Nr C 652
Februari 2022

Styrmedel för minskade NO_X-utsläpp från vägtrafik, inrikes sjöfart och fiskefartyg

Utsläppseffekter, kostnader och nyttor år 2030

Stefan Åström, Rasmus Parsmo, Luca Merelli, Cecilia Hult, Ingrid Mawdsley

ivl
SVENSKA
MILJÖINSTITUTET

Författare: Stefan Åström, Rasmus Parsmo, Luca Merelli, Cecilia Hult och Ingrid Mawdsley
Medel från: Naturvårdsverket
Rapportnummer C 652
ISBN 978-91-7883-353-5
Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2022
IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm
Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Förord

Denna rapport utgör slutleveransen av projektet ” Styrmedelsanalys för minskade NOX-utsläpp från transportsektorn och samverkan med klimatmål” (kontrakt: NV-06044-19-02), finansierat av Naturvårdsverket. Kontaktperson för Naturvårdsverket har varit Anna Forsgren. I referensgruppen har även Maria Ullerstam, Hans Hjortsberg och Martin Boije ingått. Projektet har letts av Ingrid Mawdsley, och projektmedarbetare har varit Stefan Åström, Rasmus Parsmo, Luca Merelli och Cecilia Hult, alla vid IVL Svenska Miljöinstitutet. Tack till Erik Fridell på IVL för granskning av rapporten. Tack också till Anna Forsgren, Maria Ullerstam, Hans Hjortsberg och Martin Boije för aktivt engagemang i projektet. I och med Naturvårdsverkets godkännande av denna rapport betraktas projektet som avslutat. Alla fel är författarnas egna.

Innehållsförteckning

Sammanfattning 6

Summary 8

1 Introduktion 10

1.1 Vägtrafikens NO_X-utsläpp 11
1.2 Inrikessjöfartens och fiskeflottans NO_X-utsläpp 13
1.3 Förutsättningar, avgränsningar och antaganden 15

1.3.1 Utsläpp från vägtrafik 15
1.3.2 Utsläpp från inrikes sjöfart och fiskefartyg 15
1.3.3 Kostnadsberäkningar 16
1.3.4 Utvidgat systemperspektiv för produktion av el och bränsle 16

2 Ingående styrmedel och åtgärder 17

2.1 Vägtrafik 17
2.2 Inrikes sjöfart och fiskefartyg 20
2.3 Åtgärder som motsvarar styrmedlen 22

3 Datainsamling och metodik 23

3.1 Beräkningar av utsläppsminskningar 23

3.1.1 Vägtrafik 23
3.1.2 Inrikes sjöfart och fiskefartyg 30

3.2 Beräkningar av kostnader och nyttor 31

3.2.1 Vägtrafik 32
3.2.2 Inrikes sjöfart och fiskefartyg 36

4 Teknisk potential till utsläppsminskning & tekno-ekonomiska kostnader 38

4.1 Vägtrafik 39
4.2 Inrikes sjöfart och fiskefartyg 41

5 Samlad analys av styrmedel 45

5.1 Tolkning av enhetskostnader 45
5.2 Samverkan mellan styrmedel 48
5.3 Samlad kostnadsnyttoanalys 49
5.4 Indikativ konsekvensbedömning 50

6 Diskussion 52

7 Slutsatser 57

8 Referenser 58

9 Bilaga 62

Sammanfattning

Enligt det senaste referensscenariot för Sveriges utsläpp av kväveoxider (NO_x) till 2030 kommer Sverige överskrida taket i det andra NEC-direktivet om inte ytterligare åtgärder tas. Utsläppen från vägtrafik, inrikes sjöfart och fiske står enligt referensscenariot för en betydande del av Sveriges NO_x-utsläpp år 2030, och här finns också potential för ytterligare utsläppsminskningar.

Syftet med den här studien var att undersöka vilka styrmedel som är mest effektiva för att minska utsläppen av NO_x från vägtrafik, inrikes sjöfart och fiskefartyg till år 2030 samt undersöka hur kostnadseffektiva styrmedlen är. Syftet var också att undersöka hur styrmedlen påverkar utsläppen av $PM_{2.5}$ och CO_2. Åtta styrmedel med syfte att minska utsläpp inom vägtrafiksektorn samt tre styrmedel med syfte att minska utsläpp inom inrikes sjöfart och från fiskefartyg studerades. De studerades med avseende på deras effekter på utsläpp av NO_x, $PM_{2.5}$ och CO_2, den teknoekonomiska kostnaden för utsläppsminskningar av NO_x, samt deras kostnadseffektivitet medräknat monetariserade nyttor av utsläppsminskningar. En indikativ konsekvensbedömning gjordes även för de ingående styrmedlen.

Utsläppsberäkningar för vägtrafiksektorn gjordes med hjälp av HBEFA, och för inrikes sjöfart och fiskefartyg utgick vi från en tidigare studie utförd av Winnes et al. 2020. Resultaten redovisas i Tabell S 1.

Tabell S 1. Utsläppsförändringar, enhetskostnader i kr/kg NO_x samt nytto/kostnadskvot för de 11 studerade styrmedlen, år 2030.

Styrmedel		Utsläppsförändring			Enhetskostnad kr/kg NO_x	Nytto/ kostnadskvot
		NO_x ton	$PM_{2.5}$ ton	CO_2 kt		
Vägtrafik						
Premie för etanolkonvertering av lätta bensinfordon		-0,5	0	-10	-6 484 – 10 088	n.a. – 780
Premie för eftermontering av SCR på lätta dieselfordon		-31	0	+0,26	1 175 – 1 346	0 – 0,2
Skrotningspremie		-381	-1,7	-12	172 – 1 600	0,1 – 1,8
Euro 7/VII		-2 702	-36	0	1 034 – 1 229	0,1 – 0,2
Skärpta CO_2-krav för lätta fordon		-764	-21	-1 267	-26 753 – -15 153	n.a.
Kilometerskatt för tunga fordon		-55	-3,9	-14	-3 251 – -2 637	n.a.
Drivmedelsskatt		-994	-221	-259	4 263 – 7 159	0,1 – 0,2
Miljödifferentierad trängselavgift		-83	-1,1	-27	-1 856 – 776	n.a. – 11*
Inrikes sjöfart och fiskefartyg						
Miljödifferentierade farledsavgifter		-1 188	n.a.	n.a.	18	2,2 – 6,9
Offentlig upphandling		-926	n.a.	n.a.	37	1,1 – 3,4
Incitament/ Sjöfartsstöd	SCR-konvertering	-3 902	n.a.	n.a.	24	1,6 – 5,1
	Efterinstallation av landström	-299	-13,8	-4,5	57	2,1 – 3,7
	Efterinstallation av batteridrift	-717	-39,1	-14,3	577	0,2 – 0,4

n.a.: Negativa kostnader, d.v.s. endast nyttor

* Negativa kostnader i samtliga scenarier förutom när priset på elfordon år 2030 håller sig på samma prisnivå som förbränningsfordon.

Det styrmedel för vägtrafik som uppvisar lägst kostnad per reduktion av kg NO_X samt god kostnadseffektivitet är införandet av skärpta CO_2-krav på EU-nivå enligt det förslag som ligger. Att styrmedlet resulterar i en negativ kostnad per reducerat kg NO_X beror på att kostnaden för elfordon förväntas vara lägre än kostnaden för förbränningsfordon år 2030 enligt den prognos som vi har utgått från (BloombergNEF 2021), samt att kostnaden för drivmedel minskar i och med att styrmedlet beräknas leda till en ökad andel elfordon år 2030. Nytto/kostnadskvoten går därmed inte att beräkna, eftersom styrmedlet inte innebär några kostnader ur ett teknoekonomiskt perspektiv. Detta styrmedel resulterar enligt studien även i betydande utsläppsminskningar av NO_X och CO_2.

Övriga styrmedel för vägtrafik som är kostnadseffektiva är premien för etanolkonvertering, kilometerskatt för tunga fordon och miljödifferentierad trängselavgift. Inget av dessa styrmedel leder till betydande NO_X-utsläppsminskningar. Det är osäkert om skrotningspremien, som resulterar i en utsläppsminskning av NO_X på ca 400 ton, är kostnadseffektiv.

Euro 7/VII-krav för lätta respektive tunga fordon resulterar visserligen i stora utsläppsminskningar av NO_X år 2030, men detta styrmedel har höga enhetskostnader per reducerat kg NO_X. Det är inte heller kostnadseffektivt då nytto/kostnadskvoten är långt under 1, dvs. kostnaderna överstiger nyttorna.

För inrikes sjöfart och fiskefartyg visar studien att samtliga studerade styrmedel har potential att leda till betydande utsläppsminskningar till år 2030, med låga kostnader per kg minskad NO_X och hög kostnadseffektivitet. Av de åtgärder som följer av respektive styrmedel har efterinstallation av SCR bäst effekt på NO_X-utsläppen. Den sammanlagda potentiella utsläppsminskningen av NO_X som resultat av efterinstallation av SCR motsvarar effekten av Incitament/Sjöfartsstöd och uppgår till ca 3 900 ton. Även batteridrift kan leda till betydande utsläppsminskningar av NO_X. Efterinstallation av landström beräknas ha en mindre påverkan på NO_X-utsläppen än de övriga sjöfartsåtgärderna och kan leda till små utsläppsminskningar av $PM_{2.5}$ och CO_2.

Den indikativa konsekvensbedömningen visar att införandet av striktare CO_2-krav för vägtrafik samt miljödifferentierade farledsavgifter och offentlig upphandling/krav för inrikes sjöfart och fiskefartyg får goda resultat avseende måluppfyllelse, genomförbarhet, statsfinansiella kostnader, övriga kostnader och kostnadseffektivitet.

Sammanfattningsvis är det av EU föreslagna införandet av striktare CO_2-krav det vägtrafik-styrmedel som visar god och robust kostnadseffektivitet, även om elfordonspriserna inte kommer understiga fossilfordonspriser. Sjöfartsåtgärderna har potential att leda till utsläppsminskningar på 3,5 tusen ton NO_X till ett pris som är lägre än kväveoxidavgiftens 50 kr/kg NO_X.

Slutligen orsakar inget av de analyserade styrmedlen målkonflikter med nämnvärda ökade utsläpp av $PM_{2.5}$ eller CO_2.

Summary

According to the most recent reference scenario, Swedish emissions of nitrogen oxides (NO_x) will in 2030 exceed the limit stipulated in the second National Emissions Ceiling Directive unless further measures are taken. Emissions for road transport, domestic navigation and fishing boats make up a significant part of the Swedish NO_x emissions in 2030, according to the reference scenario, however there is also potential for further emissions reductions.

The aim of this study was to investigate which policies are the most effective in reducing NO_x emissions from road transport, domestic navigation and fishing boats, and to investigate their cost efficiency. The aim was also to investigate how these policies affect emissions of $PM_{2.5}$ and CO_2. Eight policies aiming at reducing emissions from the road transport sector and three policies aiming at reducing emissions from domestic navigation and fishing boats were studied in regard to their effect on emissions of NO_x, $PM_{2.5}$ and CO_2, their techno-economic cost for reducing emissions of NO_x, as well as their cost efficiency also considering monetarized benefits from emissions reductions. In addition, an indicative impact assessment was carried out for the studied policies.

Calculation of emissions for the road transport sector was performed using HBEFA and for domestic navigation and fishing boats, calculations were based on a previous study by Winnes et al. 2020. The results are presented in Table ES 1.

Table ES 1. Change of emissions, unit costs in SEK/kg NO_x and benefit/cost ratio for the 11 studied policies, year 2030.

Policy		Change of emissions			Unit cost SEK/kg NO_x	Benefit/ cost ratio
		NO_x ton	$PM_{2.5}$ ton	CO_2 kt		
Road traffic						
Bonus for ethanol conversion of light gasoline vehicles		-0.5	0	-10	-6 484 – 10 088	n.a. – 780
Bonus for SCR retrofitting of light diesel vehicles		-31	0	+0.26	1 175 – 1 346	0 – 0.2
Scrapping bonus		-381	-1.7	-12	172 – 1 600	0.1 – 1.8
Euro 7/VII		-2 702	-36	0	1 034 – 1 229	0.1 – 0.2
Stricter CO_2 regulations for light vehicles		-764	-21	-1 267	-26 753 – -15 153	n.a.
Distance-based heavy goods vehicle charge		-55	-3.9	-14	-3 251 – -2 637	n.a.
Motor fuel tax		-994	-221	-259	4 263 – 7 159	0.1 – 0.2
Environmentally differentiated congestion charge		-83	-1.1	-27	-1 856 – 776	n.a.*
Domestic navigation and fishing boats						
Environmentally differentiated fairway dues		-1 188	n.a.	n.a.	18	2.2 – 6.9
Public procurement		-926	n.a.	n.a.	37	1.1 – 3.4
Incentives/ Shipping subsidy	SCR retrofitting	-3 902	n.a.	n.a.	24	1.6 – 5.1
	Onshore power	-299	-13.8	-4.5	57	2.1 – 3.7
	Battery installation	-717	-39.1	-14.3	577	0.2 – 0.4

n.a.: Negative costs, i.e. only benefits

* Negative costs, i.e. only benefits in all scenarios except for when the price of electric vehicles stays on the same level as that of internal combustion engine vehicles in 2030.

The road traffic policy that shows the lowest cost of reducing emissions of NO_X as well as good cost efficiency is the implementation of the proposed stricter CO_2 regulations at EU level. The fact that it results in a negative cost per reduced ton of NO_X is because the cost of electric vehicles is expected to be higher than that of internal combustion engine vehicles in 2030 according to the prognosis that we have based the calculations on (BloombergNEF 2021), and that the fuel cost is lower since the policy is assumed to lead to an increased share of electric vehicles in 2030. The benefit/cost ration can thus not be calculated since it does not entail any techno-economic costs. This policy results, according to the study, in significant emissions reductions of NO_X and CO_2.

Other road traffic policies that are cost efficient are the bonus for ethanol conversion, the distance-based heavy goods vehicle charge and the environmentally differentiated congestion charge. However, none of these policies result in significant NO_X emissions reductions. It is uncertain whether the scrapping bonus, which results in NO_X emissions reductions of about 400 tonnes, is cost efficient.

Euro 7/VII regulations for light duty vehicles and heavy duty vehicles respectively, do result in large emissions reductions of NO_X in 2030, however this policy is expensive in terms of cost per reduced kg NO_X. It is also not cost efficient as its benefit/cost ratio well below 1, i.e. the costs surpass the benefits.

For domestic navigation and fishing boats, the results show that all studied policies have the potential to lead to significant emissions reductions in 2030 with a low cost per reduced kg of NO_X and high cost efficiency. The resulting measure that has the best effect on NO_X emissions from this sector is SCR retrofitting. The total NO_X emissions reductions due to SCR retrofitting corresponds to the effect of Incentives/Shipping subsidies and are about 3 900 tonnes. Also battery installation can result in significant reductions of NO_X emissions. Onshore power results in smaller impact on NO_X than the other policies for domestic navigation and fishing boats, and results in small emissions reductions of $PM_{2.5}$ and CO_2.

The indicative consequence assessment shows that implementation of stricter CO_2 regulations for road transport as well as environmentally differentiated fairway dues and public procurement/ regulations for domestic navigation and fishing boats receive good results in regard to target achievement, feasibility, governmental costs, other costs and cost efficiency.

In summary, the implementation of stricter CO_2 regulations proposed by the EU is the road transport policy that show a good and robust cost efficiency, even if the cost of electric vehicles would not fall below the cost of fossil fuel vehicles. The policies for domestic navigation and fishing boats have the potential to result in emissions reductions of 3.5 thousand tonnes of NO_X for a cost lower than the Swedish NO_X fee of 50 SEK/kg NO_X.

Finally, none of the studied policies cause target conflicts with any significant emissions increases of $PM_{2.5}$ or CO_2.

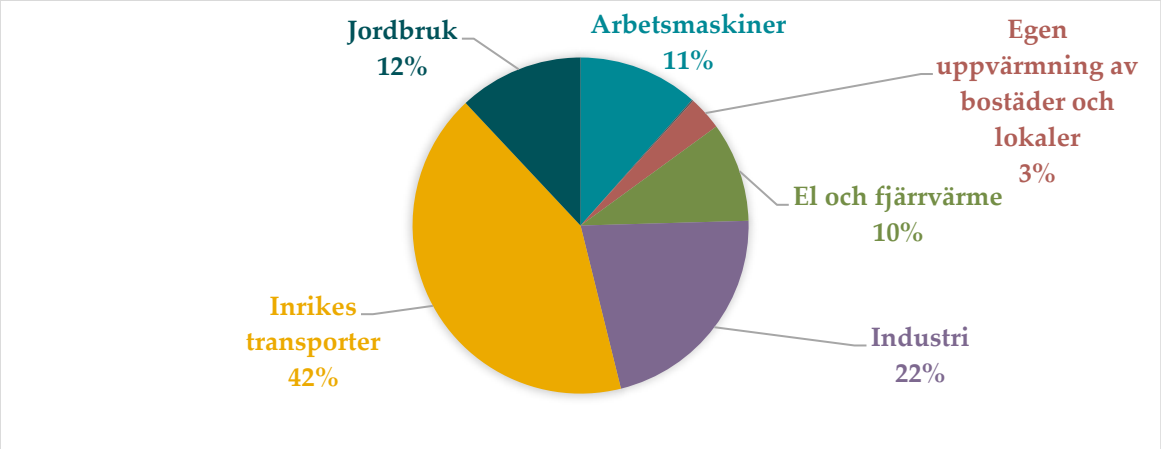
1 Introduktion

Kväveoxider (NO_x) är gaser som uppkommer huvudsakligen vid förbränning av bränsle i höga temperaturer. I begreppet kväveoxider inkluderas både kvävemonoxid, NO, och kvävedioxid, NO_2. Höga NO_x-utsläpp kan bidra till hög exponering med tillhörande hälsorisker, om de sker i områden där människor lever. Kväveoxider orsakar negativa hälsoeffekter och påverkar bland annat luftvägar och lungor. Känsliga eller astmatiska personer drabbas främst. Dessutom bidrar kväveoxider även till bildning av marknära ozon, till övergödning och försurning av skog, mark och vatten.

Sveriges prognosticerade utsläpp av NO_x för 2030 är höga jämfört med kravet från EU:s direktiv för utsläpp av luftföroreningar, som också kallas takdirektivet (2016/2284/EU). I direktivet finns bindande åtaganden (utsläppstak) för åren 2020 och 2030 samt ett indikativt mål för 2025. Enligt den senaste gapanalysen mellan det nationella åtagandet (tak på 60 tusen ton) och den senaste prognosen (76 tusen ton exklusive jordbrukssektorn) kommer Sverige överskrida åtagandet för kväveoxider 2030 med ca 16 tusen ton (Naturvårdsverket 2021).

2020 uppskattades Sveriges territoriella NO_x-utsläpp uppgå till cirka 118 tusen ton. Utsläppen har minskat med 59% sedan 1990 och med 6% jämfört med föregående år. Inrikes transporter stod för den största delen av NO_x-utsläppen år 2020 (42 %, 49 tusen ton) (se Figur 1). Av inrikes transporter kommer den största delen, 83 procent, från vägtransporter. Inrikes sjöfart är den näst störst källan och står för 14 procent av de totala NO_x-utsläppen från inrikes transporter.

Utsläppen från transportsektorn har minskat med mer än två tredjedelar sedan 1990 och med 12 % jämfört med föregående år. Minskningarna har skett främst från vägtrafik och inrikes sjöfart, dessa sektorer beskrivs mer detaljerat i de kommande två avsnitten.



Figur 1. Sveriges territoriella NO_x-utsläpp år 2020 (Naturvårdsverket 2021).

NO_x-utsläpp bidrar till negativ hälsopåverkan. Högsta tillåtna halter av NO_2 i omgivningsluften regleras genom miljökvalitetsnormer. I miljökvalitetsmålet ”frisk luft” preciseras de halter som måste uppnås för att negativ hälsopåverkan ska undvikas. Utsläpp av NO_x från transporter är starkt sammankopplat med utsläpp av växthusgaser eftersom båda utsläppen sker vid förbränning. Eftersom det också finns ett mål för minskade utsläpp av växthusgaser från inrikes transporter till 2030 finns ett antal styrmedel på plats för att uppnå detta, men fler behövs. Styrmedel för minskade NO_x-utsläpp från transporter och minskade utsläpp av klimatgaser kan

överlappa, men måste inte. Det finns också ett beslutat luftvårdsprogram med beslutade åtgärdspaket för minskade utsläpp inom transportsektorn (Regeringen 2019).

NO_x-emissioner från transporter är kopplade till vilken typ av motorer som används, och hur väl förbränningen fungerar. Hur väl förbränningen i motorn fungerar påverkas av till exempel ålder, bränsletyp och belastning på motorn. Till viss del kan även innehållet av kväve i bränsle påverka utsläppen av NO_x, dock uppkommer huvuddelen av utsläppen genom att kväve i luften reagerar med kolväten eller syre (prompt och termisk NO_x).

Syftet med studien är att undersöka vilka styrmedel som är mest effektiva för att minska utsläppen av NO_x från vägtrafik, inrikes sjöfart och fiskefartyg samt undersöka hur kostnadseffektiva styrmedlen är. Syftet är också att undersöka hur styrmedlen påverkar utsläppen av CO_2 och $PM_{2.5}$ för att avgöra om det förekommer målkonflikter

1.1 Vägtrafikens NO_X-utsläpp

Inrikes vägtrafik omfattar transport på väg som sker på det svenska vägnätet, oavsett var fordonet är registrerat eller om start- och målpunkten är utanför Sverige (till skillnad från inrikes sjöfart).

I den senaste prognosen för 2030 beräknas NO_x-utsläppen från vägtrafik uppgå till 16,4 tusen ton (Naturvårdsverket 2021). Dieseldrivna personbilar står för 39% av den siffran, medan bensinbilar står för 8%. Dieseldrivna tunga fordon förväntas släppa ut 25% av vägtrafikens utsläpp, medan lätta lastbilars andel beräknas vara 18% av de totala NO_x-utsläppen prognosticerade för 2030. Totalt beräknas dieselfordon stå för 86% av de totala NO_x-utsläppen inom vägtrafiken år 2030 (se Tabell 1).

Tabell 1. NO_x-utsläpp från vägtrafik för år 1990, 2005 och 2020 samt prognosticerade utsläpp enligt referensscenario från 2021.

Fordonsslag	Historiska utsläpp (kton)			Prognosticerade utsläpp (kton)			
	1990	2005	2020	2025	2030	2040	2050
Personbilar	72,0	28,4	22,7	14,8	7,9	2,6	1,6
Lätta lastbilar	7,1	8,7	8,9	5,5	3,0	1,2	1,0
Tunga lastbilar och bussar	73,1	58,9	9,7	6,1	5,4	5,3	5,6
Mopeder och motorcyklar	0,1	0,3	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0
Vägtrafik	**152,4**	**96,2**	**41,5**	**26,5**	**16,4**	**9,1**	**8,3**

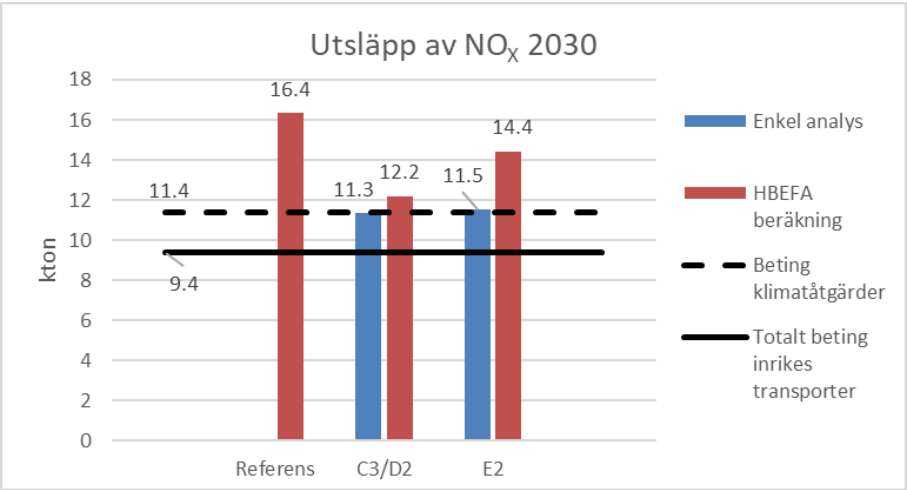
Totalt har NO_x-utsläppen från personbilar minskat med 69% 2020 jämfört med 1990. Utsläppen från dieselbilar har däremot ökat mångdubbelt, eftersom dieselbilarna har blivit fler. Ökningen av dieselbilar har bidragit till att utsläppens minskningstakt för personbilar har stannat av under senare år då NO_x-utsläppskrav fram till 2014 varit lägre för nytillverkade dieselbilar än för bensinbilar. Tvärtom har utsläppen av NO_x från tunga fordon minskat med 87% sedan 1990 och de fortsatte att minska med 20% 2019 jämfört med föregående år. Minskningen för tunga fordon beror på att äldre lastbilar (Euro V eller tidigare) med högre utsläpp försvinner från den svenska fordonsflottan i takt med att de blir äldre.

Den kraftiga utsläppsminskningen för vägtrafik har drivits av en stegvis skärpning av EU:s normer för utsläppsreglering för vägfordon (Åström et al. 2014). Reglerna innebär att varje fordon som säljs måste släppa ut mindre kväveoxider än målnivån. Sedan införandet av Euro 1 år 1992 har

nivåerna sänkts ungefär var tredje år i och med införandet av högre Euro-klasser. Sedan 2014 ska alla fordon uppfylla kraven för Euro 6 (Dieselnet 2022).

Med dagens beslutade styrmedel och åtgärder kommer den prognosticerade utsläppen av NO_x vara för höga i scenarioberäkningarna för trafiken 2030, givet prognosticerade emissionsfaktorer. I huvudsak finns två olika typer av åtgärder för att möta problemet: åtgärder som minskar utsläppen från nya fordon, de som ännu inte sålts, och åtgärder som minskar utsläppen från befintliga fordon. En skärpning av Eurokraven, den åtgärd som bidragit till de utsläpps-minskningar vi sett hittills, kan minska utsläppen från fordon som säljs efter att de nya kraven börjat gälla. En utmaning är att utsläppen i verklig trafik hittills inte nått samma låga nivåer som Eurokravet, vilket reglerar utsläppen under en testcykel. Problemet har uppmärksammats inom EU och som åtgärd har testmetoderna som används för att mäta om ett fordon uppfyller Euro 6-kraven blivit hårdare. Det gör att de senaste fordonen (Euro 6d) har lägre utsläpp i verklig trafik än äldre Euro 6-fordon, även om själva utsläppskravet är detsamma. Ökad försäljning av nya elfordon ger också lägre utsläpp i framtiden.

En tidigare studie (Hult 2021) visade dock att fordon sålda innan 2019 (i praktiken med utsläpps-klass lägre än Euro 6d/Euro IV) beräknas stå för en betydande andel (drygt hälften) av utsläppen 2030 (se Figur 2). I rapporten undersöks effekten av en ökad elektrifiering i nyförsäljningen (E2) samt ett scenario där trafiken med både bilar och lastbilar minskar i ett transporteffektivt samhälle (C3/D2). Det framgår att det är svårt att möta de beting för minskade utsläpp som är beslutade i det nationella luftvårdsprogrammet enbart genom minskade utsläpp från nya fordon. Av denna anledning bör även styrmedel och åtgärder som minskar utsläppen från fordon som redan sålts också analyseras. Det kan både röra sig om tekniska åtgärder, som eftermonterad renings-utrustning, eller åtgärder som minskar trafikarbetet med fordon med höga emissioner av NO_x.

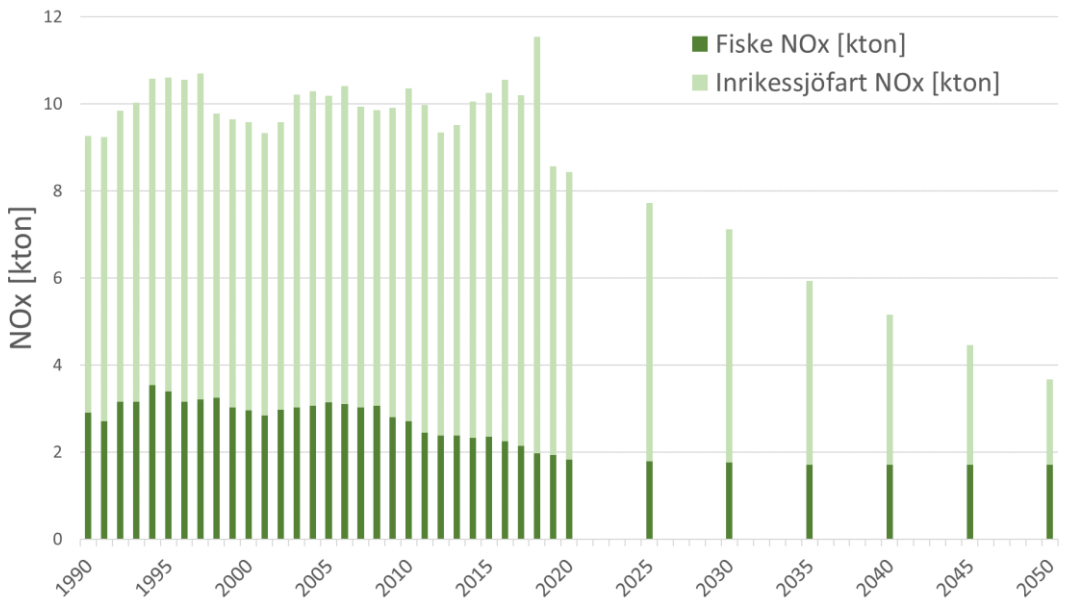


Figur 2. Utsläpp av NO_x år 2030 från fordon med olika utsläppsklass. Utsläpp från fordon äldre än Euro 6d/VI (röd stapel) kommer från fordon som redan finns i flottan. Utsläpp från fordon med utsläppsklass Euro 6d/VI kommer till största delen från fordon som kommer att nyregistreras mellan 2020 och 2030. Betingen för minskade baseras på den nationella luftsvårdsstrategin, och är dels en nivå för alla utsläpp från inrikes transporter och dels en utsläppsminskning som förväntas sker genom åtgärder som syftar att nå klimatmålet för inrikes transporter 2030 (Hult 2021).

1.2 Inrikessjöfartens och fiskeflottans NO_X-utsläpp

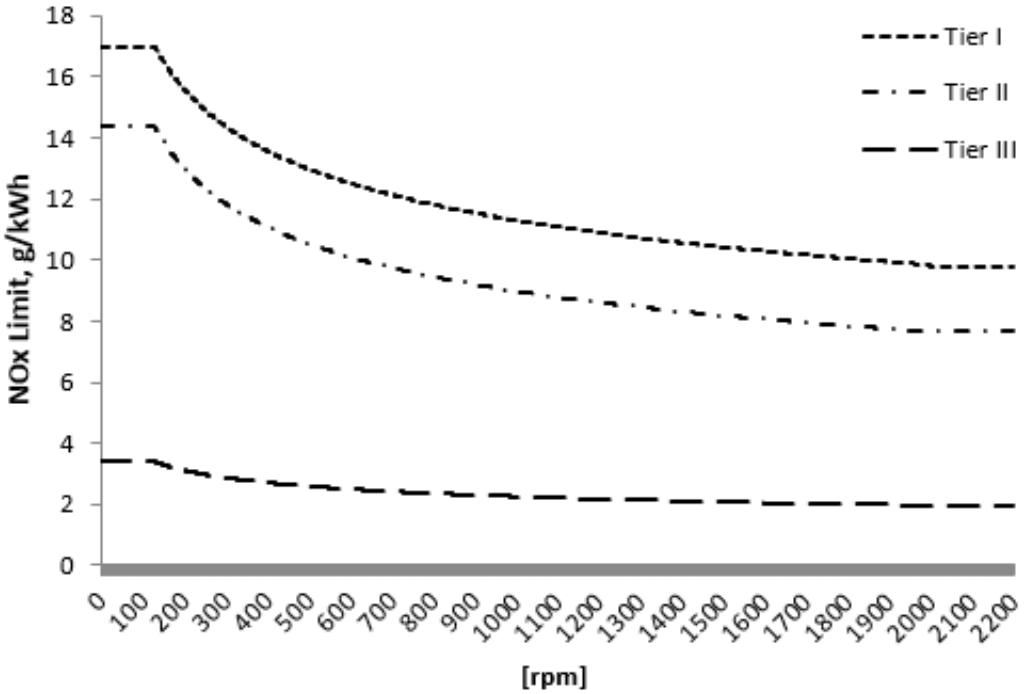
NO_X-utsläpp och prognosticerade utsläpp från inrikes sjöfart exklusive fritidsbåtar samt fiskefartyg presenteras i Figur 3. Fiskefartygens utsläppsstatistik ingår egentligen i kategorin arbetsmaskiner och därmed inte i inrikes transporter i Sveriges officiella statistik. Svensk nationell sjöfart omfattar transporter med fartyg mellan två svenska hamnar. Vi kallar sjöfarten ”nationell” eller ”inrikes” utbytbart i den här rapporten.

Som går att utläsa från figuren har utsläppen av NO_X från sjöfarten varit relativt konstant sedan 1990. Den största bidragande orsaken till att utsläppen förväntas minska till år 2030 är att det införs mer strikta NO_X-regleringar för fartyg byggda efter 2021. För att kunna minska utsläppen ytterligare krävs att även äldre fartyg minskar sina utsläpp.



Figur 3. Inrikessjöfarten och fiskefartygens beräknade historiska NO_X-utsläpp samt prognosticerade framtida utsläpp av NO_X utan införande av ytterligare styrmedel (Naturvårdsverket 2021, SCB 2021).

NO_X-utsläpp för fartyg som har en större motor än 130 kW regleras för närvarande av *International Maritime Organization* (IMO). Förordningen är indelad i tre olika utsläppsstandarder beroende på geografiskt område och vilket år fartyget byggts. Det nuvarande regelverket för NO_X-utsläpps-standarder illustreras i Figur 4. Tier I-regler gäller för alla fartyg som byggts mellan 2000 och 2011, medan Tier II-regler gäller för alla fartyg som byggts från 2011 och framåt. Sedan 2016 tillämpas Tier III-regler i vissa NO_X-utsläpps-kontrollområden (NECA). Nord- och Östersjön är en del av NECA sedan 2021 (IMO 2016). De striktare NO_X-reglerna benämns i den här rapporten som IMO:s Tier III-regler.



Figur 4. NOx-utsläppsstandarder för marina motorer på fartyg. Utsläppsstandarden beror på motorvarvtal (rpm) och vilket år fartyget byggdes.

Typiskt för den svenska nationella sjöfarten är bland annat att den omfattar en relativt stor andel mindre fartyg jämfört med internationell sjöfart. Det rör sig bland annat om mindre lastfartyg i kusttrafik, servicefartyg till besökande internationell sjöfart, fartyg i kollektivtrafik och Trafikverkets vägfärjor. En mindre del av trafiken är stora fartyg som oftast också har en del trafik internationellt. Minskningspotentialen för sjöfart har bedömts vara mellan 2 500 och 3 000 ton NOx i tidigare studier (Winnes et al. 2020).

1.3 Förutsättningar, avgränsningar och antaganden

1.3.1 Utsläpp från vägtrafik

I de beräkningar som görs i denna analys använder vi för vägtransporter samma utsläpps-beräkningsverktyg (HBEFA 3.2) som används i Sveriges officiella utsläppsrapportering till EU och FN. HBEFA är ingen transportstyrmedelsmodell och vi gör därför kvalitativa antaganden om hur 'indata' till HBEFA påverkas av utvalda styrmedel, varefter HBEFA används för att beräkna utsläpp samt disaggregerade effekter på trafikarbete och antal fordon i trafik.

HBEFA 3.2 behövs då våra resultat bör vara så jämförbara som möjligt med Sveriges officiella utsläppsprognoser. Men då HBEFA inte är en styrmedelsmodell begränsar vi effekten av vissa styrmedel till en nivå som inte självklart innebär en överflyttning av transportarbete från vägtransporter till andra transportslag då dessa inte finns representerade i HBEFA. Man kan likna dessa begränsningar som att vi antar budgetbegränsningar vid genomförandet av åtgärden.

1.3.2 Utsläpp från inrikes sjöfart och fiskefartyg

För inrikes sjöfart och fiskefartyg utgår vi i den här rapporten från resultaten av styrmedels-analysen i Winnes et al. (2020). I analysen beräknades utsläppsminskningspotentialen för NO_x för styrmedel som ansågs ha god möjlighet att resultera i minskade utsläpp av NO_x till 2030. Vi har i denna studie utgått från dessa beräkningar och därför har till skillnad från vägtrafiksektorn inga budgetbegränsningar för respektive styrmedel antagits. De beräknade utsläppsminskningarna reflekterar därmed den maximala minskningen som går att uppnå med respektive åtgärd som styrmedlen antas resultera i.

I analysen ingår inrikes sjöfart samt fiskefartyg. I Sveriges officiella utsläppsstatistik ingår utsläpp från fiskefartyg i kategorin arbetsmaskiner och inte inrikes transporter. Vi har dock valt att inkludera fiskefartyg i denna studie eftersom de också är en typ av fartyg och eftersom utsläppen beräknas på samma sätt. Dessutom påverkar samma styrmedel som är designade för att minska utsläpp från inrikes sjöfart även fiskefartyg. Ibland omnämns underkategorierna fiskefartyg och inrikes sjöfart som "sjöfart" i denna rapport. I rapporten ingår inte fritidsbåtar i inrikes sjöfart.

I praktiken är definitionen av fiskeflottan att de ingår i HaV:s register över fiskeflottan (Eklund et al. 2021). Detta beror på att Energimyndigheten utgår från HaV:s lista över registrerade fiskefartyg när de bedömer fiskefartygens konsumerade bränslemängd i Sverige. Enligt IPCC:s metodriktlinjer ska dock all bunkring av fiskefartyg i Sveriges räknas in i utsläppstatistiken (IPCC 2006)[1], oavsett om de ingår HaV:s lista av registrerade fiskefartyg eller inte. Statistik som tagits fram genom AIS-data visar att även större fartyg som inte ingår i HaV:s lista ibland anlöper svenska hamnar (Windmark 2019)[2]. Teoretiskt skulle även dessa kunna bunkra i Sverige.

[1] "Utsläpp från bränslen som förbränts för inlands-, kust- och djuphavsfiske. Fiske bör omfatta fartyg med alla flaggor som har bunkrat i landet (inklusive internationellt fiske)".
[2] Underliggande material till rapport

1.3.3 Kostnadsberäkningar

Kostnadsberäkningarna är tekno-ekonomiska. Vi räknar bara kostnader för teknik, underhåll och bränsle kopplat till styrmedel/åtgärd. Vi beräknar alltså inte effekter på ekonomisk tillväxt, produktivitet eller arbetstillfällen utan endast värdet av fordon i trafik samt priset för bränslen. Vidare är kostnadsberäkningarna samhällsekonomiska vilket bland annat innebär att skatt, moms, och eventuellt andra transaktioner inte inkluderas i beräkningarna (eftersom de i princip enbart är transaktioner från en aktör till en annan). Vidare är kostnadsberäkningarna annualiserade (alla kostnadsposter räknas om till motsvarande årlig kostnad givet viss ränta på investering), i motsats till vissa andra analyser som beräknar 'nettonuvärde'. Denna metod gör det möjligt att jämföra denna studies resultat med ett flertal andra studiers resultat för utsläppsminskningar av luftföroreningar. Men ifall relativa prisbilder varierar över tid kan en annualiserad analys vara problematisk. Ett exempel på när en annualiserad analys blir problematisk är om elpriser går upp och ner över tid och man gör analysen för ett år då elpriser är ovanligt låga. Ett annat exempel är om de relativa priserna mellan etanol och bensin ändras mycket över tid, vilket gör den annualiserade analysen känslig för vilket beräkningsår som väljs.

1.3.4 Utvidgat systemperspektiv för produktion av el och bränsle

Utsläpp

Utöver beräkningar av direkta utsläpp från respektive sektor tar analysen ett systemperspektiv, men begränsat till Sveriges geografiska gräns (inkl. svenska havsområden) då syftet med analysen är att ge underlag till hur Sverige som land kan möta utsläppsminskningskrav i EU:s utsläppstaksdirektiv. Systemperspektivet innebär att vi beräknar effekter på fler utsläpp än bara NO_x, samt att vi inkluderar utsläpp från den delen av produktionen av bränsle och el som produceras i Sverige och därmed påverkar Sveriges utsläpp av NO_x. Trots systemperspektivet har vi som tidigare nämnts tyvärr inte kunnat ta hänsyn till eventuella överflyttningar av transporter mellan transportslag, d.v.s. t.ex. från personbilstransport till järnväg eller kollektivtrafik. Vi har därför valt att begränsa totalkostnaden för vissa styrmedel och åtgärder för att minimera felet som orsakas av att vi inte kunna beakta överflyttning mellan transportslag. Vidare tar vi inget livscykelperspektiv på utsläppen. Denna begränsning påverkar främst utsläpp från elfordon då tillverkning av batterier kan, beroende på brytning av mineraler och var batterier tillverkas, vara mycket höga. Rationella orsaker till varför vi inte tar LCA-perspektiv är att många batterier idag tillverkas utomlands, och utsläpp från mineralbrytning och batteritillverkning ligger då utanför Sveriges gränser. Dessutom, när Sveriges batteriproduktion kommer igång i Norrland kommer den vara baserad på svensk el med mycket låga utsläpp av både luftföroreningar och växthusgaser.

Kostnader

Vi antar att ändrad efterfrågan av el för de styrmedel som påverkar elfordonsanvändning inte kommer påverka elproduktionspriset. Vi antar alltså att *ceteris paribus* (allt annat lika) gäller för de kostnader och utsläpp som ligger utanför användning av fordon/fartyg samt produktion och användning av bränsle och el.

2 Ingående styrmedel och åtgärder

De styrmedel för vägtrafik som har analyserats i denna studie har valts ut i samråd med Naturvårdsverket och är (styrmedelsförkortning inom parentes):

- Premie för etanolkonvertering av lätta fordon (Etanol-premie)
- Premie för eftermontering av SCR på lätta fordon (rSCR-premie)
- Skrotningspremie (Skrotningspremie)
- Framtida europeiska utsläppskrav d.v.s. Euro 7 för lätta fordon samt Euro VII för tunga fordon (Euro 7/VII)
- Skärpta CO_2-krav för lätta fordon (CO_2-krav)
- Kilometerskatt för tunga lastbilar (km-skatt)
- Drivmedelsskatt (bränsleskatt)
- Miljödifferentierad trängselavgift (Mdiff.-avgift)

För inrikes sjöfart samt fiskefartyg ingår de styrmedel som i Winnes et al. (2020) ansågs ha god möjlighet att resultera i minskade utsläpp av NO_x innan 2030:

- Miljödifferentierade farledsavgifter
- Offentlig upphandling och krav
- Incitament för landström när fartyg ligger vid kaj samt sjöfartsstöd inklusive investeringsstöd

Nedan förklaras styrmedlen kortfattat. Detaljer kring antaganden och metodik beskrivs i kapitel 3.

2.1 Vägtrafik

Premie för etanolkonvertering av lätta bensinfordon
En premie utgår till fordonsägare som konverterar sin bensindrivna personbil eller lätta lastbil till etanoldrift. Premiens utformning baseras på förslag från regeringen och innebär att halva kostnaden täcks av premien och att stödet utgår under 2022 och 2023 med 10 miljoner kronor per år (Regeringen 2020).

Premie för eftermontering av SCR på lätta dieselfordon
En premie utgår för eftermontering av SCR-rening på dieseldrivna personbilar och lätta lastbilar. Efterkonvertering av SCR har under en tid varit möjlig för tunga fordon, men nyligen har produkter kommit ut på den europeiska marknaden för eftermontering av SCR för lätta fordon.

Skrotningspremie
Skrotningspremien utgår till den som skrotar sin befintliga bensin- eller dieseldrivna personbil eller lätta lastbil. Premien ges till fordon med Euro-klass 5 eller tidigare, vilket motsvarar ungefär fordon som är 15 år eller äldre 2030.

Framtida europeiska utsläppskrav (Euro 7 för lätta fordon samt Euro VII för tunga fordon)
Detta styrmedel är inget nationellt styrmedel, utan handlar om en kommande skärpning av de utsläppskrav som gäller för alla bilar inom EU.

Det finns osäkerheter kring hur mycket Euro 7-fordon kommer att släppa ut i verklig trafik. Det beror på att själva utsläppskraven för de olika fordonen ännu inte är beslutade. Ett förslag till utformning ska komma från Europeiska Kommissionen under 2022[3]. I denna rapport utgår vi från förslaget till utformning från expertkonsortiet CLOVE (Consortium for ultra LOw Vehicle Emissions) som presenterades i april 2021 till EU:s Advisory Group on Vehicle Emission Standards (AGVES) (Hausberger et al. 2021, Samaras 2021, Samaras et al. 2021).

Det har flera gånger hänt att utsläppen i verklig trafik har varit betydligt högre än utsläpps-gränserna vid testcykeln. Med nya körcykler (WLTP/WHTC/WHSC) samt tillkommande prov som utförs på väg (RDE) har utsläppen under förhållanden som mer liknar verklig trafik minskat. Däremot uppvisar fordonen fortfarande höga utsläpp under förhållanden som faller utanför testramarna för RDE, exempelvis kalla temperaturer och branta backar (Triantafyllopoulos et al. 2019). I expertgruppens förslag till Euro 7-krav skärps kraven ytterligare på utsläpp mäts i verklig trafik av varje fordon och att utsläppsreglerna uppfylls under de allra flesta körförhållanden. Under mer extrema förhållanden (”extended conditions”) får fordonen släppa ut lite mer. Extended conditions innebär exempelvis omgivningstemperaturer mellan -10 och -7 °C eller +35-45 °C, hastigheter över 160 km/h eller att fordonet är äldre än 15 år (Samaras et al. 2021). Dessa förutsättningar gör det möjligt att skatta preliminära emissionsfaktorer i denna rapport. Det understryks att emissionsfaktorerna är preliminära skattningar, eftersom utformningen av kraven ännu inte är bestämd.

Skärpta CO_2-krav för lätta fordon

Detta styrmedel är inte heller något nationellt styrmedel, utan handlar om EU:s förslag till skärpta CO_2-krav för lätta fordon, vilket är en del i EU:s paket Fit for 55. Analysen fokuserar på personbilar.

Förslaget innebär att CO_2-utsläppen från nya fordon 2035 ska vara 0 (juridiskt sett 100% lägre än 2021). Nuvarande kravet på 37,5% procents minskning skärps till 55% för personbilar. Det antas att kravet främst kommer driva en snabbare introduktion av elfordon i Europa.

Kilometerskatt för tunga fordon

Styrmedlet är en avståndsbaserad skatt/avgift för tunga lastbilar. Hur en sådan avgift kan utformas har bland annat diskuterats i vägslitageutredningen, SOU 2017:11 (Regeringskansliet 2017). I denna rapport tar vi hänsyn till de synpunkter som framfördes av finansdepartementet (Finansdepartementet 2018) på de punkter där dessa skiljde sig från utredningens förslag, medan styrmedlets utformnings i huvudsak baseras på slutsatserna i utredningen. Eftersom det pågår ytterligare en utredning är det sannolikt inte så att en kilometerskatt kommer ha precis samma utformning som i vägslitageutredningen. Ett antal förenklingarna har därför gjorts i denna beräkning. Sammantaget innebär styrmedlet att:

- Kostnadsökningen per kilometer blir 10% för dragbilar och lastbilar med släp (Tabell 12.24 i SOU 2017:11) samt 4% för lastbilar utan släp. Detta är en förenkling jämfört med förslaget som varierar både med vägskattevikt, antal axlar och om fordonen har draganordning.
- Översatt från kostnadsökning i procent till kr/km blir skatten ungefär 0,8 kr/km för en lastbil utan släp och 1,7 kr/km för en lastbil med släp (2017 års prisläge), baserat på rörliga, operativa trafikeringskostnader på 17-19 kr/km enligt ASEK 7.0 (Trafikverket 2020).
- Alla tunga lastbilar över 3,5 ton beläggs med en rörlig avgift per km. Det är en skillnad från vägslitageutredningen, som endast innefattar lastbilar med en totalvikt över 12 ton.

[3] https://www.europarl.europa.eu/legislative-train/theme-a-european-green-deal/file-post-euro6vi-emission-standards

- Avgiften gäller på 80% av det statliga vägnätet i enlighet med Finansdepartementet (2018). Det innebär att 75% av trafikarbetet med tung lastbil beläggs med en avgift då 95% sker på statligt vägnät.
- Ingen differentiering sker efter Euroklass. Detta har liten effekt 2030 eftersom de flesta lastbilar då är Euro VI.

Eftersom utredningsförslaget fokuserade på effekten av vägslitage, som beror av axeltryck och antalet hjulaxlar i relation till lastbilens vikt, innebär antagandena ovan möjligen en viss överskattning av kostnaden för lastbilar med släp och många axlar. HBEFA som har använts till utsläppsberäkningarna innehåller däremot bara lastbilars trafikarbete uppdelat på lastbils-kombinationens totalvikt och inte någon uppdelning på antal axlar. En finare indelning har därför inte varit möjlig. På samma sätt ingår även tunga lastbilar med en totalvikt mellan 3,5 ton och 12 ton i beräkningen i denna rapport men inte i vägslitageutredningens förslag till kilometerskatt. Trafikarbetet med fordon med en totalvikt mellan 3,5 och 12 ton utgör bara 2,6% av det totala trafikarbetet med tung lastbil 2030 enligt beräkningarna, vilket är litet i sammanhanget.

Drivmedelsskatt
Styrmedlet antas vara en skatt på drivmedel som medför en kostnadsökning för fordon som kör på bensin eller diesel. Drivmedelspriserna beror på en stor mängd faktorer, där en är skatten på drivmedel och en annan är oljeprisets utveckling. Med en beslutad reduktionsplikt med ambitiösa nivåer till 2030 är även de framtida priserna på biodrivmedel en faktor som både spelar stor roll, och som är svår att förutsäga.

Istället för att sätta en viss nivå på skatteökningen har vi istället valt att sätta kostnadsökningen så att utsläppen av NO_x minskar med 1 kton, givet priselasticiteter gällande drivmedelsanvändning för privat- och yrkestrafik. Att vi valde en begränsning på 1 kton NO_x beror på att vi ville minska risken för överflyttningseffekter från exempelvis lastbil till sjöfart.

Miljödifferentierad trängselavgift
Ett förslag på en miljödifferentierad trängselavgift går ut på att trängselskatten i Göteborg och Stockholm differentieras så att rena elbilar (ej laddhybrider) får en halverad trängselskatt, medan skatten på övriga fordon höjs så att de totala skatteintäkterna är oförändrade.

Kilometerskatt för lätta fordon
Ett ofta diskuterat styrmedelsalternativ är att införa en avståndsbaserad skatt för lätta fordon (personbilar och lätta lastbilar). Ett sådant styrmedel analyseras inte i denna rapport. Det finns ett flertal skäl till att en kilometerskatt för lätta fordon sannolikt inte är ett effektivt styrmedel för att nå målet i denna rapport (minskade utsläpp av NO_x). Dels antas den politiska och juridiska processen som krävs för att införa en sådan skatt ta tid, och en sådan process har ännu inte påbörjats i Sverige. Hennlock et al. (2020) menar att ett införande sannolikt tar minst 8–12 år och att det därför är otroligt att en kilometerskatt för personbilar kan införas innan året 2030. Det finns också en kapitalkostnad förenad med att införa ett kilometerskattesystem, som är proportionerlig dels mot antalet fordon och dels mot storleken på vägnätet som omfattas. I Hennlock et al. antas en kostnad på mellan 12 och 18 miljarder kronor för att utrusta 5 miljoner personbilar med ombordenheter och ytterligare 0,5-2 miljarder kr för kontrollsystem på ett avgiftsbelagt vägnät som omfattar 70% av trafikarbetet med lätta fordon. Effekten av en kilometerskatt på utsläppen av NO_x beror på hur skatten utformas, och är svårt att skatta rakt av. I Hennlock et al. ökade den totala trafiken med bilar med förbränningsmotor något efter införandet av en kilometerskatt, jämfört med ett referensfall utan kilometerskatt. Det beror på att bilar med förbränningsmotor var över-internaliserade när de körde utanför tätort, givet de externa sociala kostnader som användes i

rapporten. Vid ett införande av kilometerskatt, som växlade mot en minskad drivmedelsskatt, minskade därför körkostnaden utanför tätort för bilar med förbränningsmotor.

Börjesson et al. (2021) för också fram flera argument som talar för att en vägskatt för personbilar till 2030 är osannolik. De menar att vägskatten inte kan motiveras av ett behov av minskad trängsel (trängseln är totalt sett låg på svenska vägnätet), att det är svårt att motivera ur fiskala skäl (det är betydligt billigare att fånga skatteintäkter med skatt på drivmedel) och slutligen att det finns utmaningar med en sådan skatt ur ett fördelningsperspektiv, vilket ytterligare talar för att det kan vara svårt att införa en sådan skatt inom tidsperspektivet i denna rapport.

Kilometerskatt för lätta fordon analyseras baserat på ovanstående argument inte vidare i denna rapport.

2.2 Inrikes sjöfart och fiskefartyg

Styrmedlen för sjöfart har analyserats i studien som utfördes av Winnes et. al. 2020 på uppdrag av Naturvårdsverket (Winnes et al. 2020). I en juridisk analys i denna rapport pekades fyra styrmedel ut för att de anses ha en god möjlighet att resultera i minskade utsläpp av NO_x från inrikes sjöfart innan 2030. Dessa var:

- miljödifferentierade farledsavgifter
- offentlig upphandling och krav
- incitament för landström när fartyg ligger vid kaj, samt
- sjöfartsstöd inklusive investeringsstöd

Denna studie utgår från dessa styrmedel och sammanfattas bara översiktligt i detta avsnitt. För en mer detaljerad beskrivning se Winnes et al. (2020). Potentialen för sjöfartsstöd inklusive investeringsstöd och incitament för landström när fartyg ligger vid kaj har slagits ihop till en kategori: ”sjöfartsstöd/incitament” eftersom det i praktiken är samma typ av styrmedel.

Eftersom vi för sjöfarten i denna studie inte har satt några budgetrestriktioner är viktigt att notera att miljödifferentierade farledsavgifter och offentlig upphandling i praktiken är underkategorier av ett sjöfartsstöd/incitament om samma teknik används för att minska utsläppen. Det går därför inte addera effekterna av dessa styrmedel. För efterinstallation av SCR nås den fulla potentialen när man analyserar sjöfartsstöd/incitament även om styrmedlen har olika juridiska förutsättningar.

Miljödifferentierade farledsavgifter
Idag är det övergripande syftet med farledsavgifterna att täcka de kostnader som Sjöfartsverket som affärsdrivande verk har för tjänster som isbrytning, lotsning, farledsservice, sjö-kommunikation, sjögeografi, sjö- och flygräddning samt sjömansservice (Sjöfartsverket 2021). Avgifterna ska också stimulera agerande som minskar miljöpåverkan och avgiften utformas idag så att den delvis rabatteras utifrån miljöprestanda mätt enligt Clean Shipping Index-modellen.

För miljödifferentierade farledsavgifter har vi valt att analysera kostnaderna om man använder SCR för att minska utsläppen. Så som systemet är utformat idag måste en redare dock också minska andra utsläpp än NO_x för att ta del av rabatten. Det ligger dock utanför ramen för denna studie att analysera denna samverkan, det har gjorts i andra studier (Lindé et al. 2019, Fridell et al. 2020). De fartygskategorier som kan ta del av miljödifferentierade farledsavgifter är framförallt godsfartyg som anlöper svenska hamnar många gånger.

Offentlig upphandling och krav
Vid offentlig upphandling kan krav ställas på miljöprestanda på produkter och tjänster. Miljökrav kring bland annat NO_x ställs idag vid upphandling av bland annat viss skärgårdstrafik och Gotlandstrafiken. Offentlig upphandling berör alla fartygstjänster som upphandlas av offentligt ägda hamnar och av myndigheter. Här ingår kollektivtrafik, skärgårdstrafik, de fartyg som ägs av Sjöfartsverket, Trafikverkets rederi, och i viss utsträckning bogserbåtar och mudderfartyg.

Ibland äger myndigheter som Sjöfartsverket sina egna fartyg, i dessa fall syftar detta styrmedel snarare på att ställa krav på de gamla fartygen i den befintliga flottan. De nya fartygen som köps in måste redan gå under Tier III.

Sjöfartsstöd/incitament
Statligt stöd till sjöfarten kan tänkas utformas på många olika sätt, exempelvis investeringsstöd för infrastrukturutbyggnad eller olika typer av innovations- och utvecklingsstöd för mer miljövänlig fartygsteknik och transportupplägg. Utformningen av sådana stöd måste följa EU:s regler om statsstöd. Det finns särskilda och tämligen detaljerade regler, vägledningar och riktlinjer från EU-kommissionen kring statsstöd till de olika trafikslagen.

För sjöfartsstöd/incitament beräknar vi i denna rapport kostnaderna för tre olika typer av åtgärder, nämligen efterinstallation av:

1. SCR
2. Landström
3. Batteri

2.3 Åtgärder som motsvarar styrmedlen

Vilka åtgärder som kopplas till vilka styrmedel presenteras i Tabell 2. Beräknade utsläpps-minskningar samt teknoekonomiska kostnader beräknas utifrån dessa åtgärder. Kostnader, antaganden och förutsättningar för dessa tekniker/åtgärder beskrivs i avsnitt 3.

Tabell 2. Styrmedel och dess relaterade åtgärder.

Typ av styrmedel	Styrmedel	Åtgärd
	Vägtrafik	
Bidrag	Premie för etanolkonvertering av lätta bensinfordon	Etanolkonvertering
	Premie för eftermontering av SCR på lätta dieselfordon	SCR-konvertering
	Skrotningspremie	Gamla fordon ersätts med elfordon
Lagstiftning	Framtida europeiska utsläppskrav (Euro7/VII)	Bättre reningsteknik på lätta och tunga fordon
	Skärpta CO_2-krav för lätta fordon	Överflyttning av trafikarbete och antal fordon från bensin- och dieselfordon till elfordon och plug-in-hybrider. Totalt trafikarbete konstant. Antal fordon minskar med 170 000 eftersom nya fordon antas köra mer.
Avgift	Kilometerskatt för tunga fordon	Minskat trafikarbete med tunga fordon
	Drivmedelsskatt	Minskat trafikarbete med bensin- och dieseldrivna fordon
	Miljödifferentierad trängselavgift	Ökad andel elfordon
	Inrikes sjöfart och fiskefartyg	
Lagstiftning	Offentlig upphandling och krav	SCR-konvertering
Avgift	Miljödifferentierade farledsavgifter	SCR-konvertering
Bidrag	Incitament/ Sjöfartsstöd	SCR-konvertering
		Efterinstallation av landström
		Efterinstallation av batteridrift

3 Datainsamling och metodik

I detta kapitel beskrivs vilka underliggande data som har använts i studien samt metodiken.

3.1 Beräkningar av utsläppsminskningar

Utsläppsminskningarna från respektive styrmedel beräknas utifrån de åtgärder som antas följa av styrmedlen. Referensscenariot från 2021 används som utgångspunkt.

3.1.1 Vägtrafik

Utsläppsberäkningarna för transportsektorn tar hänsyn till att utsläpp av luftföroreningar regleras antingen per kWh (vilket antas vara proportionellt till bränslekonsumtion) eller per fordons-kilometer. Till exempel är euro-standarder för personbilar reglerade som utsläpp per fordons-kilometer för NO_X och $PM_{2.5}$, medan utsläpp av dessa ämnen från lastbilar och bussar är reglerade som utsläpp per kWh. Utsläppen påverkas främst av efterfrågan på transportarbete (personkilometer eller tonkilometer) som i sin tur påverkar behovet av fordon och transportlängd per fordon. Utsläppsminskningarna från styrmedel för vägtrafik beräknas därför på tre sätt:

- Genom att emissionsfaktorerna för NO_X, bränsleförbrukning och/eller partiklar för berörda fordon ändras och därefter beräknas nya utsläpp med oförändrad trafik. Dessa beräkningar görs för etanolkonvertering, eftermontering av SCR samt Euro 7-krav på nya fordon, eftersom dessa åtgärder påverkar utsläppsprestandan.
- Baserat på hur mycket trafiken med olika fordonstyper minskar som en konsekvens av respektive styrmedel. Kilometerskatt och drivmedelsskatt påverkar körkostnaderna och medför minskad trafik.
- Genom att utgå från hur den nya fordonsflottan ser ut, jämfört med ett referensscenario utan åtgärd. Dessa beräkningar görs för skrotningspremie, skärpta CO_2-krav på lätta fordon samt miljödifferentierad trängselavgift innebär att fordonsflotta och/eller trafikarbete påverkas.

Som referensscenario används HBEFA-scenariot för 2030 (Trafikanalys 2020, Wisell et al. 2020) med tillhörande värden över trafikarbete, antal fordon, bränslekonsumtion och utsläppsprognoser för de i HBEFA representerade fordonskategorierna, bränsletyperna, och euro-klasserna. I beräkningarna användes HBEFA 4.1 (Notter et al. 2019).

I Tabell 3 redovisas vilka parametrar som respektive styrmedel påverkar.

Tabell 3. Styrmedlens påverkan på fordonsklass, emissionsfaktorer, trafikarbete och antal fordon. Pilarna indikerar huruvida parametern har minskat eller ökat. "x" indikerar ändrad fördelning.

Styrmedel	Påverkar:			
	Fordonsklass	Emissionsfaktorer per påverkat fordon	Trafikarbete (x = ändrad fördelning)	Antal fordon (x = ändrad fördelning)
Etanolpremie	Personbilar, Lätta fordon	NO_x↓ PM→ CO_2↓	→	→
r-SCR-premie	Personbilar, Lätta fordon	NO_x↓ PM→ CO_2↑	→	→
Skrotningspremie	Personbilar, Lätta fordon	→	x →	x ↓
Euro 7/VII	Personbilar, Lätta & Tunga fordon	NO_x↓ PM↓ CO_2→	→	→
CO_2-krav	Personbilar, Lätta fordon	→	x →	x ↓
km-skatt	Tunga fordon	→	↓	→
Bränsleskatt	Personbilar, Lätta & Tunga fordon,	→	↓	→
Mdiff.-avgift	Personbilar, Lätta fordon	→	x →	x →

Respektive styrmedels trafikarbete samt antal fordon kvantifieras i Tabell 4 respektive Tabell 5.

Tabell 4. Mängd trafikarbete per fordonskategori som påverkas av respektive styrmedel (miljoner fordonskilometer). "+" indikerar att trafikarbete är högre än i referensscenariot. "-" : trafikarbete är lägre än i referensscenariot. "()": trafikarbete påverkas av förändrade emissionsfaktorer genom t.ex. retrofit av motor.

Fordonstyp / Styrmedel	Lätta fordon		Tunga fordon	
	Förbränning	Elektricitet	Förbränning	Elektricitet
Referensscenario, totalt antal	***79 056***	***8 122***	***5 846***	***26***
Etanol-premie	(41)	-	-	-
r-SCR-premie	(97)	-	-	-
Skrotningspremie	-625	+625	-	-
Euro 7/VII	(25 313)	-	(3 699)	-
CO_2-krav	-17 000	+17 000	-	-
km-skatt	-	-	-72	-
Bränsleskatt	-5 116	-	-346	-
Mdiff.-avgift	-453	+453	-	-

Tabell 5. Antal fordon per fordonskategori som påverkas av respektive styrmedel (antal fordon). "+" indikerar att fordon är fler än i referensscenariot. "-" : färre fordon än i referensscenariot. "()": fordon påverkas av förändrade emissionsfaktorer genom t.ex. retrofit av motor.

Fordonstyp / Styrmedel	Lätta fordon		Tunga fordon	
	Förbränning	Elektricitet	Förbränning	Elektricitet
Referensscenario, totalt antal	***5 276 942***	***1 051 036***	***102 281***	***2 253***
Etanol-premie	(4 000)	-	-	-
r-SCR-premie	(7 481)	-	-	-
Skrotningspremie	-71 834	+39 178	-	-
Euro 7/VII	(1 597 876)	-	(56 456)	-
CO_2-krav	-1 081 957	+1 151 996	-	-
km-skatt	-	-	-674	-
Bränsleskatt	-385 325	-	-5 979	-
Mdiff.-avgift	-32 492	+43 735	-	-

Etanolkonvertering av lätta bensinfordon

En konvertering antas kosta 10 000 kr per fordon (Konjunkturinstitutet 2021) vilket innebär att 4 000 fordon kan konverteras. Vi antar att endast fordon som inte skrotas i närtid kommer konverteras, det vill säga att alla 4 000 konverterade fordon är kvar i trafik 2030. Konverteringen antas bara vara aktuell för ej laddbara fordon med bensindrift, dvs. ingen konvertering av laddhybrider.

Förändringen av emissionsfaktorer för etanolkonvertering hämtades från litteraturen (Graham et al. 2008, Yanowitz and McCormick 2009, Thomas et al. 2012, Hubbard et al. 2014, Czerwinski et al. 2018, Delavarrafiee and Frey 2018). NO_x-utsläppen för ett etanolfordon som kör på E85 jämfört med bensin varierade mellan 57% lägre (vid motorvägskörning (Thomas et al. 2012)) och 19% högre (Volvo i WLTC varm cykel (Czerwinski et al. 2018)). Medelvärdet av alla skillnader i emissionsfaktor för NO_x för alla testvärden var -26%, vilket användes i beräkningarna.

Endast en av referenserna (Yanowitz and McCormick 2009) innehöll uppgifter om minskade utsläpp av PM med -34% baserat på litteraturen, men då antalet observationer var litet (n=3) och spridningen stor (flera 100%) användes inte detta resultat. Czerwinski et al. (2018) mäter partikel-antal och finner dessa något lägre vid E85-drift, medan Suarez-Bertoa et al. (2015) finner att E85 kraftigt ökar utsläppen av icke-reglerade emissioner (främst etanol och acetaldehyd) som ökar risken för ozonbildning samt sekundärbildade partiklar. Sammantaget antas att partikelutsläppen är desamma vid bensin- och E85-drift.

Bränsleförbrukningen i energi antas vara oförändrad, men eftersom E85 har ett lägre energi-innehåll än bensin ökar förbrukningen i liter något.

Hubbard et al. påpekar att motorkalibreringarna normalt är tillverkar- och modellspecifika och att emissionsfaktorerna för NO_x därför inte kommer förändras på samma sätt för olika typer av etanolfordon. Av alla källor var det endast Thomas et al. som genomförde tester på ett konverterat fordon. Övriga källor baseras på fordon som är sålt som ett etanolfordon.

För utsläppen av koldioxid spelar det stor roll i vilken utsträckning fordonen kör på E85 respektive bensin. För detta styrmedel beräknas fordonen köra på 75% E85 och 25% bensin, något som uppnåddes runt 2008 när E85 var som mest populärt i Sverige. Som en känslighetsanalys beräknas även effekterna med ett antagande om 75% körning på E85, baserat på den genomsnittliga andel E85-drift de senare tre åren. Även NO_x -utsläppen beräknas för de två antagande om körning på E85. De 4 000 fordon som antas ha konverterats får därför nya utsläpp beräknat med de nya emissionsfaktorerna.

Premie för eftermontering av SCR

Kostnad och utformning varierar något mellan de tillverkare som erbjuder efterkonvertering idag, men i beräkningarna antas att en konvertering kommer att kosta 30 000 kr och kan göras för alla märken, förutsatt att fordonet har ett partikelfilter. Antagandet baseras på befintlig utrustning från Oberland-Mangold (NeoBlue/NeoPlus) (Oberland Mangold 2021) samt Bosal (bosal 2021) som kostar runt 3000 € på den tyska marknaden och kan monteras på exempelvis BMW, Mercedes och Volvo-fordon. Det finns även en dyrare variant från brittiska HJS (HJS Emission Technology 2021) som kostar 5800 €, som också kan monteras på dieselfordon utan partikelfilter (ADAC 2021). Liksom för etanolkonvertering antas att premien uppgår till 50% av kostnaden för konvertering, dvs 15 000 kr per fordon.

Konvertering sker bara för de fordon som inte redan har SCR samt har partikelfilter, vilket innebär Euro 3 och Euro 4-fordon med DPF, Euro 5 fordon samt 60 procent av Euro 6a, b eller c-fordonen omfattas. Detta då 40% av Euro 6 a, b och c-fordonen antas vara utrustade med SCR (Yang et al. 2015). Det antas att 1 procent av de fordon som kan konverteras samt beräknas vara i trafik 2030 konverteras. Att det är en så pass låg andel som 1 procent beror på att de flesta fordon utan SCR som är i trafik 2030 kommer ha ett värde nära noll på grund av fordonets höga ålder. Det är mindre troligt att fordonsägarna i stor utsträckningen väljer att eftermontera reningsutrustning till en större kostnad än fordonets värde, men det är omöjligt att avgöra exakt hur många som skulle genomföra en efterkonvertering. För att räkna på åtgärden antar vi därför att det är 1 procent. Detta motsvarar 7 500 fordon med eftermonterad SCR.

Eftermontering av SCR antas påverka utsläppen av NO_x samt CO_2, men inte partiklar. Det beror på att eftermontering endast görs på fordon som redan har partikelfilter. Antagandet stöds av Giechaskiel et al. (2018). Emissionsfaktorn för NO_x för ett fordon med eftermonterad SCR baseras på ADAC-mätningar gjorda på eftermonterad utrustning (ADAC 2019). Emissionsfaktorn sätts till 0,27 g/km, vilket är gränsen som eftermonterad utrustning måste uppnå i Tyskland. Testerna visar att emissionsfaktorerna kan vara ännu lägre vid goda förhållanden, men också att de kan vara betydligt högre vid låga temperaturer (< 5 grader). I ett annat fältexperiment (Giechaskiel et al. 2018) minskade emissionsfaktorn till under 0,16 g/km för de flesta tester bortsett från körcykel vid 7 grader då emissionsfaktorn var 0,38 g/km. Sammantaget bedöms 0,27 g/km vara en rimlig approximation. Det kan jämföras med ett lätt Euro 6d-fordon som har en emissionsfaktor på mellan 0,05-0,1 g/km och ett Euro 5-fordon som har en emissionsfaktor på 1,0-1,4 g/km.

I ADAC-testet ökar bränsleförbrukningen för alla fordon efter montering av SCR, för vissa modeller med så mycket som upp till 13%. Det tyska direktivet föreskriver dock att CO_2 får öka med som mest 6% med eftermonterad SCR. Vi antar därför att den framtida utrustningen kommer att uppfylla kravet och därför ökar CO_2 med maximalt 6%. Ökningen ligger i linje med Giechaskiel

et al. som såg en 1-2% ökning av bränsleförbrukningen utan att fordonet helt kalibrerades om från Euro 5 till Euro 6, vilket tros skulle medföra en 7%-ig ökning av CO_2.

Bortsett från CO_2 och NO_X ökar även utsläppen av N_2O och ammoniak med ett SCR-system. En sådan ökning är inte önskvärd, men dessa utsläpp ingår inte i denna studie. I beräkningen antas de 7 500 fordonen som utrustas med SCR köra lika mycket som tidigare, men med nya emissions-faktorer för NO_X och CO_2.

Skrotningspremie

Skrotningspremien är aktuell för fordon som är 15 år eller äldre. Två olika skrotningstakter antas som en konsekvens av premien, med motiveringen att riktigt gamla bilar antas vara veteranbilar eller hobbyfordon och att ägarna till dessa är mindre mottagliga för att skrota ut bilen i förtid mot kontant ersättning. Veteranfordon antas utgöras av bensindrivna personbilar från 1975 eller tidigare, där 1 % av fordonen skrotas ut i förtid som en konsekvens av premien. För övriga fordon, dvs bensin- och dieselbilar äldre än 15 år men som inte är veteranbilar, antas att 10% skrotas som en konsekvens av premien. Ett sådant antagande innebär att 71 834 personbilar och lätta lastbilar skulle skrotas med en premie.

Trafikarbetet från de skrotade bilarna flyttas till elfordon av 2030 års modell. Det innebär att trafikarbetet med elfordon ökar som en följd av att bilarna skrotas ut. Tolkningen är att den som skrotar sin bil ersätter den med en lite nyare bil, vilket skapar en kedjeeffekt. Implicit innebär det att premien inte innehåller något villkor som innebär att den enbart betalas ut vid köp av ny bil (jämfört tex. Finlands skrotningspremie[4]). I exempelvis Frankrike finns även skrotningspremier som är villkorade med att ägaren köper en ny cykel[5]. En sådan premie innebär troligen minskat trafikarbete, vilket inte är fallet i denna beräkning. Frankrikes skrotningspremie är på ca 25 000 SEK, Finland på ca 10 000-20 000 SEK och i USA ca 40 000 SEK.

Konkret antas skrotningspremien innebära att 72 000 fordon försvinner och 40 000 elfordon tillkommer samt att 624 miljoner kilometer flyttas från skrotade fordon till nyare fordon, varav 524 miljoner kilometer är från skrotade personbilar och 100 miljoner kilometer är från skrotade lätta lastbilar.

Framtida europeiska utsläppskrav (Euro 7 samt Euro VII)

I analysen antas att alla fordon som registreras mellan 2025 och 2030 kommer att uppfylla nya utsläppskrav för Euro VII och Euro 7. I referensscenariot uppfyller de fordon som registrerats under denna period istället kraven för Euro 6d. Införandet av en ny Euroklass innebär att 60% av de lätta fordon 2030 (med tillhörande trafikarbete) som är Euro 6d i referensscenariot istället uppfyller kraven för Euro 7 (1,6 miljoner fordon). För tunga lastbilar antas att 65% av de fordon som är Euro VI i referensscenariot istället uppfyller Euro VII (56 000 fordon), eftersom omsättningstiden för en lastbil i snitt är något kortare än för en personbil. En något större andel av fordonen kommer därför uppfylla det senaste Euro-kravet.

Kraven innebär att emissionsfaktorn för NO_X för ett lätt dieselfordon är 30 mg/km under normala förhållanden, men att de under 5% av tiden körs under så kallade ”extended conditions” och har då en emissionsfaktor på 90 mg/km. Det innebär en viktad emissionsfaktor på 33 mg/km för lätta fordon utom den största viktklassen av lätta lastbilar. De största lätta lastbilarna (klass II, vilket

[4] https://www.lvm.fi/sv/-/acts-on-passenger-car-scrapping-premium-and-purchase-support-for-gas-fuelled-trucks-into-force-1244949
[5] https://www.eltis.org/in-brief/news/france-moves-offer-financial-incentive-electric-bikes

innebär en tjänstevikt på över 1736 kg) har en emissionsfaktor som är 1,5 gånger högre dvs. 50 mg/km. Det kan jämföras med emissionsfaktorerna för Euro 6d som är 80 mg/km för lätta diesellastbilar samt 50 mg/km för dieselbilar. Lätta bensindrivna Euro 6d fordon har en emissionsfaktor som varierar mellan 32 mg/km (personbil) och 54 mg/km (klass III lätt lastbil). Kraven innebär i princip att alla Euro 7-fordon släpper ut lika mycket som ett nytt motsvarande bensinfordon.

För tunga lastbilar antas emissionsfaktorn vara 80 mg/kWh under normala förhållande för Euro VII. 10% av tiden framförs fordonen i ”extended conditions” och har då en emissionsfaktor på 450 mg/kWh. Mätt i g/km motsvarar det en emissionsfaktor på 70-170 mg/km för en diesellastbil, beroende på lastbilens storlek. Det är en markant minskning (60-90% beroende på lastbilsstorlek) från emissionsfaktorerna i referensscenariot Euro VI som är mellan 170-760 mg/km för ett Euro VI-fordon 2030.

Förslaget innehåller även en viss skärpning av utsläppen av partiklar, men skillnaden mot befintliga krav är mindre. För tunga lastbilar tolkas kravet så att partikelutsläppen från diesellastbilar totalt sett minskar med runt 30% jämfört med Euro VI. För lätta lastbilar är minskningen ungefär 20%. För personbilar innebär kravet i sin nuvarande utformning en ökning av dagens emissionsfaktorer, men från en låg nivå.

Skärpta CO_2-krav för lätta fordon

Den fulla effekten på mobilitet och utsläpp av skärpta CO_2-krav för lätta fordon är komplex att analysera och kräver en egen dedikerad studie. En viktig fråga är hur mycket snabbare elektrifieringen av svenska bilar kommer gå som en konsekvens av skärpta krav. I denna studie har vi tagit ett förenklat angreppsätt och antar att andelen nysålda elbilar når 90% av alla bilar 2030 med tillväxt enligt en S-kurva som främsta konsekvens av skärpta CO_2-krav för lätta fordon. Antagandet är i enlighet med Wisell et al. (2020) och resultaten på flottan hämtas från detta projekt.

Styrmedlet ”skärpta CO_2-krav” innebär att det framförallt tillkommer 1,1 miljoner elfordon 2030 jämfört med ett scenario utan skärpta CO_2-krav samtidigt som 1,3 miljoner förbränningsmotorfordon försvinner. Att det totala antalet fordon minskar beror på att elfordonen antas köra mer, eftersom de i genomsnitt är nyare, och trafikarbetet med elbil i referensscenariot är nästan en tredjedel av all trafik med personbil (25 miljarder km av 76 miljarder) jämfört med referensscenariot där elbilarna bara kör 8 miljarder kilometer.

Utsläppen från åtgärden är beräknade med HBEFA, givet den nya elektrifieringstakten. Se Wisell et al. (2020) för detaljer.

Kilometerskatt för tunga fordon

Utsläppsminskningen som en följd av kilometerskatt beräknas som en effekt av den förväntade minskade trafiken. Kostnaden per kilometer antas öka med 4% för alla lastbilar utan släp och 10% för alla lastbilar med släp. Vi antar en elasticitet på -0,2, baserat en konservativ tolkning av värden föreslagna av de Jong et al. (2010), och ett antagande om att kilometerskatten omfattar 75% av trafiken minskar trafiken med 0,4% för lastbilar utan släp och med 1,5% för lastbilar med släp. Utsläppen av både NO_X, CO_2 och partiklar minskar i proportion med trafikarbetet.

Ingen differentiering efter Euroklass har gjorts, men det ger liten effekt på beräkningarna eftersom 99% av trafikarbetet beräknas ske med Euro VI-lastbilar 2030.

Drivmedelsskatt

En hög drivmedelsskatt skulle kunna leda till omställningseffekter större än de vi kan analysera i detta projekt (t.ex. överflyttning från personbilstransport till tågresor). Därför har vi valt att begränsa storleken på drivmedelsskatten så att den motsvarar 1 kton minskning av NO_x-utsläppen.

Användare av bensin- och dieselfordon reagerar med olika elasticitet på kostnadsförändringen på drivmedel. Elasticitet är ett mått som visar hur användning ändras som konsekvens av t.ex. ändrade drivmedelskostnader. En efterfrågeelasticitet på -0,1 innebär att en tioprocentig höjning av drivmedelspris orsakar en enprocentig sänkning av drivmedelsefterfrågan. De ökande drivmedels-kostnaderna antas medföra att trafikarbetet med bensin- och dieseldrivna fordon minskar på grund av lägre användning, men inte att de bidrar till att fordonen blir mer energieffektiva jämfört med ett referensscenario utan förhöjda kostnader. Vi har valt en elasticitet av -0,2 för nyttotrafik och -0,3 för privattrafik (Littman 2021).

I beräkningen antas att prisförändringen beror på ökad drivmedelsskatt, med tillhörande förändring av skatteinkomster (10% ökning på bensinpris och 30% på dieselpris). I våra antaganden beräknas 100% av det trafikarbete som utförs av lastbilar som nyttotrafik, medan för LCV och PC är andelen 85% respektive 25%.

Miljödifferentierad trängselavgift

Effekterna av en miljödifferentierad trängselavgift baseras på en tidigare analys, utförd av WSP på uppdrag av Naturvårdsverket (Jonsson and Nelander 2019). I analysen framgår det att en stor del av de bilar som passerar trängselskattesnittet gör det ett begränsat antal gånger, där 85% bilarna passerar färre än 100 gånger per år. Det antas att dessa förare inte kommer att reagera på en differentierad trängselskatt. Jonsson & Nelander antar istället att en maximal skattning av styrmedlet effekter är att alla bilar som passerar minst 400 gånger per år (vilket motsvarar daglig bilpendling till arbetet 200 dagar per år) kommer att byta till elbil. Totalt sett är det 0,55% av alla svenska personbilar och 1,6% av lätta lastbilar som passerar ett trängselskattesnitt minst 400 gånger per år. Vi har därför valt att anta samma effekt. Utsläppsminskningen beräknas alltså genom att 0,55% av alla ej eldrivna bilar istället blir elbilar och att 1,6% av trafiken med lätt lastbil flyttas till elbilar. Eftersom en del av dessa passager sannolikt redan kommer göras med en elbil 2030 innebär ett sådant antagande en överskattning[6]. Å andra sidan passerar nästan lika många bilar mellan 300 och 400 gånger per år, och även en del av dessa kan tänkas byta till elbil vid en differentierad trängselskatt.

Eftersom trafikarbete med förbränningsbil ersätts med elbil till 0,55% respektive 1,6% minskar utsläppen från förbränning lika mycket. Om en differentierad avgift skulle ha en effekt på överflyttningen till kollektivtrafik, gång och cykel skulle effekterna på avgasutsläppen från bilarna vara desamma, men utsläppen av slitagepartiklar skulle också minska. Vid antagandet om att styrmedlet främst gynnar elbilar är utsläppen från slitagepartiklar oförändrade eftersom emissionsfaktorn för slitagepartiklar antas vara densamma för bensin- och dieselbilar som för elbilar.

[6] Jonsson & Nelander räknar specifikt bort antalet elbilar i sin analys eftersom de studerar effekterna i närtid.

3.1.2 Inrikes sjöfart och fiskefartyg

Utsläppsminskningspotentialen för styrmedel för inrikes sjöfart och fiskefartyg beräknas som det teoretiskt högsta möjliga utan budgetrestriktioner. Detta skiljer sig från angreppssättet för vägtrafiken där potentialen bland annat är beroende av hur mycket resurser som tillförs de olika styrmedlen. Potentialen har beräknats för efterinstallation av tre olika tekniker: SCR, batteridrift och landström. SCR har beräknats för alla fartyg och antas användas hela tiden som fartygen går mellan svenska hamnar. Potentialen för batteridrift har bara beräknats för bogserfartyg, lotsfartyg, kollektivfärjor och vägtrafikfärjor. Vi har utgått från den största möjliga minskningspotentialen när man efter-installerar SCR på alla de godsfartyg som kan tänkas använda farledsrabatterna.

Tabell 6. Åtgärder som ingår i studien och inkluderade kostnadsparametrar

Åtgärd/-Reningsteknik	Anledning till inkludering	Inkluderade kostnadsparametrar
Eftermontering av SCR	SCR är en väletablerad NO_x-reducerande teknik som har potential att minska NO_x-utsläppen i alla driftsfaser (Winnes et al. 2020). En annan fördel är att det är möjligt att eftermontera befintliga fartyg med SCR.	Investeringskostnad, urea, katalysator-ersättning och extra arbetskraft.
Eftermontering av landström	Landström minskar alla direkta utsläpp av t.ex. NO_x, SO_2, PM etc. vid kaj och minskar livscykelutsläppen av CO_2 om elen produceras med till exempel förnybar energi eller kärnkraft.	El, bränsle, och investeringskostnader såsom transformator, huvudcentral, kontrollpanel, kablage och kabelupprullare.
Eftermontering av batteridrift	Jämfört med landström kan batterier också minska utsläppen till sjöss, vilket ökar minskningspotentialen. Marina batterier är en relativt outvecklad teknik, och det kan därför vara viktigt med någon typ av subvention och ett ”skyddat utrymme” för att vara konkurrenskraftiga jämfört med att använda marina bränslen (Geels 2005).	El, bränsle, och investeringskostnader: extra kostnad för batterier, samt extra installationer.

Inrikessjöfartens och fiskefartygens potentiella utsläppsminskningar har huvudsakligen redan tagits fram i Winnes et al. (2020), men även utsläppsminskningar av CO_2 och PM har inkluderats i denna studie. Vissa antagande har dock modifierats något. Framförallt har fiskefartygen antagits ha en mycket större bränslekonsumtion. Detta beror på att man i Winnes et al. (2020) utgick från uppgifter om fiskefartyg som går mellan svenska hamnar, men den svenska officiella statistiken för fiskefartyg snarare baseras på bränslekonsumtionen för de fartyg som ingår i den svenska fiske-flottan, se avsnitt 1.3.2. De grundläggande antaganden som har använts för att beräkna utsläpp (och till viss del kostnader) sammanfattas i Tabell 7 nedan. Emissionerna har beräknats genom att ta fram bränslekonsumtionen för respektive fartygskategori och multiplicera denna med en emissionsfaktor. Emissionsfaktorerna för NO_x ansattes enligt Tier-reglerna (se avsnitt 1.2), medan emissionsfaktorerna för partiklar har antagits vara 0,2 g/kWh och koldioxid har antagits vara 3,1 g CO_2/g bränsle. Statistiken för godstrafiken och kryssningsfartyg bygger på Sjöfartsverkets anlöpsstatistik och inkluderar bara de fartyg som gör många turer mellan svenska hamnar. Data för fiskefartygen har tagits fram i ett annat projekt och bygger på Havs och -Vattenmyndighetens register över svenska fiskefartyg (Eklund et al. 2021). Statistiken för fartyg som drivs av Sjöfartsverket och Trafikverket har hämtats från officiella uppgifter och intervjuer. Uppgifter om personfärjor, bogserbåtar och mudderfartyg har tagits fram via företagsspecifik information samt intervjuer med företag och hamnar.

Tabell 7. Antaganden för kostnads- och utsläppsberäkningar. Inkluderar bara relevanta fartyg och fartygskategorier.

	Fartygstyp	Antagen fartygsstorlek	Genomsnittlig motorstorlek [kW]	Antal fartyg*	Antagande om tid i kaj	Medel-livslängd	Bränsle-mängd [kton]
Godstrafik	Containerfartyg	mellan	12 185	10	20%	25	5,8
	Tankfartyg	liten	2 924	5	20%	26	1,7
	Övriga godsfartyg	mellan	6 500	11	20%	27	10
Passagerare	Trafikverkets vägfärjor	liten	1 000	63	10%	14	3,7
	Personfärjor	liten	500	99	5%	14	3
	Kryssningsfartyg	stor	13 500	11	20%	27	0,7
Arbetsfartyg	Fiskefartyg	liten	135	1 000	0%	50	23,3
	Mudderfartyg	liten	3 300	2	0%	27	0,7
	Bogserbåtar	liten	2 000	30	0%	40	4,4
Sjöfarts-verket	Lots	liten	800	70	0%	27	1,7
	Arbetsfartyg	liten	1 300	17	10%	27	1,3
	Isbrytare	stor	17 300	4	10%	27	5.3

*Fartyg som antas kunna beröras av styrmedlen

3.2 Beräkningar av kostnader och nyttor

Beräkningar av samhällskostnader av de analyserade styrmedlen görs i denna rapport utifrån ett tekno-ekonomiskt perspektiv. Vi tar alltså hänsyn till de kostnader och besparingar avseende investeringar, underhåll, och bränsle, som påverkas av det analyserade styrmedlet. Alla kostnader räknas för år 2030 och presenteras som årlig kostnad i enheten svenska kronor och valutaåret 2019.

Varje reningsteknik eller åtgärd som analyseras i denna studie åtföljs av ekonomiska kostnader eller besparingar för företaget/privatpersonen/operatörerna. Kostnaderna är viktiga för en teknologis/åtgärds potentiella framgång på marknaden, även om andra faktorer kan ha en betydande inverkan på efterfrågan på en teknologi. Det är dock viktigt att påpeka att det kan finnas prisskillnader mellan nyinstallationer och ombyggnader. Alla kostnadskomponenter för fartyg är hämtade från Winnes et al. (2020) och Fridell et al. (2020). Kostnaderna för vägtransporter är tagna från Skatteverkets statistik över nyinköp av fordon samt deras pris, fordonsprisprognoser från Bloomberg News (BloombergNEF 2021), samt bränsleprisprognoser från Energimyndighetens senaste långsiktsprognos (Energimyndigheten 2021).

Kostnadsberäkningarna omfattar annualiserade investeringskostnader inklusive installations-kostnader när sådana finns (I_{an}). I de fall då teknikerna behöver resurser för drift och underhåll tas detta med i beräkningarna som posten ändrade årliga kostnader för drift och underhåll ($K_{d\&u}$). Exempel på denna typ av kostnader är påfyllning av urea till SCR-utsläppsrening eller rengöring och byte av partikelfilter. Den sista kostnadsposten som inkluderas är ändrade årliga kostnader för bränsle och el (K_{br}).

För att möjliggöra jämförelser av investeringskostnader med andra kostnadskomponenter beräknas den årliga investeringskostnaden med följande ekvation (Cofala and Syri 1998):

$$I_{an} = I * \frac{(1+r)^L * r}{(1+r)^L - 1} \tag{3.1}$$

Där:

I_{an}:	Den årliga investeringskostnaden (€2020)
I:	Totala investeringskostnaden (€2020)
r:	Investeringens diskonteringsränta
L:	Investeringslivslängd (år)

De årliga investeringskostnaderna beräknas utifrån vad vi har valt att kalla ”Samhällsplanerarperspektivet” och ”Företagsperspektivet”. För samhällsplanerarperspektivet utgår vi ifrån en diskonteringsränta på 3,5 % (Moore et al. 2013) och att den investeringen annualiseras över investeringens hela tekniska livslängd. För företagsperspektivet sin presenteras i känslighetsanalysen för sjöfarts-sektorn är antagen ränta 10 % och investeringslivslängd är 10 år (Höglund-Isaksson 2012). Företagsperspektiv lämpar sig bättre för att modellera faktiska beslut om investeringar eftersom det bättre reflekterar hur företag och privatpersoner kommer agera på marknaden. Samhällsplanerarperspektivet representerar däremot ekonomiskt rationella beslut för samhället som helhet. Eftersom syftet med studien är att ta reda på om ett visst styrmedel är effektivt för samhället så beräknas alla kostnader i denna studie efter samhällsplanerar-perspektivet. Om man istället vill analysera vad konsekvensen av ett visst styrmedel blir så behöver även det företagsekonomiska perspektivet beaktas och samtliga övriga skatter, avgifter, subventioner m.m. måste tas med som indata.

3.2.1 Vägtrafik

Kostnadsberäkningarna för de analyserade styrmedlen sker med samma beräkningsmetod för både vägtrafik och sjöfart, men presenteras utförligt i detta kapitel för vägtrafik. För inköp personbilar i vägtrafik baseras den totala investeringskostnaden (*I*) på Skatteverkets statistik över nybilsköp år 2020 och Bloombergs prognos för prisutveckling. *I* beräknas för varje inköpsår 2016 och 2030 och är det viktade genomsnittspriset (exkl. moms) för de vanligaste fordonen köpta år 2020 multiplicerat med prisutvecklingsfaktor för personbilar för det aktuella inköpsåret. Faktorn beräknas separat för personbilar med förbränningsmotor och de med elmotor. Med komplett notation blir beräkningarna av Ian för en åtgärd (*m*) som följer:

$$Ian_m = \sum_{tk,dr,br,ty} (\Delta tknr_{m,tk,dr,br,ty} * Ian_{tk,dr,br,ty})$$

Där:
tknr = antal exemplar av en viss teknik (t.ex. antal personbilar, se Tabell 5)
m = åtgärd
tk = tekniktyp / fordonstyp
dr = typ av drivlina (förbränningsmotor, elmotor),
br = typ av bränsle (bensin, diesel, elektricitet, marin gasolja),
ty = tillverkningsår av tekniken

Åtgärderna skiljer sig åt med avseende på om de påverkar tekniktyp (*tk*), drivlinan (*dr*), eller bränsletyp (*br*). Beräkningen av $K_{d\&u}$ är analog med den för I_{an}. För vägtrafik räknar vi inte

kostnader för drift och underhåll då det främst är aktuellt med t.ex. användning av Urea i Euro 7/VII. Då alla framtida kostnader för fordon och reningstekniker är osäkra räknar vi Ian över olika räntenivåer (*r*) och olika utvecklingskurvor för inköpskostnad av elbilar. Vi räknar Ian för *r*-värdena 2 %, 3,5 %, och 5 %. Vi räknar Ian för tre varianter av prisutveckling på elfordon: 1) Prisutvecklingen på elfordon följer prognosen från Bloomberg fram till 2025, varefter utvecklingen är densamma som för bränslefordon, 2) Prisutvecklingen på elfordon följer Bloombergs prognos, 3) prisutvecklingen på elfordon går dubbelt så snabbt som Bloombergs prognos mellan 2025 och 2030. Resulterande *Ian* för inköp av fordon beroende på inköpsår syns i Tabell 8. För investeringslivslängden för fordon har vi räknat med 15 år och för reningstekniker 10 år.

Tabell 8. Ansatt annualiserad investering i fordon per tillverkningsår, fordonstyp, & drivlina

Tillverknings-år	Fordons-typ	Drivlina	Renings-teknik	Annualiserad investering		
				Låg	Mellan	Hög
2016	Personbil	Bränsle	n.a.	22 647	25 266	28 035
2020	Personbil	Bränsle	n.a.	23 121	25 795	28 623
2025	Personbil	Bränsle	n.a.	23 714	26 456	29 356
2030	Personbil	Bränsle	n.a.	24 307	27 118	30 090
2016	Personbil	El	n.a.	74 925	83 589	92 752
2020	Personbil	El	n.a.	45 650	50 929	56 511
2025	Personbil	El	n.a.	24 653	26 787	32 537
2030	Personbil	El	n.a.	14 525	21 496	30 090
2016	Lätt lastbil	Bränsle	n.a.	21 290	23 752	26 355
2020	Lätt lastbil	Bränsle	n.a.	22 140	24 700	27 408
2025	Lätt lastbil	Bränsle	n.a.	22 403	24 994	27 734
2030	Lätt lastbil	Bränsle	n.a.	23 089	25 759	28 582
2016	Lätt lastbil	El	n.a.	56 238	62 741	69 618
2020	Lätt lastbil	El	n.a.	34 264	38 226	42 416
2025	Lätt lastbil	El	n.a.	21 569	23 818	28 691
2030	Lätt lastbil	El	n.a.	13 442	19 407	28 582
2028	Tung lastbil	Bränsle	n.a.	155 651	173 650	192 685

Vi räknar även kostnader för reningsteknik för de styrmedel/åtgärder där den totala mängden fordon är samma som i basprognosen. Ian för dessa tekniker syns i Tabell 9.

Tabell 9. Ansatt annualiserad investering i reningsteknik per tillverkningsår, fordonstyp, & reningsteknik

Tillverknings-år	Fordons-typ	Drivlina	Renings-teknik	Annualiserad investering		
				Låg	Mellan	Hög
2016-2030	Personbil	Bränsle	Etanol	1 113	1 202	1 295
2016-2030	Personbil	Bränsle	r-SCR	4 187	4 523	4 871
2021	Personbil	Bränsle	Euro 7	2 094	2 261	2 436
2025	Personbil	Bränsle	Euro 7	1 955	2 111	2 274
2030	Personbil	Bränsle	Euro 7	1 810	1 955	2 105
2021	Lätt lastbil	Bränsle	Euro 7	2 094	2 261	2 436
2025	Lätt lastbil	Bränsle	Euro 7	1 955	2 111	2 274
2030	Lätt lastbil	Bränsle	Euro 7	1 810	1 955	2 105
2021	Tung lastbil	Bränsle	Euro VII	4 232	4 571	4 923
2025	Tung lastbil	Bränsle	Euro VII	3 952	4 268	4 597
2030	Tung lastbil	Bränsle	Euro VII	3 658	3 951	4 256

Ändrade årliga kostnader för bränsle och el, *Kbr*, beräknas utifrån styrmedel/åtgärdsspecifik bränslekonsumtion enligt HBEFA-beräkningarna och bränsle- och elpriser (*p*) tagna från Energimyndighetens senaste långsiktsprognos (Energimyndigheten 2021) samt elnätspriser från Energimarknadsinspektionens statistik (Energimarknadsinspektionen 2021). Vi antar ett elnätspris på 40 öre / kWh vilket motsvarar genomsnittligt elnätspris 2017-2021 för en villa som förbrukar 20 000 kWh el och har en 25 Ampere kapacitet-säkring. Beräkning av K_{br} blir som följer:

$$Kbr_m = \sum_{br} (\Delta br_{m,br} * p_{br})$$

Där:
Δbr = skillnad i bränslemängd mellan basprognos och styrmedel/åtgärd för bränsle *br*
m = styrmedel/åtgärd
p = bränsle/el-pris

Då även prognoser på bränsle- och elpriser är osäkra varierar vi dessa priser. Underlag för prisvariation tas från ytterlighetsscenarierna i Energimyndighetens scenarier. Då Energimyndigheten inte presenterar variation i priser för etanol (som är central i ett styrmedels-förslag), antog vi en prisvariation på ±20 %. Resulterande bränslepriser syns i Tabell 10.

Tabell 10. Ansatta bränsle- och elektricitetspriser år 2030, kr/kWh

Energibärare	Låg	Bas	Hög
HVO	1.69	1.69	1.69
FAME	1.37	1.37	1.37
Etanol	1.18	1.48	1.77
Bensin, 95 okt, MK 1	1.49	1.67	1.78
Diesel, MK 1	1.47	1.52	1.52
Elektricitet (inkl elnät)	0.70	0.71	0.77

Den årliga kostnaden per åtgärd (K_m) beräknas som summan av kostnaden för ändringar i antalet reningstekniska installationer / fordon, drift och underhåll (Kd&um), samt bränslekostnader. Även om inte alla kostnadsposter är aktuella för samtliga åtgärder i denna rapport blir den generiska ekvationen för totalkostnaden per åtgärd (K_m) alltså:

$$K_m = Ian_m + Kbr_m + Kd\&u_m$$

Det teknoekonomiska angreppsättet har vissa begränsningar när det gäller dess förmåga att beräkna kostnader för samhället av en åtgärd. En hypotetisk åtgärd som innebär att man tar bort hälften av alla personbilar och lastbilar från Sveriges vägar skulle enligt detta angreppsätt yttra sig som mycket kostnadseffektivt, vilket självklart är falskt då transport av varor och personer är en förutsättning för att samhället ska fungera. Tyvärr finns det inga uppskattningar på hur stort värdet av transporter är, så vi gör vissa antaganden för att balansera bilden. För styrmedlet Skrotningspremie antar vi att det trafikarbete som utgörs av fordon äldre än 15 år ersätts med trafikarbete utfört av personbilar och lätta lastbilar som drivs på el och kostar som ett elfordon köpt år 2028. Kostnad för inköp av elfordon av årsmodell 2028 läggs till beräkningen. För styrmedlet Km-skatt antar vi att det trafikarbete som undviks p.g.a. kilometerskatt innebär outnyttjad lastbilskapacitet motsvarande priset för en lastbil köpt 2028. Ett antaget inköpspris på 2 000 000 kr per ekvivalent lastbil läggs till kostnadsberäkningen. För styrmedlet Bränsleskatt antar vi att det trafikarbete som undviks p.g.a. drivmedelsskatt innebär outnyttjad transportkapacitet motsvarande priset för en LCV, PC, och HGV köpt 2028.

För jämförbarhetens skull beräknas åtgärdskostnaderna sedan som kostnad per kilo utsläpps-minskning av NO_X. Men då de flesta åtgärder påverkar flera utsläpp och miljöeffekter beräknas även en åtgärds totala kostnader för jämförelse med totala monetariserade nyttor.

För att ge en något sånär rättvisande bild av åtgärder, varav flera främst är att betrakta som växthusgasåtgärder, som påverkar flera olika typer av miljö- och hälsoeffekterhar beräknar vi den samlade miljö- och hälsonyttan av åtgärden genom att beräkna den monetariserade nyttan av minskade utsläpp av NO_X, $PM_{2.5}$ och CO_2. Värdena av utsläppsminskningar är något osäker och mycket sektorsberoende. Därför har vi använt monetära data från EEA 2021 (Schucht et al. 2021). Metoder för beräkning av monetära värden har rapporterats flera gånger tidigare (Gustafsson et al. 2018, Nilsson et al. 2020, Schucht et al. 2021) och kommer inte fördjupas i här. Övergripande kan dock sägas att monetariseringen görs enligt angreppsättet 'impact pathway approach' som tar hänsyn till var utsläpp sker samt vilka miljö och hälsoeffekter som påverkas av utsläpp från en given plats (Bickel and Friedrich 2005).

Miljö- och hälsoeffekter monetariseras sedan genom värderingsstudier i vilka man dels studerar samhällets kostnader för att minska effekterna av t.ex. sjukvårdsinsatser, dels genom intervjuer frågar människor om deras betalningsvilja för en något minskad risk för förtida död (pedagogisk genomgång av den senare finns i Desaigues et al. (2011). Följande monetära värden för utsläpps-ändringar används i nyttovärderingen av styrmedlen i denna rapport.

Tabell 11. Monetariserad samhällsnytta av utsläppsminskning i kr_{2019} per ton utsläpp år 2030. Källa för NO_X & $PM_{2.5}$ är Schucht et al. (2021), källa för CO_2 är Hänsel et al. (2020).

Region	Ämne	Värderings-indikator	Monetär samhällsnytta (kr/ton)	Nyttoskattning
Sverige	NO_X	VOLY*	75 900	Låg
Sverige	NO_X	VSL**	258 700	Hög
Sverige	$PM_{2.5}$	VOLY	234 400	Låg
Sverige	$PM_{2.5}$	VSL	744 500	Hög
Östersjön	NO_X	VOLY	39 700	Låg
Östersjön	NO_X	VSL	125 200	Hög
Östersjön	$PM_{2.5}$	VOLY	295 300	Låg
Östersjön	$PM_{2.5}$	VSL	952 700	Hög
Alla	CO_2	SCC***	1 600	Medel

*VOLY = Value of Life-Year Lost, VSL = Value of Statistical Life, SCC = Social Cost of Carbon

Känslighetsanalyser

Alla kostnadsberäkningar görs över tre nivåer av räntor, tre nivåer av prisprognoser för elfordon, samt tre nivåer av el- och drivmedelspriser, allt som allt 27 (3^3) varianter. Till detta görs kostnads-nyttoberäkningarna över två nivåer av nyttor, motsvarande att värdet av förkortad livslängd beräknas enligt Värdet av ett statistiskt liv (VSL) eller Värdet av förlorade levnadsår (VOLY). Max och min från beräkningarna presenteras i kapitel 4, och alla resultaten från beräkningarna finns i bilagan. För jämförelse har vi även räknat nyttor som de skattas i Trafikverkets ASEK-värden (Trafikverket 2020). Om man följer ASEK-metoden blir miljöskadekostnaderna för NO_X ca 3 100 – 4 400 kronor per ton år 2030. För $PM_{2.5}$ blir de 8 683 000 – 9 816 000 kronor per ton, och för CO_2 blir de 7 300 kronor. Alla värden är i 2019 års växelkurs och köpkraft och värdena för NO_X och $PM_{2.5}$ är uppräknade med 1,5 % per år från 2019. Vi presenterar resultaten från beräkningarna med ASEK-värden i diskussionen.

3.2.2 Inrikes sjöfart och fiskefartyg

Beräkningarna för inrikes sjöfart och fiskefartyg följer beräkningsmetoden för vägtrafik (se 3.2.1). Kostnadskomponenterna för SCR är hämtad från ett forskningsprojekt som sammanställt kostnader på över 70 installationer av SCR ombord på fartyg (Winnes et al. 2020).

Bränsle sparas när ett fartyg använder landström eller batteri, den undvikna bränslekostnaden betraktas som en nytta. Bunkerbränslepriserna beror på råoljepriset och kostnaden för att distribuera och raffinera råoljan. Det är dock svårt att bedöma bunkerbränslepriset eftersom världsmarknadspriset på råolja varierar mycket. Bunkerpriset för MGO har till exempel varit så högt som 785 $/ton i oktober 2018 och så lågt som 270 $/ton under den nuvarande covid-19-krisen (Ship&Bunker 2020).

Alla fartyg i denna studie antas använda huvudsakligen MGO som bränsle vid kaj och till sjöss. Vi har tagit fram scenariopriset på MGO genom att använda råoljepriset ifrån Energimyndigheten (2021) och jämföra det med MGO priset i Fridell et al. (2020).

Landströmsanslutning är antagen att delas mellan två fartyg och att fartygen går mellan samma hamnar. Det är dock troligt att vissa av fartygstyper går mellan många olika hamnar och de skulle då egentligen medföra en högre kostnad (Fridell et al. 2020). Eftersom vi antar samhällsplanerar-perspektivet inkluderar denna studie även kostnader för elanslutning på land.

De senaste åren har kostnaden för litiumjonbatteri minskat mycket på grund av stordriftsfördelar och tekniska förbättringar. En prisundersökning på litiumjonbatterier visade till exempel att det genomsnittliga priset på bränsleceller sjönk med 8-35 % årligen sedan 2010, vilket motsvarar en minskning från 1 160 $/kWh till 176 $/kWh mellan 2010 och 2018 (BloombergNEF 2019). Marina batterier är dock mycket dyrare än batterier som används i vägfordon. Vi har därför antagit ett relativt högt pris, detta pris baseras på elektrifiering av en mindre personfärja och en stor Ro-Pax färja i Sverige (Stena Rederi 2018, Jivén et al. 2020), se Tabell 12. Värt att notera är att aktörer i branschen använder lägre värden i sin beräkning (MAN Energy Solutions 2019, Bryn 2020), men det framgår dock inte vilka kostnader och andra tekniska specifikationer som ingår i deras beräkningar. Kostnaden för att installera batterisystemet kan också vara högre än vad som antagits i denna studie. De två bilfärjorna Aurora och Tycho Brahe som trafikera sträckan mellan Helsingborg och Helsingör, har installerat cirka 4000 kWh batteri för att kunna färdas hela resan med el, och detta projekt hade en total kostnad på cirka 29 miljoner euro. Men eftersom dessa två färjor ligger till kaj under mycket korta perioder (5-9 minuter) behöver de special designas med hög laddkapacitet (InsideEVs 2016), och vi tror därför att kostnaderna inte är så representativa för de fartygstyper som inkluderats i denna studien. Eftersom kostnaden för marina batterier är väldigt osäker och det saknas analys över förväntad prisutveckling har vi antagit samma pris över hela perioden 2020-2030.

Tabell 12. Sammanfattning av kostnad och antagande för batterifartyg

Typ av **efterinstallation**	Kostnadstyp	**Antagande**
SCR	Installationskostnad för efterinstallation	660 000 -1 000 000 (kr/MW)
SCR	Urea kostnad (40%)	35 (kr/MWh)
SCR	Katalysatorbyte	7,5 (kr/MWh)
SCR	Underhållskostnader	1,5 (kr/MWh)
Landström	Installationskostnad för ombord-installation	3 200 000 – 7 200 000 (kr)
Landström	Installationskostnad för land-installation	10 052 000 (kr)
Landström	Antal fartyg som använder varje anslutningspunkt	2 (st)
Landström/batteri	Pris på MGO	9 100 (kr/ton)
Landström/batteri	Elnätsavgift (lägre än för fordon)	14,6 (öre/kWh)
Landström/batteri	El	31,2 (öre/kWh)
Batteri	Pris på marint batteri	6 000 (kr/kWh)
Batteri	Landströms system installerat	Ja
Batteri	Installationskostnad	13,3 milj (kr)
Batteri	Storlek	816 - 6 000 kWh)

4 Teknisk potential till utsläpps-minskning & teknoekonomiska kostnader

Givet den ansats vi gör i analysen och de antaganden som presenteras i kapitel 2 kommer de studerade styrmedlen att påverka åtminstone utsläpp av NO_X, $PM_{2.5}$ samt CO_2. Åtgärds-kostnaderna varierar mycket beroende på styrmedel och åtgärd, och är i flera fall negativa, givet 'samhällsplanerarperspektiv' som gäller i analysen. I detta kapitel presenteras resultat avseende utsläpp och tekno-ekonomiska åtgärdskostnader för styrmedel och åtgärder i vägtrafik samt inrikes sjöfart och fiskefartyg.

En samlad jämförelse av styrmedlens relativa potential till utsläppsminskning visas i Tabell 13.

Tabell 13. Resultat på utsläppsförändringar associerade med styrmedlen. Minustecken betyder att utsläppen går ner jämfört med ett referensscenario för år 2030.

Styrmedel	Åtgärd	Utsläppsförändring		
		NO_X, ton	$PM_{2.5}$, ton	CO_2, kt
Vägtrafik				
Premie för etanolkonvertering av lätta bensinfordon	Etanolkonvertering	-0,5	0	-10
Premie för eftermontering av SCR på lätta dieselfordon	SCR-konvertering	-31	0	+0,26
Skrotningspremie	Gamla fordon ersätts med elfordon	-381	-1,7	-12
Euro 7/VII	Bättre reningsteknik på lätta och tunga fordon	-2 702	-36	0
Skärpta CO_2-krav för lätta fordon	Överflyttning av trafikarbete och antal fordon från bensin- och dieselfordon till elfordon och plug-in-hybrider. Totalt trafikarbete konstant. Antal fordon minskar med 170 000 eftersom nya fordon antas köra mer.	-764	-21	-1 267
Kilometerskatt för tunga fordon	Minskat trafikarbete med tunga fordon	-55	-3,9	-14
Drivmedelsskatt	Minskat trafikarbete med bensin- och dieseldrivna fordon	-994	-221	-259
Miljödifferentierad trängselavgift	Ökad andel elfordon	-83	-1,1	-27
Inrikes sjöfart och fiskefartyg				
Miljödifferentierade farledsavgifter	SCR-konvertering	-1 188	n.a.	n.a.
Offentlig upphandling	SCR-konvertering	-926	n.a.	n.a.
Incitament/ Sjöfartsstöd	SCR-konvertering	-3 902	n.a.	n.a.
	Efterinstallation av landström	-299	-13,8	-4,5
	Efterinstallation av batteridrift	-717	-39,1	-14,3

Sammantaget visar utsläppsberäkningarna att flera styrmedel kommer ha stor effekt på utsläpp medan ett antal kommer ha försumbar effekt. Det styrmedel med störst effekt på NO_X är sjöfartsstöd för investering i SCR i sjöfarten. Övriga styrmedel med stor effekt på utsläpp år 2030 är i fallande ordning införande av Euro 7 för lätta fordon och Euro VII för tunga fordon, miljödifferentierade farledsavgifter, ökad drivmedelsskatt för vägtransporter, offentlig upphandling med SCR-krav för fartyg, samt striktare CO_2-krav för lätta fordon (Tabell 13). Utsläpp från elproduktion associerat till den ökade elanvändning som följer av styrmedlen är försumbara.

4.1 Vägtrafik

Den totala tekno-ekonomiska kostnaden för styrmedel riktade mot vägtrafiken varierar mycket i storlek som funktion av styrmedlet. För några av styrmedlen, som rSCR-premie, är kostnaderna små, medan för t.ex. utökade CO_2-krav på lätta fordon är kostnaden hög. I Tabell 14 redovisas de beräknade tekno-ekonomiska kostnaderna, utsläppsreduktionen samt enhetskostnaden för respektive styrmedel för vägtrafik som ingår i studien. I Figur 5 och Figur 6 illustreras resultaten grafiskt.

Tabell 14. Teknoekonomiska åtgärdskostnader samt utsläppsminskning per styrmedel riktad mot minskade utsläpp från vägtransporter

	Kostnader (Mkr_{2019})*		Total kostnad 2030 (Mkr_{2019})	Utsläppsreduktion			kr/kg NO_X
	Årlig investering	Bränsle		NO_X, (ton)	$PM_{2.5}$ (ton)	CO_2, (kton)	
Etanolpremie**	4,5 – 5,2	-7,7 – -0,1	-3,2 - 5	0,5 (0,1)	0	10 (8)	-6 484 – 10 088
rSCR-premie	31 – 36	5,1 - 5,3	36 – 42	31	0	-0,3	1 175 – 1 346
Skrotningspremie***	719 – 1 205	-653 – -596	65 – 610	381	2	12	172 – 1 600
Euro VII/7	3 099 – 3 605	-308 – -286	2 791 – 3 319	2 702	36	0	1 034 – 1 229
CO_2-krav	-9 127 – -1 751	-11 072 – -10 670	-20 199 – -12 420	764	21	1 267	-26 753 – -15 153
Km-skatt****	105 – 130	-284 – -275	-179 – -145	55	4	14	-3 251 – -2 637
Bränsleskatt*****	10 165 – 12 583	-5 928 – -5 467	4 237 – 7 116	994	221	259	4 263 – 7 159
Mdiff.-avgift	158 - 348	-308 – -286	-150 – 63	83	1	27	-1 856 – 776

* Inga kostnader för drift och underhåll har beräknats.

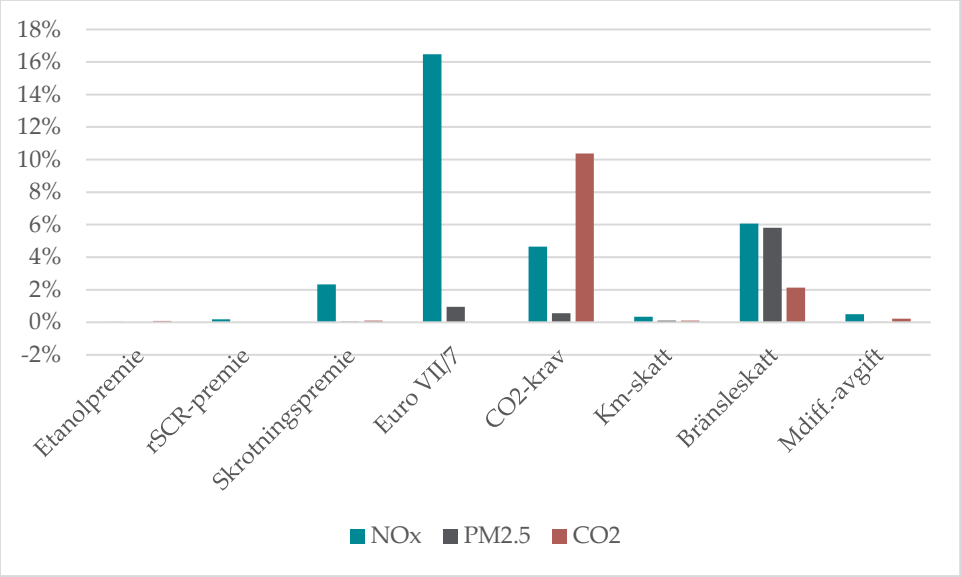
** Baserat på 75% körning på E85. Känslighetsanalys med 14% körning på E85 inom parentes.

***Antar att det trafikarbete som undviks p.g.a. skrotning ersätts med LCV & PC-elfordon köpta 2028,

****Antar att det trafikarbete som undviks p.g.a. kilometerskatt innebär outnyttjad lastbilskapacitet motsvarande priset för en lastbil köpt 2028, till ett antagit inköpspris på 2 000 000 kr,

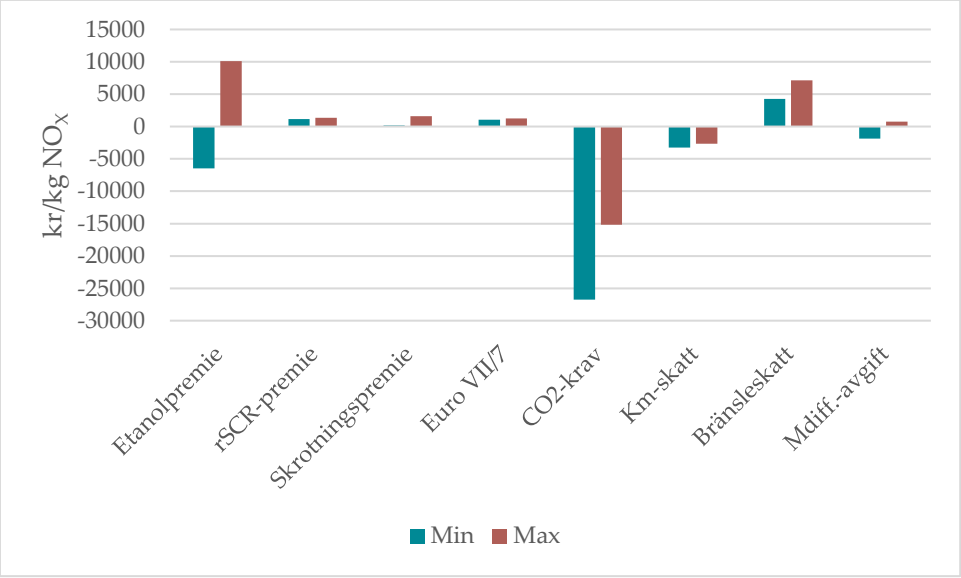
*****Antar att det trafikarbete som undviks p.g.a. drivmedelsskatt innebär outnyttjad transportkapacitet motsvarande priset för en LCV, PC, och HGV köpt 2028

I Figur 5 illustreras de beräknade utsläppsminskningarna som andel av de totala vägtrafiksutsläppen för 2030 enligt referensscenariot. Det som tydligt framgår av figuren är att inget styrmedel leder till målkonflikter. Endast rSCR-premie leder till något ökade CO_2-utsläpp enligt analysen, men av obetydlig storlek.



Figur 5. Utsläppsminskning av NO_x, $PM_{2.5}$ och CO_2 från respektive styrmedel som andel av vägtrafikens utsläpp år 2030 enligt referensscenariot.

Figur 6 visar enhetskostnaden för respektive styrmedel i kr/kg NO_x. Två av styrmedlen leder till besparingar medan fyra av styrmedlen leder till kostnader per minskat kg NO_x-utsläpp. Huruvida etanolpremien och den miljödifferentierade avgiften leder till besparingar eller kostnader är enligt analysen osäkert.



Figur 6. Minsta och högsta beräknade enhetskostnader av respektive styrmedel i kr/kg NO_x.

Som syns innebär flera styrmedel direkta besparingar genom minskat trafikarbete och billigare inköp av fordon. Av de styrmedel som ingår i studien och som har en märkbar påverkan på svenska utsläpp (dvs. Euro VII/7, CO_2-krav, bränsleskatt och skrotningspremie), är de mest kostnadseffektiva striktare CO_2-krav på lätta fordon och kilometerskatt. Övriga styrmedel som bidrar med betydande utsläppsminskningar är mycket dyra. Euro VII/7-styrmedlet med störst effekt på NO_X av alla vägtrafikstyrmedel kostar ca 1000 kr/kg NO_X.

4.2 Inrikes sjöfart och fiskefartyg

Totala kostnader, utsläppsminskningar och enhetskostnader för de olika styrmedlen och åtgärderna, presenteras i Tabell 15. Från sammanställningen går att utläsa att batterier skulle få en mycket hög kostnad per kg NO_X om man antar att alla kostnader bokförs på NO_X-utsläppen. Miljödifferentierade farledsavgifter har en lägre kostnad per kg NO_X än vad offentlig upphandling och krav har. Detta innebär att godsfartygen som ingår i analysen (fartyg med många anlöp i svenska hamnar) i genomsnitt kan göra mer kostnadseffektiva minskningar är de fartyg som associeras med myndigheter (lots, vägfärjor, isbrytare mm.).

Tabell 15. Kostnader, utsläppsminskningar och enhetskostnader per styrmedel (samhällsplaneraperspektivet).

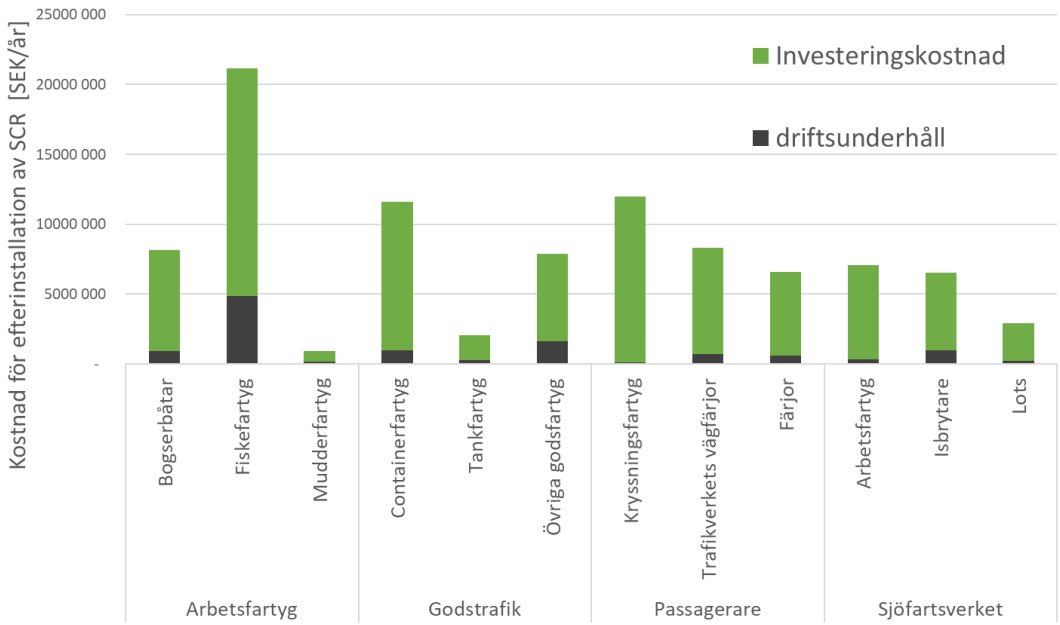
Styrmedel	Åtgärd	Årlig kostnad (Mkr_{2020})	NO_X-reduktion totalt (ton)	$PM_{2.5}$-reduktion (ton)	CO_2-reduktion (kton)	kr/kg NO_X*
Miljödifferentierade farledsavgifter	SCR	22	1 188	0	0	18
Offentlig upphandling och krav		34	926	0	0	37
Sjöfartsstöd, inklusive investeringsstöd		95	3 902	0	0	24
	Land-ström	17	299	4,5	13,8	57
	Batteri	414	717	14,3	39,1	577

*om alla kostnader bokförs på NO_X

Den totala kostnaden, utsläppsminskningen samt enhetskostnaden för efterinstallation av SCR presenteras i Tabell 16 per fartygstyp. I samtliga fall består majoriteten av kostnaderna av investeringskostnaden (Figur 7). Potentialen att minska utsläpp är störst för fiskefartyg (1,57 kton), där utsläppsminskningen även är en av de mest kostnadseffektiva (13 kr/kg NO_X). Den mest kostnadseffektiva utsläppsminskningen sker för övriga godsfartyg (12 kr/kg NO_X) enligt resultaten i tabellen.

Tabell 16. Kostnadsberäkningar för efterinstallation av SCR på de fartyg som 2030 fortfarande inte går under Tier III-regleringar. Kostnader från ett samhällsplanerarperspektiv.

Fartygskategori	Typ av fartyg	Årlig kostnad (Mkr2019)	NOx-emissioner totalt (ton)	kr/kg NOx
Arbetsfartyg	Bogserbåtar	8,2	243	34
	Fiskefartyg	21,2	1 570	13
	Mudderfartyg	0,9	34	28
Godstrafik	Containerfartyg	11,6	430	27
	Tankfartyg	2,0	109	19
	Övriga godsfartyg	7,9	649	12
Passagerare	Färjor	6,6	133	49
	Kryssningsfartyg	12,0	36	333
	Trafikverkets vägfärjor	8,3	160	52
Sjöfartsverket	Arbetsfartyg	2,9	82	35
	Isbrytare	6,5	345	19
	Lots	7,1	111	64
Totalt		**95,1**	**3 902**	**24**



Figur 7. Kostnadsfördelning för efter installation av SCR på de fartyg som 2030 fortfarande inte går under Tier III regleringar.

Kostnadsberäkningar för efterinstallation av landström presenteras i Tabell 17 uppdelat på olika fartygstyper. Som går att utläsa av tabellen skiljer sig resultaten mycket mellan de olika fartygstyperna. I vissa fall är den årliga kostnaden till och med negativ, vilket innebär att kostnadsbesparingar i och med övergången från MGO till el är större än kapitalkostnaderna (vid installation av landström) från ett samhällsperspektiv. I tabellen kan man se att kostnaderna för landström av vägfärjor är höga relativt de utsläppsminskningar dessa medför. Det beror på att vägfärjorna ligger relativt kort tid i kaj och antas därmed inte förbruka mycket bränsle i detta driftläge.

Tabell 17. Kostnadsberäkningar för efterinstallation av landström på de fartyg som 2030 fortfarande inte går under Tier III-regleringar. Kostnader från ett samhällsplanerarperspektiv.

Typ av fartyg	Årlig kostnad (Mkr2019)	Elanvändning i kaj (MWh)	Totala utsläppsminskningar		
			NO_X (ton)	CO_2 (kton)	$PM_{2.5}$ (ton)
Containerfartyg	-3,6	5 500	84	3,5	1,2
Tankfartyg	-0,0	1 500	22	1,0	0,3
Övriga godsfartyg	-8,9	9 500	129	6,1	2,0
Trafikverkets vägfärjor	25,7	1 700	17	1,1	0,4
Arbetsfartyg	5,9	600	9	0,4	0,1
Isbrytare	-2,0	2 600	38	1,7	0,5
Totalt	**17,1**	**21 400**	**299**	**13,8**	**4,5**

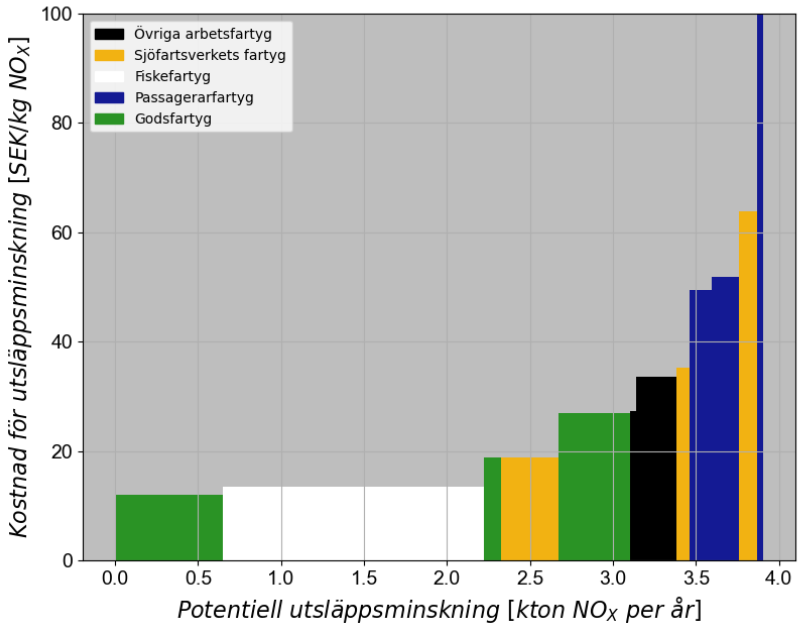
Kostnadsberäkningar för batteridrift presenteras i Tabell 18 uppdelat på olika fartygstyper. I jämförelse med de andra åtgärderna är kostnaderna för full batteridrift hög. Detta beror på att de antagna installationskostnaderna för landinfrastruktur och batterier är höga. Batteridrift har dock större utsläppsminskningspotential än landström eftersom batterierna även går att använda i drift till havs.

Tabell 18. Kostnadsberäkningar för efterinstallation av batteridrift på de fartyg som 2030 fortfarande inte går under Tier III-regleringar. Kostnader från ett samhällsplanerarperspektiv.

Typ av fartyg	Årlig kostnad (Mkr2019)	Elanvändning i drift (MWh)	Emissioner reduktioner totalt		
			NO_X (ton)	CO_2 (kton)	$PM_{2.5}$ (ton)
Bogserbåtar	123	21 000	269	13,5	4,8
Trafikverkets vägfärjor	73	17 500	178	11,2	4,3
Färjor	131	15 600	147	9,1	3,4
Lots	87	8 100	123	5,2	1,9
Totalt	**414**	**62 300**	**717**	**39,1**	**14,3**

Figur 8 illustrerar de årliga reningskostnaderna för SCR, sorterad efter kostnader. Figuren kan användas för att se vilka fartygskategorier som har de största potentiella utsläppsminskningarna (längden av varje stapel längs med x-axeln), jämfört med genomsnittliga reningskostnader (y-axeln). Till exempel kan man se att fiskefartygen har de näst lägsta kostnaderna (13 kr/kg NO_X) och har en stor potential (1,57 kton NO_X). Vi har i denna rapport inte inkluderat effekter på CO_2-utsläpp av SCR. Detta eftersom efterinstallation av SCR kan leda till ökade eller minskade utsläpp beroende på vilken utsläppsrening som ersätts och vilka havsområden fartyget trafikerar. De tidigare kraven på NO_X-rening kan nås genom att modifiera motorn, vilket gör motorn mindre energieffektiv (vilket ger högre CO_2-utsläpp). En SCR tillåter då en ominställning av motorn och kan då leda till lägre CO_2-utsläpp. Men om fartyget redan klarar högre krav på NO_X-rening (Tier II), kan SCR leda till högre CO_2-utsläpp. Sådana fartygsspecifika förutsättningar har vi inte kunnat ta hänsyn till i denna studie.

Att skillnaden mellan fartygskategorier blir så stor beror bland annat på att fartygen används olika mycket och tillbringar olika lång tid mellan svenska hamnar. Kryssningsfartyg går till exempel väldigt få turer mellan svenska hamnar per fartyg, vilket medför att installationskostnaden relativt utsläppen blir väldigt dyr. Det skulle dock kunna vara så att kryssningsfartyget har möjlighet att använda SCR oftare än mellan just svenska hamnar, vilket inte analysen tar hänsyn till. Eftersom kostnaden för utsläppsminskning för kryssningsfartyg är 333 kr/kg NO_X har den stapeln har blivit beskuren i figuren för att tydliggöra de andra resultaten.



Figur 8. Kostnadsberäkningar ur ett samhällsplanerarperspektiv för efterinstallation av SCR på de fartyg som 2030 fortfarande inte går under Tier III regleringar. Y-axeln är skuren vid 100 SEK/kg NOx.

5 Samlad analys av styrmedel

I det här kapitlet resonerar vi kring resultaten som presenteras i föregående kapitel, presenterar en kostnadsnyttoanalys samt en indikativ konsekvensbedömning.

5.1 Tolkning av enhetskostnader

De vägtrafiksstyrmedel och kopplade åtgärder som enligt vår analys kan ge störst NO_x-utsläppsminskning är som presenterat införande av Euro 7/VII, ökad drivmedelsskatt för vägtransporter, samt striktare CO_2-krav för lätta fordon. Men utav dessa är det är bara striktare CO_2-krav som kan betraktas som ett kostnadseffektivt styrmedel. Det styrmedlet innebär enligt resultaten kostnadsbesparingar då den sänker det totala värdet på fordonsflottan och minskar energianvändning för mobilitet. Det är dessutom ett styrmedel med stora samverkansfördelar mellan NO_x och CO_2. Styrmedlets kostnadsfördel är däremot mycket beroende av prisutvecklingskurvan för elfordon, vilken antas fortsätta vara kraftigt sjunkande tills 2030. Men oavsett prisutvecklingskurva på elfordon innebär CO_2-krav för lätta fordon en kostnadsbesparing för samhället.

Ett införande av Euro 7 & VII har störst effekt på NO_x, men kostar ca 1 000-1 200 SEK per kg NO_x utsläppsminskning. En bränsleskatt med en minskning av NO_x-utsläppen på ca 1kton skulle leda till stora minskningar i bränslekostnader. Men om man för detta styrmedel relaterar kostnaden för bränsle med alternativkostnaden för det antal fordon som implicit står oanvända blir ändå totalkostnaden stor för bränsleskatt.

Som tidigare nämnts försvåras tolkningen av kostnadsanalysen av att vissa styrmedel (skrotningspremie, kilometerskatt, samt bränsleskatt), såsom de definieras i denna rapport, inte går att representera helt komplett i teknoekonomiska åtgärdskostnadsberäkningar. Detta då transporter av gods och personer tillför en nytta för samhället. Minskad transport har alltså en alternativkostnad som en teknoekonomisk beräkning inte kan belysa (och som inte heller är kvantifierad i andra studier såvitt vi vet). Dessutom kan minskat transportarbete leda till överflyttning till andra transportslag istället för total minskning av transportarbete, men det är oklart hur mycket som flyttas över till vilket transportslag. Andra styrmedelsmodeller kan analysera detta med hjälp av ”överflyttningselasticiteter” (som Samgods och Sampers[7]), men dessa modeller är ännu inte fullt korrelerade med den offentliga svenska utsläppsprognosen för NO_x.

Den totala åtgärdskostnaden för skrotningspremie är beroende av det antagna värdet på de skrotade fordonen. Detta värde är i vår analys satt till noll kronor då genomsnittsåldern för ett fordon är ca 15 år och det endast är fordon 16 år eller äldre som skrotas. En annan faktor som påverkar den totala skrotningskostnaden är vilket alternativ som väljs för att kompensera för det transportarbete som inte sker p.g.a. skrotningspremien. T.ex. kan man minska sitt resande eller börja cykla mer, åka mer kollektivtrafik, eller köpa en ny bil. Alla dessa alternativ har olika kostnader. För att undvika glädjekalkyler för skrotningspremie antog vi därför en skuggkostnad motsvarande inköp av elbilar i 2028 års modell som totalt körs lika långt som de i basprognosen befintliga elfordonen.

[7] https://www.trafikverket.se/for-dig-i-branschen/Planera-och-utreda/Planerings--och-analysmetoder/Samhallsekonomisk-analys-och-trafikanalys/Kort-om-trafikprognoser/

Kostnader för kilometerskatt uppskattades med hänsyn till det motsvarande antalet tunga fordon som implicit står outnyttjade då de inte körs lika mycket som i referensscenariot på grund av kilometerskatten samt deras annualiserade inköpspris. Kostnaden för outnyttjad fordonskapacitet beräknades även för drivmedelsskatten, men då även för lätta lastbilar och personbilar. För båda dessa exempel kan man istället tänka sig att de motiverar ett effektivare utnyttjande av fordons-flottan. Ett sätt att göra detta är genom förbättring i lastbilars fyllnadsgrad, vilken sjunkit den senaste tiden i Sverige.[8] Om detta skulle ske, skulle mängden outnyttjad kapacitet bli mindre, och kostnaderna för stillastående fordon likaså lägre eftersom de inte ens skulle köpas in. Bränsle-skattens effekt på transportarbetet är ju ca 6% av det totala trafikarbetet med lastbilar, och om hela denna ändring skulle gå att åtgärda genom ökad fyllnadsgrad skulle en bränsleskatt rimligtvis innebära en totalbesparing. Det extra logistikarbete som skulle krävas för ökad fyllnadsgrad skulle nämligen kunna kosta upp till 1,3 miljarder per år innan de bli högre än besparingen från minskad bränsleanvändning för lastbilar (totala bränslebesparingen för bränsleskatt är 5,4 miljarder, varav 1,3 för lastbilar).

Sammantaget för de styrmedel som sämst representeras av teknoekonomiska kostnadsberäkningar kan sägas att kostnaden per kg NO_x beräknas till 170 – 1600 kr/kg NO_x för skrotningspremien, -3300 – -2600 kr/kg NO_x för kilometerskatt (en besparing trots kostsam outnyttjad kapacitet), samt 4200 – 7200 kr/kg NO_x för bränsleskatten. Enhetskostnaderna kan jämföras med kväveoxidavgiften för förbrännings-anläggningar som är 50 kr/kg NO_x.

Det sista vägtrafikstyrmedlet som är intressant att nämna är etanolpremien, där kostnaden för utsläppsminskning varierar mellan -6 484 – 10 088 kr/kg NO_x. Kostnaden varierar alltså mellan negativt och positivt, en variation helt beroende på relationen mellan etanolpriser och bensinpriser.

Som går att se i resultaten i föregående avsnitt så är potentialen att minska utsläppen av NO_x med efterinstallation av SCR stora för fiskefartyg. Emissionsfaktorn för NO_x för fiskeflottan är dock mycket osäker (Eklund et al. 2021). Fiskeflottans sammansättning år 2030 är mer osäker än för andra fartygskategorier eftersom fiskeflottan som finns nu till största delen består väldigt gamla fartyg (+40 år), och det är oklart när dessa kommer tas ur drift. Osäkerheten beror också på att det saknas uppgifter om fartygens ålder från Energimyndighetens enkätundersökning om fiske-fartygens bränsleförbrukning. Eventuellt hade de nationella utsläppen från dessa fartyg kunnat skrivas ner väsentligt om det hade funnits bättre statistik, om de nyare fartygen (lägre emissionsfaktorer) proportionerligt konsumerar betydligt mer bränsle än de gamla (högre emissionsfaktorer). Samtidigt kan utsläppen från fiskefartyg också vara underskattade eftersom det bara är fiskefartyg som ingår i HaV:s lista som ingår i utsläppsstatistiken trots att fiskefartyg även kan gå mellan svenska hamnar (och bunkrar i Sverige) utan att vara med i statistiken.

Ett annat problem med analysen är att många av fartygen inom varje segment kan användas olika ofta. Totalkostnaden är beräknad efter antalet fartyg inom ett visst segment. Vissa fartyg kan vara lika stora och användas olika ofta, men ändå kräva samma kostnadsinvestering. Detta medför att kostnaden per kg NO_x blir mycket hög i jämförelse.

Generellt är de kostnader för sjöfartsåtgärder vi kommer fram till i studien höga jämfört med resultaten i andra studier (Parsmo et al. 2017, Lindé et al. 2019, Fridell et al. 2020). I Lindé et al. (2019) kommer de t.ex. fram till kostnader som 2,5-6,7 kr/kg NO_x för några typiska fartyg som

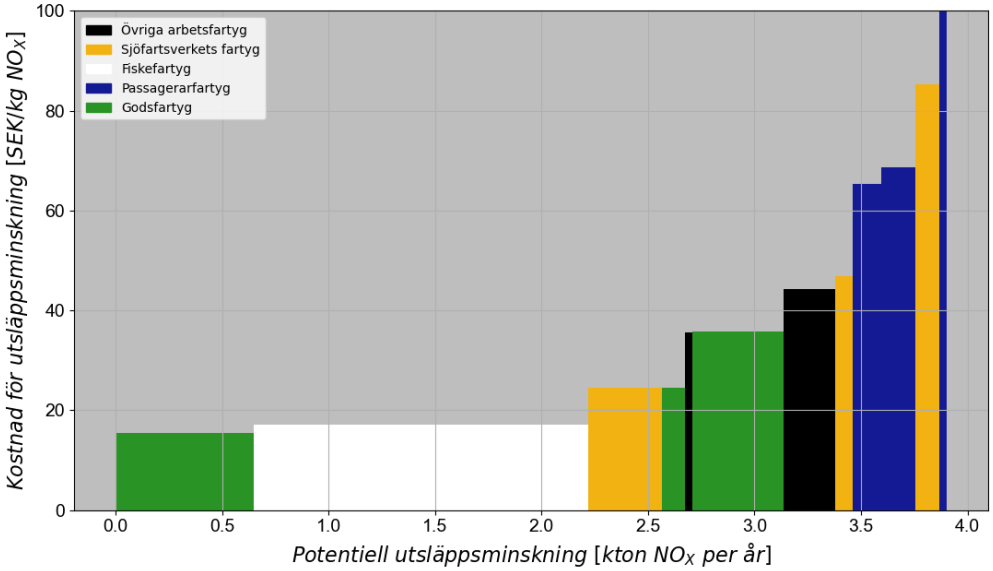
[8] https://eso.expertgrupp.se/wp-content/uploads/2019/06/ESO-2019_5-klimnatm%C3%A5l-p%C3%A5-villov%C3%A4gar_webb.pdf

trafikerar svenska hamnar (SCR). Fartygen i den studien ingår dock bara delvis eller inte alls i kategorin inrikes transporter.

Det blir tydligt i beräkningarna för sjöfartsåtgärderna landström och batteridrift att kategoriseringen av fartygen i fartygstyper inte är helt praktiskt. Beräkningarna skulle behöva göras för varje individuellt fartyg för att ge en mer rättvis bild. Detta beror på att varje fartyg har så olika förutsättning. För landströmsanslutning blir tid i kaj, antal anlöp i samma hamn, effektuttag i kaj, om det redan finns elnätkapacitet i närheten, avgörande parametrar. För batterier blir också tiden som fartygen har mellan landning och hur lång tid fartyget har på sig att ladda väldigt avgörande. Både för nätavgiften, men också för hur stort batteri fartyget behöver ha. Många av de fartyg som finns inom en fartygskategori i denna studie kanske inte används så ofta, men drar upp statistiken över antalet fartyg, vilket leder till relativt höga totala investeringskostnader. Om man istället antar att några få fartyg inom varje kategori står för en stor del av utsläppen, blir istället prisskillnaden mellan el och bränsle en mycket mer avgörande faktor för dessa fartygsgrupper. I Norge har man till exempel redan flera vägfärjor som går på batteridrift. Dessutom är batteridrift på fartyg en relativt oprövad teknik vilket betyder att kostnads-nyttobedömning behöver kompletteras med någon typ av potential analys, som analyserar om det finns potential att skala upp tekniken och om det då finns skalfördelar som driver ner kostnaderna.

Det är viktigt att poängtera att fartygsägare inte nödvändigtvis kommer utnyttja styrmedel om de introduceras, för en sådan analys måste man bland annat även ta hänsyn till företagsperspektivet. Miljödifferentierade farledsavgifter har t.ex. utvärderats i en annan studie, som kommer fram till att ”generellt är det svårt för redarna att motivera investeringar med nuvarande subventionerings-nivåer”. Detta beror på att rabatten för farledsavgifterna inte är tillräckligt höga för att täcka kostnaderna. Utformningen av styrmedel spelar också in eftersom redarna även behöver minska andra typer av utsläpp som också medför högre kostnader (Lindé et al. 2019, Fridell et al. 2020). Rabatten är stegvis vilket gör att det blir mest lönsamt att göra en åtgärd för de fartyg som redan har installerat visa åtgärder.

Figur 9 visar istället de årliga reningskostnaderna för SCR ur ett privatekonomiskt perspektiv där avskrivningstiden är 10 år och investeringsräntan är satt till 10%. Figuren kan användas för att se vilket pris som måste finnas på NO_x för att kunna minska på utsläppen. Skillnaden mellan Figur 8 och Figur 9 är inte så stor eftersom det bara är kalkylräntan som skiljer dessa åt. Detta beror på att den förväntade livslängden av SCR har antagits vara 10 år även i samhällsperspektivet eftersom det är efterinstallation på äldre fartyg.



Figur 9. Kostnadsberäkningar ur ett företagsperspektiv för efterinstallation av SCR på de fartyg som 2030 fortfarande inte går under Tier III regleringar. Y-axeln är skuren vid 100 SEK/kg NOx.

Sammantaget är det väldigt troligt att det i vår analys finns en stor spridning också inom varje kategori av fartyg. I synnerhet eftersom majoriteten av kostnaderna är investeringskostnaden, se Figur 7. Det vill säga, det kan finnas fartyg som har klart lägre kostnader och vissa som har klart högre kostnader än vad som är tydligt i denna analys, eftersom kostnaden bara visar ett genomsnitt för varje fartygskategori. Det medför att det är troligt att även bidrag som är lägre än de, kostnader som illustreras i Figur 9 kommer medföra utsläppsminskningar.

5.2 Samverkan mellan styrmedel

Effekterna av skärpta utsläppskrav på nya fordon med förbränningsmotor (Euro 7) kommer bli mindre vid en ökad försäljning av elbilar. Även om enhetskostnaden mätt i kr/kg NOx för Euro 7 är oförändrad vid ökad elbilsförsäljning, så minskar den totala tekniska potentialen i takt med att det säljs en lägre andel bilar med förbränningsmotor. Effekterna av dessa styrmedel kan alltså inte adderas. När det gäller de styrmedel som förbättrar utsläppsprestandan hos äldre fordon kan det finnas viss risk för att dessa också kan motverka varandra, men totalt sett är risken förmodligen låg. Om en skrotningspremie införs och fordon som har konverterats till E85-drift därmed skrotas ut, går det inte att tillgodoräkna sig en utsläppsminskning från båda styrmedel. Eftersom beräkningarna däremot har begränsats i omfattning, och inte antar att alla bensinbilar etanol-konverterats, är det däremot rimligt att anta att de fordonsägare som har valt att investera i en konvertering är mindre benägna att också skrota ut dessa i förtid. De styrmedel som minskar utsläppen genom minskat trafikarbete (bränsleskatt, kilometerskatt) kan inte helt adderas till utsläppsminskningarna som sker på grund av teknikutveckling i fordonsflottan (elbilar eller utsläppskrav).

Miljödifferentierade farledsavgifter och offentlig upphandling är i praktiken underkategorier av ett sjöfartsstöd/incitament om samma teknik används för att minska utsläppen. Kostnaderna och utsläppsreduktionerna för de olika styrmedlen går därför inte att addera med varandra. Den fulla

potentialen för utsläppsminskningar för SCR gäller för sjöfartsstödet, där utsläppen från alla fartyg i alla driftlägen ingår.

5.3 Samlad kostnadsnyttoanalys

Flera av de analyserade styrmedlen påverkar utsläpp av flera ämnen och miljöeffekter. Dessutom är det så att produktionen av bränsle och el orsakar utsläpp som till viss del är svenska och indirekt kan associeras med transportsektorns bränsle- och elbehov. Det är därför viktigt att komplettera utsläpps- och kostnadsanalysen som är fokuserad enbart på NO_x med en kostnads-nyttoanalys som enhetligt beaktar de utsläpp som påverkas av styrmedlen samt de totala kostnaderna och monetariserade samhällsnyttor, i detta fall nyttorna kopplat till minskade utsläpp av NO_x, $PM_{2,5}$ och CO_2.

Resultaten från den kostnadsnyttoanalys som gjorts inom ramen för detta projekt syns i Tabell 19. I den syns att etanolpremien för personbilar är det styrmedel med störst (men mycket varierande) kostnadseffektivitet. Den stora variationen beror på det relativa priset på bensin och etanol. Om priset på etanol är högre än det för bensin är det troligt att fler väljer att köra på bensin. Av de styrmedel med stor total effekt på utsläppen och åtgärdskostnader över noll i kostnadseffektivitets-analysen visar endast styrmedel inom sjöfarten en nytto/kostnadskvot över 1, vilket är det lägsta värdet för att man ska kunna betrakta styrmedlet som kostnadseffektivt. Att arbeta för ett införande av Euro 7/VII är inte försvarbart ekonomiskt sett då nytto/kostnadskvoten är 0,1 för detta styrmedel.

Tabell 19. Resultat av styrmedlens nytto/kostnadskvot givet låg och hög värdering av nyttor. De styrmedel vars nytto/kostnadskvot presenteras som n.a. innebär teknoekonomiska kostnadsbesparingar och går därför inte att räkna nytto/kostnadskvot på.

Styrmedel	Utsläppsändring NO_x	Nytto (låg) /kostnadskvot totalt	Nytto (hög) /kostnadskvot totalt
Vägtrafik			
Etanolpremie	-0,5	n.a. – 776	n.a. – 780
rSCR-premie	-31	0 – 0,1	0,2 – 0,2
Skrotningspremie	-381	0,1 – 0,7	0,2 – 1,8
Euro VII/7	-2 702	0,1 – 0,1	0,2 – 0,2
CO_2-krav	-764	n.a.	n.a.
Km-skatt	-55	n.a.	n.a.
Bränsleskatt	-994	0,1 – 0,1	0,1 – 0,2
Mdiff.-avgift	-83	n.a. – 8*	n.a. – 11*
Inrikes sjöfart och fiskefartyg			
Miljödifferentierade farledsavgifter	-1 188	2,2	6,9
Offentlig upphandling	-926	1,1	3,4
Incitament / Sjöfartsstöd SCR	-3 902	1,6	5,1
Incitament / Sjöfartsstöd Landström	-299	2,1	3,7
Incitament / Sjöfartsstöd Batteridrift	-717	0,2	0,4

n.a.: Negativa kostnader, d.v.s. endast nyttor

* Negativa kostnader i samtliga scenarier förutom när priset på elfordon år 2030 håller sig på samma prisnivå som förbränningsfordon.

Ett flertal styrmedel/åtgärder skulle i praktiken innebära teknoekonomiska kostnadsbesparingar för samhället och går därför inte att beräkna nytto/kostnadskvot på (CO_2-krav och Km-skatt). Dessa är alltså att betrakta som kostnadseffektiva redan innan hänsyn till deras positiva effekter på miljö, hälsa, och klimatet. Det är däremot intressant att uttrycka det totala värdet på den besparing av tekniska kostnader för fordon och bränslen samt miljö- och hälsoskador som styrmedlen skulle kunna innebära. Om alla kostnads- och nyttoposter vi kvantifierat i denna analys inkluderas, så skulle EU:s CO_2-krav på lätta fordon innebära en samhällsnytta år 2030 motsvarande 13-21 miljarder svenska kronor$_{2020}$ per år medan kilometerskatten kan innebära en samhällsnytta på 170 miljoner svenska kronor per år.

5.4 Indikativ konsekvensbedömning

Denna analys har fokuserat främst på att beräkna utsläpp och teknoekonomiska åtgärdskostnader för ett antal utvalda NO_X-styrmedel i den svenska transportsektorn. Då styrmedlens effekt på utsläpp av luftföroreningar och CO_2 varierar har vi även gjort en kostnadsnyttoanalys för att studera vilket styrmedel som skulle ge störst samlad ekonomisk samhällsnytta. Inför eventuella beslut är det dock även intressant att ge en översikt av andra viktiga aspekter av dessa styrmedel/åtgärder. Då detta moment inte varit fokus för denna studie har vi endast gjort en översiktlig analys av detta baserat på kunskap från tidigare studier, enklare räkneexempel samt resultaten från våra utsläppsberäkningar.

I detta kapitel diskuterar vi hur styrmedlets tillämpning skulle kunna bli för de olika styrmedlen. I diskussionen beaktas flera aspekter, vilka sammanställs för att göra en intern rangordning. De aspekter som bedöms är:

- Måluppfyllelse - kvalificerad som relativ mängd utsläppsminskning av NO_X,
- Genomförbarhet – baserad på kunskap om existerande lagar och regler samt liggande lagförslag, och eventuella målkonflikter,
- Statsfinansiella kostnader – Finansiella, administrativa eller andra typer av kostnader som uppstår med styrmedlet,
- Övriga kostnader, kvalificerad utefter de beräknade teknoekonomiska kostnaderna per kg NO_X,
- Kostnadseffektivitet – baserat på den beräknade nytto/kostnadskvoten.

Av de studerade styrmedlen är det Sjöfartsstöd följt av införande av Euro VII/7 som beräknas ha bäst måluppfyllelse till år 2030 avseende utsläppsminskning av NO_X. Lägst måluppfyllelse har etanolpremien, som visserligen är budgetmässigt kapad i enlighet med nuvarande förslag om konverteringspremie. Övriga styrmedels måluppfyllelse ges i Tabell 20.

Flera av styrmedlen för vägtrafiken har redan föreslagits av statliga utredningar eller EU-kommissionen och antas därför ha en hög genomförbarhet (se kapitel 2.1). Andra (som skrotningspremie) har använts i ett flertal länder (Finland, Frankrike, USA) och är därför att betrakta som genomförbara. De flesta styrmedlen har dessutom befintliga tekniska lösningar redan tillgängliga på marknaden. Det enda stora undantaget är Euro 7/VII vars teknik fortfarande inte finns på marknaden. Bränsleskatten, som är en mycket het fråga i skrivande stund, är mest svårbedömd på grund av gällande politiska diskussioner. Trängselavgifter finns redan, så de är att betrakta som genomförbara. Det analyserade styrmedlet CO_2-krav är designat efter EU-kommissionens förslag för skärpta CO_2-utsläppskrav på fordon så förslaget CO_2-krav på lätta fordon ligger redan på bordet hos beslutsfattare. Det är även intressant att EU-kommissionen i sitt

förslag fit for 55 föreslår att transportsektorn skall inkluderas i en egen utsläppsbubbla tillsammans med byggnadssektorn i EU:s system för handel med utsläppsrätter (EU-ETS) om detta även leder till minskade NO_x-utsläpp. Våra nytto- och kostnadsberäkningar motiverar svenskt stöd till denna del av Fit for 55-förslaget. För sjöfarten visar Winnes et al. (2020) att miljödifferentierade farleds-avgifter, nationella incitament för att använda landström, samt krav i offentlig upphandling och fartygsstöd för NO_x-åtgärder, som lättast att använda utifrån juridiken och styrmedlets träffsäkerhet på inrikes sjöfart och fiskefartyg.

De statsfinansiella kostnaderna för styrmedlen varierar beroende på vilken typ av styrmedel som är aktuellt. De styrmedel som innebär direkta regleringar och lagkrav (som Euro VII/7) antas ha relativt låga statsfinansiella kostnader, medan subventioner såsom premier till etanol, rSCR, och skrotning blir högre. En enkel överslagsberäkning baserat på det antal fordon som skrotas ut och de skrotningsbidrag som getts i Finland, Frankrike och USA visar att de statsfinansiella kostnaderna för skrotningspremie kan ligga runt 1,5 miljoner kronor per ton NO_x. Skatte-uttag på fordonskilometer och bränslen har komplicerade statsfinansiella kostnader då skattesatser för elfordon och bränslefordon är olika. Om inte en skatteväxling läggs till denna typ av styrmedel/åtgärd riskerar de innebära höga statsfinansiella kostnader (Hennlock et al. 2020). Övriga kostnader och kostnadseffektivitet finns redovisat i kapitel 4.

Tabell 20. Indikativ konsekvensanalys av de analyserade styrmedlen.

Styrmedel	Mål-uppfyllelse	Genomför-barhet	Stats-finansiella kostnader	Övriga kostnader	Kostnads-effektivitet
Etanolpremie	Lägst*	Hög	Höga	Låg – hög	Låg-hög
r-SCR-premie	Mycket låg	Hög	Höga	Näst högst	Låg
Skrotningspremie	Medel	Hög	Mycket Höga	Höga	Låg-acceptabel
Euro 7/VII	Näst högst	Osäker	Låga	Höga	Låg
CO_2-krav	Hög	Hög	Låga	Lägst	Mycket hög
km-skatt	Mycket låg	Hög	Osäker	Mycket låga	Mycket hög
Bränsleskatt	Hög	Osäker	Osäker	Högst	Låg
Mdiff.-avgift	Mycket låg	Hög	Låga	Låg-Hög	Låg – hög
Miljödifferentierade farledsavgifter	Hög	Hög	Låga	Låga	Hög
Offentlig upphandling och krav	Hög	Hög	Låga	Låga	Hög
Sjöfartsstöd, inklusive investeringsstöd	Högst	Blandad	Höga	Låga	Hög

*Lägst givet den budgetrestriktion som satts på styrmedlet i denna analys

6 Diskussion

I denna rapport har vi för 11 styrmedel riktade mot att minska NO_X-utsläpp från transporter beräknat effekter på utsläpp, kostnader och nyttor, samt gjort en indikativ konsekvensbedömning. Resultaten från sjöfartssektorn baseras på tidigare studier och till denna rapport har vi främst kompletterat med beräkningar av utsläppsminskningar av $PM_{2.5}$ och CO_2 samt gjort kostnadsberäkningar.

Givet det teknoekonomiska angreppsätt vi använt och de antaganden som gjorts tyder analysen på att det styrmedel/åtgärd med lägst enhetskostnad för NO_X-minskning kommer vara CO_2-krav på lätta fordon (som beräknas öka infasningstakten av elfordon och minska transporter med bil). Detta styrmedel innebär inte bara relativt stor utsläppsminskning av NO_X utan även av $PM_{2.5}$ och CO_2. Vidare minskar kostnader för drivmedel och utgifter för fordon. Det totala samhällsekonomiska värdet indikeras bli ca 13–21 miljarder kronor per år 2030. Dessa resultat motiverar att Sverige, för att få ner NO_X-utsläpp från transportsektorn, bör stödja EU-kommissionens redan lagda förslag om skärpta CO_2-utsläppskrav för fordon. Förutom CO_2-krav på lätta fordon så är det Sjöfartsstöd (som leder till efterinstallation av SCR-utsläppsrening) i sjöfarten som bör ha stor effekt på utsläpp och ha god kostnadseffektivitet. Tillsammans skulle dessa styrmedel kunna minska utsläppen med ca 3-5 tusen ton år 2030 och fylla en lucka i nuvarande styrning. Vår indikativa konsekvensbedömning är att båda dessa styrmedel bör vara genomförbara, även om vissa av de åtgärder som kopplas till Sjöfartsstöd är svårare att genomföra.

Ett styrmedel som leder till stora utsläppsminskningar av NO_X men som har höga enhetskostnader och är ineffektiv, är införandet av Euro 7/VII i lätta och tunga fordon. Även om kostnaderna är osäkra så skulle de behöva sjunka med en faktor 15 för att styrmedlet ska bli kostnadseffektivt.

Alla beräkningar om framtida effekter är självklart osäkra, och vi presenterar därför resultaten för en variation av bränslepriser, fordonspriser, och diskonteringsräntor för vägtrafik. Då sjöfartsanalysen främst bygger på tidigare studier görs inte dessa beräkningar. Som nämnts i kapitel 5 visar osäkerhetsanalysen hur enhetskostnader kan komma påverkas kraftigt av framförallt bränsleprisantaganden.

Men det finns fler osäkerheter som är värda att diskutera. Vi har i denna analys av budgetskäl endast använt en basprognos för trafikutvecklingen fram till 2030. Trafikutvecklingen är såklart osäker, och tidigare analyser av faktiskt utveckling jämfört med prognoser har visat klara skillnader (Trafikanalys 2015). Denna osäkerhet kommer ha påverkan på transportsektorns utsläpp år 2030, och därmed utsläppsminskningspotentialen av åtgärder.

Även utvecklingen av fordonsflottan i referensscenariot utan ytterligare styrmedel är osäker. Givet prisskillnader mellan el och drivmedel och den prisprognos på elfordon som BloombergNEF tagit fram BloombergNEF (2021), är de ekonomiska incitamenten för ökat innehav och bruk av elfordon mycket kraftiga. Det är därför rimligt att mängden elfordon i Sverige kommer bli betydligt högre än den antagits vara i det referensscenario vi har använt för jämförelse. Om så är fallet överskattar denna studie de positiva effekter av styrmedel som leder till en högre andel elfordon år 2030, inklusive striktare CO_2-krav, men även NO_X-utsläpp i referensscenariot överskattas.

Vad gäller framförallt bränsle- och elpriser så visar om inte annat denna vinters prisutveckling på bränslen och el att priser kan variera mycket kraftigare än den variation vi använt i osäkerhetsanalysen. Det samma gäller variation över tid av elpriser på elmarknaden Nordpool. Mycket av den senare tidens prisvariation anses bero på väder och på skarp höjning av gaspriser på världs-

marknaden, och det finns skäl att införa ett mer 'stokastiskt' förhållningssätt till vilka intervall för el- och bränslepriser som används i analysen. Men elpriser är även kraftigt beroende på hur energisystemet utvecklas, och relationen mellan elpris och energisystem kan främst analyseras med ordentliga energisystemsmodeller som TIMES-NORDIC, vilken används av Energimyndigheten i sina prognoser. Det hade varit bra om Energimyndigheten presenterat resultat för mer extrema beräkningar kopplade till torrår, lite vind, eller osäkra geopolitiska förutsättningar, men i brist på sådana resultat är det mest förnuftiga att använda befintliga och konsistenta resultat från Energimyndigheten.

Ytterligare en energipriskopplad osäkerhet är priset för elnätet. Ökad användning av eldrift bör för både vägtrafik och sjöfart leda till elnätskostnader, men de samhällsekonomiska kostnaderna för detta är mycket svåra att beakta. Vi valde att anta 40 öre / kWh, vilket motsvarar de senaste årens snittpris för en snittvilla i Sverige. Men prissättningen beror både på rörlig kostnad och en fast kostnad kopplad till vilken strömstyrka som nätet ska klara och effektuttag. Så en marginalkostnad (vilken bör användas i en samhällsekonomisk analys), är svår att skatta. Vi har inte hittat någon sådan beräkning i litteraturen. För att göra analysen än svårare är elnätet en monopolmarknad, om än flera små monopol. För en given adress finns det bara en leverantör av elnät, och det går inte att säga att det pris som sätts av en monopolaktör är det samhällsekonomiska priset av den vara eller tjänst som bjuds ut. En indikation på att marknadspriser för elnät är en osäker indikation på samhällskostnader för elnät är att priset för elnät gått upp med i snitt 27% mellan 2014 och 2019, samtidigt som konsumentpriser ökade med 6 %[9].

Även det samhällsekonomiska värdet av utsläppsminskningar är osäkra. Det är vanligt med betydande skillnader i skattade värden av utsläppsminskning (Lehtomäki et al. 2020). När man sätter sig ner och analyserar skillnader går de att förklara genom i huvudsak skillnader i antaganden kring effekt-samband mellan luftkvalitet och hälsoeffekter, huruvida tröskelvärden används, och vilka befolkningsgrupper som inkluderas i värderingen. Dessa orsaker är huvudorsak till skillnad mellan de värden som används i denna analys och de som används i ASEK. I detalj kan sägas att vi har antagit samma effekt för primära och sekundära partiklar, medan ASEK beaktar effekter av primär-partiklar (Söderqvist et al. 2019), å andra sidan antar ASEK högre effekt av primärpartiklar än vi gör för primära och sekundära partiklar. Segersson et al. (2021) visar på stora skillnader i hälsoeffekter mellan primära och sekundära partiklar. Om vi skulle antagit Segerssons resultat skulle kostnadseffektiviteten av alla vägtransportsåtgärder öka, främst den för miljödifferentierad trängselavgift då dessa utsläppsändringar är närmast stora befolkningsgrupper. Beräkningar av nytto-kostnadskvoter med värden från ASEK presenteras i Tabell 21.

[9] https://nilsholgersson.nu/rapporter/rapport-2019/el-2019/

Tabell 21. Nytto-kostnadskvoter per styrmedel inklusive kvoter beräknade med värden från ASEK.

Styrmedel	Utsläpps-ändring NO_x	Nytto (låg) /kostnads-kvot totalt	Nytto (hög) /kostnads-kvot totalt	Nytto (låg) /kostnads-kvot totalt beräknat med ASEK	Nytto (hög) /kostnads-kvot totalt beräknat med ASEK
Vägtrafik					
Etanolpremie	-0,5	3,1 – 776*	3,1 – 780*	14,4 – 3 577*	14,4 – 3 577*
rSCR-premie	-31	0 – 0,1	0,2 – 0,2	-n.a.**	-n.a.**
Skrotningspremie	-381	0,1 – 0,7	0,2 – 1,8	0,2 – 1,6	0,2 – 1,6
Euro VII/7	-2 702	0,1 – 0,1	0,2 – 0,2	0,1 – 0,1	0,1 – 0,1
CO_2-krav	-764	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Km-skatt	-55	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Bränsleskatt	-994	0,1 – 0,1	0,1 – 0,2	0,5 – 0,9	0,6 – 1
Mdiff.-avgift	-83	0,7 – 8*	1 – 11*	3,1 – 33*	3,1 – 34 *

n.a.: Negativa kostnader, d.v.s. endast nyttor

*Några fall med negativa kostnader, med nytto/kostnadskvot som då blir n.a.

**Med ASEK-värdering av NO_x, PM2,5 och CO2 kommer rSCR ÖKA miljöskadekostnader, vilket vi indikerar med -n.a.

För luftföroreningar vet vi idag orsaken till skillnader mellan värderingsresultat. Det samma gäller inte värdet av CO_2, där litteraturvärden än så länge varierar avsevärt (ex: Ricke et al. (2018), Hänsel et al. (2020)). För vår studie är det relevant att lyfta att vi använder en studie på samhällskostnader av CO_2 medan ASEK använder en politisk betalningsvilja för en straffskatt såsom den skattades i en Promemoria från Regeringskansliet (2017). I denna Promemoria ansattes en straffskatt på 7 kr/kg CO_2 för de som ej uppfyllde kraven i reduktionsplikt för biobränslen. Vi föredrar att använda beräknade värden på CO_2-utsläpp då ASEKS värde baseras på en straffskatt. Straffskatter inkluderar en 'avskräckningseffekt', och storleken på straffskatten hänger mycket ihop med risken att bli ertappad, vilket inte har något att göra med samhällsvärdet av CO_2-utsläppsminskningar. Dessutom kan politisk betalningsvilja variera från regering till regering och mellan myndigheter. T.ex. så har de < 7 kr/kg CO_{2ekv} som nämns i lag 2017:1201[10] ändrats till 4 kr för bensin och 5 kr för diesel i de regler som publiceras av Energimyndigheten[11], en sänkning med 30-40 %. Dessutom har tidigare politiska värderingar av betalningsviljor för miljöhänsyn visat sig variera avsevärt, med tillkomst, borttagande, och återinförsel av skatt på handelsgödsel som mest aktuellt exempel. Men gemensamt för både värdering av luftföroreningar och växthusgaser är att alla befintliga värderingar är ofullständiga med avseende på vilka effekter som inkluderas i värderingen. Vi vet att värdering av luftföroreningar än så länge inte inkluderar ett flertal kända hälsoeffekter (Thurston et al. 2017) och ekosystemeffekter/biodiversitet, och värdering av växthusgaser inkluderar än så länge inte effekter på åtminstone biodiversitet.

Till detta kommer även en etisk dimension kring hur luftföroreningar skall värderas. Om värdet av förkortad livslängd värderas som värdet av förlorade levnadsår (VOLY), kommer värderingen sätta ett lägre värde på de människor som har dålig hälsa eller är känsliga på grund av hög ålder. Om den istället baseras på värdet av ett statistiskt liv (VSL) kommer alla åldersgrupper och

[10] https://rkrattsbaser.gov.se/sfst?bet=2017:1201

[11] https://www.energimyndigheten.se/fornybart/hallbarhetskriterier/reduktionsplikt/

förutsättningar värderas lika. Vi gör i denna rapport inget ställningstagande kring detta utan redovisar resultat från båda valen.

En sista osäkerhet värd att diskutera är vårt antagande om *allt annat lika*. Från detta antagande följer att ökad användning av en viss åtgärd INTE kommer ha systemeffekter som påverkar de priser vi antar i beräkningarna. Huruvida det är sant kan diskuteras, men för de globala produkterna fordon och bränsle är antagandet rimligt då Sverige är ett litet land. Den främsta risken ligger effekter på elpris på grund av ökad elbilsanvändning. En kontrollräkning visar att vi i det mest elbilsintensiva styrmedlet (CO_2-krav) inducerar 0,5 TWh ökat elbehov, klart under de 7 TWh som Energimyndigheten antar i sitt Elintensiva scenario (Energimyndigheten 2021), och klart under osäkerheter i prisprognoser.

Det är värt att påminna om effekten på analysen av det samhällsplanerarperspektiv och teknoekonomiska angreppssätt som används. Ett tydligt exempel är det elpris som används i analysen. Produktionspriset för el i Sverige år 2030 prognosticeras av Energimyndigheten bli 312 kr per MWh, och det är det pris som används i våra kostnadsberäkningar. Men det betyder inte att det är samma pris som privatpersoner betalar när de laddar elfordon utanför hemmet. Idag verkar det inte vara ovanligt att elpriset vid laddning i laddstation är runt 3000 kronor per MWh, trots att elmarknadspriset oftast är under 1000 kronor per MWh. Till detta kommer att ägandeförhållanden mer och mer verkar gå mot leasing och bilpooler snarare än privatägande, vilket ytterligare kan bidra till en skillnad mellan privatpersoners elpriser och spotmarknadspriset för ett fordon. Dessa typer av marknadsmekanismer syns inte i tekno-ekonomiska kostnadsberäkningar. Fördelen med en tekno-ekonomisk analys är dock att den visar vilken åtgärd som är ekonomiskt rationell i det långa loppet och att den möjliggör jämförelser av åtgärder i många olika sektorer av många olika aktörer som agerar under många olika typer av ekonomiska incitament.

Delvis kopplat till ovanstående resonemang är resonemanget om samhällsekonomiskt perspektiv kontra företagsekonomiskt eller privatekonomiskt. Investeringskalkylen kan se olika ut beroende på vilket perspektiv som väljs. De åtgärder som är mest kostnadseffektiva ur ett samhällsplanerar-perspektiv behöver inte vara det ur ett företagsekonomiskt eller privat perspektiv. Generellt kan sägas att investeringstunga styrmedel/åtgärder blir mer kostnadseffektiva med ett samhälls-ekonomiskt perspektiv, medan styrmedel/åtgärder med höga driftkostnader blir mer kostnads-effektiva med ett företagsperspektiv.

En osäkerhet som är specifik för sjöfarten är datakvalitén kring fiskefartyg. Exakt vilka fartyg som skall definieras som fiskefartyg är oklar, och deras åldersstruktur i förhållande till bränsle-konsumtion är osäker. Det är alltså idag osäkert exakt hur många fiskefartyg som skulle påverkas av styrmedel riktade mot sjöfart. Fördelen är att denna osäkerhet är lika stor för basprognosen som för styrmedlen och skulle påverka båda lika mycket.

Som tillägg till de osäkerheter som diskuteras ovan är det viktigt att diskutera studiens avgränsningar. Till att börja med bör det nämnas att vi endast analyserat en begränsad mängd styrmedel. Andra viktiga styrmedel/åtgärder som kunde beaktats är bland annat effekter av beteendeförändringar som sänkt hastighet och ecodriving. En studie av Åström (2019) visar att just dessa åtgärder skulle kunna minska utsläppen år 2030 med 100-500 ton/år 2030. Andra viktiga styrmedel är ökade satsningar på att flytta trafik från privatbilism till kollektivtrafik eller aktiv transport (som cykling och gång). Därtill kommer större statsbyggnadsrelaterade åtgärder som minskad mängd parkeringsplatser i städer, ökad kvalitet och kvantitet på cykelbanor o.s.v.

En annan avgränsning är att vi inte kunnat ta hänsyn till styrmedlets/åtgärdens eventuella överflyttningseffekter mellan transportslag. De påföljande ökade utsläppen från dessa

transportslag har vi inte kunnat beakta, utan har istället antagit en potentialbegränsning så att den totala kostnaden för åtgärden är så låg att den kan misstänkas ligga under gränsen för när företag och människor skulle vilja ändra sina vanor. För sjöfarten däremot har vi inte tagit hänsyn till i vilken utsträckning styrmedlen skulle utnyttjas, så för sjöfarten är det konceptuell risk för överflyttning mellan transportslag som konsekvens av åtgärden. Däremot är det i reala termer idag en mycket stor skillnad i transportkostnader mellan olika transportslag som konceptuellt kan ersätta fartyg, och det finns många tekniska barriärer som hindrar överflyttning.

Vi vill även lyfta hur vårt metodologiska val att använda en samhällsekonomisk analys med teknoekonomisk grund kan påverka resultaten. Vi har tagit ett samhällsplanerarperspektiv och analyserat vilka styrmedel/åtgärder som skulle ge bäst användning av hela samhällets resurser, oavsett vem som tar kostnaden. Vi beräknar inte makroekonomiska effekter på ekonomisk tillväxt, produktivitet eller arbetstillfällen, inte heller räknar vi med transfereringar som moms, skatter eller andra avgifter. Då åtgärdernas ekonomiska omfattning är relativt små är det rimligt att de inte har någon nämnvärd effekt på makroekonomin i Sverige, även om kontrollerande analyser skulle vara önskvärda. Men uteslutandet av moms, skatter och avgifter gör att våra resultat inte kan överföras direkt till styrmedel av motsvarande monetära storlek. Då nuvarande transfereringars storlek inte är proportionellt fördelade mellan bränsledrivna fordon, elfordon, reningsteknik, eller bränslekonsumtion finns det risk att de åtgärder som är kostnadseffektiva ur ett samhällsplanerarperspektiv inte är det för den aktör som faktiskt kommer göra investeringsbeslutet. Effekten av att vi inte har med transfereringar riskerar alltså vara samma som av att vi har ett samhällsekonomiskt perspektiv med relativt låga diskonteringsräntor.

Sammantaget anser vi att studien har flera begränsningar värda att diskutera. Men då vi valt relativt liten storlek på styrmedel/åtgärder bör inget av de stora problemen med metodval påverka resultaten utanför den osäkerhet vi redan angivit. Samhällsplanerarens perspektiv är viktigt för att myndigheter ska kunna identifiera de mest kostnadseffektiva åtgärderna, men det vore bra att utveckla metoder så att man enkelt kan sammanföra analyser gjorda med ett samhällsplanerarperspektiv med analyser som tar ett företagsekonomiskt och privatekonomiskt perspektiv och inkluderar alla beslutsrelevanta transfereringar. Dessa analyser bör dock fortfarande vara hårt kopplade med Sveriges officiella utsläppsrapporteringar och prognoser som i dagsläget tas fram med HBEFA för vägtrafiken. För framtida analyser vore det bra att direkt koppla HBEFA till t.ex. Sampers. Sådan utveckling verkar vara på väg[12] och kan uppmuntras.

[12] https://www.trafikverket.se/contentassets/1b50012207744c8d9465c67ec18b2a0c/2020/forenklad-implementationsspecifikation-hbefa_201204.pdf

7 Slutsatser

Analyserna som lett till denna rapport har haft som huvudsyfte att studera möjligheter, kostnader, och nyttor av att minska svenska NO_X-utsläpp från transporter till år 2030. Utsläppsberäkningar för vägtrafik har gjorts med HBEFA-modellen och beräkningarna för inrikes sjöfart och fiske har utgått från Winnes et al. (2020). Utsläppsberäkningarna har kompletterats med ekonomiska analyser för att studera möjliga utsläppseffekter av 11 olika styrmedel samt beräkna motsvarande samhällsekonomiska kostnader och nyttor.

Det enda styrmedlet för vägtrafik som enligt studien har någon betydande påverkan på NO_X-utsläppen och samtidigt är kostnadseffektivt är striktare CO_2-krav på lätta fordon. Detta styrmedel leder dessutom till de största utsläppsminskningarna av CO_2. Euro VII/7 leder visserligen till störst NO_X-utsläppsminskning men är inte kostnadseffektivt.

För inrikes sjöfart och fiskefartyg har samtliga studerade styrmedel potential att uppnå betydande utsläppsminskningar av NO_X med god kostnadseffektivitet. Efterinstallering av SCR är den åtgärd som kan uppnå störst utsläppsminskningar.

Införandet av striktare CO_2-krav är det vägtrafikstyrmedel som har god och robust kostnadseffektivitet, även om elfordonspriserna inte kommer understiga fossilfordonspriser. Om det går att skala upp etanolpremien kraftigt kan även detta styrmedel vara intressant. Resultaten för etanolpremien är dock mer osäkra eftersom kostnadseffektiviteten är starkt beroende av det relativa priset på etanol och fossilbränsle. Även sjöfartsåtgärderna är intressanta där en utsläppsminskning på 3,5 tusen ton NO_X kan uppnås till ett pris som är lägre än kväveoxidavgiftens 50 kr/kg NO_X.

Inget av de analyserade styrmedlen orsakar målkonflikter med nämnvärda ökade utsläpp av $PM_{2.5}$ eller CO_2.

8 Referenser

ADAC (2019). "Euro5 diesel vehicles and their operation and performance in everyday traffic following a hardware retrofit."

ADAC (2021). "Hardware-Nachrüstungen für Diesel: SCR-Systeme für Euro-5-Diesel." from https://www.adac.de/verkehr/abgas-diesel-fahrverbote/fahrverbote/hardware-nachruestungen/.

Bickel, P. and R. Friedrich (2005). ExternE Externalities of Energy - Methodology 2005 update, https://ec.europa.eu/research/energy/pdf/kina_en.pdf

BloombergNEF (2019). "A Behind the Scenes Take on Lithium-ion Battery Prices." Retrieved 2022-01-24, from https://about.bnef.com/blog/behind-scenes-take-lithium-ion-battery-prices/.

BloombergNEF (2021). Hitting the EV inflection point, Electric vehicle price parity and phasing out combustion vehicle sales in Europe, https://www.transportenvironment.org/wp-content/uploads/2021/08/2021_05_05_Electric_vehicle_price_parity_and_adoption_in_Europe_Final.pdf

bosal (2021). "RETROFIT NOW AND AVOID BANS ON DRIVING." from https://www.diesel-upgrade.com/en/.

Bryn, P. (2020). The path to a carbon-free maritime industry: investments and innovation, https://new.abb.com/news/detail/67966/the-path-to-a-carbon-free-maritime-industry-investments-and-innovation

Börjesson, M., et al. (2021). Kilometerskatt för Personbilar, https://www.transportportal.se/vtiswopec/VTI%202021%202.pdf

Cofala, J. and S. Syri (1998). Nitrogen oxides emissions, abatement technologies and related costs for Europe in the RAINS model database, International Institute for Applied Systems Analysis, http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/IR-98-088.pdf

Czerwinski, J., et al. (2018). "Testing and evaluating real driving emissions with PEMS." Combustion Engines **174**(3): 17-25 10.19206/ce-2018-302.

de Jong, G., et al. (2010). The price sensitivity of road freight transport – a review of elasticities, https://significance.nl/wp-content/uploads/2019/03/2010-GDJ-The-price-sensitivity-of-road-freight-transport-a-review-of-elasticities.pdf

Delavarrafiee, M. and H. C. Frey (2018). "Real-world fuel use and gaseous emission rates for flex fuel vehicles operated on E85 versus gasoline." Journal of the Air & Waste Management Association **68**(3): 235-254 10.1080/10962247.2017.1405097.

Desaigues, B., et al. (2011). "Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY)." Ecological Indicators DOI: 10.1016/j.ecolind.2010.12.006.

Dieselnet (2022). "Emission standards, EU: Cars and Light Trucks." Retrieved 2022-01-24, from https://dieselnet.com/standards/eu/ld.php.

Eklund, V., et al. (2021). Fiskenäringen - Uppdatering av bränsleförbrukning samt emissionsfaktorer - SMED Rapport Nr 18 2021. Norrköping, Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut,

Energimarknadsinspektionen (2021). "Nätavgifter - elnät." Retrieved 2022-01-24, from https://www.ei.se/om-oss/statistik-och-oppna-data/natavgifter---elnat.

Energimyndigheten (2021). Scenarier över Sveriges energisystem 2020, https://energimyndigheten.a-w2m.se/Home.mvc?ResourceId=185971

Finansdepartementet (2018). En ny inriktning för beskattning av tung lastbilstrafik, https://www.regeringen.se/493c40/contentassets/bb9851db3e3a4b41ba722d6da8eef327/en-ny-inriktning-for-beskattning-av-tung-lastbilstrafik.pdf

Fridell, E., et al. (2020). Policy instruments and valuation of impact from shipping, Final Report, https://fudinfo.trafikverket.se/fudinfoexternwebb/Publikationer/Publikationer_004601_004700/Publikation_004601/Policy%20instruments%20and%20valuation%20of%20impact%20from%20shipping.pdf

Geels, F. W. (2005). "Processes and patterns in transitions and system innovations: Refining the co-evolutionary multi-level perspective." Technological Forecasting and Social Change **72**(6): 681-696 10.1016/j.techfore.2004.08.014.

Giechaskiel, B., et al. (2018). "Evaluation of NOx emissions of a retrofitted Euro 5 passenger car for the Horizon prize "Engine retrofit"." Environ Res **166**: 298-309 10.1016/j.envres.2018.06.006.

Graham, L. A., et al. (2008). "Emissions from light duty gasoline vehicles operating on low blend ethanol gasoline and E85." Atmospheric Environment **42**(19): 4498-4516 10.1016/j.atmosenv.2008.01.061.

Gustafsson, M., et al. (2018). Quantification of population exposure to NO2, PM2.5 and PM10 and estimated health impacts. IVL report C317, IVL Swedish Environmental Research Institute, https://www.ivl.se/download/18.2aa26978160972788071cafe/1529073450199/C317%20Quantification%20of%20population%20exposure%202015.pdf

Hausberger, S., et al. (2021). Scenarios for HDVs Summary Emission Limits and Test Conditions, Online AGVES Meeting.
Hennlock, M., et al. (2020). Vägskatt för personbilar, https://www.ivl.se/download/18.4447c37f16fa0999d1916a7/1580126098529/C469.pdf
HJS Emission Technology (2021). "Retrofits." from https://www.hjs.com/en/low-duty-vehicles/.
Hubbard, C. P., et al. (2014). "Ethanol and air quality: influence of fuel ethanol content on emissions and fuel economy of flexible fuel vehicles." Environ Sci Technol **48**(1): 861-867 10.1021/es404041v.
Hult, C. (2021). NOX-utsläpp i klimatscenarier för vägtrafik, SMED, https://admin.smed.se/app/uploads/2021/01/SMED-PM_NOx-i-klimatscenarier-f%C3%B6r-v%C3%A4gtrafik.pdf
Hänsel, M. C., et al. (2020). "Climate economics support for the UN climate targets." Nature Climate Change **10**(8): 781-789 10.1038/s41558-020-0833-x.
Höglund-Isaksson, L. (2012). "Global anthropogenic methane emissions 2005-2030: technical mitigation potentials and costs." Atmospheric Chemistry and Physics **12**(19): 9079-9096 10.5194/acp-12-9079-2012.
IMO (2016). "Marine Environment Protection Committee (MEPC), 70th session, 24-28 October 2016." Retrieved 2016-12-21, 2016, from http://www.imo.org/en/MediaCentre/MeetingSummaries/MEPC/Pages/MEPC-70th-session.aspx.
InsideEVs (2016). "World's Largest Electric Ferries: 4.16 MWh Battery, 10 MW Charging." Retrieved 2022-01-24, from https://insideevs.com/news/331359/worlds-largest-electric-ferries-416-mwh-battery-10-mw-charging/.
IPCC (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 2, Chapter 3: Mobile Combustion, https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/2_Volume2/V2_3_Ch3_Mobile_Combustion.pdf
Jivén, K., et al. (2020). Lighthouse Reports - Fossilfri kollektivtrafik på vatten hinder och möjligheter för färjor med hög miljöprestanda - En förstudie utförd inom Trafikverkets branschprogram Hållbar sjöfart som drivs av Lighthouse. Gothenburg, ©lighthouse.nu,
Jonsson, L. and L. Nelander (2019). Halverad trängselskatt för elbilar,
Konjunkturinstitutet (2021). Efterkonvertering av personbilar – en samhällsekonomisk analys. Stockholm,
Lehtomäki, H., et al. (2020). "Deaths Attributable to Air Pollution in Nordic Countries: Disparities in the Estimates." Atmosphere **11**(5): 467-482 10.3390/atmos11050467.
Lindé, T., et al. (2019). "Evaluating the effects of Sweden's environmentally differentiated fairway dues." Transportation Research Part D: Transport and Environment **70**: 77-93 https://doi.org/10.1016/j.trd.2019.04.003.
Littman, T. (2021). Understanding Transport Demands and Elasticities, How Prices and Other Factors Affect Travel Behavior, https://www.vtpi.org/elasticities.pdf
MAN Energy Solutions (2019). Batteries on board ocean-going vessels, https://www.man-es.com/docs/default-source/marine/tools/batteries-on-board-ocean-going-vessels.pdf?sfvrsn=deaa76b8_14
Moore, M. A., et al. (2013). "More appropriate discounting: the rate of social time preference and the value of the social discount rate." Journal of Benefit-Cost Analysis **4**(1): 1-16 10.1515/jbca-2012-0008.
Naturvårdsverket (2021). "Kväveoxider, utsläpp till luft." Retrieved 2022-01-24, from https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/luft/utslapp/utslapp-av-kvaveoxider-till-luft/.
Naturvårdsverket (2021). "Scenario för utsläpp av luftföroreningar 2021." v1.0. from https://www.naturvardsverket.se/contentassets/7b5a6b60c2fe4587b6ae8af6a2563f4b/scenario-for-utslapp-av-luftfororeningar-2021.xls.
Naturvårdsverket (2021). "Sveriges åtagande enligt nya takdirektivet (Nec2)." Retrieved 2022-01-24, from https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/luft/internationellt-arbete-med-luft/eus-direktiv-for-utslapp-av-luftfororeningar/sveriges-atagande-enligt-nya-takdirektivet-nec2/
Naturvårdsverket (2021). "Utsläpp av kväveoxider till luft." from https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/luft/utslapp/utslapp-av-kvaveoxider-till-luft/.
Nilsson, A., et al. (2020). Report on the CBA of Industrial Waste Heat and Cold and RES in Industry Investments in Europe, https://sowhatproject.eu/
Notter, B., et al. (2019). HBEFA 4.1 Development Report, https://www.hbefa.net/e/documents/HBEFA41_Development_Report.pdf
Oberland Mangold (2021). "Mission - Low-Nox." from https://www.low-nox.de/LowNox.html
Parsmo, R., et al. (2017). NOx Abatement in the Baltic Sea, An Evaluation of Different Policy Instruments, https://www.ivl.se/download/18.694ca0617a1de98f473701/1628416827939/FULLTEXT01.pdf
Regeringen (2019). Nationellt luftvårdsprogram. **M2019/00243/KI**,
Regeringen (2020). "Premie för konvertering av bilar till biodrivmedel." from https://www.regeringen.se/pressmeddelanden/2020/09/200907-bp21-konvertering-av-bilar/.
Regeringskansliet (2017). Promemoria - Reduktionsplikt för minskning av växthusgasutsläpp från bensin och dieselbränsle,

https://www.regeringen.se/494cc9/contentassets/f7efe6b431d942f6ad2e8bb04c0c909a/promemoria-reduktionsplikt-for-minskning-av-vaxthusgasutslapp-fran-bensin-och-dieselbransle.pdf

Regeringskansliet (2017). "Vägskatt SOU 2017:11." Retrieved 2022-01-24, from https://www.regeringen.se/rattsliga-dokument/statens-offentliga-utredningar/2017/02/sou-201711/.

Ricke, K., et al. (2018). "Country-level social cost of carbon." Nature Climate Change **8**(10): 895-900 10.1038/s41558-018-0282-y.

Samaras, Z. (2021). LDV Exhaust, Online AGVES Meeting.

Samaras, Z., et al. (2021). Additional technical issues for Euro 7 LDV. AGVES Meeting, Online.

SCB (2021). "Utsläpp av luftföroreningar." Retrieved 2022-01-24, from http://www.scb.se/mi0108.

Schucht, S., et al. (2021). Costs of air pollution from European industrial facilities 2008–2017, https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-atni/products/etc-atni-reports/etc-atni-report-04-2020-costs-of-air-pollution-from-european-industrial-facilities-200820132017

Segersson, D., et al. (2021). "Near-Source Risk Functions for Particulate Matter Are Critical When Assessing the Health Benefits of Local Abatement Strategies." International journal of environmental research and public health **18**(13) 10.3390/ijerph18136847.

Ship&Bunker (2020). "Global 20 Ports Average." Retrieved 2022-01-24, from https://shipandbunker.com/prices/av/global/av-g20-global-20-ports-average.

Sjöfartsverket (2021). "Ekonomi, taxor och avgifter." Retrieved 2022-01-24, from https://www.sjofartsverket.se/sv/tjanster/anlopstjanster/ekonomi-taxor-och-avgifter/.

Stena Rederi (2018). Final Report ESS STENA JUTLANDICA, http://fudinfo.trafikverket.se/fudinfoexternwebb/Publikationer/Publikationer_003801_003900/Publikation_003837/Slutrapport%20Energilagringssystem%20Final%20report%20939%2020181205.pdf

Suarez-Bertoa, R., et al. (2015). "Primary emissions and secondary organic aerosol formation from the exhaust of a flex-fuel (ethanol) vehicle." Atmospheric Environment **117**: 200-211 10.1016/j.atmosenv.2015.07.006.

Söderqvist, T., et al. (2019). Underlag för reviderade ASEK-värden förluftföroreningar, https://enveco.se/wp-content/uploads/2019/10/revsek-rapport_slutversion_2019-07-03.pdf

Thomas, J. F., et al. (2012). Fuel Economy and Emissions of a Vehicle Equipped with an Aftermarket Flexible-Fuel Conversion Kit. Oak Ridge, Tennessee, OAK RIDGE NATIONAL LABORATORY,

Thurston, G. D., et al. (2017). "A joint ERS/ATS policy statement: what constitutes an adverse health effect of air pollution? An analytical framework." European Respiratory Journal **49**(1) DOI: 10.1183/13993003.00419-2016.

Trafikanalys (2015). En jämförelse mellan trafikprognoser och faktisk trafikutveckling, https://www.trafa.se/globalassets/pm/2011-2015/2015/pm-2015_15-en-jamforelse-mellan-trafikprognoser-och-faktisk-trafikutveckling.pdf

Trafikanalys (2020). Vägfordonsflottans utveckling till år 2030, https://www.trafa.se/globalassets/pm/2020/pm-2020_7-vagfordonflottans-utveckling-till-ar-2030.pdf

Trafikverket (2020). Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 7.0, https://www.trafikverket.se/contentassets/4b1c1005597d47bda386d81dd3444b24/asek-7-hela-rapporten_210129.pdf

Triantafyllopoulos, G., et al. (2019). "A study on the CO2 and NOx emissions performance of Euro 6 diesel vehicles under various chassis dynamometer and on-road conditions including latest regulatory provisions." Sci Total Environ **666**: 337-346 10.1016/j.scitotenv.2019.02.144.

Windmark, F. (2019). Beskrivning av den svenska fartygsflottan 2015 - Redovisningsdokument, uppdaterat Dnr: 2019/798/9.5 Version 2.1. Box 8072, 402 78 Göteborg, VTI

Winnes, H., et al. (2020). Evaluation, control and Mitigation of the EnviRonmental impacts of shippinG Emissions (EMERGE) - Summary and analysis of available abatement methods for SOX, NOX and PM, together with data on emissions, waste streams, costs and applicability

Winnes, H., et al. (2020). NOX från inrikes sjöfart - en styrmedelsanalys. Stockholm, © IVL Svenska Miljöinstitutet 2020,

Wisell, T., et al. (2020). Omvärldsanalys och långtidsbedömning av den svenska vägfordonsflottans utveckling, https://www.ivl.se/download/18.694ca0617a1de98f473747/1628416911455/FULLTEXT01.pdf

Yang, L., et al. (2015). NOX control technologies for Euro 6 Diesel Passenger Cars. Berlin, International Council on Clean Transportation Europe,

Yanowitz, J. and R. L. McCormick (2009). "Effect of E85 on Tailpipe Emissions from Light-Duty Vehicles." J Air Waste Manag Assoc **59**(2): 172-182 10.3155/1047-3289.59.2.172.

Åström, S. (2019). Estimating the potential of incremental behavioural changes to reduce Swedish emissions of NEC Directive air pollutants. IVL report, https://www.ivl.se/download/18.750c4ff616ee993d83ca85/1576681502923/C462.pdf

Åström, S., et al. (2014). Utsläppsbegränsningars effekt på försurande deposition i Sverige - fokus på 1990 - 2010. SMED,

9 Bilaga

Resultat från åtgärdskostnadsberäkningar för vägtrafik

Tabell A 1. Total kostnad per styrmedel/åtgärd relativt basprognosen (kr)

RÄNTA	ENERGIPRIS	ELFORDONSPRISER	Beräk-ningsnr	Etanolpremie	rSCR-premie	Skrotningspremie	Euro VII/7	CO2-krav	Km-skatt	Bränsleskatt	Mdiff.-avgift
2%	Lägre energipris	samma som IC	A1	- 3 241 736	36 437 926	377 924 481	2 813 130 099	- 12 419 984 300	- 170 002 474	4 697 670 213	- 4 060 870
2%	Lägre energipris	basprognos	A2	- 3 241 736	36 437 926	198 425 407	2 813 130 099	- 16 428 288 498	- 170 002 474	4 697 670 213	- 90 805 894
2%	Lägre energipris	dubbel sänkning	A3	- 3 241 736	36 437 926	122 871 388	2 813 130 099	- 18 041 858 657	- 170 002 474	4 697 670 213	- 127 743 194
2%	EU Bas	samma som IC	A4	- 336 349	36 601 072	337 875 235	2 792 360 825	- 12 810 061 063	- 178 777 409	4 366 770 014	- 24 830 144
2%	EU Bas	basprognos	A5	- 336 349	36 601 072	158 376 162	2 792 360 825	- 16 818 365 261	- 178 777 409	4 366 770 014	- 111 575 167
2%	EU Bas	dubbel sänkning	A6	- 336 349	36 601 072	82 822 142	2 792 360 825	- 18 431 935 420	- 178 777 409	4 366 770 014	- 148 512 467
2%	Elektrifiering	samma som IC	A7	4 316 462	36 601 072	320 442 592	2 790 548 553	- 12 822 594 350	- 178 782 446	4 237 161 598	- 26 642 416
2%	Elektrifiering	basprognos	A8	4 316 462	36 601 072	140 943 519	2 790 548 553	- 16 830 898 548	- 178 782 446	4 237 161 598	- 113 387 439
2%	Elektrifiering	dubbel sänkning	A9	4 316 462	36 601 072	65 389 499	2 790 548 553	- 18 444 468 707	- 178 782 446	4 237 161 598	- 150 324 739
4%	Lägre energipris	samma som IC	B1	- 2 885 142	38 946 453	490 506 133	3 061 259 153	- 12 622 414 112	- 157 877 994	5 873 088 825	28 478 464
4%	Lägre energipris	basprognos	B2	- 2 885 142	38 946 453	290 250 110	3 061 259 153	- 17 094 231 371	- 157 877 994	5 873 088 825	- 68 297 597
4%	Lägre energipris	dubbel sänkning	B3	- 2 885 142	38 946 453	205 959 160	3 061 259 153	- 18 894 391 870	- 157 877 994	5 873 088 825	- 109 506 260
4%	EU Bas	samma som IC	B4	20 245	39 109 599	450 456 887	3 040 489 880	- 13 012 490 874	- 166 652 929	5 542 188 626	7 709 191
4%	EU Bas	basprognos	B5	20 245	39 109 599	250 200 864	3 040 489 880	- 17 484 308 134	- 166 652 929	5 542 188 626	- 89 066 870
4%	EU Bas	dubbel sänkning	B6	20 245	39 109 599	165 909 914	3 040 489 880	- 19 284 468 633	- 166 652 929	5 542 188 626	- 130 275 533
4%	Elektrifiering	samma som IC	B7	4 673 056	39 109 599	433 024 244	3 038 677 608	- 13 025 024 162	- 166 657 966	5 412 580 210	5 896 919
4%	Elektrifiering	basprognos	B8	4 673 056	39 109 599	232 768 221	3 038 677 608	- 17 496 841 421	- 166 657 966	5 412 580 210	- 90 879 142
4%	Elektrifiering	dubbel sänkning	B9	4 673 056	39 109 599	148 477 271	3 038 677 608	- 19 297 001 920	- 166 657 966	5 412 580 210	- 132 087 805
5%	Lägre energipris	samma som IC	C1	- 2 514 614	41 553 006	609 563 034	3 319 084 399	- 12 836 486 883	- 145 056 162	7 116 112 853	62 889 332
5%	Lägre energipris	basprognos	C2	- 2 514 614	41 553 006	387 356 205	3 319 084 399	- 17 798 476 637	- 145 056 162	7 116 112 853	- 44 494 712
5%	Lägre energipris	dubbel sänkning	C3	- 2 514 614	41 553 006	293 825 811	3 319 084 399	- 19 795 959 412	- 145 056 162	7 116 112 853	- 90 220 410
5%	EU Bas	samma som IC	C4	390 773	41 716 152	569 513 788	3 298 315 126	- 13 226 563 646	- 153 831 097	6 785 212 654	42 120 059
5%	EU Bas	basprognos	C5	390 773	41 716 152	347 306 959	3 298 315 126	- 18 188 553 399	- 153 831 097	6 785 212 654	- 65 263 985
5%	EU Bas	dubbel sänkning	C6	390 773	41 716 152	253 776 566	3 298 315 126	- 20 186 036 175	- 153 831 097	6 785 212 654	- 110 989 683
5%	Elektrifiering	samma som IC	C7	5 043 584	41 716 152	552 081 145	3 296 502 854	- 13 239 096 933	- 153 836 134	6 655 604 238	40 307 787
5%	Elektrifiering	basprognos	C8	5 043 584	41 716 152	329 874 316	3 296 502 854	- 18 201 086 687	- 153 836 134	6 655 604 238	- 67 076 258
5%	Elektrifiering	dubbel sänkning	C9	5 043 584	41 716 152	236 343 923	3 296 502 854	- 20 198 569 462	- 153 836 134	6 655 604 238	- 112 801 955

Tabell A 2. Total skillnad i årlig investering (Ian) år 2030 relativt basprognosen (kr)

Beräkningsn	Etanolpremie	rSCR-premie	Skrotningspremie	Euro VII/7	CO2-krav	Km-skatt	Bränsleskatt	Mdiff.-avgift
A1	4 453 061	31 325 924	973 568 047	3 098 580 131	-1 750 544 551	104 848 404	10 164 622 637	281 389 162
A2	4 453 061	31 325 924	794 068 973	3 098 580 131	-5 758 848 749	104 848 404	10 164 622 637	194 644 138
A3	4 453 061	31 325 924	718 514 954	3 098 580 131	-7 372 418 908	104 848 404	10 164 622 637	157 706 838
A4	4 453 061	31 325 924	973 568 047	3 098 580 131	-1 750 544 551	104 848 404	10 164 622 637	281 389 162
A5	4 453 061	31 325 924	794 068 973	3 098 580 131	-5 758 848 749	104 848 404	10 164 622 637	194 644 138
A6	4 453 061	31 325 924	718 514 954	3 098 580 131	-7 372 418 908	104 848 404	10 164 622 637	157 706 838
A7	4 453 061	31 325 924	973 568 047	3 098 580 131	-1 750 544 551	104 848 404	10 164 622 637	281 389 162
A8	4 453 061	31 325 924	794 068 973	3 098 580 131	-5 758 848 749	104 848 404	10 164 622 637	194 644 138
A9	4 453 061	31 325 924	718 514 954	3 098 580 131	-7 372 418 908	104 848 404	10 164 622 637	157 706 838
B1	4 809 655	33 834 451	1 086 149 698	3 346 709 185	-1 952 974 362	116 972 884	11 340 041 249	313 928 496
B2	4 809 655	33 834 451	885 893 676	3 346 709 185	-6 424 791 622	116 972 884	11 340 041 249	217 152 435
B3	4 809 655	33 834 451	801 602 726	3 346 709 185	-8 224 952 121	116 972 884	11 340 041 249	175 943 772
B4	4 809 655	33 834 451	1 086 149 698	3 346 709 185	-1 952 974 362	116 972 884	11 340 041 249	313 928 496
B5	4 809 655	33 834 451	885 893 676	3 346 709 185	-6 424 791 622	116 972 884	11 340 041 249	217 152 435
B6	4 809 655	33 834 451	801 602 726	3 346 709 185	-8 224 952 121	116 972 884	11 340 041 249	175 943 772
B7	4 809 655	33 834 451	1 086 149 698	3 346 709 185	-1 952 974 362	116 972 884	11 340 041 249	313 928 496
B8	4 809 655	33 834 451	885 893 676	3 346 709 185	-6 424 791 622	116 972 884	11 340 041 249	217 152 435
B9	4 809 655	33 834 451	801 602 726	3 346 709 185	-8 224 952 121	116 972 884	11 340 041 249	175 943 772
C1	5 180 183	36 441 004	1 205 206 600	3 604 534 431	-2 167 047 134	129 794 716	12 583 065 276	348 339 364
C2	5 180 183	36 441 004	982 999 771	3 604 534 431	-7 129 036 887	129 794 716	12 583 065 276	240 955 320
C3	5 180 183	36 441 004	889 469 377	3 604 534 431	-9 126 519 663	129 794 716	12 583 065 276	195 229 622
C4	5 180 183	36 441 004	1 205 206 600	3 604 534 431	-2 167 047 134	129 794 716	12 583 065 276	348 339 364
C5	5 180 183	36 441 004	982 999 771	3 604 534 431	-7 129 036 887	129 794 716	12 583 065 276	240 955 320
C6	5 180 183	36 441 004	889 469 377	3 604 534 431	-9 126 519 663	129 794 716	12 583 065 276	195 229 622
C7	5 180 183	36 441 004	1 205 206 600	3 604 534 431	-2 167 047 134	129 794 716	12 583 065 276	348 339 364
C8	5 180 183	36 441 004	982 999 771	3 604 534 431	-7 129 036 887	129 794 716	12 583 065 276	240 955 320
C9	5 180 183	36 441 004	889 469 377	3 604 534 431	-9 126 519 663	129 794 716	12 583 065 276	195 229 622

Tabell A 3. Total skillnad i bränslekostnader år 2030 relativt basprognosen (kr)

Beräkningsnr	Etanolpremie	rSCR-premie	Skrotningspremie	Euro VII/7	CO2-krav	Km-skatt	Bränsleskatt	Mdiff.-avgift
A1	-7 694 797	5 112 002	-595 643 566	-285 450 032	-10 669 439 749	-274 850 878	-5 466 952 424	-285 450 032
A2	-7 694 797	5 112 002	-595 643 566	-285 450 032	-10 669 439 749	-274 850 878	-5 466 952 424	-285 450 032
A3	-7 694 797	5 112 002	-595 643 566	-285 450 032	-10 669 439 749	-274 850 878	-5 466 952 424	-285 450 032
A4	-4 789 410	5 275 148	-635 692 811	-306 219 305	-11 059 516 512	-283 625 813	-5 797 852 623	-306 219 305
A5	-4 789 410	5 275 148	-635 692 811	-306 219 305	-11 059 516 512	-283 625 813	-5 797 852 623	-306 219 305
A6	-4 789 410	5 275 148	-635 692 811	-306 219 305	-11 059 516 512	-283 625 813	-5 797 852 623	-306 219 305
A7	-136 599	5 275 148	-653 125 454	-308 031 578	-11 072 049 799	-283 630 850	-5 927 461 038	-308 031 578
A8	-136 599	5 275 148	-653 125 454	-308 031 578	-11 072 049 799	-283 630 850	-5 927 461 038	-308 031 578
A9	-136 599	5 275 148	-653 125 454	-308 031 578	-11 072 049 799	-283 630 850	-5 927 461 038	-308 031 578
B1	-7 694 797	5 112 002	-595 643 566	-285 450 032	-10 669 439 749	-274 850 878	-5 466 952 424	-285 450 032
B2	-7 694 797	5 112 002	-595 643 566	-285 450 032	-10 669 439 749	-274 850 878	-5 466 952 424	-285 450 032
B3	-7 694 797	5 112 002	-595 643 566	-285 450 032	-10 669 439 749	-274 850 878	-5 466 952 424	-285 450 032
B4	-4 789 410	5 275 148	-635 692 811	-306 219 305	-11 059 516 512	-283 625 813	-5 797 852 623	-306 219 305
B5	-4 789 410	5 275 148	-635 692 811	-306 219 305	-11 059 516 512	-283 625 813	-5 797 852 623	-306 219 305
B6	-4 789 410	5 275 148	-635 692 811	-306 219 305	-11 059 516 512	-283 625 813	-5 797 852 623	-306 219 305
B7	-136 599	5 275 148	-653 125 454	-308 031 578	-11 072 049 799	-283 630 850	-5 927 461 038	-308 031 578
B8	-136 599	5 275 148	-653 125 454	-308 031 578	-11 072 049 799	-283 630 850	-5 927 461 038	-308 031 578
B9	-136 599	5 275 148	-653 125 454	-308 031 578	-11 072 049 799	-283 630 850	-5 927 461 038	-308 031 578
C1	-7 694 797	5 112 002	-595 643 566	-285 450 032	-10 669 439 749	-274 850 878	-5 466 952 424	-285 450 032
C2	-7 694 797	5 112 002	-595 643 566	-285 450 032	-10 669 439 749	-274 850 878	-5 466 952 424	-285 450 032
C3	-7 694 797	5 112 002	-595 643 566	-285 450 032	-10 669 439 749	-274 850 878	-5 466 952 424	-285 450 032
C4	-4 789 410	5 275 148	-635 692 811	-306 219 305	-11 059 516 512	-283 625 813	-5 797 852 623	-306 219 305
C5	-4 789 410	5 275 148	-635 692 811	-306 219 305	-11 059 516 512	-283 625 813	-5 797 852 623	-306 219 305
C6	-4 789 410	5 275 148	-635 692 811	-306 219 305	-11 059 516 512	-283 625 813	-5 797 852 623	-306 219 305
C7	-136 599	5 275 148	-653 125 454	-308 031 578	-11 072 049 799	-283 630 850	-5 927 461 038	-308 031 578
C8	-136 599	5 275 148	-653 125 454	-308 031 578	-11 072 049 799	-283 630 850	-5 927 461 038	-308 031 578
C9	-136 599	5 275 148	-653 125 454	-308 031 578	-11 072 049 799	-283 630 850	-5 927 461 038	-308 031 578

IVL Svenska Miljöinstitutet AB // Box 210 60 // 100 31 Stockholm
Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se