kapitlets andra del analyseras effekter av de bägge systemen.

5.1 System för handel med utsläppsrätter

Regeringsuppdraget specificerar att ett öppet, sektorsövergripande handelssystem, som omfattar såväl utsläpp från sjöfartssektorn som från landbaserade anläggningar inom industri- och energisektorerna ska jämföras med ett slutet handelssystem, som endast omfattar sjöfartssektorn. I föreliggande kapitel beskrivs hur de system som analyseras närmare utformas.

Det öppna handelssystemet förutsätts vara frivilligt att delta i för sjöfarten. Fartyg med goda utsläppsprestanda genererar krediter som kan sparas och säljas till landsidan där efterfrågan skapas genom att regelverket för stora anläggningar inom industri- och energisektorerna förändras, alternativt genom att stater upphandlar krediter för landsidans eller samhällets räkning. Krediterna speglar faktiska reduktioner under referensnivån⁵⁷ inom ett geografiskt avgränsningsområde. Alternativet tar sin utgångspunkt i det förslag som lagts fram av Sveriges Redareförening.⁵⁸ I det här kapitlet behandlar vi systemets sjösidan, medan landsidan behandlas i kapitel 6.

Det slutna handelssystem som analyseras förutsätts vara obligatoriskt för sjöfarten och innebär att fartyg med utsläppsprestanda under en viss nivå genererar utsläppskrediter som kan sparas, utnyttjas för annat fartyg med sämre miljöprestanda i den egna flottan eller säljas till redare med fartyg som har utsläpp över den definierade nivån. En avräkning sker vid varje anlop till en hamn inom avgränsningsområdet då en beräkning görs av faktiska utsläpp (i förhållande till referensnivån) sedan föregående hamn

⁵⁷ Med referensnivå avses i det öppna systemet den nivå under vilken krediter börjar ställas ut. I det slutna systemet anger referensnivån den nivå över vilken fartyg behöver köpa utsläppsrätter, medan fartyg med emissioner under referensnivån genererar utsläppsrätter som kan säljas.

⁵⁸ Sveriges Redareförening, 2006.

eller sedan fartyget seglade in i begränsningsområdet. Alternativet tar sin utgångspunkt i ett förslag som lagts fram av Nature Associates.⁵⁹

De bägge alternativen till handelssystemen som diskuteras här kan tillämpas för skilda geografiska avgränsningsområden. Som tidigare redovisas sker analys och resonemang här utifrån ett avgränsningsområde som utgörs av Nordsjön med Engelska kanalen och Östersjön.

Ambitionen bör vara att ett eventuellt utsläppshandelssystem redan från början ges en administrativ utformning som medger att administrationen även kan utnyttjas för handel med andra ämnen. Frågan om handel med utsläppsrätter för koldioxid är idag mycket aktuell⁶⁰, men även andra ämnen kan komma att aktualiseras. Sjöfartens utsläpp av primär- och sekundärpartiklar ges alltmer uppmärksamhet.

En ambition bör också vara att ett system tillåter att andra länder eller andra regioner, än de som ursprungligen är med, ansluter sig. Det behöver inte nödvändigtvis vara så att en region som ansluter sig också handlar med det ursprungliga systemet. Det skulle exempelvis kunna vara en annan region som drar nytta av de administrativa processer som byggs upp och att certifiering godkänns bilateralt. Ett fartyg som anslutit sig till ett europeiskt system skulle exempelvis, utan att genomgå en separat prövning, kunna generera utsläppskrediter och handla i ett amerikanskt handelssystem. Stordriftsfördelar i administrationen kan då tas tillvara och de samlade anpassningskostnaderna kan sänkas.

I bägge de system som analyseras bör, åtminstone på sikt, emissioner från huvudmaskineri så väl som från hjälpmaskiner omfattas. Tentativt bör bägge system omfatta fartyg över 300 brutto.⁶¹ I det följande beskrivs de bägge alternativen i närmare detalj.

⁵⁹ Kågeson, 2006.

⁶⁰ I mitten av april meddelade EU-kommissionen att de avser arbeta för att sjöfarten inkluderas i det existerande europeiska handelssystemet för koldioxid. Källa ENDS Europe Daily 2007 04 18.

⁶¹ Brutto (förkortas BT) är ett mått på fartygsstorlek som beräknas enligt en internationell konvention och har sin historiska bakgrund i bruttoton som var ett mått på fartygs inneslutna volym. 300 BT är samma gräns som gäller för att fartyg obligatoriskt ska omfattas av AIS-systemet. Förekomst av AIS underlättar kontroll. Ett näraliggande alternativ för Sverige är att föreslå 400 BT som gräns, vilket är vid den storleksgräns fartyg idag åläggs att betala farledsavgift. Då det är få fartyg som ligger inom

5.2 Det öppna systemet

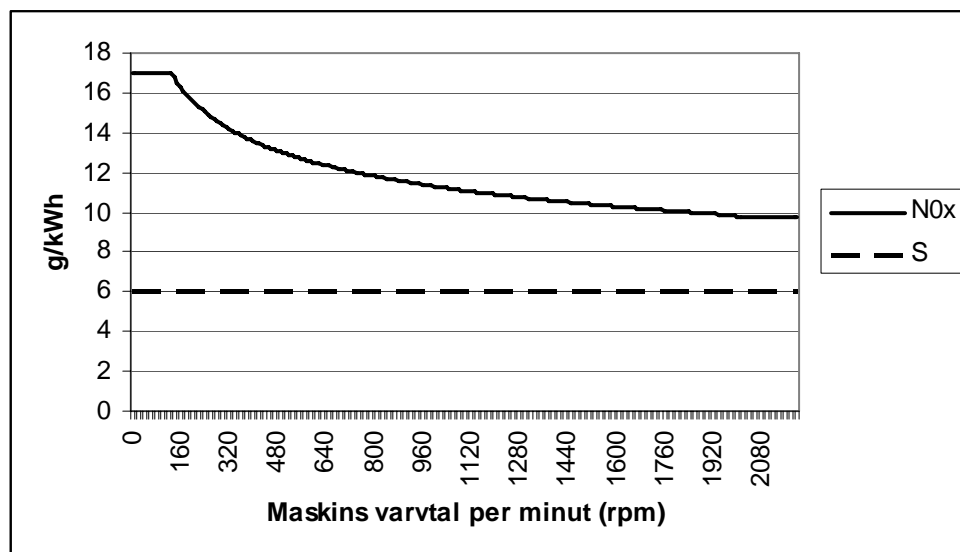
Det öppna handelssystemet ger en möjlighet för fartyg med utsläpp under en viss nivå att tillgodoräkna sig krediter i förhållande till en referensnivå som motsvarar de utsläpp som krävs för nya fartyg enligt konventionen om förhindrande av förorening från fartyg, Annex VI. Utformningen innebär att utsläppskrediter utfärdas och handlas separat för kväveoxidutsläpp och svavelutsläpp. Ett alternativ som utredningen förkastat är att på något sätt väga samman de bägge emissionerna i en och samma utsläppsätt.

Den gräns som sätts av gällande regelverk bedöms som en lämplig referensnivå eftersom denna nivå ändå måste uppnås och därför inte förtjänar någon premie, medan reduktioner under denna nivå inte kan förväntas ske utan starkare incitament och varje ytterligare reduktion i princip har samma miljövärde.⁶² Kravnivån beträffande kväveoxider beskrivs av den s.k. IMO-kurvan, enligt vilken den specifika emissionen (emission i förhållande till viss axeleffekt) som tillåts varierar med maskins varvtal. För motorer med ett varvtal upp till 130 varv per minut är gränsvärdet 17,0 gram per kWh, medan det för motorer med ett varvtal på över 2000 varv per minut är 9,8 gram per kWh. Dessa delar av IMO-kurvan binds samman av en kurva som beskriver en funktion som återges i figuren.

storleksintervallet 300 till 400 BT är valet mellan dessa bägge storleksgränser av ringa betydelse för analysen i denna rapport.

⁶² Vid en slutlig utformning av ett eventuellt system bör förmodligen referenskurvan läggas något under kravnivån för att spegla att bunkerolja respektive motorprestanda i genomsnitt överträffar kraven - för att "ligga på den säkra sidan".

Figur 5. Referensnivåer för kväveoxider (NO_x) och svavel (S) i det öppna systemet. Referensnivån för kväveoxider är identisk med den s.k. IMO-kurvan.



Utformningen av handelssystemet innebär således att ett fartyg med lågvarvsmotor som installerar katalytisk avgasrening och får ner emissionerna till 1 gram kväveoxider per kWh genererar krediter motsvarande 16 gram kväveoxider per kWh, medan krediter för en högvarvsmotor som når ner till samma emissionsnivå motsvarar ca 9 gram kväveoxider per kWh.⁶³

De kväveoxidkrav som fastställts i konventionen om förhindrande av förorening från fartyg gäller inte för äldre fartyg. Det kan därför tyckas att äldre fartyg borde få tillgodoräkna sig reduktioner från en högre referensnivå. Reduktioner över referensnivå är ju miljömässigt lika mycket värda som reduktioner under den nivån. Utredningen gör emellertid bedömningen att sådana regler dels skulle komplicera systemet, dels skulle ge systemet en principiellt tveksam utformning. Redare med äldre, sämre

⁶³ Det kan tyckas samhällsekonomiskt tveksamt att referensnivån på detta sätt varierar beroende på maskiners egenskaper. Utredningen tar inte ställning till den frågan utan konstaterar att förslaget bygger vidare på en överenskommelse som slutits i internationella förhandlingar och konstaterar att det inte är mer anmärkningsvärt att använda IMO-kurvan i det här sammanhanget än att IMO-kurvan används i MARPOL. Förutsättningarna att nå acceptans för systemet bedöms bättre om IMO-kurvan används som referensnivå än om alternativ söks.

tonnage skulle potentiellt ges större vinning av en viss åtgärd jämfört med en redare som satsat på modernare fartyg med bättre miljöprestanda. Sådana incitament skulle också kunna motverka en önskvärd förnyelse av fartygsflottan.

Samtidigt som det finns ett värde i stabila regelverk finns det möjlighet att justera de referensnivåer som föreslagits i de bägge systemet. Det kan exempelvis vara naturligt att justera referensnivåerna för kväveoxider i takt med de justeringar som IMO med tiden förväntas göra av tillåtna utsläpp från fartyg (IMO-kurvan).

I linje med detta resonemang och den utformning som systemet ges följer också att redare med fartyg som redan satsat på (långtgående) rening får tillgodoräkna sig krediter fullt ut på samma sätt som de som gör miljöinvesteringar efter att systemet införs. Möjligen skulle det kunna tyckas att dessa redare inte vidtar några ytterligare åtgärder som förtjänar krediter. Verkligheten är snarare den att dessa redare frivilligt bidrar med emissionsbegränsningar var dag de håller sina reningssystem för kväveoxider i drift och på samma sätt som andra förtjänar kredit för detta. Det framstår också som fel att utveckla incitamentssystem på sätt så att aktörer som varit progressiva inom miljöområdet missgynnas. Den översyn av farledsavgifterna som Regeringskansliet presenterade 2003 och som ledde fram till det nuvarande avgiftssystemet uppmärksammade denna fråga.⁶⁴ Höjning av de s.k. avgiftstaken⁶⁵ begränsades enligt förslaget till en nivå som gjorde att de fartyg som vidtagit kväveoxidrening och hade lägst frekvens på svenska hamnar inte skulle få minskade miljöincitament. Liknande synsätt bör råda vad gäller synen på förutsättningarna att tillgodoräkna sig redan vidtagna emissionsbegränsande åtgärder till lands och till sjöss.

På motsvarande sätt bestäms referensnivån för svavelutsläpp efter de emissioner som motsvaras av tillåten svavelhalt i bunker (utan vidare rening) i de svavelkontrollområden som omger Sverige, d.v.s. en maximal svavelhalt på 1,5 viktsprocent, vilket motsvarar ca 6 g svavel (motsvarande 12 g SO₂) per kilowattimme.

⁶⁴ Ds 2003:41.

⁶⁵ Farledsavgiftssystemet innehåller avgiftstak i den mening att den fartygsbaserade avgiften endast tas ut för ett maximalt antal anlöp under en viss tid. Den miljödifferenterade, fartygsrelaterade avgiften kom i det nya systemet att debiteras maximalt 2 gånger per månad, mot tidigare 12 gånger per år.

Utredningen anser att det bör övervägas att tillämpa en ”växelkurs” vid eventuell handel med utsläppskrediter, genererade inom sjöfarten för användning på land. En sådan växelkurs är avsedd att spegla skillnader i skadekostnader beroende på var utsläppen sker. Att beräkna skillnader för utsläpp är emellertid komplicerat. I tabell 9 återges resultat av kostnadsberäkningar för utsläpp av kväveoxider och svavel för skilda havs- och landområden.⁶⁶ Intervallen beror på olika bedömningar av värdering av dödsfall och ozonets effekter på hälsan. Kostnadsberäkningarna omfattar vissa kända effekter av luftföroreningar, t ex vissa hälsoeffekter av partiklar och ozon och då även av sekundärt bildade partiklar från bl.a. kväveoxider och svaveldioxid samt ozonets påverkan på grödor. Andra effekter, som är väsentliga när storregionala effekter diskuteras, har inte värderats i ekonomiska termer och omfattas därför inte av beräkningarna. Det gäller främst försurning av sjöar, vattendrag och skogar och övergödning av markekosystem och vissa havsområden, samt korrosion.

⁶⁶ AEA Technology Environment. March 2005. Beräkningarna har gjorts inom ramen för det europeiska projektet Clean Air for Europe (CAFE). De omfattar hälsoeffekter av partiklar och ozon och då även av sekundärt bildade partiklar från bl.a. SO₂ och NO_x samt ozonets påverkan på grödor. Andra effekter har utelämnats i beräkningarna, t ex försurning och övergödning av vattendrag och skogar.

Tabell 9. Beräknade marginalkostnader för utsläpp av kväveoxider (NO_x) och svaveldioxid (SO₂) i olika havsområden och länder i kronor per kg. Källa: AEA Technology Environment, 2005. (Omräkningskurs 1 euro = 10 kr.)

Utsläpp i område:	NO _x (kr/kg)	SO ₂ (kr / kg)
Medelhavet	5-14	20-59
N O Atlanten	16-48	22-63
Östersjön	26-72	37-110
Nordsjön	51-140	69-200
Hav medel	25-69	37-110
Finland	8-20	18-51
Estland	8-22	18-52
Lettland	14-37	20-57
Litauen	18-50	24-68
Polen	39-100	5-160
Tyskland	96-260	110-320
Sverige	22-59	28-81
Danmark	44-121	52-150
Belgien	52-140	110-310
Nederländerna	66-180	130-390
Storbritannien	39-100	66-190
Frankrike	77-210	80-230
EU 25	44-120	56-160

Intuitivt ligger det nära till hands att föreställa sig att utsläpp till havs ger upphov till väsentligt lägre skadekostnader än utsläpp till lands. Generellt stämmer detta också, men inte för alla länder. Utsläppen i Nordsjön beräknas ge upphov till högre skadekostnader än utsläpp som sker i Sverige, medan kostnaderna för utsläpp i Östersjön tycks ligga i samma nivå som utsläpp i Sverige. Utsläppen i Nordsjön ger upphov till relativt höga skador i de tätbefolkade länder som ligger längs dess kuster, vilket resulterar i höga värderingar. För utsläpp i Nordsjön är skadekostnaderna klart lägre än skadekostnaderna för utsläpp i mer tätbefolkade länder som Belgien, Nederländerna och Tyskland. Det är inte självklart vilka skador och skadekostnader som ska inkluderas vid en analys av hur en växelkurs bör bestämmas. Utredningens uppfattning är att skadekostnader endast i de länder som ingår i systemet ska beaktas. Det skapar i sig ett incitament för länder att delta i systemet. Sett ur ett svenskt perspektiv framstår det som väsentligt att även effekter i form av försurning och övergödning inkluderas.

Vid sidan av diskussionen om de storregionala skadekostnadernas variationer är det också relevant att diskutera mer lokala variationer. I princip kan välfärdsteoretiska resonemang motivera att variationer i skadekostnader mellan utsläpp i öppet hav och utsläpp i hamnar och kustnära områden värderas olika (exempelvis genom en växelkurs). Analyser som genomförts av skadeeffekter av utsläpp från fartyg i hamn visar sålunda att de lokala effekterna generellt är små. Orsaken är att dessa utsläpp, från större fartygs skorstenar, sker på hög höjd och med stort termiskt lyft och därför i mindre grad påverkar halt och deposition i närområden.

Denna bild styrks av en studie som med hjälp av den s.k. ExternE-modellen teoretiskt beräknat skadekostnader för utsläpp från en färja som körts i tre olika svenska farleder. Som redovisas i tabell 10 blir skadekostnaden i det närmaste identisk för samtliga dessa tre farleder.

Tabell 10. Värdering av skadekostnader till följd av utsläpp i tre skilda farleder beräknat med en tillämpning av ExternE-modellen, kronor per kg. Källa: Electrowatt-Ekono, 2002.

Farled	NO _x	SO ₂
Helsingborg	28	20,1
Göteborg	28	20,1
Stockholm	28	20,3

En slutsats av detta resonemang är att det inte finns någon direkt utbytbarhet mellan utsläpp i en lokal miljö där det föreligger problem med höga halter av en förorening och utsläpp till havs. Utbytbarheten gäller istället utsläpp från fartygsskorstenar och utsläpp från större industriers skorstenar och de regionala effekter som dessa utsläpp genererar. Utbytbarheten har också en geografisk dimension. Skadekostnaderna kan variera mellan olika regioner.

Idag finns det sammanfattningsvis inte underlag att fastställa hur skadekostnaderna skiljer sig mellan utsläpp till havs och till lands och mellan olika regioner. Frågan om utbytbarhet bör analyseras vidare. En kommande IIASA-rapport för väntas redovisa nya kunskaper inom området och kan därför bidra med visst ytterligare underlag.

Med en växelkurs kan det vara möjligt att med större säkerhet hävda att den handel som föreslås också *direkt* är bra för miljön. En koppling kan här

(möjligen) göras till miljöpolitikens försiktighetsprincip. Samtidigt är det viktigt att beakta att en växelkurs som överskattar verkliga skillnader i skadekostnader riskerar att försämra systemets effektivitet. Utredningen tar inte ställning till om en växelkurs bör införas i ett eventuellt utsläppshandelssystem.

Enligt utredningens uppfattning bör det övervägas om eventuella utsläppskrediter ska kunna sparas. Det skapar viss dynamik. Mindre aktörer kan samla ihop krediter för att kunna sälja större poster, vilket förenklar administrationen samtidigt som redare kan välja tillfälle att sälja och därigenom undvika försäljning vid en tidpunkt då de bedömer att prisnivån är tillfälligt låg. En uppfattning är emellertid samtidigt att det bör införas en begränsning så att en utsläppskredits nominella värde i termer av kg emission skrivs ner över tiden. Det innebär med andra ord att en sparad utsläppsrätt på sikt helt förlorar sitt nominella värde. En sådan ordning begränsar den utfästelse samhället gör när en utsläppskredit ställs ut och skapar bättre förutsättningar för utveckling av systemet på medellång och lång sikt. En mekanism av den här typen bedöms särskilt angelägen om ett system införs på prov.

En avskrivning av utsläppsrätternas nominella värde i termer av kg emission, ger också ökad trovärdighet för aktörer som utanför de områden som är författningsreglerade frivilligt vill köpa utsläppsrätter för att ”bli emissionsfria”. Det kan exempelvis handla om en resebyrå eller ett kraftbolag som köpt in utsläppsrätter för att som tillval kunna erbjuda sina kunder ”emissionsfria resor” eller ”emissionsfri kraft”. Resebyrån eller kraftbolaget köper då utsläppsrätter inom det författningsreglerade systemet, men säljer dem utanför detta system. Utan nedskrivning av utsläppskrediternas värde kan krediter ligga kvar i en organisation som en gång köpt dem i det reglerade systemet och allteftersom bygga upp ett dolt värde som kan locka till missbruk eller rent av olaglig handel (att en organisation säljer utsläppskrediterna i strid med utfästelser mot sina kunder).

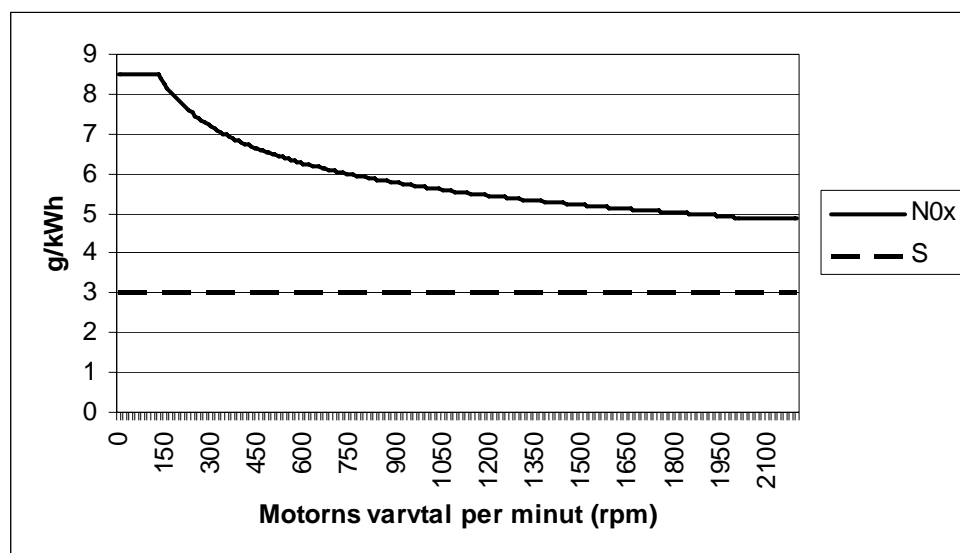
5.3 Det slutna systemet

Även i *det slutna systemet* definieras referensnivåerna för kväveoxid- respektive svavelutsläpp i förhållande till de nivåer som definieras av MARPOL, annex VI och även här sker separat avräkning för kväveoxider och svavel. För att åstadkomma en sänkning av emissionerna av någon

betydelse krävs här att referensnivån sätts under den miljöprestanda lagen definierar. En referensnivå motsvarande lagens krav om svavelhalt i bunker skulle per definition inte ge någon efterfrågan på utsläppskrediter i ett slutet system och därmed heller ingen handel eller miljöincitament. För kväveoxider föreslår utredningen, som ett räkneexempel, i detta alternativ att referensnivån sätts till IMO-kurvan minus 50 procent. För svavel föreslås referensnivån på motsvarande sätt definieras i relation till utsläpp vid användning av bränsle med en svavelhalt på 1,5 procentenheter minus 50 procent, vilket motsvarar 3 gram svavel per kilowattimme.

Ett slutligt fastställande av referensnivån bör föregås av en analys dels av behovet av utsläppsminskningar, dels av risken för snedvridningar av hamnars konkurrenskraft främst i avgränsningsområdets periferi. Det kan också finnas anledning att studera sjöfartens konkurrenskraft i förhållande till andra trafikslag i det sammanhanget. Ju lägre referensnivån sätts desto högre blir merkostnaden för att angöra en hamn inom avgränsningsområdet, jämfört med kostnadsbilden för andra hamnar och för andra transportslag.

Figur 6. Referensnivåer för kväveoxider (NO_x) och svavel (S) i det slutna systemet, enligt det alternativ som beskrivs.



Det slutna systemet skiljer sig från det öppna systemet genom att handel uteslutande sker inom sjöfarten, att det är obligatoriskt för alla fartyg som anlöper hamnar i avgränsningsområdet och att en avräkning sker vid varje hamnanlöp. En redare som har en fartygsflotta där vissa fartyg ger upphov

till emissioner över referensnivån och andra som ger upphov till lägre utsläpp skulle kunna ”byta” utsläppsrätter mellan fartygen. I övrigt sker handel mellan redare.

Det krävs i princip samma val i detta system som i det öppna system som beskrivits ovan. Svavel- och kväveoxidutsläpp handlas separat, men någon växelkurs tillämpas inte.⁶⁷ Även om det slutna systemet utvecklas för handel inom sjöfarten bör det inte hindra att också andra aktörer köper utsläppsrätter. Det kan handla om företag utanför rederinäringen som vill marknadsföra sig som utsläppsneutrala eller organisationer som vill skapa förutsättningar för individer att ”leva utsläppsneutralt”, genom att kompensera utsläpp från sina resor eller sitt boende genom åtgärder inom sjöfarten. Genom en sådan utformning av systemet kan det på sikt också utvecklas mot ett öppet system. Det skapar ett alternativ för samhället om/när det visar sig att de samlade utsläppen behöver sänkas ytterligare och att vidare åtgärder krävs. Samhället kan då skapa regelverk som innebär utsläppsminskningar genom att det skapas efterfrågan på sjöfartens utsläppsrätter.

5.4 Administrativa processer

System av de slag som diskuteras här kräver en administrativ överbyggnad. Den delas i den här beskrivningen in i fyra olika processer: Certifieringsprocessen, avräkningsprocessen, handelsprocessen och kontrollprocessen.

Certifieringsprocessen för sjösidan

En i många avseenden tilltalande möjlighet, som tekniskt sett förmodligen ligger relativt nära i tiden, är att faktiskt mäta emissioner i rökgaser. Sådan teknik finns utvecklad för landanläggningar. Flera faktorer gör emellertid att den teknik som utvecklats för landbaserad tillämpning inte nödvändigtvis fungerar för sjöfarten. Den främsta orsaken är de vibrationer och den temperaturstress som sker i en fartygsskorsten. Avgaser från fartyg

⁶⁷ Redan i ett kortare perspektiv kan det visserligen i princip diskuteras om en växelkurs mellan Nordsjön och Östersjön är motiverad. I ett framtida utvecklat system kan mycket väl ”växelkurser” tillämpas på en mer detaljerad nivå förutsatt att det med viss säkerhet går att fastställa att utsläppens skadeverkningar skiljer sig åt mellan skilda delar av avgränsningsområdet. Ett alternativ till detta är att andra, nationella eller lokala styrmedel tillämpas separat för att hantera sådana effekter. Det kan handla om miljödifferenterade hamn- eller farledsavgifter.

är också ofta smutsigare och mer korrosiva än rökgaser från landanläggningar. Marina applikationer utsätts vidare för havsvatten och salt på ett annat sätt än landapplikationer. Kostnaderna för faktisk mätning är också oklar. En möjlighet som kan begränsa kostnaderna kan vara att utveckla system som slumpmässigt mäter emissionerna i avgaserna och sedan räknar upp dem för att på ett representativt sätt beskriva faktiska emissioner. För att lösningar av detta slag ska kunna tillåtas krävs att de visats vara pålitliga och att de certifieras för sin uppgift.

I det här sammanhanget, som en (möjligtvis temporär) lösning i det kortare perspektivet, föreslås dock ett certifierings- och kontrollsystem som tar sin utgångspunkt i det system som för närvarande tillämpas i det svenska farledsavgiftssystemet. Genom miljödifferenteringen av de svenska farledsavgifterna finns också erfarenhet av att certifiera och kontrollera utsläpp av svavel och kväveoxider från sjöfart. Det system som utvecklas bedöms fungera tillfredställande och utgör en utgångspunkt för utredningens resonemang.

Utredningen ser två huvudalternativ till inriktning för hur emissioner i det kortare perspektivet ska mätas och beräknas i de bägge systemen. Det ena alternativet anknyter nära till det internationella regelverket avseende svavelutsläpp, medan det andra närmare följer specifikationen av maximala kväveoxidutsläpp från nya fartyg enligt IMO-kurvan.

Utredningen förordar det förra fallet⁶⁸, d.v.s. att emissionsberäkningarna och avräkningen baseras på emissionsfaktorer i termer av kg emission per ton använt bränsle. För svavel ligger då referensnivån på 15 kg svavel per ton bunker (1,5 % av 1000 kg) i det öppna systemet och på 7,5 kg per ton i det slutna systemet. Detta motsvarar 30 kg respektive 15 kg svavel räknat som svaveldioxid. För kväveoxider ligger referensnivån för

⁶⁸ Om det andra alternativet tvärt om skulle väljas uttrycks istället den emissionsfaktor som ligger till grund för emissionsberäkningar och utfärdande av utsläppskrediter i termer av gram emission per kilowattimme så som i IMO-kurvan, liksom i det svenska systemet med kväveoxidcertifikat som grund för lägre farledsavgift. För svavel blir referensnivån i detta alternativ 6 g svavel per kilowattimme i det öppna systemet och 3 g svavel per kilowattimme i det slutna systemet.

Tekniskt sett är det naturligtvis möjligt att använda kg svavel per ton bunker som bas för beräkning av svavelkrediter och gram per kilowattimme beträffande kväveoxider. Utredningen gör emellertid bedömningen att det har påtagliga fördelar för de administrativa processerna att ha ett gemensamt tillvägagångssätt så att antingen bunkeranvändning eller effektutnyttjande görs till bas för de bägge beräkningarna.

lågvarvsmotorer på ca 75 kg kväveoxider per ton bunker i det öppna systemet och på häften av detta i det slutna systemet.

Beträffande svavel krävs enligt utredningens uppfattning ingen tekniskt komplicerad certifiering. En redare som vill använda lågsvavligt bränsle och därigenom kunna generera utsläppsrätter sluter ett juridiskt bindande avtal (svavelintyg) med Sjöfartverket eller motsvarande myndighet. Redaren intygar att endast bränsle med en viss högsta svavelhalt skall användas. I detta avtal förbinder sig redaren också att överhuvud taget inte ha högsvavlig bunker ombord. När denna praxis tillämpas i de bägge handelssystemen innebär det i praktiken att fartyg som inte bara trafikerar avgränsningsområdet, utan även andra vatten, får välja om de vill använda bunker med lägre svavelhalt, trots att de endast ges krediter för utsläppsreduktionen inom avgränsningsområdet.

Den svavelhalt som specificerats i intyget uttrycks i den enhet som används i systemet (kg/ton bunkerolja) och registreras i en databas som är gemensam för handelssystemet(-s sjöside) och som i det följande benämns *utsläppshandelsregistret*. Svavelintygen föreslås gälla tills vidare. Administrationen behöver utformas så att den kan hantera relativt täta uppdateringar av svavelintyg. Så som marknaden ser ut kan tillgången på lågsvavlig olja av en specifik svavelhalt bli knapp och ojämnt distribuerad i en region. Systemet bör i princip klara av att uppdatera svavelintygen med en regularitet som motsvarar fartygs bunkringsintervall.

Huvudförslaget är att krediter och utsläpp enligt grundnivån i ett eventuellt handelssystem bör räknas på sammanlagd bunkerförbrukning. Ofta körs hjälpmaskiner av tekniska skäl på mer lågsvavlig bunker än huvudmaskinerna. Det innebär att systemet ger en viss överkompensation för fartyg som väljer att köra på lågsvavlig olja, samtidigt som fartyg i det slutna systemet, som debiteras enligt grundnivån kan debiteras för något högre utsläpp än de faktiskt ger upphov till. Med beaktande av att hjälpmaskinernas andel av den samlade energianvändningen är relativt låg (typiskt kring 5 procent, något mer för färjor) och att det är viktigt att göra systemet enkelt bedöms detta dock som acceptabelt. Eventuella fartyg som vill installera s.k. skrubber eller annan reningsteknik för att sänka svavelutsläppen får genomgå ett certifieringsförfarande likt det som beskrivs för kväveoxider nedan. Om ett fartyg inte längre lever upp till de krav som specificeras i svavelintyget är redaren skyldig att meddela det till

myndigheten. Då avregistreras svavelintyget och, om det är aktuellt, utfärdas ett nytt svavelintyg som representerar de nya omständigheterna.

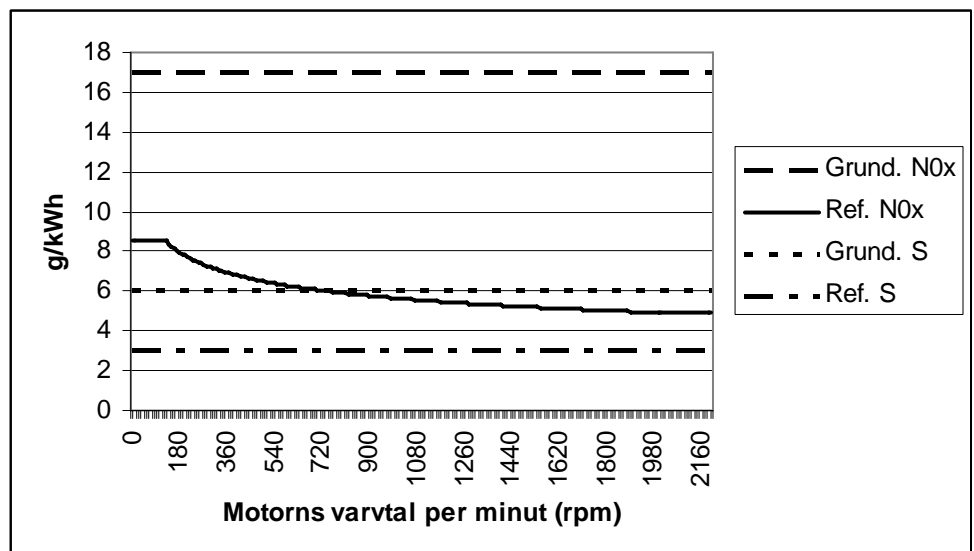
Beträffande kväveoxider krävs en teknisk certifieringsprocess. Upplägget innebär att alla fartyg som vill generera utsläppsrätter måste genomgå en certifiering av ett ackrediterat kontrollinstitut. Där mäts emissioner från huvudmaskiner och samtliga hjälpmaskiner. Kväveoxidutsläpp mäts vid 75 procents effektutnyttjande på huvudmaskiner och vid 50 procents effektutnyttjande på hjälpmaskiner. De uppmätta emissionerna för respektive motor vägs samma i proportion till respektive motors andel av den summerade motoreffekten för alla motorer. Resultatet blir ett sammanfattande viktat emissionsvärde. Detta värde kan uttryckas i kg kväveoxidutsläpp per ton bunkerolja. Denna emission bekräftas genom att myndigheten ställer ut ett kväveoxidcertifikat och att uppgiften registreras i det systemgemensamma utsläppshandelsregistret. Om förhållandena ombord förändras, exempelvis till följd av att reningsutrustning är ur drift, är redaren skyldig att anmäla detta till myndigheten som i konsekvens med anmälan ändrar uppgifterna i utsläppshandelsregistret. Certifiering och kväveoxidcertifikat föreslås gälla tre år. Därefter krävs omcertifiering.

Det öppna systemet, där krediter som genereras inom sjöfarten kan säljas till landbaserade källor, (eller staten) kräver endast certifiering av deltagande fartyg. Det begränsar i sig den samlade administrativa börda systemet ger upphov till. Genom att systemet är frivilligt, och att de som deltar normalt gör nettovinster i systemet, är det rimligt att tro att acceptansen för nödvändig administration är större än i ett obligatoriskt system. Å andra sidan innebär detta system att det måste byggas upp motsvarande deklara-tions- och verifikations-system på land för att regelrätt handel ska kunna ske. Verifikationen på land skulle kunna utföras på liknande sätt som i det svenska avgiftssystemet för kväveoxidutsläpp för större landanläggningar. (Frågan analyseras vidare i kapitel 7.) Om staten däremot går in som motpart och köper krediter krävs ingen sådan verksamhet på landsidan.

I *det slutna systemet*, där sjöfart handlar med sjöfart, krävs att alla fartyg (över 300 BT) som angör hamn inom avgränsningsområdet gör en deklara-tion. Denna utformning innebär att antalet fartyg som behöver certifieras begränsas genom att ett grundvärde (i termer av kg/ton bunkerolja) tillämpas för fartyg så länge det inte visats, genom en certifieringsprocess, att de kvalificerar för lägre emissioner. Först och

främst skapar sådana grundvärden möjlighet för alla fartyg att angöra en hamn i avgränsningsområdet utan att det föregås av en särskild certifieringsprocedur. Samtidigt ger det en möjlighet att utan certifiering förutse kostnaden (egentligen antal utsläppsrätter som måste köpas) för att angöra en hamn efter en viss rutt. Att köpa utsläppsrätter i den utsträckning som följer av grundvärdet kan på motsvarande sätt vara ett alternativ för fartyg som besöker begränsningsområdet mycket sällan. Denna möjlighet gör det samtidigt möjligt för exempelvis äldre fartyg, som har dåliga kväveoxidprestanda och därmed har lite eller inget att vinna på en certifiering utan att göra betydande investeringar, att betala genom att köpa utsläppsrätter i den utsträckning som följer av grundvärdet men samtidigt slippa extra kostnader för certifiering.

Figur 7. Referensnivåer och grundvärden för kväveoxider (NO_x) och svavel (S) i det slutna systemet.



Beträffande svavel förefaller det uppenbart lämpligt att grundvärdet sätts efter den svavelemission som ska garanteras för bunker genom befintliga regelsystem, d.v.s. en emission motsvarande en svavelhalt på 1,5 procent i bunker. För kväveoxider föreslås preliminärt ett grundvärde på motsvarande 17 gram kväveoxider per kWh, vilket ligger lite högre än normalemission från sämre högvarvmotorer, men samtidigt lägre än vad sämre, äldre lågvarvmotorer ger upphov. Det är i och för sig en önskad ”rabatt” som därigenom byggs in i systemet för sämre lågvarvmotorer. Den nackdelen får vägas mot fördelarna av enklare administration. I takt

med att äldre fartyg byts ut mot modernare blir detta problem också av allt mindre betydelse.

Om det alternativ som baseras på förbrukad mängd bunker väljs bedöms det som relativt okomplicerat att inkludera också hjälpmaskinerna i systemen. Väljs däremot det alternativ som baseras på emission per kilowattimme talar flera skäl för att i ett första skede låta systemet endast omfatta huvudmaskinerna för att i ett senare skede inkludera också hjälpmaskiner. Av tekniska skäl används som nämnts ofta bränsle med olika egenskaper och svavelhalt för hjälpmaskiner och för huvudmaskiner. Dessutom är det svårare att med hjälp av befintliga tekniska system verifiera hur hjälpmotorer används. Den information som lagras av AIS-systemet ger en god bild av hur huvudmaskiner används men ger ringa information om hur hjälpmaskiner används.

Avräkningsprocessen

Den process där det preliminärt fastställs hur många utsläppsrätter som ska krediteras eller debiteras benämns här avräkningsprocessen. Som underlag för processen används den information som redaren deklarerar och anser ska ligga till grund för avräkningen. Kontrollen av att dessa uppgifter är riktiga sker inom ramen för kontrollprocessen som beskrivs nedan.

Processen omfattar:

- deklARATION från fartyget, redaren eller dess ombud (skeppsmäklaren),
- den myndighet eller organisation som ansvarar för processen fastställer den mängd utsläppskrediter som genereras eller förbrukas samt
- registrering av transaktionen i utsläppshandelsregistret.

Det kan tyckas att modellen för deklARATION och verifiering kan tillåtas vara något mer omfattande i det öppna systemet, eftersom det är frivilligt och möjligen omfattar färre fartyg. Här görs emellertid bedömningen att den process som krävs för att verifiera och kontrollera fartygs emissioner är de samma för de fartyg som ingår, oavsett system. De ekonomiska värden som omsätts i det öppna systemet är inte nödvändigtvis mindre än de värden som omsätts i det slutna. Om efterfrågan på landsidan blir stor kan omsatta värden tvärtom bli större i det öppna systemet.

Under alla omständigheter krävs en organisation för att hantera processen. Det kan vara en centraliserad aktör eller bestå av nationella myndigheter som agerar under samma regelverk. Avräkningsorganisationens uppgift blir att:

- tillhandahålla viss information om regelverket och processen.
- utarbeta och tillämpa en effektiv form för deklaration, fastställande av antal krediter och göra avräkning.
- skicka avräkningsnotor till redaren eller dess ombud.
- ansvara för det gemensamma (internationella) utsläppshandelsregister där dels data om fartygs specifika emissioner, enligt kväveoxidcertifikat och svavelintyg lagras, dels information om gällande utsläppskrediters ägare.
- ha en roll i kontrollprocessen (beskrivs i kommande avsnitt).

Fartyg åläggs att göra en deklaration av de uppgifter som krävs för avräkning. Generellt sett bör deklaration och verifiering göras så enkel som möjligt, samtidigt som tillfredställande säkerhet uppnås så att systemen kan fungera väl och vara trovärdiga. I det öppna systemet krävs sådan deklaration endast av de fartyg som väljer att delta, medan det slutna systemet kräver att samtliga fartyg som angör en hamn i avgränsningsområdet deltar och därmed också gör en deklaration. I det slutna systemet krävs i princip en deklaration per hamnanlöp, medan deklaration i det öppna systemet kan göras mer sällan. I det öppna systemet föreslås periodisk deklaration. För fartyg som går i tidtabellsbunden trafik med hög regularitet, finns det goda förutsättningar att utveckla ett förenklat förfarande även i det slutna systemet.

Deklaration ska, i föreliggande fall, innehålla uppgifter om specifik emission enligt kväveoxidcertifikat och svavelintyg, liksom vilket fartyg och vilken tidsperiod deklarationen avser. Den mängd bunkerolja som är att hänföra till drift inom avräkningsområdet sedan föregående deklaration ska anges. Uppgiften omfattar även bunkerolja för drift av hjälpmaskiner. I det öppna systemet deklarerar energiförbrukning uppbrutet per kalenderdygn för att underlätta kontroll. (I det slutna systemet deklarerar dock inte användning i samband med eventuell färd från hamn inom området ut ur området, utan endast användning från inträdet i avgränsningsområdet till aktuell hamn.)

I princip kan manuell deklaration ske, exempelvis enligt den form som fartyg idag gör i sin farledsavgiftsdeklaration när de angör svensk hamn.

Deklarationen sker via Internet. I ett fullödigt system bör dock deklARATIONEN kunna ske automatiskt. Erfarenheter från det tekniska utvecklingsarbete som skett beträffande debitering av vägavgifter bör kunna tas tillvara när ett system för handel med utsläppsätter utvecklas. Vägsidans s.k. EFC-direktiv⁶⁹ kan tjäna som en förebild för hur ett juridiskt ramverk som säkerställer funktionalitet och främjar standardisering kan utformas. En automatisk enhet bör lagra data om specifik emission enligt eventuella kväveoxidcertifikat respektive svavelintyg och bör vara kopplad till ett positioneringssystem (GPS eller liknande) som anger när fartyget är inne i avgränsningsområdet och därmed bestämmer vilka data från bunkermätare eller vilka data om rutt som ska registreras för deklARATIONEN. Den automatiska enheten kan deklarerera automatiskt per e-post. I det öppna systemet sker det med den periodicitet som bestäms, medan det i det slutna systemet kan ske när huvudmaskin stängs av och positioneringsfunktionen konstaterar att fartyget befinner sig i en hamn (ett hamnområde) inom avgränsningsområdet.

En möjlighet är att bygga upp systemet så att deklARATIONERNA sker direkt till myndigheter i de deltagande länderna. För svensk del skulle närmast Sjöfartsverket vara lämplig myndighet att hantera detta. I länder där det saknas en administration av nationella, miljödifferenterade farledsavgifter kan t.ex. tullen vara en mer lämplig myndighet. I detta fall måste alla länders myndigheter arbeta med ett gemensamt utsläppshandelsregister som bl.a. omfattar certifieringsdata och utsläppsätter. Ett gemensamt register hindrar att fler än en myndighet ställer ut krediter baserade på samma aktivitet. I det slutna systemet kan dubbla transaktioner också hindras genom en strikt territorialitetsprincip, där varje land hanterar transaktioner endast för det egna landets hamnar.

En annan möjlighet, som enligt utredningens bedömning har betydande fördelar, är att hela avräkningsprocessen handlas upp av en oberoende operatör. Det skapar möjlighet att fullt ut ta tillvara stordriftsfördelar i verksamheten och skapar en garanti för konformitet, där redare och fartyg alltid möter samma procedur, oavsett var fartyget är registrerat och var deklARATIONEN sker.⁷⁰

⁶⁹ Direktiv 2004/52 EG.

⁷⁰ Dagens administration av försäljning av s.k. vägavgifter för tunga lastbilar (eurovinjetter) till förare från tredje land kan tjäna som en förebild. Fyra av de medlemsstater som ingår i samarbetet (Sverige, Nederländerna, Belgien och Luxemburg)

Vid växelkurs måste även området där utsläppet skett beaktas i avräkningsprocessen, så att alla utsläppsrätter kan räknas om till en och samma enhet med vilken handel sker.

Handelsprocessen

Systemets utformning följer den ordning som gäller för dagens koldioxidhandel, liksom för handeln med s.k. elcertifikat. Det innebär att det lämnas upp till marknaden att själv etablera handelsplats(-er).

Varje utsläppsrätt som byter ägare ska registreras i det utsläppshandelsregister som beskrivits ovan. Handeln med utsläppsrätter kan ske vid en annan tidpunkt än när de överläts. Erfarenhet från EU:s emissionshandelssystem för koldioxid (EU ETS, Emission Trading System) visar att handel sker bilateralt mellan enskilda företag, via mäklare eller via börs. Hur stor andel som sker bilateralt finns det inga uppgifter om. Under år 2006 omsattes i storleksordningen 1 000 miljoner utsläppsrätter i systemet för koldioxidhandel, varav ca 75 procent handlades via mäklare och resterande del via börs.

Det bedöms troligt att flera av dem som i dag mäklar utsläppsrätter för koldioxid och el-certifikat även kommer att erbjuda tjänster för att mäkla krediter för kväveoxider och svavel om ett sådant system etableras.

Kontrollprocessen

Kontrollprocessen syftar till att felaktig rapportering eller försök till fusk i systemet upptäcks i tillräckligt stor omfattning för att stävja missbruk och därigenom göra systemet trovärdigt och säkerställa att emissionsreduktioner uppnås. Kontrollprocessen delas upp i två delar där den ena handlar om kontroll av specifika emissioner i enlighet med kväveoxidcertifikat och svavelintyg och den andra delen ska säkerställa att den aktivitet inom avgränsningsområdet som deklarerats är riktig.

Kontroll och uppföljning av emissionsprestanda förutsätts ske av den nationella myndighet som ansvarar för sjöfartsinspektionerna. I Sverige är

har gemensamt handlat upp en organisation för försäljning av vägavgifter till fordon som är registrerade i länder som inte ingår i systemet. Att fordon har erlagt avgift kontrolleras däremot av polis eller motsvarande myndighet. Stockholms trängselskatt och den tyska

det Sjöfartsinspektionen som också idag har den rollen beträffande de miljörelaterade farledsavgifterna. Kontroll förutses regelmässigt ske i samband med hamnstatsinspektioner (inte nödvändigtvis som en del av dem). Ett annat alternativ är att låta ett ackrediterat kontrollinstitut göra dessa inspektioner för staternas räkning.

Kontrollen av emissionsprestanda sker ombord och bör omfatta granskning av bunkerfakturor för olja⁷¹ och i förekommande fall för urea (vid katalytisk rening). Det bör också kontrolleras att föreskrivna verifikationsprocedurer för kväveoxidrening har fullföljts. Slumpmässigt bör kontroll också ske av den bunker som finns ombord. Jämfört med kontrollen av dagens svenska farledsavgiftssystem bör frekvensen för sådana stickprov öka.⁷²

Enligt Paris Memorandum of Understanding on Port State Control (Paris MOU) ska ytterligare hamnstatsinspektioner undvikas i sex månader efter föregående inspektion som genomförts i ett land som är medlem av Paris MOU. Om en hamnstatsinspektion av en händelse sker i ett land som är med i Paris MOU, men inte i systemet för utsläppshandel, kan inspektioner av emissionsprestanda i samband med hamnstatskontroll bli mycket sällsynta och det skulle gå att förutse att ny inspektion inte kommer att ske under det halvår som följer på en inspektion. För att skapa trovärdighet i systemet krävs därför ytterligare kontroller. Det föreligger inga juridiska hinder för en stat att genomföra särskilda kontroller av de slag som skisseras här.

Resultat av prover och resultat av kontroller bör lagras i det systemgemensamma registret (utsläppshandelsregistret) över fartygs specifika emissioner som är gemensamt för de länder som ingår i systemet. Historik från tidigare inspektioner kan utgöra en grund för vilka fartyg som bör prioriteras för inspektion.

km-skatten för tunga fordon (maut) är exempel på nationella skattesystem där uppbörden handläts upp.

⁷¹ Enligt MARPOL, ANNEX IV krävs att fartyg kan redovisa s.k. Bunker Delivery Notes (BDN).

⁷² Detta är en verksamhet som inte bara behöver byggas upp för de system för handel med utsläppsrätter som föreslås, kontroll av kvalitet på bunkerolja krävs också av för att medlemsstaterna ska leva upp till Direktiv 1999/32/EG (ändrat genom Dir 2005/33/EG) och den svenska svavelförordningen (SFS 1998:946) som implementerar detta direktiv.

På sikt bör det också bli möjligt att använda mätutrustning för att analysera rökgaspolymer från fartyg och identifiera högemitterande fartyg som kan förtjäna vidare kontroll. Sådan utrustning kan monteras stationärt vid farleder, ombord på fartyg eller ombord på flygplan. På VINNOVAs och Sjöfartsverkets uppdrag bedriver Institutionen för radio och rymd vid Chalmers ett projekt där befintlig teknik för sådana tillämpningar testas och utvecklas. Konceptet är baserat på att mäta ultravioletta spektra av solen och ur dessa spektra identifiera mängden svaveldioxid respektive kvävedioxid längs solstrålarnas väg. Genom att också mäta vinden kan mängden svavel i ett tvärsnitt av avgaspolymer uppskattas. Mot bakgrund av detta kan det sedan beräknas hur mycket svavel- och kväveoxider som fartyget släpper ut per tidsenhet eller per nautisk mil.⁷³

Avräkningsorganisationen bör ges i uppdrag att genomföra viss granskning av de deklarerationer som inkommer. Ett system bör byggas upp där samtliga deklarerationer, med automatik, genomgår viss rimlighetsgranskning. På slumpmässig basis bör en andel av deklarerationerna också genomgå mer detaljerad kontroll.

Med hjälp av den information som Sjöfartsverket och dess systerorganisationer i andra länder lagrar i AIS-systemet (Automatic Identification System) om samtliga större fartyg (över 300 BT) kan det med mycket god noggrannhet kontrolleras vilken sträcka enskilda fartyg, under en viss tid tillryggalagt inom avgränsningsområdet. Genom systemets information om fartygs hastighet och uppgift om motorstyrka kan en indirekt beräkning av bunkerförbrukning uppskattas med relativt god precision. Om en sådan kontroll ger anledning till vidare uppföljning kan mer detaljerad information begäras in från fartyget i form av utskrift från fartygs manöverskrivare (en ickeobligatorisk utrustning som bl.a. registrerar varje förändring av fartygsmotorers pådrag/varvtal) eller från fartygets maskindagbok som är ett obligatoriskt dokument där åtminstone drifttid och belastning på huvudmaskin noteras, liksom drifttid på hjälpmaskiner.

De kontrollprocesser som beskrivits behöver kombineras med incitaments- eller sanktionssystem för att säkerställa att regelverken följs.

⁷³ Tidigare insatser inom området har redovisats i Mellqvist, m.fl., 2003.

5.5 Juridiskt regelverk

Det öppna såväl som det slutna handelssystemets **sjösida** är så som de utformats ovan förenliga med dagens internationella regelverk.

I synnerhet det slutna systemet kräver som tidigare beskrivits att det byggs upp ett internationellt regelverk för systemet. Det kan ta formen av överenskommelser mellan de deltagande länderna, men förmodligen är ett EG-direktiv att föredra. I linje med vad Nature Associates anför om sitt förslag till miljöavgifter i Östersjön kan påpekas att denna fråga inte bör ses som en skattefråga och att det därför torde räcka med kvalificerad majoritet för ett förslag i Ministerrådet. Mot bakgrund av Sjöfartsverkets erfarenhet från diskussioner om miljöstyrande farledsavgifter ser verket en uppenbar risk att vissa medlemsstater och andra aktörer på den europeiska arenan gärna vill se frågan som en skattefråga.

I det pågående förhandlingsarbetet inom IMO, knutet till revisionen av MARPOLs Annex VI föreligger ändringsförslag som öppnar upp för försökstillämpning av handel med utsläppsreduktioner. Arbetet förutsätts vara slutfört under 2008.

Om det öppna systemet handlar med anläggningar iland krävs förändring av EU rätt, vilket diskuteras vidare i följande kapitel.

5.6 Effekter på utsläpp och samhällsekonomi

Den modell som byggts upp för att beskriva sjöfartens kostnader för att minska utsläppen av kväveoxider inom avgränsningsområdet, och som beskrivits i föregående kapitel, visar således att kostnaden för att sänka utsläppen inom avgränsningsområdet varierar mellan olika fartyg. Det beror framför allt på fartygens trafikmönster. Åtgärdskostnaderna varierar också väsentligt beroende på var i livscykeln fartyget befinner sig. I viss utsträckning beror också skillnader på fartygs skilda tekniska egenskaper.

När modellen används för att analysera hur marknaden kan komma att anpassa sig till de två olika systemen för utsläppshandel som beskrivits ovan antas i huvudalternativet att beslut om att införa ett system fattas omgående och att systemet är infört 2010. De tio typfartygen representeras i modellen av fartyg i tre olika steg i livscykeln, som nybygge, som ett befintligt fartyg med längre återstående livslängd (minst sex års förväntad återstående livstid) och som ett befintligt fartyg med kortare återstående

livslängd (fem år eller mindre). Modellen beskriver således verkligheten med hjälp av 30 fartyg. Dessa fartyg vägs sedan samman i förhållande till en uppskattning av de skilda fartygskategoriernas andel av dagens utsläpp av kväveoxider i avgränsningsområdet. Uppskattningen baseras på statistik över antal anlöp till svenska hamnar uppbruten på motorstyrka och fartygskategori. Motoreffekt har med andra ord använts som approximation för utsläppen omfattning. För de skilda fartygstyperna har sedan emissionerna fördelats mellan de tre åldersklasserna i förhållande till förväntad livslängd. Det sätt som emissionerna fördelas mellan fartygen är således i flera avseenden förenklingar men den precision som uppnås bedöms som tillräcklig i sammanhanget.

Tabell11. Emissionernas fördelning mellan typfartyg.

Fartygstyp	Andel, %
Bulk	3,0
Torrlast	10,0
Container, over seas	0,5
Container, feeder	2,5
Ro-ro	10,0
Kylfartyg	0,5
Färja	70,0
Supertanker, over seas	0,5
Nordsjötanker	0,5
Kusttanker	2,0
Kemtanker	0,5

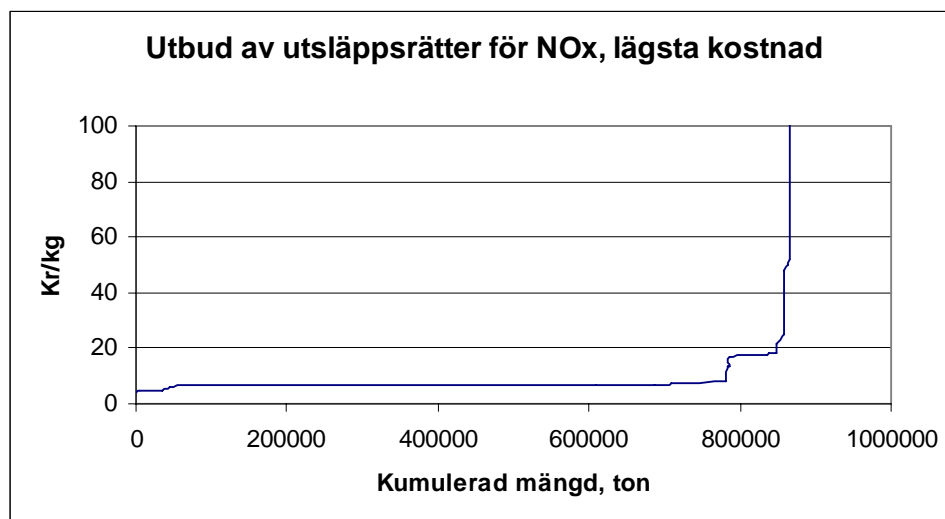
Som framgår av tabellen är färjetrafiken mycket dominerande i sammanhanget. I modellen antas de motsvara 70 procent av utsläppen. Torrlastfartyg och ro-rofartyg ger också upphov till betydande andelar, medan utsläppsandelarna från flera fartygstyper är små.

På Nordsjön och Östersjön finns det idag ett fyrtiotal fartyg som vidtagit åtgärder för att sänka kväveoxidutsläppen, flertalet av dessa är färjor. I de tillämpning som här används beaktas inte detta utan alla fartyg antas vara orenade.

I figur 8 visas den utbudskurva för utsläppskrediter för kväveoxider som beräknats för Östersjön och Nordsjön med modellens hjälp. Kurvan visar

kostnad och utsläppsreduktion för den minst kostsamma tekniken för respektive fartyg, viktat i förhållande till typfartygens betydelse för de samlade utsläppen.

Figur 8. Utbud av utsläppskrediter för Östersjön plus Nordsjön enligt modellberäkningar.



Utbudskurvan är flack fram till ca 750 000 ton per år. I detta intervall stiger åtgärdskostnaden från ca 4,60 till 7,60 kronor per kg kväveoxider.

Denna utbudskurva är emellertid inte helt ”stabil”, utan varierar beroende på hur styrmedel utformas. Starkare incitament kan göra det lönsamt att investera i en teknik som är något dyrare per reducerat kg förutsatt att den ger upphov till större reduktion. Ett styrmedel som skulle skapa ett stabilt incitament på 10 kronor per kg kväveoxider skulle enligt modellen sålunda, innebära att SCR (med 90 procentig rening) snarare än DWI (med 50 procentig rening) blir mest lönsamt också vid nyproduktion av flera typfartyg.

Modellberäkningarna ger vid handen att en halvering av sjöfartens utsläpp av kväveoxidutsläpp i avgränsningsområdet (kumulerad mängd på 500 000 ton i figur 8) kan ske till en genomsnittlig kostnad av knappt 6,50 kronor per kg kväveoxider. Ett generellt krav på samtliga fartyg att vidta reningsåtgärder för att minska utsläppen skulle bli mer kostsamt genom att även fartyg som sällan trafikerar avgränsningsområdet, liksom äldre fartyg som närmar sig upphuggning skulle tvingas vidta åtgärder. En regleringslösning skulle också öka anpassningskostnaderna genom att den begränsar teknikval. S.k. HAM-teknik, liksom katalytisk rening ger

väsentligt högre reningsgrad än 50 procent och skulle inte kunna användas optimalt om ett generellt reduktionskrav på lägre nivå infördes.⁷⁴

Med modellens hjälp beräknas kostnaden för en reglering av samtliga fartygs emissioner till en nivå som motsvarar halverade utsläpp och därmed emissionsmässigt motsvarar det handelssystem som kostnadsberäknats enligt ovan. Modellen ger vid handen att en sådan reglering innebär en genomsnittlig anpassningskostnad på närmare 25 kronor per kg kväveoxider. I modellen har i detta fall genomgående teknikvalet fallit på direkt vatteninsprutning, den teknik som i enlighet med modellens beskrivning av tekniker för emissionsreduktion åstadkommer just en femtioprocentig reduktion.

Skillnaden i åtgärdskostnader mellan reglering och handel illustrerar den potentiella välfärdsvinst som ligger i handel snarare än reglering. Anpassningskostnaden blir enligt modellen drygt 9 miljarder kronor per år lägre om handel tillämpas jämfört med reglering.

Ett öppet system, som tillåter handel mellan land och sjö innebär ytterligare potential. Åtgärdskostnaden på land har inte beskrivits i alla detaljer i detta arbete. Vid bestämning av vad som är att betrakta som bästa tillgängliga teknik, vilket krävs vid miljöprovning av större anläggningar enligt miljöbalken, används 40 kronor per kg kväveoxider som ett riktvärde. Den avgift på utsläpp av kväveoxider som utgår vid energiproduktion i fasta förbränningsanläggningar uppgår till samma belopp (se avsnitt 3.2). För svenska förhållanden bör därmed en åtgärdskostnad 40 kronor per kg kväveoxider för större landanläggningar kunna tillämpas som underlag för ett räkneexempel och användas som underlag för en överslagsmässig beräkning av den potentiella välfärdsvinsten vid handel mellan hav och land.

Vid sådan handel mellan hav och land, i en omfattning som motsvarar en halvering av sjöfartens utsläpp inom avgränsningsområdet (500 000 ton NO_x) kan anpassningskostnaden enligt modellen sänkas med närmare 85 procent eller 17 miljarder kronor per år. Genom att åtgärdskostnaden till sjöss understiger 40 kr per kg kväveoxider, upp till en minskning på

⁷⁴ En parallell kan i denna del dras till erfarenheter från USA där handel med utsläppsrätter, i förhållande till regleringslösningar identifierats som ett innovationsfrämjande styrmedel. Ellerman et.al., 2003.

närmare 90 procent (eller 900 000 ton), är samtidigt potentialen för effektivitetsvinster större om handeln görs mer omfattande.

Räknexemplet förutsätter att det finns köpare för utsläppsrätter motsvarande ca 500 000 ton kväveoxider per år. Möjligheter att skapa sådan efterfrågan diskuteras i följande kapitel.

6. Landsidan i det öppna systemet

En nyckelfråga i det öppna systemet är hur efterfrågan på utsläppskrediter kan skapas. I princip kan efterfrågan skapas från landverksamheter eller från luftfart. Luftfart och vägtrafik analyseras dock inte närmare. Istället sätts fokus i första hand på landanläggningar.

Det finns som nämnts två olika huvudinriktningar för att skapa en handel med utsläppsreduktioner. Den första är handel under en utsläppsbubbla. I ett sådant system anges hur stora utsläppen för de ingående landanläggningarna sammantaget får vara. Därefter delas eller auktioneras utsläppsrätterna ut. Sjöfarten skulle kunna räknas in i bubblan eller stå utanför, men då kunna sälja reduktioner till landanläggningar.

Den andra typen av system s.k. kreditbaserad handel, innebär som nämnts att en referensnivå anges. Krediter skapas genom uppfyllande av högre krav än vad som föreskrivits och krav på köp uppstår vid utsläpp över den nivån.

Verksamheterna på land i staterna kring Östersjön och Nordsjön släppte 2004 ut uppskattningsvis 6 600 tusen ton kväveoxider och 4 200 tusen ton svavel beräknat som svaveldioxid (antaget 60 % av EU 25, jämför tabell 2). Uppskattningsvis härrör 2 000 tusen ton kväveoxider och 3 200 tusen ton svaveldioxid från anläggningar som omfattas av direktivet om stora förbränningsanläggningar. År 2010 kan utsläppen från de stora anläggningarna antas grovt minska till i storleksordningen 1 500 ton kväveoxider och 1 700 ton svaveldioxid.

Utredningen har analyserat fem huvudalternativ för att från landsidan skapa en efterfrågan på utsläppskrediter. Därutöver finns ett antal varianter på dessa. De fyra huvudalternativen beskrivs i detta kapitel, där förutsättningarna för och konsekvenserna av ett tänkt införande beskrivs översiktligt. De fem beskrivna huvudalternativen⁷⁵ är:

⁷⁵ Varianter på alternativen kan handla om vilka landanläggningar som omfattas, vilka länder som ska delta, hur stor efterfrågan på utsläppskrediter som ska eftersträvas, om sjöfartens deltagande ska vara frivilligt eller inte, om landanläggningar får sälja utsläppskrediter och därmed handla med andra landanläggningar, om andra befintliga styrmedel ska vara kvar eller ej (NO_x-avgifter, svavelskatt, miljödifferenterade

1. Likformigt system där landverksamheter och sjöfart deltar på samma villkor.
2. Utsläppsbubbla för större anläggningar på land, medan sjöfarten deltar frivilligt.
3. Ytterligare krav vid nya tillstånd för landanläggningar. De ytterligare reduktionerna kan köpas från sjöfarten.
4. Landanläggningar får krav på köp av utsläppskrediter i proportion till fjolårets utsläpp. Sjöfarten deltar som frivillig säljande part.
5. Staterna kring Östersjön och Nordsjön åtar sig att köpa utsläppskrediter från fartyg som trafikerar Nordsjön och Östersjön.

Alla dessa alternativ kan inte i strikt mening kallas utsläppshandel. De första gör det fullt ut, medan de sista alternativen inte gör det.

I linje med de resonemang som förs i kapitel 5 finns det anledning överväga om det bör tillämpas en ”växelkurs” om handel sker mellan landkällor och sjöfart. Växelkurs kan vara motiverat vid handel mellan två geografiska områden. Så är fallet om en utsläppt enhet från ett område generellt orsakar påtagligt större hälso- och miljöskador än samma mängd utsläpp i ett annat område.

Innan en mer ingående beskrivning görs av de fyra huvudalternativen så görs en övergripande beskrivning av regelverket som styr större landanläggningars svavel- och kväveoxidutsläpp.

6.1 Nuvarande krav på landanläggningar

Under innevarande år skall de anläggningar i Europa som omfattas av direktivet om stora förbränningsanläggningar ha anpassat sin verksamhet till direktivets krav. I tillstånden regleras vanligen vilka begränsningsvärden som gäller för aktuell verksamhet. I Sverige kan begränsningsvärdena vara uttryckta som gränsvärden som skall underskridas och riktvärden, som om de överskrids innebär skyldighet att vidta åtgärder så att de kan underskridas.

farledsavgifter, krav på sjöfarten t ex 1,5 % svavel i svavelkontrollområden). Alla varianter beskrivs inte. I vissa fall kommenteras varianter för de fem huvudalternativen.

Tillstånd i Sverige ges för vissa verksamheter. Villkoren i dessa tillstånd kan reglera en eller flera av nedanstående aspekter:

- emissionernas omfattning per tidsenhet, per producerad mängd vara eller per använd energienhet,
- vilken koncentrationen av aktuellt ämne får vara i rökgaserna och koncentrationens nivå under olika tidsperioder,
- vilken typ av process- och reningsutrustning som ska användas,
- kvaliteten på energibärarna (bränslena) t ex svavelhalten,
- högsta koncentration av aktuell förorening i omgivningen samt eventuellt krav vad gäller lukt (ovanligt villkor).

Många svenska större anläggningar som omfattas av direktivet om stora förbränningsanläggningar har erhållit villkor som anger maximalt tillåtna utsläpp av svaveldioxid och/eller kväveoxider i rökgaserna eller per använd eller distribuerad energimängd. Maximalt årligt utsläpp, angivet i ton förorening, är som huvudregel inte reglerat.

Kraven för vissa anläggningars högsta tillåtna utsläpp styrs indirekt av krav som reglerats inom EU, exempelvis för större anläggningar för energiproduktion.⁷⁶ Kraven på svaveldioxid och kväveoxider regleras i dessa föreskrifter som milligram per normalkubikmeter rökgas vid vissa effektuttag. Angivna koncentrationer får inte överskridas som medelvärden för timmar (alternativt halvtimmar), kalendermånader och kalenderår. Det bör dock uppmärksammas att det trots föreskrifterna ändå vid provning alltid först skall avgöras vad som är bästa tillgängliga teknik för den prövade anläggningen. För det fall tillämpning av det som är bästa möjliga teknik för den enskilda anläggningen skulle ge högre utsläpp än minidirektivets värden gäller det senare. Villkoren för befintliga anläggningar kan variera beroende på förhållandena i varje enskilt fall och när tillståndet gavs.

T ex massabruk, kan ha maximalt årligt utsläpp av svaveldioxid och kväveoxider reglerat i villkor som gränsvärden. Verksamheten bedrivs alltid med en viss marginal till givna gränsvärden eftersom ett

⁷⁶ Se Naturvårdsverkets föreskrifter, NFS 2002:26 och NFS 2002:28.

överskridande kan leda till sanktioner. Normalt ligger därför de årliga utsläppen en bit under de tillåtna utsläppen. Finns behov av utökad eller ändrad produktion jämfört med tillståndet måste företaget ansöka om tillstånd för utökad eller ändrad verksamhet.

Vid sidan av tillståndsprövningssystemet används i svensk rätt idag bl.a. ett antal andra styrmedel, vilka på olika sätt syftar till att begränsa utsläppen till luft. Sedan 1992 utgår enligt lagen om miljöavgift på utsläpp av kväveoxider vid energiproduktion⁷⁷ en avgift på utsläpp av kväveoxider vid energiproduktion i fasta förbränningsanläggningar över 25 GWh. Avgiften uppgår för närvarande till 40 kronor per kg utsläpp av kväveoxider, räknade som kvävedioxid. Systemet är utformat så att det totala avgiftsbeloppet omfördelas mellan de avgiftsskyldiga. Det sker genom att intäkterna från miljöavgiften återbetalas till de avgiftsskyldiga i proportion till varje produktionsenhets andel av den sammanlagda nyttiggjorda energiproduktionen.

Anläggningar styrs även av förordningen om svavelhaltiga bränslen⁷⁸ som innehåller direkta utsläppskrav och krav om högsta tillåtna svavelinnehåll i bränsle. Kraven är formulerade som maximal svavelhalt i oljor och som gram svavel per megajoule bränsle vid förbränning. Kraven i EG s.k. svaveldirektiv⁷⁹ är införda i förordningen.

Sedan 1992 finns en svavelskatt (ca 30 kr per kg S) på fasta, flytande och gasformiga bränslen.⁸⁰ Skatten stimulerar till minskad svavelhalt i bränslet och till förbättrad rökgasrening.

6.2 Likformigt handelssystem för landanläggningar och sjöfart

I ett gemensamt system där landanläggningar och sjöfart deltar på lika villkor ges landanläggningar samma referensnivå som fartyg. I linje med beskrivningen av sjösidan i det öppna systemet i föregående kapitel kan den nivån uttryckas i termer av exempelvis kg kväveoxidutsläpp per ton olja eller oljeekvivalent. Med en sådan systemutformning beaktas att utsläppsreducerande åtgärder i olika grad genomförts till lands och till

⁷⁷ SFS 1990:613.

⁷⁸ NFS 1998:946.

⁷⁹ 1999/32/EG.

⁸⁰ SFS 1994:1776.

sjöss. Rent principiellt har detta alternativ fördelar både ur effektivitetsperspektiv och ur fördelningsperspektiv.

Frågan om gemensam referensnivå behöver inför ett eventuellt införande studeras vidare. Landsidans heterogenitet avseende energibärare och tekniska förutsättningar för utsläpsbegränsande åtgärder måste beaktas.

Vid en jämförelse med utvecklingen i USA, där utsläppshandel för landanläggningar till del kommit att ersätta regleringar framstår detta alternativ som särskilt intressant. Det hävdas att handel i USA har visat sig vara ett mer effektivt styrmedel ur administrativ synvinkel än regleringar. Utredningen har dock inte heller på den här punkten haft möjlighet att följa upp de amerikanska erfarenheterna i den omfattning som vore önskvärt.

På kort och medellång sikt bedöms det dock inte möjligt att införa ett sådant system i Europa. Som tidigare redovisats utgör dagens internationella regelverken på sjösidan, såväl som på landsidan, hinder för ett fullödigt system som också omfattar sjöfart som endast kör genom avgränsningsområdet utan att angöra hamn.

6.3 Utsläppsbubbla för land – frivillighet för sjöfart

Detta alternativ innebär att större landanläggningars tillståndsvillkor för svaveldioxid och kväveoxider justeras eller upphävs. Villkoren ersätts med en utsläppsbubbla. Bubblan kan exempelvis sättas 10 procent snävare än dagens sammanlagda årliga utsläpp för aktuella utsläppskällor. Utsläppsbubblan kan senare minskas ytterligare. Handel mellan anläggningarna tillåts och sjöfarten är med på frivillig basis. Deltagande fartyg får sälja reduktioner under viss angiven referensnivå så som beskrivits i föregående kapitel. En variant kan vara att sjöfarten är föremål för projektbaserade mekanismer, t ex liknande CDM och JI i befintligt handelssystem för koldioxid.⁸¹

Vid utsläppshandel inom en bubbla fördelas utsläppsrättigheterna genom auktion eller också delas de ut gratis till anläggningarna t ex i proportion till tidigare års utsläpp eller i proportion till anläggningens

⁸¹ CDM (Clean Development Mechanism), JI (Joint Implementation) är Koyotoprotokollets projektbaserade mekanismer. De medger att länder med åtaganden kan tillgodoräkna sig utsläppsminskningar i projektform, via tekniköverföring, i övergångsländer och utvecklingsländer.

produktionsvolym s.k. effektivitetsbaserade riktmärken. Det finns även mellanlägen vad gäller tilldelning av utsläppsrätterna. Ett särskilt regelsystem skapas för hur utsläppsrätter tilldelas och räknas.

Behovet av utsläppsrätter för anläggningar på land blir en funktion av dels utsläpp per använd energienhet eller produktionsenhet, dels verksamhetens omfattning. Då alla anläggningar som omfattas av direktivet om stora förbränningsanläggningar i oktober 2007 ska uppfylla kraven i direktivet på bl a bästa tillgängliga teknik kommer på kort sikt landanläggningars produktionsvolym bli avgörande för behovet att köpa utsläppsrätter. På längre sikt kan också innovationer och ny teknik påverka behovet.

Överskott på utsläppsrätter för landanläggningar kan uppstå om det blir nedgång för aktuell bransch eller om det sker en övergång till alternativa energibärare eller förändrade processteg. Dessa anläggningar konkurrerar då med sjöfarten om att sälja utsläppsrättigheter.

Detta alternativ uppskattas överslagsmässigt skapa efterfrågan på utsläppsrätter på ca 150 000 ton kväveoxider och 170 000 ton svaveldioxid från anläggningar som omfattas av direktivet om stora förbränningsanläggningar i länderna kring Östersjön och Nordsjön, förutsatt att bubblan sätts 10 procent mindre än vad utsläppen sammantaget skulle vara utan handelssystemets införande för berörda anläggningar på land.

Hur detta alternativ skulle påverka reglerade industriernas konkurrenskraft är en central aspekt. Det kan ta förhållandevis lång tid att utreda och lägga om kraven till en utsläppsbubbla för stora anläggningar i Nordeuropa. Omfattande ändringar i EU:s miljölagstiftning krävs.

6.4 Nya tillstånd på land – frivillighet för sjöfart

Detta alternativ bygger på att det vid prövning av nya anläggningar och vid omprövning av befintliga anläggningar, t ex anläggningar som omfattas av direktivet om stora förbränningsanläggningar, ställs hårdare krav än vad som annars skulle ha ställts på verksamheterna.

Detta alternativ kan innebära att utsläppet är villkorat till en given mängd per år oavsett omsättningen i verksamheten. Det måste även regleras om tillåten utsläppsmängd kan säljas även om omsättningen går ner p.g.a. nedgång i branschen eller om processen ställs om så att kväveoxid- eller

svaveldioxidutsläppen minskar kraftigt. En annan möjlighet kan vara att utsläppt mängd villkoras till använd eller producerad energienhet och då även energislag (bränsle) per år.

Hur lång tid det skulle kunna ta att införa ett sådant här system beror på hur omfattande ändringar som krävs i EG-direktiv och i lagstiftningarna i de deltagande länderna, bl a beroende på om ändringar krävs i vad gäller principen om bästa tillgängliga teknik i direktivet om stora förbränningsanläggningar.

Även vid ett införande kommer det att ta några år innan en större efterfrågan på utsläppskrediter byggts upp. Behovet av att köpa utsläppsrätter ökar i takt med att allt fler anläggningar blir föremål för omprövning.

Några år efter det att de nya reglerna införts kan efterfrågan på utsläppsreduktioner uppgå till omkring 30 000 ton kväveoxider respektive svaveldioxid i länderna kring Nordsjön och Östersjön. Räkneexemplet bygger på uppskattningen att 5 till 10 procent av de större anläggningarna omprövas eller får tillstånd för ny verksamhet per år och kraven antas i exemplet sättas ca 10 procent strängare för kväveoxider och svaveldioxid än vad som motsvaras av bästa tillgängliga teknik. En bieffekt som sannolikt uppstår och som inte beaktats i detta räkneexempel är att verksamhetsutövare kommer att försöka senarelägga omprövningar för förändrad produktion för att undvika ökade kostnader. Detta kan också ha en hämmande effekt på förändringar som av andra skäl är önskvärda.

6.5 Landkrav på köp av utsläppskrediter – frivillighet för sjöfarten

Ett sätt att kringgå behovet av stora ändringar i nuvarande regelverk är att föreskriva att alla större landanläggningar, t.ex. anläggningar som omfattas av direktivet om stora förbränningsanläggningar, årligen tvingas köpa utsläppskrediter motsvarande exempelvis 10 procent av föregående års utsläpp av svaveldioxid och kväveoxider. Frivilligt deltagande fartyg får sälja reduktioner under angiven referensnivå.

Om ett system som detta ska införas kräver även detta ändringar i lagstiftningen men i betydligt mindre omfattning. Antingen regleras det inom EU att vissa anläggningar på land i staterna kring Nordsjön och Östersjön måste köpa krediter i proportion till fjolårets utsläpp eller så införs nationella krav i berörda stater. Om större anläggningar

(anläggningar som omfattas av direktivet om stora förbränningsanläggningar) några år efter 2010 tvingas köpa utsläppskrediter motsvarande 10 procent av fjolårets utsläpp skapas en efterfrågan på utsläppskrediter motsvarande ca 150 000 ton kväveoxider och 170 000 ton svaveldioxid. Om inte kravet på köp ökar successivt minskar sannolikt även den årliga efterfrågan på utsläppskrediter då rening och effektiviseringar hos anläggningar på land fortgår.

Att på detta sätt lägga ytterligare ekonomisk börda läggs på större landanläggningar i Nordeuropa kan tyckas orättvist och strider mot principen om att förorenaren ska betala genom att landanläggningar direkt eller indirekt får finansiera emissionsbegränsande åtgärder inom sjöfarten. Det kan också skada effektiviteten i ekonomin om det innebär att anläggningar prissätts ur marknaden, genom att de får ekonomiska pålagor som ligger över de samhällsekonomiska kostnader som verksamheten ger upphov till. Produktion som är samhällsekonomiskt motiverad kan då komma att läggas ner och/eller flyttas till länder där motsvarande pålagor inte förekommer. Alternativet beräknas ge en sammanlagd årlig kostnadsökning för landanläggningarna i de länder som ligger runt Nordsjön och Östersjön på omkring 2 till 3 miljarder kronor.

Alternativet utgör ingen direkt handel med utsläppsrätter.

6.6 Stater köper utsläppskrediter från sjöfarten

Ett sätt för att undvika de ökade direkta kostnader för landanläggningarna är att berörda stater åtar sig reduktionskostnaderna genom att köpa utsläppskrediter från redare vars fartyg trafikerar Östersjön och Nordsjön. Att halvera utsläppen av svaveldioxid och kväveoxider på Öster- och Nordsjön skulle kosta ungefär 6 miljarder kronor. Åtagandet om köp från varje land skulle kunna stå i proportion till folkmängd, BNP eller utsläpp. Även ländernas förutsättningar att uppfylla EU:s takt direktiv skulle kunna utgöra en grund för krav på köp.

Differensen mellan prognos för EU-15 och dess åtagande för år 2010 enligt takt direktivet är några hundra tusen ton kväveoxider och något mindre för svaveldioxid

Ett alternativ som inte bygger på reglering av länders åtaganden är att enskilda stater, t ex Sverige, åtar sig att frivilligt köpa en viss volym utsläppsreduktioner. Säljande "fartyg" skulle kunna vara alla fartyg som

angör hamn i deltagande länder oavsett flagg eller möjligtvis begränsat till fartyg flaggade i EU-medlemsländer. Däremot skulle det knappast vara juridiskt möjligt att strikt rikta ”stödet” till svenskflaggade fartyg.

Vem som kan vara säljare avgörs av deltagande stater men stödet bör i enlighet med EU:s statstödslagstiftning anmälas till kommissionen. Om sådan upphandling av utsläppskrediter betraktas som statsstöd bör omfattningen inte överstiga befintliga riktlinjer för statsstöd.

6.7 Verifikation av utsläpp

En central fråga är hur verksamheternas utsläpp ska regleras och kontrolleras. Ska systemet bygga på företagens egna miljöredovisningar eller på uppgifter från särskilt kontrollorgan? Här kan idéer hämtas från det svenska avgiftssystemet för kväveoxider och från EU:s handelssystem för koldioxid. Även redovisningen på verifikation av fartygs utsläpp som beskrivs i föregående kapitel är till stora delar relevant för landsidan.

Det svenska avgiftssystemet för kväveoxidutsläpp omfattar år 2005 ca 400 pannor för el- och värmeproduktion. De samlade utsläppen uppgår till ca 14 000 ton kväveoxider per år. Avgiften är 40 kronor per kg kväveoxider oavsett bränsle. De samlade avgifterna, minus Naturvårdsverkets administrationskostnader, återbetalas till de avgiftsskyldiga i proportion till produktionsenheternas andel av den sammanlagda nyttiggjorda energiproduktionen. Detta ställer krav på kontroll.

Den verksamhetsutövare som mäter och registrerar mätvärden enligt Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd⁸² får basera sina inbetalningar på mätningarna. Reglerna anger bl.a. att under högst 5 procent av drifttiden får mätningar utebli och då ska utsläppen uppskattas enligt givna regler. Vid större avbrott får utsläpp beräknas till 1,5 gånger tidigare uppmätta medelvärden. Om mätning av utsläppen inte sker får utsläppen beräknas med en schablon för respektive bränsle.

Naturvårdsverket är beskattningsmyndighet och de avgiftsskyldiga ska vara registrerade och avge en särskild årlig deklaration för varje produktionsenhet. Deklarationen utgör också en ansökan om återbetalning. Med deklarationerna som underlag ger Naturvårdsverket regeringen

⁸² NFS 2004:6.

förslag på hur stort återföringsbeloppet (kr/MWh) ska vara. Om det istället är fråga om återbetalning ska Naturvårdsverket betala den senast 2 månader efter den dag då nettoavgifterna har kommit in. De sammanlagda kväveoxidavgifterna uppgår till knappt 600 miljoner kronor per år och Naturvårdsverkets administrativa kostnader till cirka 5 miljoner kr per år. Den statliga administrativa kostnaden uppgår således till en knapp procent, vilket måste bedömas som mycket måttligt i sammanhanget. Till detta ska läggas företagens kostnader för kontroll och administration. De relativt stora likheter som finns mellan administration av kväveoxidavgifterna och ett eventuellt system för utsläppshandel indikerar att de administrativa kostnaderna kan hållas måttliga.

Verifieringen av utsläpp vid handel med utsläppsrätter för koldioxid regleras i lagen om handel med utsläppsrätter och i föreskrifter och allmänna råd om utsläppsrätter för koldioxid.⁸³ Företag som omfattas av handel med utsläppsrätter ska senast den 31 mars varje år lämna en verifierad utsläppsrapport för föregående års utsläpp. Verifieringen innebär att utsläppsrapporten ska granskas och godkännas av en oberoende, ackrediterad kontrollör. Denna så kallade tredjepartskontroll ska i sin tur garantera att företagens utsläppsrapportering sker på ett opartiskt och likvärdigt sätt i EU:s samtliga medlemsländer.

6.8 Slutsatser

Att införa en utsläppsbubbla för större anläggningar i norra Europa, och därmed ta bort nuvarande regleringar i givna villkor för anläggningarna, kräver omfattande ändringar i ett antal grundläggande miljölagar i Europa och i Sverige. För berörda anläggningar krävs ändringar och undantag från grundläggande principer och regler i bl a direktivet om stora förbränningsanläggningar, direktivet om samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar, miljöbalken och deras följdlagstiftningar. Vad gäller nuvarande översyn av direktivet om stora förbränningsanläggningar har frågan om handel med kväveoxider och svavel tagits upp och frågan om att öppna direktivet för handel med utsläppsrätter är en av de aspekter som kommissionen aktualiserar i en

⁸³ SFS 2004:1194, NFS 2005:6.

pågående internetkonsultation, som inleddes 17e april och är öppen till 18 juni 2007.⁸⁴

Inför ett eventuell införande av utsläppshandel behöver, i enlighet med diskussionen i kapitel 5, en växelkurs övervägas som överslagsmässigt speglar de olika skadekostnaderna beroende på varifrån utsläppen härstammar.

Vid en frikostig tilldelning av utsläppsrätter och om handel tillåts mellan landanläggningar ökar risken för ökade utsläpp lokalt, vilket förutom ökad lokal miljöpåverkan också kan komma i konflikt med EU:s luftkvalitetsdirektiv. Hur stor efterfrågan initialt blir på utsläppskrediter beror på hur stor bubblan tillåts bli och hur den initiala fördelningen av utsläppsrätterna sker. Teoretisk kan stor efterfrågan på utsläppsrätter skapas och därmed även stor handel med reduktioner från sjöfarten.

Ytterligare en fråga som behöver redas ut för svensk del är om och hur handel med kväveoxider för större anläggningar kan kombineras med avgiftssystemet för kväveoxidutsläpp och med svavelskatten. Naturvårdsverket har framhållit att dubbla system inte är lämpligt bl.a. med hänsyn till att det är administrativt billigare att ha ett system i stället för två.⁸⁵ Införs handel med svaveldioxid och kväveoxider för större landanläggningar talar mycket för att berörda anläggningar inte ska omfattas av kväveoxidavgiftssystemet och svavelskatt.

Alternativet att ställa något strängare krav på större landbaserade anläggningar när de ska få villkor för att anläggningen är nytillkommen eller när den omprövas vid t ex utökning av verksamheten kräver inte lika omfattande ändringar i befintligt regelverk. Detta skapar dock betydligt mindre efterfrågan på utsläppskrediter eftersom förhållandevis få anläggningar tillkommer eller omprövas per år.

Att införa krav på landanläggningar att köpa utsläppskrediter från fartyg som motsvarar en viss procent av fjolårets utsläpp kräver sannolikt inte ändringar i europeisk grundläggande miljölagstiftning. Ett särskilt europeiskt regelverk för berörda länder eller regler i varje deltagande nation kan införas med dessa krav. För detta, liksom för ovanstående alternativ krävs dock ett regelverk som reglerar hur utsläppen ska

⁸⁴ <http://ec.europa.eu/environment/ippc/index.htm>.

⁸⁵ NV rapport 5356.

kvantifieras och kontrolleras. Som tidigare redovisats talar emellertid såväl effektivitetsskäl som fördelningsskäl (rättviseaspekten) mot detta alternativ. Alternativet strider mot principen att förorenaren ska betala genom att industrin på land, direkt får betala reningsåtgärderna på fartygen.

Redan på kortare sikt kan det vara möjligt att tillämpa det alternativ som innebär att staterna köper utsläppskrediter från sjöfarten. Även denna variant strider emellertid mot principen om att förorenaren betalar. Industrin drabbas dock inte direkt och staterna, och befolkningen som utsätts för föroreningarna, får via skattsedeln betala för reduktionerna. Möjligen kan EU:s riktlinjer för statsstöd till sjöfarten behöva ses över då utrymmet för många stater redan kan vara in-tecknat.

Nedan sammanfattas översiktligt olika sätt att skapa efterfrågan på utsläppskrediter enligt beskrivningen i detta kapitel.

Tabell 12. Sammanfattning av de olika alternativens potential och egenskaper. Angivna köp- och säljkvantiteter samt reduktion beaktar inte eventuell förekomst av en växelkurs.

	Köp 2010-15 1000 ton NOx/SOx	Sälj 2010-15 1000 ton NOx/SOx	Reduktion 2010-15 1000 ton NOx/SOx	Behov av regel- ändring	Princip BAT,	Princip PPP	Adm. kost. kr/kg
0	300/125	300/125	600/250	Medel	OK	OK	Medel
1	Följer av systemets utformning			Mkt stora	Nej	OK	Medel
2	150/170	>600/250	150/170	Mkt stora	Nej	Nej	Medel
3	30/30	>600/250	30/30	Stora	Nej	Nej	Hög
4	150/170	>600/250	150/170	Medel	OK	Nej	Medel
5	600/250	>600/250	600/250	Små	OK	Nej	Låg

0. Tvingande handel för enbart sjöfarten inom Östersjön och Nordsjön.
1. Gemensam bubbla för sjöfart och landanläggningar.
2. Tvingande bubbla för stora landanläggningar i länder kring Östersjön och Nordsjön. Frivilligt för sjöfarten på dessa hav.
3. 10 % strängare villkor på alla nya stora landanläggningar och vid omprövningar. De skärpta kraven tillmötesgår eller köps på marknad där även sjöfarten deltar.
4. Stora landanläggningar i stater kring Östersjön och Nordsjön tvingas köpa utsläppskrediter från fartyg i proportion till fjolårets utsläpp. Frivilligt för sjöfart på Nordsjön och Östersjön.
5. Stater runt Nordsjön och Östersjön köper utsläppsreduktioner hos fartyg.

7. En jämförande styrmedelsanalys

De styrmedel som vidtagits av Sverige och i Sveriges närområde för att begränsa sjöfartens utsläpp av svavel och kväveoxider och har varit av störst betydelse är dels teknisk reglering, dels ekonomiska styrmedel i form av miljödifferenterade avgifter.

7.1 Regleringar

Svavelhalten i bunkerolja har som nämnts reglerats globalt till maximalt 4,5 viktsprocent, en reglering som är så generös att den knappast har någon praktisk betydelse. I de s.k. svavelkontrollområden som Östersjön respektive Nordsjön utgör, gäller fr.o.m. i år gränsvärdet 1,5 viktsprocent svavel. Det är visserligen ett högt gränsvärde jämfört med andra sektorer, men det bidrar samtidigt till att sänka svaveldioxidutsläppen. För vissa nischer, såsom olja som används i hamn, har beslut fattats inom EU som är väsentligt mer ambitiösa.

Den reglering som finns avseende nya fartygs utsläpp av kväveoxider och som beskrivs av den s.k. IMO kurvan som återgetts i figur 5 i denna rapport är mycket måttlig. Den bekräftar närmast den teknikutveckling som skett. Inom sjöfarten förekommer inte, och så vitt känt, diskuteras inte heller, reglering enligt den modell som på landsidan representeras av ”bästa tillgängliga teknik” enligt EG-direktivet om Samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar.

Som ett underlag för en analys av regionala regleringsinitiativ, även inom kväveoxidområdet, finansierar Naturvårdsverket en studie av miljövinster och andra konsekvenser som skulle kunna uppstå om Sverige som hamnstat kräver att passagerarfärjor ska uppfylla vissa emissionskrav. Studien är ännu inte publicerad.

Reglering av bränslekvalitet, liksom av motorprestanda kommer att utvecklas och bör även fortsatt vara en viktig svensk prioritering i internationella förhandlingar. Med den beslutsmodell som råder inom den globala sjöfarten är trögheten i systemet stor. I det ligger risken att regleringar även fortsättningsvis blir teknikbegränsande snarare än teknikdrivande. Marknaden för nya, innovativa, lågemissionslösningar, utan ytterligare styrmedel, blir svag.

Kompletterande styrmedel som bidrar till att driva på marknaden är viktiga. Kan mindre marknader skapas för ny teknik som ger sådana lösningar tillfälle att visa att de fungerar kan de inte bara bidra till miljöförbättringar där de tillämpas, utan också skapa bättre förutsättningar för ett mer framgångsrikt regleringsarbete. De svenska miljödifferenterade farledsavgifterna har haft stor betydelse i detta avseende

7.2 Ekonomiska styrmedel

I ljuset av det som sagts om regleringar inom sjöfarten bör ekonomiska styrmedel för sjöfarten snarare ses som kompletterande, än som konkurrerande styrmedel till regleringar. Motsvarande logik torde gälla även på landsidan. Reglering baserad på bästa tillgängliga teknik ska inte i första hand ses som alternativ till utsläppshandel och andra ekonomiska styrmedel. Det kan tvärt om finnas starka skäl att tillämpa dem som kompletterande styrmedel för att kunna driva miljökrav längre.

Miljödifferenterade sjöfartsavgifter

De svenska farledsavgifternas primära syfte är att finansiera en väsentlig del av Sjöfartsverkets verksamhet, omfattande bl.a. farledshållning, sjömätning, isbrytning, sjöräddning och sektorsarbete. För att samtidigt stimulera till miljöanpassning har dessa farledsavgifter miljödifferenterats. Storleken på det incitament som kan skapas begränsas ytterst av att regeringen begränsat farledsavgifternas samlade storlek till den nivå som råder idag. I viss grad begränsas differentieringspotentialen även av Sjöfartsverkets ambition att ha en stabilitet i systemet så att intäkterna kan förutses och verksamheten kan planeras. Sammantaget innebär detta att farledsavgifternas incitament idag, för genomsnittsfartyget, är väl under 1 krona per kg för svavel- såväl som för kväveoxider. Med de institutionella förutsättningar som råder kan farledsavgifterna, med dagens åtgärds kostnader, aldrig enskilt ge incitament som fullt ut motiverar åtgärder för utsläppsreduktioner för sjöfarten. Miljödifferenterade hamnavgifter kan hjälpa till, men de insatser som hittills genomförts är till betydande del ett uttryck för lokala opinionstryck och marknadskrav från svenska färjeresenärer, svensk industri och internationella kryssningsturister.

Samtidigt som det står klart att farledsavgifternas direkta styrpotential är begränsad har Sverige sett det som angeläget att sprida denna praxis. Om

andra länder skapar liknande system växer det samlade incitamentet. Sverige har därför arbetat internationellt för att sprida denna svenska modell. I EU kommissionens vitbok från år 2001 framhålls de svenska farledsavgifterna som en intressant möjlighet⁸⁶. De utländska efterföljarna inom området är dock fortfarande i det närmaste obefintliga. En förklaring till det kan vara att farledsavgifter endast förekommer i några få länder.

Sammanfattningsvis är de miljödifferenterade farledsavgifterna väsentliga genom det incitament de ger, men kanske framför allt genom att det tydligt definierar en utveckling som är önskvärd ur samhällets perspektiv och som av många aktörer uppfattats som en tydlig indikation på de tekniska krav som kan komma att ställas i framtiden. Givet dagens institutionella ramar i Sverige, liksom i flera länder i norra Europa bedöms dock utvecklingspotentialen för detta styrmedel vara begränsad.

Kväveoxidskatt enligt norsk modell⁸⁷

Den kväveoxidskatt, eller avgift, som infördes i Norge den 1 januari 2007 har väsentligt större direkt styrpotential än de svenska farledsavgifterna. Det är en ren skatt som inte har de institutionella begränsningar som det svenska systemet. Kväveoxidavgiften uppgår till femton norska kronor per kg och ligger därmed på en sådan nivå att den fullt ut motiverar långtgående utsläppsrening för de fartyg som tillbringar större tid inom det avgiftsbelagda området.

I denna del ligger emellertid en begränsning. Avgiften tas endast ut från trafik på norskt territorialvatten, liksom på inrikestrafik även om delar av ruten sker utanför norskt territorialvatten. Faktiska utsläpps begränsningar är därför att vänta från begränsade marknadssegment. Systemets styrpotential stärks genom att fartyg och anläggningar kompenseras genom bidrag till kväveoxidreducerande åtgärder. Sammantaget förväntas en intäkt på ca 500 miljoner norska kronor medan ca 400 miljoner norska kronor avses gå till olika kompenserande åtgärder.

Utifrån svenska principiella utgångspunkter finns det inte nödvändigtvis anledning att avvisa den norska modellen. Såväl transportpolitikens kostnadsansvar, som miljöpolitikens princip om att förorenaren ska betala,

⁸⁶ KOM(2001) 370, s. 83.

⁸⁷ <http://www.ssb.no/emner/01/04/10/agassn/> och

http://www.toll.no/templates_TAD/Subject.aspx?id=105536&epslanguage=NO

ligger i linje med tillämpningen. Femton norska kronor behöver inte överskrida den faktiska utsläppskostnaden. Problemen ligger snarare i att i praktiken tillämpa en nationell skatt för sjöfart. På samma sätt som diskussionen om eventuell handel med utsläppsrätter enligt denna utredning bör ske i ett internationellt perspektiv bör även internationell beskattning betraktas på samma sätt. På kort och medellång sikt kan det framstå som i det närmaste ogörligt att nå europeisk samsyn kring en internationell skatt av detta slag.

Utsläppshandel

Liksom den norska kväveoxidskatten har handel med utsläppsrätter, så som det diskuterats i den här utredningen, potential att skapa väsentliga incitament för utsläppsbegränsningar inom sjöfarten. En förutsättning som återstår att klara ut är dock att det faktiskt råder utbytbarhet mellan utsläpp till lands och till sjöss. Beträffande kväveoxider förefaller det emellertid klarlagt att den andra förutsättningen för att handel ska ha potential är uppfylld, d.v.s. att åtgärds-kostnaderna varierar mellan olika aktörer till sjöss och till lands. En fråga som dock behöver studeras vidare är hur eventuell tilldelning eller auktion av utsläppsrätter ska gå till. Utsläppsreducerande åtgärder har generellt vidtagits i betydligt högre utsträckning till "lands" än till "sjöss". Liknande förutsättningar bör råda för att få tillgodoräkna sig redan vidtagna utsläppsreducerande åtgärder.

Utsläppshandel har miljömässig och effektivitetsmässig potential framförallt om den kan införas snabbare än regleringar och skatter. Så kan vara fallet dels genom att den internationella lagstiftningsprocess som krävs är lättare inom transport- respektive miljöområdet än inom skatteområdet, dels genom att det inte krävs den omfattande IMO-process som föregår reglering.

Vidare visar analysen i detta arbete att utsläppshandelns flexibilitet kan göra en anpassning till en viss utsläppsnivå av kväveoxider mindre kostsam genom att handel stimulerar till åtgärder för vilka anpassningskostnaderna är lägst. Enligt modellberäkningarna kan det med dagens fartygsflotta innebära årliga kostnadsbesparingar på flera miljarder kronor per år för Östersjön och Nordsjön. I den takt regleringar av kväveoxidutsläpp införs minskar den potentialen.

Utsläppshandel för kväveoxider kan generellt sett förväntas vara mindre kostsam för de aktörer styrningen riktas mot:

- I ett skattesystem får den skattskyldige inte bara betala de kostnader som är förknippade med den utsläppsreduktion som skatten leder till, utan också betala skatt för de återstående utsläppen.
- Ren reglering erbjuder inte möjlighet för verksamheter med höga åtgärds-kostnader att istället köpa billigare utsläppsätter utan tvingar fram dyrare anpassningar.

Mot denna bakgrund är det inte förvånande om motståndet mot handel är mindre, än motståndet mot skatter och regleringar för att uppnå motsvarande effekt.

Medan åtgärds-kostnader för att reducera utsläppen av kväveoxider varierar påtagligt mellan olika fartyg, såväl som mellan sjö och land är situationen delvis en annan beträffande svavel. Åtgärds-kostnaden inom sjöfarten är generellt sett den samma, eftersom den främsta åtgärden är att använda lågsvavlig olja. Svavelutsläppen är direkt proportionella till svavelhalten (utom i de enstaka marina skrubberinstallationer som förekommer experimentellt) och merkostnaden för lågsvavlig olja är i princip den samma för alla.

Andra ekonomiska styrmedel

Rent principiellt kan miljödifferntiering ske även av andra avgifter eller subventionssystem. Naturvårdsverket och Sjöfartsverket har gemensamt beställt en studie av möjligheter att miljödifferntiera sjöfartsstödet. Projektets syfte var att ge ett underlag till att besvara frågan om en miljödifferntiering av sjöfartsstödet kan vara en möjlig och lämplig väg för att miljöanpassa sjöfarten.

Studien kommer fram till att eventuell miljödifferntiering bör inriktas på kväveoxider, att styrmedlet är kraftfullt men att det styr på en delvis felaktig grund då stödets storlek, enligt den modellen som studien prövar, bestäms av en kombination av personalstyrkan ombord och maskinernas specifika utsläpp av kväveoxider snarare än av de faktiska utsläppsmängderna. Att införa en ensidig svensk miljödifferntiering enligt studerat alternativ skulle enligt konsulten ge påtagliga minskningar av kväveoxidutsläppen från handelssjöfarten i svenskt närområde men även riskera att kunna leda till en betydande utflaggning av svenskflaggade fartyg. Omfattningen av utflaggningen är svårbedömd.⁸⁸

⁸⁸ Swahn, Swahn, 2007,

Även andra styrmedel som totalt sett kan bedömas ha mindre potential än regleringar och ekonomiska styrmedel kan vara betydelsefulla. Som exempel på sådana kan nämnas forskning och utveckling, miljökrav vid upphandling (exempelvis Gotlandstrafiken) och sektorsarbete.

Både på kort- och på lång sikt framstår reglering av fartyg och drivmedel som en huvudlinje. Ekonomiska styrmedel är samtidigt viktiga komplement för att driva på utveckling av ny teknik, stimulera till användning av existerande teknik och skapa förutsättningar för en mer offensiv regleringspolitik. Ekonomiska styrmedel har också potential att stimulera särskilda insatser i specifika områden där miljöproblemen är värre eller där miljöambitionerna är högre än på andra håll.

8. Sammanfattning och slutsatser

- Sjöfartens utsläpp av svavel- och kväveoxider är stora och ytterligare åtgärder för att reducera utsläppen från sektorn är angelägna.
- Det är teknisk möjligt att utforma tillfredsställande administrativa processer för utsläppshandelssystem för svavel- och kväveoxider där sjöfarten ingår.
- Frågan om i vilken utsträckning det föreligger utbytbarhet mellan utsläpp av kväve- respektive svaveloxider till lands, till sjöss och mellan olika regioner är av grundläggande betydelse i sammanhanget och kräver vidare analys.
- Förutsatt att det föreligger utbytbarhet mellan utsläpp från olika utsläppsplatser har utsläppshandelssystem i olika hög grad, åtminstone på kort och medellång sikt, teoretisk potential att bidra till väsentliga effektivitetsförbättringar.
- System för handel med utsläppsrätter för svavel- och kväveoxider, där sjöfarten ingår, bör behandlas i ett internationellt sammanhang.
- På kort sikt utgör internationell rätt väsentliga restriktioner för hur utsläppshandelssystem kan utformas.
- Utredningen tar inte ställning till om något system för handel med utsläppsrätter bör införas eller hur det i så fall bör utformas.

Utsläpp av kväve- och svaveldioxider i Europa och på haven i dess närhet orsakar hälso- och miljöproblem. Betydande åtgärder har vidtagits till lands. I Europa är landbaserade verksamheters utsläpp av svavel- och kväveoxider fortfarande större än sjöfartens, men enligt aktuella prognoser, baserade på hittills fattade beslut, förutses sjöfartens utsläpp av dessa föroreningar, utan ytterligare åtgärder, inom en femtonårsperiod vara större än landbaserade källors utsläpp.

Som en följd av att åtgärderna på sjösidan varit små i förhållande till landsidan är samtidigt kostnaderna för ytterligare utsläppsreduktioner, i synnerhet för kväveoxider, väsentligt lägre till sjöss än till lands. Det finns inte anledning att förvänta att en anpassning, i önskvärd takt och omfattning, sker spontant inom sjöfarten. Det är därför angeläget att det införs ytterligare styrmedel för att begränsa sjöfartens utsläpp av dessa luftföroreningar.

Det är sannolikt att problemen med sjöfartens utsläpp av luftföroreningar på lång sikt kan lösas effektivt och till låga kostnader genom i anspråkstagande av den tekniska utvecklingen och tekniska krav på fartyg och drivmedel. Utvecklingen kan då liknas vid den vi ser på vägsidan. I en sådan värld är också värdet av andra styrmedel, såsom utsläppshandel eller miljöavgifter, väsentligt lägre än idag. All erfarenhet talar emellertid för att utvecklingen inom sjöfarten går mycket långsamt. Näringsens globala karaktär och en beslutsordning i internationella fora som bygger på konsensus hämmar utvecklingstakten väsentligt. När möjliga styrmedel för att begränsa sjöfartens utsläpp diskuteras är det därför viktigt att försöka utforma dessa på ett sådant sätt att de kan ha förutsättningar att nå snabbare acceptans än de internationella tekniska krav som kan förväntas. Styrmedel som kan införas relativt snart kan överbrygga perioden mellan idag och den framtid när tekniska krav åtföljda av teknisk utveckling och innovation mer eller mindre eliminerat sjöfartens problem med svavel- och kväveoxidutsläpp. Om system för handel med utsläppsrätter tar lika lång tid att införas som internationell teknisk reglering har det begränsad potential att bidra till miljöanpassning av sjöfarten, jämfört med system som kan införas tidigare.

En slutsats är att system för handel med utsläppsrätter för svavel- och kväveoxider, där sjöfarten ingår, bör diskuteras och beslutas i ett internationellt sammanhang. Miljöproblemen i fråga är gränsöverskridande, sjöfarten är en internationell näring samtidigt som handelssystemens potential växer med storleken och antal källor som omfattas. Ett eventuellt utsläppshandelssystem bör redan från början ges en utformning så att de administrativa systemen också kan utnyttjas för handelsystem avseende andra ämnen och även tillåter att ytterligare länder eller regioner ansluts.

I föreliggande utredning anläggs ett perspektiv som innebär att ett system införs för sjöfart på Östersjön och Nordsjön samtidigt som det omfattar alla

länder som ligger runt kusterna. Denna avgränsning gäller för bägge de system som enligt uppdraget ska utredas: såväl för det öppna, sektorsövergripande handelssystemet, som för det slutna systemet där endast sjöfarten ingår. Ett fokus på Östersjön och Nordsjön innebär emellertid inte att analys och slutsatser är irrelevanta för ett mer begränsat införande, exempelvis endast i Nordsjön eller i Östersjön.

För att handel med utsläppsätter ska ha förutsättningar att vara motiverad krävs generellt sett:

- Att det finns en utbytbarhet mellan aktuella utsläpp från olika källor och
- att åtgärdskostnaden varierar mellan olika källor.

Frågan om i vilken utsträckning det föreligger utbytbarhet mellan utsläpp av kväve- respektive svaveloxider till lands, till sjöss och mellan olika regioner har givits stor uppmärksamhet i detta arbete. Utredningen når dock inte fram till en slutlig bedömning av frågan. En stark rekommendation är därför att frågan ges prioritet om regeringen vill gå vidare med en analys av handelssystem av dessa slag. Det torde vara intressant att med existerande emissionsspridningsmodeller, teoretiskt analysera hur miljöbelastningen (deposition, bakgrundshalt) påverkar olika regioner beroende på var en viss utsläppsreduktion görs.

I utredningen redovisas hur utsläppshandelssystem för svavel- och kväveoxider som omfattar sjöfart kan utformas och administreras. Det konstateras att det teknisk sett är fullt möjligt att utforma tillfredsställande administrativa processer för sådana system.

Den modell som byggts upp för att beskriva sjöfartens kostnader för att minska utsläppen av kväveoxider inom avgränsningsområdet visar bl.a. att åtgärdskostnaden varierar väsentligt inom sjöfarten. Det beror framför allt på fartygens trafikmönster. Investeringar i reningsutrustning på fartyg som hela tiden rör sig inom avgränsningsområdet bidrar till utsläppsreduktioner i området under alla driftstimmar medan situationen är en helt annan för fartyg som går i oceanfart. För dessa fartyg ger motsvarande investeringar effekt i form av minskade utsläpp inom området endast under en mindre del av den samlade drifttiden.

Åtgärdskostnaderna per ton utsläppsreduktion varierar också väsentligt beroende på var i livscykelns fartyg befinner sig. Åtgärder är billigare vid nybyggnation än vid efterinstallation samtidigt som efterinstallation till viss del också behöver skrivas av under färre år. Det senare gäller i synnerhet äldre fartyg som närmar sig tidpunkten för skrotning. I viss utsträckning beror också skillnader i fartygs åtgärdskostnad på skilda tekniska egenskaper och individuell utformning.

Modellberäkningarna ger vid handen att en halvering av sjöfartens utsläpp av kväveoxidutsläpp i avgränsningsområdet (500 000 ton per år) kan ske till en genomsnittlig kostnad av mellan 6 och 7 kronor per kg kväveoxider. En generell reglering för samtliga fartyg, med innebörden att de ska halvera sina individuella utsläpp beräknas på motsvarande sätt kräva en genomsnittlig anpassningskostnad på närmare 25 kronor per kg kväveoxider. Skillnaden i åtgärdskostnader mellan reglering och handel illustrerar den potentiella välfärdsvinst som ligger i ett sjöfartsinternt handelssystem. Kostnadsskillnaden beror av att regleringsalternativet tvingar fram åtgärder även för fartyg där åtgärdskostnaderna är mycket höga, exempelvis till följd av att fartygen rör sig inom avgränsningsområdet under kort tid. Välfärdsvinsten kan enligt modellen uppgå till drygt 9 miljarder kronor per år.

Ett öppet system (handel inom en utsläppsbulle eller kreditbaserad handel), som tillåter handel mellan land och sjö, har jämfört med ett sjöfartsinternt system ytterligare teoretisk potential, vilket kan illustreras av ett räkneexempel. Om åtgärdskostnad på landsidan bedöms vara 40 kronor per kg kväveoxider och handel av en omfattning på 500 000 ton kväveoxider per år kan åstadkommas kan anpassningskostnaden för en minskning av kväveoxidutsläppen i avgränsningsområdet sänkas med närmare 85 procent eller 17 miljarder kronor per år om tillkommande utsläppsreduktioner kan flyttas från land till hav.

Beträffande skilda systems potential i termer av effektivitet och utsläppsreduktion analyserar utredningen framför allt kväveoxider. Gällande handel med utsläppsätter för svavel förefaller det ha mindre potential i ett sjöfartsinternt system, till följd av att åtgärdskostnaderna mellan skilda fartyg varierar i mindre grad. Att vidta den mest näraliggande och konkurrenskraftiga åtgärden – att använda lågsvavlig bunker, kostar i princip lika mycket per reducerat ton för alla fartyg. För ett

öppet system kan åtgärdskostnaderna mellan sektorerna däremot vara större, liksom därmed även de potentiella välfärdsvinsterna.

Det slutna utsläppshandelssystemet som skisserats i rapporten är mer fullständigt beskrivet än det öppna i den mening att det både beskriver systemets utbuds- och efterfrågesida. Systemet kräver att det utvecklas en samsyn mellan avgränsningsområdets kuststater. Det slutna, sjöfartsinterna systemet har fördelar i att det inte kräver förändring av internationell lagstiftning, att det svarar mot principen att förorenaren betalar och att dess reduktionspotential torde vara relativt stor. En nackdel är att konkurrensnedvridning kan förväntas framför allt till nackdel för hamnar i avgränsningsområdets utkant. Den teoretiska potentialen till välfärdsvinster är stor. Det slutna systemet är sannolikt förknippat med mindre växelkursproblem än öppna system.

Som redovisats kan efterfrågesidan i ett öppet, sektorsövergripande system, konstrueras på skilda sätt.

Det alternativ som ligger närmast ekonomisk teori är förmodligen att skapa ett system där bägge sektorer deltar på samma premisser. De ges samma referensnivå i termer av exempelvis utsläpp av kväveoxider per använt ton olja eller oljeekvivalent om det utformas som ett system för kreditbaserad handel. Åtminstone teoretiskt bör det också vara möjligt att utforma ett motsvarande system med handel inom en gemensam utsläppsbubbla. Ett sådant systems fördelar ligger främst i att det uppfyller principen om att förorenaren betalar, att reduktionspotentialen är stor, liksom i att de potentiella välfärdsvinsterna är stora - större än i det slutna systemet. Liksom övriga öppna system bör detta i princip kunna bidra till att jämna ut eventuella åtgärdskostnadsskillnader på landsidan och därmed bidra till att åstadkomma mer lika konkurrensvillkor mellan landindustrier. Alternativet kräver emellertid ett omfattande juridiskt utvecklingsarbete. Det krävs samsyn på EU-nivå, eftersom flera EG-direktiv behöver förändras för att bana väg för systemets landsida. Ett fullödigt system som också omfattar transitsjöfart, som inte angör hamn i avgränsningsområdet, kräver också förändring av den internationella havsrättskonventionen.

Ett öppet system kan i princip utformas så att sjöfart deltar frivilligt och handlar mot en "bubbla" på landsidan som skapas genom att landanläggningar, vid omprövningar av tillstånd, tillåts handla med en viss del av den reduktionsnivå som fastställs enligt principen om bästa tillgängliga teknik. Ett sådant alternativ svarar inte upp mot principen att

förearen betalar och reduktionspotentialen är mindre. Alternativet har en fördel i att det inte kräver komplicerad reglering på sjösidan. Det krävs däremot att det skapas samsyn kring förslaget på EU-nivå. Även i detta alternativ krävs att de flera EG-direktiv som reglerar utsläppen på landsidan ändras.

I utredningen diskuteras också möjligheten att skapa efterfrågan på utsläppskrediter i ett öppet system genom att kraven för reglerad industri på landsidan höjs. Alternativet uppfyller inte principen om att förearen betalar och bör inte betraktas som ett utsläppshandelssystem, utan snarare ses som beskattning av en verksamhet för att finansiera subventioner till en annan. Alternativet har en fördel i att det inte kräver förändring i EG-lagstiftning. Liksom i det slutna systemet för sjöfart räcker det med att det nås en samsyn mellan avgränsningsområdets kuststater.

Möjligheten att skapa efterfrågan på utsläppskrediter genom att stater köper sådana har en fördel i den enkla juridiska överbyggnaden. Det krävs att deltagande länder når en samsyn, men någon förändring av internationell rätt behövs sannolikt inte. Systemet har en nackdel i att principen om att förearen betalar inte uppfylls och att det utgör en belastning på respektive lands statsbudget. Därtill måste ett sådant system utformas på ett sätt så att det inte hamnar i strid med EG:s statsstödsregler.

Utredningen tar inte ställning till om något system för handel med utsläppsrätter bör införas eller hur det i så fall bör utformas. Däremot konstateras att det finns väsentliga frågor som återstår att lösa och vissa förhållanden som särskilt måste beaktas. Det torde vara lämpligt att länder kring Östersjön och Nordsjön involveras i fortsatt analys av området.

Utbytbarheten mellan utsläpp till sjöss och lands behöver, som redan påpekats, uppmärksammas vidare. Är det tillfredsställande att i det här sammanhanget värdera aktuella utsläpp till lands i olika regioner och på Nordsjön respektive Östersjön lika, eller bör ett system inkludera en ”växelkurs” för att hantera utsläppens olika skadestod?

Befintliga regelverk utgör på kort och medellång sikt begränsningar för hur handelssystem för utsläpp kan utformas. Dagens europeiska lagstiftning (införd i svensk rätt) sätter bland annat krav på användning av bästa möjliga teknik för utsläpp från många landanläggningar och lämnar små eller inga möjligheter att tillåta högre utsläpp iland i utbyte mot utsläppsreduktioner till sjöss. För att skapa ett effektivt handelssystem som

också omfattar landsidan behöver som nämnts tre EG-direktiv ändras. Det kräver att det nås samsyn kring grundtankarna i ett handelssystem i hela kretsen av medlemsländer, inte bara i kuststaterna kring Nordsjön och Östersjön. En teoretiskt kortast möjliga tid att få igenom sådana förändringar bedöms vara 3 till 4 år. Sådana förändringar skulle således absolut tidigast kunna vara genomförda år 2012.

FN:s havsrättskonvention hindrar pålagor på fartyg som passerar en nations vatten utan att angöra hamn. För fartyg som angör en hamn har en stat större möjlighet att införa styrmedel såsom de svenska miljödifferenterade farledsavgifterna.

Samtidigt som internationell rätt utgör en modererande faktor för möjligheter att införa system för handel med utsläppsrätter pågår idag, såväl inom EU som inom IMO diskussioner om utsläppshandel.

Utsläppshandel för svavel- och kväveoxider kan potentiellt ersätta vissa andra styrmedel för minskade utsläpp, men kommer rimligen aldrig att kunna utgöra det enda styrmedlet inom området. Särskilda regelverk kommer under överskådlig tid med säkerhet att krävas för att garantera miljökvalitén lokalt. Det kan inte uteslutas att det fortsatt skulle vara motiverat med miljödifferenterade hamn- och farledsavgifter i Sverige.

Ett teoretiskt sett näraliggande alternativ till handel med utsläppsrätter kan vara att införa ett fullödigt system för miljöavgifter för sjöfartens utsläpp av svavel- och kväveoxider. Tekniskt sett är svårigheterna i stort sett de samma som för ett handelssystem. Fartygsutsläpp måste certifieras och kontrolleras och det krävs kunskap för att avgöra om avgifterna skall differentieras mellan olika områden på ett sätt som i ett handelssystem speglas av en växelkurs. Den väsentliga skillnaden ligger snarast i hur kostnader och resurser fördelas.

Vid ett avgiftssystem skulle sjöfartsnäringen dels få betala de anpassningskostnader i miljövänlig teknik som vidtas inklusive administrationen, dels en miljökostnad (avgift) för de återstående utsläppen. En sådan ordning är rimlig sett ur ett miljöpolitiskt, såväl som ur ett transportpolitiskt perspektiv. Det kan dock förutses att sjöfartsnäringen skulle vara negativ. En viktig fråga skulle också bli hur intäkter från ett internationellt avgiftssystem ska fördelas. Ska de återföras till dem som drabbas av utsläppen, till de deltagande länderna efter omfattningen av trafiken inom territorialvattnet eller inom ekonomisk zon, eller ska de återföras direkt till

närings? Om avgiftssystemet utformas så att intäkterna från det återbetalas till närings är konsekvenserna av det likartade, jämfört med ett slutet, sjöfartsinternt handelssystem. I bägge fall begränsas då kostnaderna för närings till kostnader förknippade med rening och administration av systemet.

Vid ett öppet handelssystem av det slag som skissas i rapporten finns det ingen anledning att vänta något motstånd från sjöfarten. De deltar frivilligt och kan genom att sälja utsläppskrediter få alla sina kostnader täckta för att miljöanpassa sina fartyg. Om ett sådant system utformas på ett sätt som medför ytterligare krav, utöver de som ställs med dagens lagstiftning, innebär det ytterligare krav för landanläggningar och motstånd från landbaserad industri kan förväntas.

Går det däremot att införa ett system som innebär att landbaserad industri kan ersätta kostsamma åtgärder på sina anläggningar genom att köpa utsläppskrediter från sjöfarten kan båda sidor göras till vinnare. Detta medför dock att förväntade utsläppsminskningar på land uteblir.

Det är väsentligt att ett eventuellt handelssystem för utsläppsrätter utformas så att de inte äventyrar anpassningen i riktning mot miljömålen, utan tvärtom påskyndar en utveckling i denna önskvärda riktning.

Bilaga 1 Utsläpp i Sverige

Utsläpp av svaveldioxid och kväveoxider från svenska källor år 2005, tusentals ton. Källa: Naturvårdsverkets rapportering enligt EU:s takdirektiv.

	SO₂	%	NO_x	%
El- och värmeproduktion	8,14	(21)	12,41	(6)
Energiproduktion i bostäder och service	1,2		5,12	
Energiproduktion i industrin	9,59	(24)	43,96	
Industriprocesser (inkl. raff och olje/gashantering)	15,63	(39)	15,52	
Vägtrafik	0,14		83,52	
Inrikes sjöfart (exkl. fiske)	3,92	(10)	7,02	
Inrikes flyg	0,21		2,78	
Järnväg	0		1,4	
Arbetsmaskiner (inkl. militära fordon och fiske)	0,68		32,66	
Övrigt (stationära källor i jordbruk, FA-förbränning)	0,17		0,47	
Summa (enl. rapporteringen)	39,69	(100)	204,86	(100)

Därutöver rapporteras Svenska utsläpp från internationell flyg och sjöfart.

Flyg	0,62	9,09
Sjöfart	90,2	140,53

Bilaga 2. Fartyg med kväveoxirabatt i det svenska farledsavgiftssystemet

Fartyg med kväveoxidcertifikat, åtgärdstyp och beräknad utsläppsminskning. Sjöfartsverkets statsfartyg, som inte erlägger farledsavgift, har blåskuggats i tabellen. Källa: Sjöfartsverket.

Name of ship	Type	First approval date	Emission level g/kWh		Reduction in tonnes/ year compared to a conventional ship	Measure
			Before	After 1st certification		
Atle	Icebreaker	1999-06-03	15,00	2,00	Varierande	SCR
Aurora	Pass	2003-01-07	14,50	3,71	612	SCR
Balder Viking	Icebreaker		14,50	3,50	Varierande	SCR
Baltic Press	Roro	2005-12-28	14,50	8,60	104	EIM
Baltic Print	Roro	2005-12-05	14,50	8,50	104	EIM
Balticborg	Roro	2004-09-01	14,50	2,50	802	SCR
Birka Exporter	Roro	2003-12-03	14,50	1,30	541	SCR
Birka Paradise	Pass	2004-11-10	14,50	0,40	2127	SCR
Birka Princess	Pass	2002-05-13	14,50	0,54	1393	SCR
Birka Shipper	Roro	2001-11-28	14,50	1,30	533	SCR
Birka Transporter	Roro	2002-11-18	14,50	1,20	537	SCR
Bothniaborg	Roro	2005-02-22	14,50	1,90	842	SCR
Cellus	General cargo	2001-11-27	14,50	1,30	358	SCR
Forester	Dry cargo	2003-08-26	14,50	1,90	235	SCR
Gotland	Ro-pax	2003-12-18	14,50	1,60	3107	SCR
Gotlandia II SKWR	Pass	2006-05-09	14,50	1,57	2125	SCR
Hamlet	Pass	2006-10-25	14,50	0,30	472	SCR
HSC Gotland_SJLC	Pass HSC	2002-12-05	14,50	0,80	1781	SCR
Mariella	Ro-pax	2001-07-03	15,00	4,40	1070	HAM
Mercandia IV	Pass- o bil	2007-01-09	14,50	1,30	145	SCR
Mercandia VIII	Pass- o bil	2007-01-09	14,50	1,10	147	SCR
Navigo	Tanker	2002-07-03	15,00	7,80	301	Magnetizer

Obbola	Roro	2004-11-03	14,50	1,00	818	SCR
Ortviken	Roro	1999-12-15	14,50	0,80	818	SCR
Scandica	Work vessel	1994-12-19	12,00	0,80	Varierande	SCR
Schieborg	Roro	2003-08-26	15,00	2,00	1156	SCR
Sigyn	Nuketrpship	2002-08-20	14,50	1,10	Varierande	SCR
Silja Europa	Ro-pax	2003-05-23	15,00	2,60	2216	SCR
Silja Festival	Ro-pax	2001-05-23	14,50	4,20	1552	SCR
Silja Serenade	Ro-pax	2002-08-29	14,50	5,94	1652	Waterinj + SCR
Silja Symphony	Ro-pax	2002-09-23	14,50	5,51	1685	Waterinj + SCR
Slingeborg	Roro	2000-11-20	14,50	1,80	1132	SCR
Spaarneborg	Roro	2000-12-06	14,50	2,50	1117	SCR
Stena Jutlandica	Ro-pax	1998-12-22	14,50	1,30	1915	SCR
TransPulp	Roro	2007-03-15	14,50	0,40	1806	SCR
Thjelvar	Ro-pax General cargo	2001-12-10	14,50	0,60	1054	SCR
Timbus	Ro-pax General cargo	2003-03-21	15,00	1,60	375	SCR
Tor Viking	Icebreaker		15,00	3,50	Varierande	SCR
Transpaper	Roro	2006-11-06	14,50	0,40	1806	SCR
Tycho Brahe	Pass	2006-12-05	14,50	0,30	612	SCR
Vidar Viking	Icebreaker		14,50	3,50	Varierande	SCR
Viking Cinderella	Pass	2003-10-02	14,50	0,40	2420	SCR
Viktorja I	Ro-pax	2004-06-24	14,50	3,90	1548	SCR
Visby	Ro-pax	2001-12-10	14,50	1,60	3107	SCR
Östrand	Roro	2004-11-16	14,50	1,20	806	SCR
Totalt, excluding icebreakers and work vessels					45326	

10. Referenser

AEA Technology Environment, *Damages per tonne of PM_{2.5}, NH₃, SO₂ NO_x and VOCs from each EU25 Member State (excluding Cyprus) and surrounding seas*, stencil mars 2005.

BusinessEurope (The Confederation of European Business), *Positions statement on possible revisions to the national emissions ceilings directive*, stencil, 9 mars 2007.

Carlgren Andreas, Malmström Cecilia, *Vi satsar en halv miljard på att rena vår havsmiljö*, DN debatt, 2007 04 11.

Cembureau (The European Cement Association), Ceramine-unie (Liaison office of the European Ceramic Industry), CPIV (The European Glass Federation), ECGA (The European Association of Carbon and Graphite Producers), EuLA (The European Lime Association), Euroalliages (The European Association of Ferro-Alloys), Eurofer (European Confederation of Iron and Steel Industries), Eurometaux (European Association of non-Ferrous Metals Industries), Eutromines (The European Association of Mining Industries), *Emission trading scheme for NO_x and SO₂*, stencil 27 februari 2007.

Cofala, Amann, Heyes, Klimont, Posch, Schöpp, *Analysis of Policy Measures to Reduce Ship Emissions in the Context of the Revision of the National Emissions Ceilings Directive – Interim report*, IIASA, oktober 2006.

Ds 2003:41, *Nya farledsavgifter*, Stockholm 2003.

Ellerman, Jaskow, Harrison, *Emission trading in the US – Experiences, Lessons, and Considerations for Greenhouse Gases*, 2003.

Electrowatt-Ekono, *Estimation of Marginal Environmental Emission Cost of Maritime Transport – Pilot study based on the ExternE methodology*, 2002.

Entec UK Limited, *Assignment, Abatement and Market-based Instruments – Task 2b, NO_x Abatement*, augusti 2005.

EU, *Samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar*, Dir. 96/61/EG.

EU, *Tillämpning av internationella normer för säkerhet på fartyg, förhindrande av förorening samt boende- och arbetsförhållanden ombord på fartyg som anlöper gemenskapens hamnar och framförs i medlemsstaternas territorialvatten (hamnstatskontroll)*, Dir. 95/21/EG.

EU, *Utvärdering och säkerställande av luftkvaliteten*, Dir. 96/62/EG.

EU, *Att minska svavelhalten i vissa flytande bränslen och om ändring av direktiv 93/12/EEG*, Dir 1999/32/EG.

EU, *Europaparlamentets och rådets direktiv om förbränning av avfall*, Dir. 2000/76/EG.

EU, *Begränsning av utsläpp till luften av vissa föroreningar från stora förbränningsanläggningar*, Dir. 2001/80/EG.

EU, *Nationella utsläppstak för vissa luftföroreningar*, Dir. 2001/81/EG.

EU, *Driftskompatibilitet mellan elektroniska vägtullsystem i gemenskapen*, Dir. 2004/52/EG.

EU, *Ändring av direktiv 1999/32/EG vad gäller svavelhalten i marina bränslen*, Dir. 2005/33/EG

Europeiska kommissionen, *Den gemensamma transportpolitiken fram till 2010: Vägval inför framtiden*, KOM(2001) 370.

ICCT (The International Council on Clean Transport), *Air Pollution and Greenhouse Gas Emissions from Ocean-going Ships – Impacts, Mitigation Options and Opportunities for Managing Growth*, 2007.

Johnson Lindy S., *Coastal State Regulation of International Shipping*.

Kågeson Per, *Reducing Emissions from Ships in the Baltic Sea Area. The feasibility of introducing a distance-related en-route charge*, European Federation for Transport and Environment och Svenska Naturskyddsföreningen, 2005.

Kågeson Per, *Economic instruments for reducing shipping emissions. A pilot project for the Baltic Sea*, paper presented at seminar with the OECD's Environment Directorate's Working Party on National

Environmental Policy, Working group on transport, Paris 30 november. 2006,

Lövblad, Fridell, *Experiences from use of some techniques to reduce emissions from ships*, IVL 2006-05-08.

Mellqvist, Galle, Yu, Cooper, Ekström, Andreasson, *Remote monitoring of Gaseous ship emissions using UV/visible solar occultation spectroscopy*, Chalmers 2003.

Naturvårdsverket, *Förslag till breddning och uppdelning av kväveoxidavgiften*, NV rapport 5525.

Naturvårdsverket, *Förslag till kostnadseffektiv minskning av kväveoxidutsläpp – Kväveoxidavgift och handel med utsläppsrätter*, NV rapport 5356.

Naturvårdsverket, *Aktionsplan för havsmiljön*, NV rapport 5563.

NERA, *Economic instruments for Reducing Ship Emissions in the European Union*, 2005-09-26.

Nordsjödeklarationen, *Declaration, North Sea Ministerial Meeting on the Environmental Impact of Shipping and Fisheries*, Göteborg, Sweden 4 - 5 May 2006. Prop. 2004/05:150, *Svenska miljömål - ett gemensamt uppdrag*.

Prop. 2005/06:160, *Moderna transporter*.

Regeringsbeslut 2006-06-21, II 10, N2006/4907/TP, *Uppdrag att utreda förutsättningarna för ett handelssystem med utsläppsrätter för kväve- och svaveloxider där sjöfartssektorn ingår*.

Sveriges Redareförening, *Emission Trading Scheme for SO₂ and NO_x including shipping*, 2006 05 12.

Swahn Henrik, Swahn Magnus, *Miljödifferiering av det svenska sjöfartsstödet*, NV rapport 5706, 2007.