

Samfundsøkonomisk analyse af "Effekter af miljøzonekrav på person- og varebilsmarkedet"

1. Baggrund og formål

På nuværende tidspunkt omfatter miljøzonen i København og Frederiksberg kommuner udelukkende tunge køretøjer. For at reducere luftforureningen yderligere er der igangsat en undersøgelse af de miljømæssige og økonomiske konsekvenser, som en udvidelse af miljøzonen, til også at omfatte person- og varebiler, vil medføre samfundet.

Formålet er at reducere luftemissionerne af særligt NOx og partikler på en økonomisk forsvarlig måde. Effekten og omkostningerne vil afhænge af de krav, som biler indenfor miljøzonens grænser skal leve op til.

Miljøstyrelsen har udført en samfundsøkonomisk analyse af seks forskellige scenarier for en udvidelse af miljøzonen, som varierer i skærpelsen af luftemissionskravene. Følgende tabel viser hvilke biler, der ikke må køre i miljøzonen i de fem scenarier:

TABEL 1. BILER DER IKKE MÅ KØRE I MILJØZONEN I DE FEM SCENARIER

Euro norm	Årstal for salg	Personbil		Varebil	
		Benzin	Diesel	Benzin	Diesel
Før Euro (Euro 0)	-1991	B, C, D, E	B, C, D, E	A, B, C, D, R	A, B, C, D, R
Euro 1	1992-1995	D, E	B, C, D, E	D	A; B; C, D, R
Euro 2	1996-2001		B, C, D, E		A, B, C, D, R
Euro 3	2001-2005		C, E		A, C
Euro 4	2006-2010				
Euro 5	2011-2013				

Kilde: COWI-rapport for scenarium A-E. I tabellen er tilføjet scenarium R, som svarer til regeringens forslag til skærpelse af miljøzoner

Scenarie A og R stiller ingen emissionskrav til personbiler, mens der under scenarie E ingen krav stilles til emissionen fra varebiler. De resterende scenarier stiller krav til både person- og varebiler, men af varierende grad. Heraf indeholder scenarie B de svageste krav til luftemissionen, scenarie C har de strengeste krav til dieslbiler, mens scenarie D har de strengeste krav til benzinbiler.

Et billede af hvad de forskellige scenarier betyder i forhold til bilens alder, kan illustreres i nedenstående tabel, hvor årstal for den ældste bilalder, der er tilladt i miljøzonen, fremgår¹.

¹ Forskellen på årstallene mellem person- og varebiler følger af euronormernes forskellige implementeringsperiode.

TABEL 2. ÅRSTAL FOR ÆLDSTE BILALDER DER ER TILLADT I MILJØZONEN FORDELT PÅ SCENARIER

Scenarier	Personbil		Varebil	
	Benzin	Diesel	Benzin	Diesel
A	-	-	1995	2007
B	1991	2001	1995	2002
C	1991	2006	1995	2007
D	1997	2001	1999	2002
E	1997	2006	-	-
R	-	-	1995	2002

Kilde: COWI-rapport for scenarium A-E. I tabellen er tilføjet scenarium R

Eksempelvis må personbiler ikke være ældre end fra 1991 og 2001, for henholdsvis benzin- og dieslbiler, og varebiler må ikke være ældre end fra 1995 og 2002, for benzin- henholdsvis dieslbiler, for scenarie B's vedkommende.

Miljøstyrelsen har fået bistand fra COWI, som står for den bagvedliggende undersøgelse af de samfundsøkonomiske konsekvenser, hvilket er mundet ud i rapporten "Effekter af miljøzonekrav på person- og varebilsmarkedet", marts 2009. Efterfølgende har Miljøstyrelsen foretaget den endelige samfundsøkonomiske analyse.

Rapporten fra COWI indeholder scenarierne A-E. Miljøstyrelsen har tilføjet scenarie R, som er identisk med scenarie B på varebilsmarkedet, men ingen skærpeelse har til emissionen fra personbiler. Scenarie R kan således ses som en lempelse af luftemissionskravene i scenarie B.

Den samfundsøkonomiske analyse af miljøzonens udvidelse vil belyse omkostninger og gevinster forbundet med de fem scenarier. Herved demonstreres, om de medfører et velfærdsøkonomisk overskud eller underskud, og det vil fremgå, hvilket scenarie der er økonomisk mest fordelagtigt.

2. Antagelser og begrænsninger

Analysen tager udgangspunkt i de resultater og antagelser, som fremgår af rapporten "Effekter af miljøzonekrav på person- og varebilsmarkedet". Derudover har MST foretaget nogle supplerende antagelser, nødvendige i forbindelse med beregningerne i den samfundsøkonomiske analyse. De centrale antagelser gennemgås i det følgende:

Tidshorisont:

Der er kigget på en udvidelse af miljøzonekravene pr. 01.01.2011. Idet bilejerne på dette tidspunkt skal have udskiftet deres bil, for fortsat at kunne køre indenfor miljøzonen, vil de være nødsaget til at tilpasse sig den nye situation allerede i løbet af 2010. Miljøzonens konsekvenser for køb og salg af biler antages derfor at finde sted i år 2010.

Det antages yderligere, at tilpasningen til de skærpede luftemissionskrav vil foregå ligeligt fordelt hen over året, således at den gennemsnitlige miljøeffekt i år 2010 udgør hvad der svarer til et halvt års reduktion i emissionerne.

Den samfundsøkonomiske analyse strækker sig over perioden 2010-2030. Begrundelsen for at begrænse tidshorisonten til 20 år er, at MST blot er i besiddelse af valide data frem til 2030, samt at

effekten af miljøzonen aftager hurtigt og vil være minimal længere ude i fremtiden, som det vil fremgå af analysens resultater, jf. afsnit 4.

3. Konsekvenser af miljøzonen

En udvidelse af miljøzonens luftemissionskrav til også at omfatte person- og varebiler vil have økonomiske og miljømæssige konsekvenser. Dette afsnit vil gennemgå de konsekvenser, som er inkluderet i den samfundsøkonomiske analyse, og afslutningsvist vil de konsekvenser, der ses bort fra i analysen, kort blive beskrevet.

3.1. Konsekvenser inkluderet i analysen

Konsekvenserne af miljøzonens udvidelse opdeles i hvorledes bilejerne, staten og miljøet påvirkes.

3.1.1. Privatøkonomiske omkostninger for bilejerne

Bilejerne pålægges omkostninger som følge af tre effekter. For det første vil de opleve et værditab på deres nuværende bil, som fremover er forhindret i at køre i miljøzonen. Dette skyldes, at berørte bilejere, som fortsat vil være i stand til at køre i miljøzonen, vil sælge deres bil. Udbuddet af disse biler vil stige betydeligt, og samtidig vil efterspørgslen formentlig falde på grund af bilernes begrænsede kørselsmuligheder. Tilsammen medfører dette et tab i bilernes værdi. Værditabet vil således ramme samtlige bilejere i Danmark med biler, der ikke længere kan køre i miljøzonen, og ikke kun bilejere, der direkte bliver påvirket af miljøzonen. Kun effekten på de berørte biltyper er medtaget. Afledte effekter af andre biltypers priser er derfor ikke inkluderet i analysen.

For det andet vil de bilejere, der ejer en bil, som ikke længere må køre i miljøzonen, men som fortsat vil have muligheden for at køre i miljøzonen, være nødsaget til at fremskynde købet af en bil, som er tilladt i miljøzonen. Herved pålægges de omkostninger på et tidligere tidspunkt end hvad de ellers ville have oplevet. Estimer over disse privatøkonomiske omkostninger fremgår af COWI's rapport.

Yderligere skal påregnes en udgift for godkendelse og mærkning af bilen, skønnet til 105 kr. pr. bil. Andelen af biler, som skal have påført et miljømærke, er estimeret af COWI og fremgår af deres rapport, jf. tabel 4-1 og 4-5 for personbiler og tabel 4-9 for varebiler. Heri har de delt landet op i syv zoner, hvor der indenfor hver af disse zoner er angivet det samlede antal biler samt foretaget en antagelse om hvor mange biler, der har ture til/i miljøzonen. Det samlede antal bilejere, som vil have en udgift til miljømærker, er 549.516 personbiler og 81.803 varebiler. Hertil skal det bemærkes, at dette tal er lavt sat, i forhold til hvad Miljøstyrelsen ellers har anvendt som pejlemærke for hvor mange biler, der skal have påført et miljømærke, hvis miljøzonens emissionskrav skærpes. Miljøstyrelsen har konservativt skønnet, at 75 % af de varebiler, der opfylder kravene, vil vælge at få et miljøzonemærke. Det lavere antal biler i beregningerne til denne rapport vil således betyde, at omkostningerne til erhvervelse af miljøzonemærker bliver mindre end det Miljøstyrelsen ellers har antaget.

3.1.2. Skatteforvridningsgevinst

Udvidelsen af miljøzonekravene vil føre til en fremskyndelse af bilsalget til året før ikrafttrædelsen af de skærpede krav. Dermed vil der opstå en forskydning i momsindtjeningen for staten. Der vil være en større momsindtjening i året 2010, mens indtjeningen vil være lavere i de efterfølgende fire år². Forskydningen fører dermed til en skatteforvridningsgevinst i 2010 og et tab i de efterfølgende fire år.

² Der går gennemsnitligt ca. 3,5 år mellem hver udskiftning af bilen, jf. COWI's rapport side 49. Ved indførelse af miljøzoneudvidelsen vil salget af samtlige berørte biler foregå i 2010. Ved et fravær af miljøzonekravene vil salget af disse biler fordele sig over en fireårig periode, godt og vel.

Derudover vil der opstå en forskydning i skrotningspræmieudgifterne for staten. Idet det antages, at køretøjer med Euro-norm 0 skrottes, vil staten have en større udgift i 2010 i form af øgede skrotningspræmier i forbindelse med skrotningen af de Euro-norm 0 køretøjer, som berøres af miljøzonen. Derimod vil præmieudgifterne til skrotning være lavere i de efterfølgende fire år². Forskydningen medfører således et skatteforvridningstab i 2010 og en gevinst i de fire efterfølgende år. I nettonutidsværdi giver disse to effekter anledning til en mindre netto skatteforvridningsgevinst i samtlige scenarier.

3.1.3. Miljøeffekter

Miljøeffekten for en reduktion i emissionerne af NO_x, CO, CO₂, HC samt partikler medtages³. Heraf forventes det, at reduktionen af særligt NO_x og partikler vil få nævneværdig betydning.

De anvendte priser til værdisætning af de samfundsmæssige gevinster, der opstår ved reduktion af luftforureningen, afspejler udelukkende sundhedseffekterne, dog ikke for CO₂, som er baseret på den forventede EU CO₂ kvotepris. Priserne er angivet i følgende tabel:

TABEL 3. PRISER PÅ MILJØEFFEKTER

2009 PRISER	ENHED: KR. PR. KG.	
	Land	By
NO _x	52	52
CO	0,003	0,018
PM _{2,5}	95	153
VOC	6	6
CO ₂ *	0,18/0,23	0,18/0,23

* Beregningsprisen for CO₂ er kvoteprisen, som er fastsat til 175 kr./ton indtil 2012 og 225 kr./ton derefter

Kilder: NO_x og PM_{2,5}: DMU (2008), Beregningspriser for luftemissioner – 2008; CO og HC: Transportministeriet (2008) – Transportøkonomiske Enhedspriser til brug for samfundsmæssige økonomiske analyser, udarbejdet af DTU Transport og COWI for Transportministeriet, middelpriserne er anvendt.

Miljøpriserne for NO_x og partikler er fastsat af DMU og afspejler effekten af emissionen fra stationære kilder. Nutidige miljøprisestimater for emissionen fra mobile kilder forefindes ikke. Værdien af miljøeffekten ved en miljøzoneudvidelse vil derfor være behæftet med betydelig usikkerhed, jf. afsnit 5. Der arbejdes på nuværende tidspunkt på at fastsætte miljøpriser for emissionen fra mobile kilder. Foreløbige resultater⁴ viser, at skadesomkostningerne fra transport er betydelig højere end fra stationære kilder.

Følgende tre miljøeffekter er indregnet i analysen, både for person- og varebiler:

A. De biler, som ikke længere må køre i miljøzonen, skrottes eller videresælges. Biler med en Euro-norm på 0 anses som værende usælgelige, hvorfor det antages, at de skrottes. Herved opnås en direkte emissionsreduktion.

³ Effekten af SO₂ er udeladt af analysen, idet udledningen af SO₂ afhænger af brændstoftype og ikke af EURO normen, dvs. hvor gammel bilen er. Da dieslbiler i visse tilfælde vil blive erstattet med benzinbiler, er der foretaget et tjek for, om miljøeffekten af SO₂ er betydelig. Her findes, at værdien af SO₂-effekten er ikke-eksisterende eller minimal, hvilket anses som godkendelse af, at SO₂ kan undlades fra beregningerne.

⁴ Baseret på http://www.ceeh.dk/presentationer/presentation_of_CEEH/KU_Klima_konf_2009/Kaas-KU-climate-conf.pdf

B. De resterende biler, med en Euro-norm højere end 0, videresælges til kørsel udenfor miljøzonen. I denne forbindelse antages det, at de berørte biler inden miljøzonens udvidelse alene kører bykørsel. Når de videresælges forventes et kørselsmønster, der fordeler sig med 35 pct. bykørsel og 65 pct. landkørsel⁵. Om der køres i byen eller på landet har betydning for emissionen samt skadesomkostningen heraf. Emissionsfaktoren er generelt højere i byen end på landet og for partikler ses eksempelvis, at miljøprisen er 60 % højere i byen end på landet (152,7 kr. pr. kg. i byen i forhold til 95,24 kr. pr. kg. på landet). Der opnås således en miljøeffekt ved at flytte kørslen i de berørte biler udenfor miljøzonen.

C. Bilejere, som berøres af tiltaget, vil være nødsaget til at erstatte deres bil med en godkendt bil. Dette drejer sig primært om biler med en højere Euro-norm eller, som for dieselbilernes vedkommende, ved at erstatte en dieselbil med en benzinbil. Herved reduceres udledningen af partikler og visse gasarter som følge af reducerede emissionsfaktorer.

Den forventede substituering for person- og varebiler i de fem scenarier fremgår af tabel 4 og 5:

TABEL 4. SUBSTITUT, PERSONBILER

Brændstof	EURO-norm	Scenarie					
		A	B	C	D	E	R
Benzin	0		EURO 1, BENZIN	EURO 1, BENZIN	EURO 2, BENZIN	EURO 2, BENZIN	
	1				EURO 2, BENZIN	EURO 2, BENZIN	
	2						
	3						
	4						
Diesel	0		EURO 1, BENZIN	EURO 1, BENZIN	EURO 2, BENZIN	EURO 2, BENZIN	
	1		EURO 2, BENZIN	EURO 2, BENZIN	EURO 2, BENZIN	EURO 2, BENZIN	
	2		EURO 3, DIESEL	EURO 3, BENZIN	EURO 3, DIESEL	EURO 3, BENZIN	
	3			EURO 4, DIESEL		EURO 4, DIESEL	
	4						

Kilde: COWI-rapport for scenarium A-E. I tabellen er tilføjet scenarium R

⁵ Fordelingen mellem by- og landkørsel følger DMU's beregninger, jf. Danish emission inventories for road transport and other mobile sources, DMU, 2007, tabel 3.2, hvor kørslen er fordelt mellem by, land og motorvej. I denne analyse foretages et split mellem by og land og det antages, at land- og motorvejskørsel i DMU's fordeling kan lægges sammen og udgøre landkørsel.

TABEL 5. SUBSTITUT, VAREBILER

Brændstof	EURO-norm	Scenarie					
		A	B	C	D	E	R
Benzin	0	EURO 1, BENZIN	EURO 1, BENZIN	EURO 1, BENZIN	EURO 2, BENZIN		EURO 1, BENZIN
	1				EURO 2, BENZIN		
	2						
	3						
	4						
Diesel	0	EURO 1, BENZIN	EURO 1, BENZIN	EURO 1, BENZIN	EURO 2, BENZIN		EURO 1, BENZIN
	1	EURO 2, BENZIN	EURO 2, BENZIN	EURO 2, BENZIN	EURO 2, BENZIN		EURO 2, BENZIN
	2	EURO 3, BENZIN	EURO 3, DIESEL	EURO 3, BENZIN	EURO 3, DIESEL		EURO 3, DIESEL
	3	EURO 4, DIESEL		EURO 4, DIESEL			
	4						

Kilde: COWI-rapport for scenarium A-E. I tabellen er tilføjet scenarium R

3.2. Konsekvenser ikke inkluderet i analysen

Omkostningerne for staten i form af administration og tilsyn, opdatering af skilte og informationsindsats samt evaluering af ordningen er udeladt af beregningerne, hvilket betyder at de samlede omkostninger vil være undervurderede. Da disse omkostninger skønnes at være lave⁶, sammenlignet med de øvrige omkostninger i tiltaget, vurderes det dog ikke at få nævneværdig indflydelse på notatets resultater og konklusioner.

Der vil være bilejere, som berøres af tiltaget men som, i stedet for at udskifte deres bil for fortsat at kunne køre i miljøzonen, vil fravælge ture til/i miljøzonen eller vil vælge andre transportformer såsom offentlig transport. Herved opnås en miljøgevinst. Yderligere vil der opstå et nyttetab for bilejerne ved udvidelse af miljøzonens emissionskrav. Det må forventes, at bilejerne har maksimeret deres nytte inden miljøzoneudvidelsens ikrafttrædelse, hvorved en tvungen adfærdssændring vil påvirke nytten negativt.

Det ville kræve en omfattende værdisætning af forskellige og komplicerede forhold at inkludere denne effekt i den samfundsøkonomiske analyse, hvorfor den er udeladt. Dertil skal det bemærkes, at nytteeffekterne blot er midlertidige for så vidt angår dem der skifter til en anden bil. Bilejerne vil blot opleve et nyttetab i perioden frem til de alligevel ville have udskiftet deres bil.

Et billede af hvordan og i hvilken retning nytten af berørte bilejere påvirkes er givet i kapitel 6 i COWI rapporten. På grund af manglende data og en forventning om, at effekten vil være minimal, udelades denne effekt af den samfundsøkonomiske analyse.

⁶ De samlede omkostninger for staten vil ligge i størrelsesordenen 6-9 mio. kr.

4. Resultater

Det samlede antal person- og varebiler i Danmark, fordelt på Euro-normer, samt andelen heraf, som berøres af miljøzonens udvidelse under de fem scenarier, ses i følgende to tabeller⁷:

TABEL 6. BERØRTE PERSONBILER

Brændstof	EURO-norm	Personbiler i alt	A	B	C	D	E	R
Benzin	0	95.734		13.566	13.566	13.566	13.566	
	1	272.354				36.990	36.990	
	2	455.856						
	3	416.118						
	4	382.593						
Diesel	0	9.695		918	918	918	918	
	1	18.191		1.447	1.447	1.447	1.447	
	2	20.172		1.699	1.699	1.699	1.699	
	3	91.640			8.554		8.554	
	4	171.781						
I alt		1.934.134	0	17.630	26.184	54.620	63.174	

Kilde: COWI-rapport for scenarium A-E. I tabellen er tilføjet scenarium R

TABEL 7. BERØRTE VAREBILER

Brændstof	EURO-norm	Varebiler i alt	A	B	C	D	E	R
Benzin	0	13.011	1.657	1.657	1.657	1.657		1.657
	1	16.877				3.444		
	2	16.302						
	3	21.396						
	4	16.423						
Diesel	0	20.568	1.860	1.860	1.860	1.860		1.860
	1	27.413	3.516	3.516	3.516	3.516		3.516
	2	47.640	6.699	6.699	6.699	6.699		6.699
	3	119.475	19.807		19.807			
	4	149.691						
I alt		448.796	33.539	13.732	33.539	17.176		13.732

Kilde: COWI-rapport for scenarium A-E. I tabellen er tilføjet scenarium R

Disse tabeller danner udgangspunktet for den samfundsøkonomiske analyse til beregning af de miljømæssige og økonomiske konsekvenser beskrevet i afsnit 3.

Hvad angår de privatøkonomiske omkostninger, så er det antallet af berørte biler, som forårsager værditabet for bilejerne. Til gengæld er det det samlede antal person- og varebiler indenfor hver Euro-norm, angivet i tredje kolonne i de to tabeller, som vil opleve dette værditab.

⁷ Begrebet "berørte" biler hentyder til biler, som ikke længere må køre i miljøzonen og som skiftes ud, idet ejerne ønsker at fortsætte kørslen til/i miljøzonen.

Det estimerede værditab pr. bil fremgår af nedenstående tabeller:

TABEL 8. VÆRDITAB, PERSONBILER

Brændstof	EURO-norm	Pris før	Pris efter					
			Sc. A	Sc. B	Sc. C	Sc. D	Sc. E	Sc. R
Benzin	0	5.000		700	1.150	1.450	1.450	
	1	7.707				2.237	2.237	
	2	31.997						
	3	84.503						
	4	188.270						
Diesel	0	5.000		700	1.150	1.450	1.450	
	1	12.121		1.286	2.420	3.176	3.176	
	2	55.315		4.217	9.559	12.101	12.101	
	3	131.814			22.700		22.953	
	4	238.759						

Kilde: COWI-rapport for scenarium A-E. I tabellen er tilføjet scenarium R

TABEL 9. VÆRDITAB, VAREBILER

Brændstof	EURO-norm	Pris før	Pris efter					
			Sc. A	Sc. B	Sc. C	Sc. D	Sc. E	Sc. R
Benzin	0	5.345	793	370	793	475		370
	1	8.713				703		
	2	19.927						
	3	55.036						
	4	108.332						
Diesel	0	5.277	867	457	867	559		457
	1	14.197	2.279	1.170	2.279	1.447		1.170
	2	27.248	3.971	1.805	3.971	2.347		1.805
	3	64.542	7.766		7.766			
	4	123.239						

Kilde: COWI-rapport for scenarium A-E. I tabellen er tilføjet scenarium R

Jo højere Euro-norm, dvs. des nyere bilen er, jo mere vil bilen falde i værdi.

Omkostningen ved fremskynding af bilkøbet er beregnet ud fra differencen mellem købsprisen på den bil, som der substitueres til, og salgsprisen på den bil, som videresælges fordi den ikke længe er tilladt indenfor miljøzonen. Omkostningen udgør da forrentningen af denne difference⁸. I tabel 10 og 11 nedenfor ses omkostningen ved fremskynding af bilkøbet pr. person- og varebil afhængig af Euro-norm.

TABEL 10. OMKOSTNING PER BIL VED FREMSKYNDING AF BILKØB, PERSONBILER

Brændstof	EU-RO-norm	Scenarie					
		A	B	C	D	E	R
Benzin	0		1.050	1.050	2.430	2.430	
	1				2.381	2.381	
	2						
	3						
	4						
Diesel	0		1.050	1.050	2.430	2.430	
	1		2.212	2.235	2.250	2.250	
	2		5.561	3.368	6.280	3.647	
	3			10.585		10.638	
	4						

Kilde: COWI-rapport for scenarium A-E. I tabellen er tilføjet scenarium R

⁸ En mere uddybende forklaring findes i COWI rapporten kapitel 7.2.

TABEL 11. OMKOSTNING PER BIL VED FREMSKYNDING AF BILKØB, VAREBILER

Brænd -stof	EU- RO- norm	Scenarie					
		A	B	C	D	E	R
Benzin	0	1.003	999	1.003	2.135		999
	1				1.903		
	2						
	3						
	4						
Diesel	0	1.034	1.033	1.034	2.169		1.033
	1	1.590	1.535	1.590	1.549		1.535
	2	1.376	2.697	1.376	2.742		2.697
	3	6.643		6.643			
	4						

Kilde: COWI-rapport for scenarium A-E. I tabellen er tilføjet scenarium R

Samfundsøkonomiske resultater

Analysens samfundsøkonomiske resultater for de fem scenarier fremgår af nedenstående tabel 12, hvor de privatøkonomiske omkostninger, værdien af miljøeffekterne samt skatteforvridningsgevinsten er udspecificeret for både person- og varebilmarkedet.

TABEL 12. RESULTAT AF SAMFUNDSØKONOMISK ANALYSE. BELØB ANGIVET I MIO. KR.

Scenarie	A	B	C	D	E	R
Omkostninger						
Private omk. Personbiler	0	255	2.486	1.199	3.285	0
Private omk. Varebiler	1.301	160	1.301	217	0	160
Private omk. I alt	1.301	415	3.788	1.416	3.285	160
Gevinster						
Værdi af miljøgevinst, personbiler	0	75	109	151	184	0
<i>Heraf miljøgevinst for:</i>						
NOx	0	48	76	101	128	0
Partikler	0	12	19	13	19	0
VOC	0	15	14	37	36	0
Værdi af miljøgevinst, varebiler	271	109	271	131	0	109
<i>Heraf miljøgevinst for:</i>						
NOx	186	69	186	88	0	69
Partikler	81	36	81	36	0	36
VOC	4	3	4	7	0	3
Værdi af miljøgevinst, i alt	271	184	380	282	184	109
Skatteforvridningsgevinst	3	2	5	6	6	1
Gevinster i alt	274	186	385	288	190	110
Netto velfærds-økonomiske gevinster I alt	-1.026	-229	-3.402	-1.128	-3.095	-50
Netto velfærds-økonomiske gevinster pr. år	-80	-18	-265	-88	-241	-4

De velfærdsøkonomiske omkostninger er angivet som en samlet netto nutidsværdi for den analyse-rede periode, samt i årlige omkostninger, beregnet ved at annuisere netto nutidsværdien. Det ses, at alle scenarier giver et samfundsøkonomisk underskud. Underskuddet spænder fra 50 mio. kr. i scenarie R, svarende til en årlig omkostning på 4 mio. kr. i perioden 2010-2030, til ca. 3.400 mio. kr. i scenarie C.

Scenarie R medfører det mindste velfærdsøkonomiske underskud og udgør således det mest fordelagtige scenarie, af de seks foreslåede. Samtidig giver scenarie R dog også den laveste miljøgevinst, efterfulgt af scenarie B og E. Som det fremgår af Tabel 12, følger en miljøgevinst på omkring 110 mio. kr. under scenarie R, mens scenarie C giver den højeste miljøgevinst på omkring 380 mio. kr.

Tabel 12 viser endvidere hvorledes miljøeffekten er fordelt på NO_x, partikler og VOC, hvoraf reduktionen af NO_x-udslippet bidrager med den største værdi. Reduktionen af partikler har ligeledes en betydelig værdi, særligt for varebiler, mens reduktionen af VOC-udledningen derimod har en mindre effekt. For personbiler er værdien af miljøeffekten mere ligeligt fordelt mellem partikler og VOC.

Effekten af en udvidelse af miljøzonens luftemissionskrav kan illustreres ved reduktionen af den udledte mængde partikler og gasarter. De reducerede mængder NO_x og partikler for de fem scenarier fremgår af nedenstående tabel⁹.

TABEL 13. REDUCEREDE MÆNGDER NO_x OG PARTIKLER ANGIVET I TONS.

	Scenarie A		Scenarie B		Scenarie C		Scenarie D		Scenarie E		Scenarie R	
	NO _x	PM	NO _x	PM	NO _x	PM	NO _x	PM	NO _x	PM	NO _x	PM
2009	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2010	450	67	390	53	643	80	611	53	349	13	238	42
2011	751	108	587	80	1051	129	943	81	554	22	367	63
2012	623	86	438	60	863	104	713	60	436	18	276	46
2013	516	69	324	43	712	84	540	44	352	15	203	33
2014	429	55	238	31	591	68	402	32	282	13	147	23
2015	360	45	179	23	496	55	300	23	228	10	106	16
2016	307	38	142	17	425	46	230	17	187	9	81	12
2017	258	31	111	13	359	38	172	13	151	7	61	9
2018	214	25	84	10	298	31	127	10	121	6	44	6
2019	173	20	64	7	244	25	93	7	98	5	30	4
2020	132	15	43	4	189	19	65	5	77	4	15	2
2021	100	11	30	3	144	14	47	3	60	3	8	1
2022	73	8	22	2	109	11	35	2	48	3	4	1
2023	52	6	18	2	80	8	29	2	39	2	3	0
2024	35	4	15	2	58	6	24	2	31	2	2	0
2025	21	2	13	1	41	4	21	1	26	2	1	0
2026	12	1	12	1	28	3	18	1	22	1	1	0
2027	5	1	11	1	20	2	16	1	19	1	0	0
2028	3	0	10	1	17	1	15	1	17	1	0	0
2029	3	0	10	1	14	1	14	1	16	1	0	0
2030	2	0	10	1	13	1	13	1	14	1	0	0
I alt	4519	594	2751	357	6396	732	4426	359	3127	139	1587	258

Tabellen viser tydeligt, at emissionsreduktionen er størst i de første år, og derefter falder jævnt. Dette skyldes, at bilerne under alle omstændigheder ville blive skiftet ud med nyere biler af højere Euro-norm, også uden skærpede miljøzonekrav. Dog ville udskiftningen være foregået langsomme-re, mens udvidelse af miljøzonen vil medføre en reduktion i de forurenende biler allerede i 2010. I år 2030 vil miljøzonen som givet i de forskellige scenarier have minimal betydning.

⁹ I bilaget ses yderligere reduktionen af VOC samt CO₂.

Reduktionen af både NO_x og partikler er størst for scenarie C. Scenarie R har den laveste reduktion af NO_x, mens scenarie E indebærer den mindste partikelreduktion. Dette stemmer overens med ovenstående gennemgang, hvor det fremgik, at scenarie C indebærer den største miljøgevinst, mens scenarie R medfører den laveste miljøgevinst, efterfulgt af scenarie B og E.

Over perioden 2010-2030 vil scenarie R medføre en reduktion i udledningen af NO_x, partikler, VOC og CO₂ på omkring 1590, 260, 650 og 50 tons. Til sammenligning vil scenarie C medføre en samlet reduktion på omkring 6400, 730, 3900 og 74 tons for de respektive udledninger.

5. Følsomhedsanalyse

Den samfundsøkonomiske analyse bygger på adskillige centrale antagelser og vurderinger, som er forbundet med usikkerhed. For at teste robustheden af den samfundsøkonomiske analyses resultater er der derfor udført følsomhedsberegninger. Dette giver et billede af, hvilke forudsætninger og parametre, der påvirker analysens resultater, og hvor det er vigtigt at få klarlagt usikkerhedsområdet.

Indledningsvist beskrives de parametre, som indgår i følsomhedsanalysen, hvorefter der er udført et følsomhedstjek af parametrene enkeltvist samt af kombinationer heraf.

For de parametre, som viser sig at være betydelige for analysens resultater, vil det være relevant at udvide følsomhedsanalysen og kigge på break-even værdier, som bevirker, at tiltaget går fra at have et velfærdsøkonomisk underskud til en situation, hvor omkostningerne lige netop dækkes af gevinsterne. Realismen af sådanne udfald kan da vurderes.

Afslutningsvist vil et konstrueret best case og worst case scenarium belyse spændvidden i det velfærdsøkonomiske resultat.

5.1. Parametre i følsomhedsanalysen

Det anses som værende relevant at undersøge de velfærdsøkonomiske resultatets robusthed overfor følgende parametre:

Miljøpriser

Miljøpriserne er forbundet med særlig høj usikkerhed, primært fordi de er estimeret ud fra emissioner fra stationære kilder og således ikke er tilpasset udledningen fra mobile kilder. De foreløbige resultater i arbejdet om fastsættelse af miljøpriser for emissionen fra mobile kilder viser, at skadesomkostningen fra transport er betydelig højere end fra stationære kilder¹⁰. Disse resultater, som ikke er endeligt fastlagte, vurderer skadesomkostningen af NO_x til fire gange højere end antaget af Miljøstyrelsen, mens skadesomkostningen af partikeludledning vurderes som værende dobbelt så høj for udledning på landet og næsten halvdelen gang så høj for udledning i byen i forhold Miljøstyrelsens anvendte skadesomkostninger¹¹.

Analysens anvendte miljøpriser kan på baggrund heraf karakteriseres som lavt satte estimater. Usikkerheden forstærkes yderligere af den manglende interministerielle enighed om skadesomkostningen af udledning fra stationære kilder, hvilket tydeligt ses ved at sammenholde de af Miljøministeriet og Transportministeriet anvendte priser for NO_x og partikler, jf. tabel 14.

¹⁰ Baseret på http://www.cee.dk/presentationer/presentation_of_CEEH/KU_Klima_konf_2009/Kaas-KU-climate-conf.pdf

¹¹ På nuværende tidspunkt er skadesomkostningen for emissionen fra mobile kilder ikke differentieret efter by- og landkørsel.

TABEL 14. PRISER PÅ MILJØEFFEKTER

2009 PRISER	ENHED: KR. PR. KG.			
	DMU		Transportministeriet	
	Land	By	Land	By
NO _x	52	52	21	19
PM _{2,5}	95	153	414	1947

Kilder: DMU (2008), Beregningspriser for luftemissioner – 2008; Transportministeriet (2008) – Transportøkonomiske Enhedspriser til brug for samfundsøkonomiske analyser, udarbejdet af DTU Transport og COWI for Transportministeriet, middelpriiserne er anvendt.

I forhold til Transportministeriet anvender DMU en betydelig højere pris for NO_x, cirka dobbelt så høj, som ikke er differentieret efter, om kørslen foregår i byen eller på landet. Derimod er Trafikministeriets miljøpriser for partikler markant højere end DMU's; omkring 4,5 gange så høj for udledning af partikler på landet og cirka 12,5 gange så høj for udledning i byen.

I følsomhedsanalysen kigges på ændringen i det velfærdsøkonomiske resultat som følge af en fordobling og halvering af miljøpriserne. Desuden analyseres betydningen af miljøpriserne ved at anvende Transportministeriets priser.

Kalkulationsrenten

Kalkulationsrenten er fastsat til 5 pct. og følger hermed Finansministeriets nyeste anbefaling. I følsomhedsanalysen hæves og sænkes renten til hhv. 7 og 3 pct. Det forventes, at renten har en minimal betydning for resultatet, idet de væsentlige fordele og omkostninger ved at udvide miljøzonen emissionskrav ligger i de første år efter tiltagets ikrafttræden.

Kørselsmønster – Fordeling mellem by og land

Idet emissionsfaktorerne og skadesomkostningerne varierer, afhængig af om kørsel foregår i et byområde eller på landet, har den antagne fordeling mellem by- og landkørsel for biler, der sælges til kørsel udenfor miljøzonen, betydning for analysens resultater.

I basisscenariet er fordelingen antaget til 35 pct. bykørsel og 65 pct. landkørsel. Analysens følsomhed overfor kørselsmønstret undersøges ved at justere fordelingen til hhv. 20 pct. bykørsel og 80 pct. landkørsel samt 50 pct. både by- og landkørsel.

Emissionsfaktorer

Emissionsfaktorerne er behæftet med en vis usikkerhed, som det er relevant at undersøge analysens robusthed overfor. Derfor udføres de velfærdsøkonomiske beregninger med emissionsfaktorer der, i forhold til basisscenariet, forhøjes med 50 og 100 pct. samt sænkes med 50 pct.

Værditab for biler

Værditabet af bilerne, der følger af det øgede udbud samt begrænsede kørselsmuligheder, har betydning for samtlige danske ejere af biler, som vil blive omfattet af miljøzonen udvidelse. Det samlede værditabet udgør den højeste omkostning forbundet med tiltaget, og betydningen af værditabets usikkerhed for den velfærdsøkonomiske analyses resultater skal derfor undersøges.

I følsomhedsanalysen foretages beregningerne med et værditab, der justeres op og ned med forskellige procentsatser i forhold til det antagne værditab.

Omkostning ved fremskynding af bilkøb

Omkostningen ved fremskynding af købet af en bil, der opfylder miljøzonen udvidede emissionskrav, er estimeret til højere end værditabet per bil. Derimod pålægges denne omkostning blot de bilejere, som berøres direkte af miljøzonen, og den samlede omkostning ved fremskynding af bilkøb udgør en mindre andel end omkostningen for det samlede værditab. Analysens resultater for-

ventes derfor at være mere robuste overfor ændringer i omkostningen ved fremskynding af bilkøb frem for ændringer i værditabet for biler.

Følsomheden analyseres ved at øge og sænke omkostningerne ved fremskynding af bilkøb med 50 pct. i forhold til nuværende niveau.

5.2. Følsomhedsanalyse af enkeltparametre

De ovenfor beskrevne parametres betydning for de velfærdsøkonomiske resultater findes ved enkeltvist at justere på parametrene, mens de resterende faktorer holdes konstante. Tabel 15 nedenfor viser resultatet af en sådan analyse. For hvert scenarie er den samlede netto nutidsværdi angivet samt ændringen i forhold til basisscenariet. En positiv ændring betyder en øget netto nutidsværdi, dvs. at det velfærdsøkonomiske underskud er blevet mindre, mens en ændring med negativt fortegn betyder et øget underskud. Resultatet af basisscenariet fremgår af tredje række.

TABEL 15. RESULTAT AF FØLSOMHEDSANALYSE AF ENKELTPARAMETRE. BELØB ANGIVET I MIO. KR.

	A		B		C		D		E		R	
	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring
Basisscenarie	-1026	0	-229	0	-3402	0	-1128	0	-3095	0	-50	0
Miljøpriser												
+100 % (Fordobling)												
NOx	-840	+186	-112	+117	-3141	+261	-939	+189	-2966	+129	+20	+70
PM	-945	+81	-180	+49	-3302	+100	-1079	+49	-3076	+19	-13	+37
HC	-1022	+4	-211	+18	-3384	+18	-1084	+44	-3059	+36	-46	+4
CO2	-1026	0	-229	0	-3402	0	-1128	0	-3095	0	-50	0
CO	-1027	-1	-229	0	-3402	0	-1127	+1	-3094	+1	-50	0
-50 % (Halvering)												
NOx	-1119	-93	-288	-59	-3533	-131	-1222	-94	-3159	-64	-84	-34
PM	-1067	-41	-253	-24	-3452	-50	-1152	-24	-3104	-9	-68	-18
HC	-1029	-3	-238	-9	-3412	-10	-1149	-21	-3113	-18	-51	-1
CO2	-1026	0	-229	0	-3402	0	-1128	0	-3095	0	-50	0
CO	-1026	0	-229	0	-3402	0	-1128	0	-3095	0	-50	0
<i>Transportministeriets priser</i>												
Rente	-70	+956	+319	+548	-2236	+1166	-620	+508	-2914	+181	+376	+426
7 %	-1023	+3	-234	-5	-3362	+40	-1119	+9	-3047	+48	-53	-3
3 %	-1027	-1	-223	+6	-3441	-39	-1135	-7	-3143	-48	-46	+4
Kørselsmønster												
By:Land; 20:80	-1014	+12	-224	+5	-3387	+15	-1115	+13	-3086	+9	-45	+5
By:Land; 50:50	-1039	-13	-234	-5	-3418	-16	-1140	-12	-3104	-9	-54	-4
Emissions-faktorer												
+ 50 %	-891	+135	-137	+92	-3212	+190	-987	+141	-3003	+92	+5	+55
+ 100 %	-755	+271	-45	+184	-3022	+380	-846	+282	-2911	+184	+59	+109
- 50 %	-1162	-136	-321	-92	-3593	-191	-1269	-141	-3187	-92	-104	-54
Private omkostninger												
<i>Værditab af bil</i>												
+ 25 %	-1314	-288	-304	-75	-4271	-869	-1424	-296	-3849	-754	-81	-31
+ 50 %	-1601	-575	-379	-150	-5139	-1737	-1721	-593	-4603	-1508	-113	-63
- 50 %	-451	+575	-79	+150	-1666	+1736	-535	+593	-1587	+1508	+13	+63
- 75 %	-164	+862	-4	+225	-798	+2604	-238	+890	-832	+2263	+45	+95
Fremskynding af bilkøb												
+ 50 %	-1098	-72	-255	-26	-3528	-126	-1211	-83	-3201	-106	-63	-13
- 50 %	-955	+71	-203	+26	-3276	+126	-1044	+84	-2988	+107	-37	+13

En kort beskrivelse af følsomhedsanalysen for de enkelte parametre følger.

Miljøpriser

Følsomhedsanalyserne viser, at ændringer i miljøprisen på NO_x påvirker resultatet betragteligt. Miljøprisen på partikler har en noget mindre betydning, mens prisen på HC influerer resultatet meget lidt, og prisen på CO og CO₂ slet ingen betydning har.

Rangordningen af scenariernes efter økonomisk fordelagtighed er uændret.

Anvendes Transportministeriets miljøpriser for NO_x og partikler, medfører scenarie R et velfærdsøkonomisk overskud på omkring 375 mio. kr., hvilket svarer til en samlet årlig gevinst på næsten 30 mio. kr. i den analyserede periode. Scenarie B medfører ligeledes i et velfærdsøkonomisk overskud, dog en smule lavere. For de resterende scenarier reduceres det velfærdsøkonomiske underskud betydeligt. Med Transportministeriets priser resulterer scenarie E, frem for scenarie C, i de højeste nettoomkostninger.

Kalkulationsrenten

Som det fremgår af tabellen, påvirkes de velfærdsøkonomiske resultater minimalt af ændringer i renten. Trods dette er tendensen, at når renten øges, reduceres det velfærdsøkonomiske underskud på nær i scenarie B og R, hvor det velfærdsøkonomiske underskud stiger lidt. Reduceres renten, er billedet omvendt. Forskellen skyldes størrelsen og fordelingen af omkostninger og gevinster. Når renten øges, tilbagediskonteres de fremtidige omkostninger og gevinster hårdere, hvilket giver en lavere nutidsværdi. Omkostningerne ved en udvidelse af miljøzonens emissionskrav ligger i 2010, mens gevinsterne spredes over en længere årrække. For scenarierne A, C, D og E er omkostningerne dog så høje i forhold til gevinsterne, at effekten af en ændring i renten på nutidsværdien af omkostningerne vægter højere end effekten på nutidsværdien af gevinsterne, selvom omkostningerne blot tilbagediskonteres et enkelt år. Når renten da øges, stiger netto nutidsværdien. For scenarie B og R er omkostningerne i forhold til gevinsterne ikke nær så høj, hvorfor den længere tilbagediskonteringsperiode for gevinsterne giver den største effekt som følge af en ændring i renten.

Alt i alt er de velfærdsøkonomiske resultater dog robuste overfor ændringer i renten.

Kørselsmønster – Fordeling mellem by og land

Følsomhedsberegningerne viser, at ændringer i kørselsmønstret mellem by og land påvirker den velfærdsøkonomiske analyses resultater i meget lille grad. Analysens resultater karakteriseres som robuste overfor ændringer i kørselsmønstret for videresolgte biler til kørsel udenfor miljøzonen.

Emissionsfaktorer

Som det ses i tabel 15, påvirker usikkerheden omkring emissionsfaktorerne analysens resultater. Når emissionsfaktorerne øges, stiger det velfærdsøkonomiske resultat. Dog skal der store ændringer til, for at konklusionerne ikke længere holder. Fordobles emissionsfaktorerne, er det blot scenarie R, der giver et velfærdsøkonomisk overskud, mens de resterende fem scenarier fortsat giver et velfærdsøkonomisk underskud. Rangordningen af scenariernes efter økonomisk fordelagtighed er uændret.

Værditab for biler

Ændringer i værditabet for biler med euro-normer, som ikke længere må køre i miljøzonen, har stor betydning for den velfærdsøkonomiske analyses resultater. Dog kunne man have forventet en endnu større indflydelse på resultatet i og med, at det samlede værditab af biler udgør den absolut største omkostning forbundet med tiltaget. Ved en halvering af værditabet i forhold til det antagne giver scenarie R et velfærdsøkonomisk overskud på næsten 15 mio. kr.. De øvrige scenarier resulterer fortsat i et markant velfærdsøkonomisk underskud, og rangordningen af scenarierne efter økonomisk fordelagtighed forbliver uændret. Reduceres værditabet med 75 pct. i forhold til antaget i basisscenariet, resulterer scenarie B i en netto nutidsværdi tæt på nul, og scenarie C og E bytter

plads i rangordningen af scenarierne. Rangordningen af de fire økonomisk mest fordelagtige scenarier er konstant, uafhængig af ændringer i værditabet.

Omkostning ved fremskynding af bilkøb

Omkostningen ved fremskynding af bilkøb påvirker de velfærdsøkonomiske resultater i lille grad, og ændringer i omkostningen influerer ikke på rangordningen af scenarierne. Som forventet betyder usikkerheden forbundet med omkostningerne ved fremskynding af bilkøb betydeligt mindre end usikkerheden af værditabet af bilerne.

Følsomhedsanalysen af de enkelte parametre viste, at de velfærdsøkonomiske resultater, og dermed rapportens konklusioner, er særligt følsomme overfor ændringer i miljøprisen på NOx samt værditabet af biler. Næste afsnit omhandler derfor en nærmere analyse af følsomheden overfor disse parametre.

5.3. Udvidet følsomhedsanalyse for prisen på NOx og værditab af biler

For at give en bred analyse af resultaternes følsomhed overfor ændringer i miljøprisen på NOx og værditabet af bilerne, udføres indledningsvist en break-even analyse. Her undersøges hvilke værdier, parametrene skal antage, for at tiltaget går fra at have et velfærdsøkonomisk underskud til en situation, hvor omkostningerne dækkes af gevinsterne. En break-even analyse er særdeles informativ, når projektets fordelagtighed afhænger af enkelte parametre.

Dernæst udforskes betydningen af prisen på NOx ved at kigge på relevante og sandsynlige ændringer som følge af, at miljøprisen tilpasses emissionen fra mobile kilder.

Afslutningsvist udføres følsomhedsanalyser af kombinationer af de to parametre.

Break-even analyse af miljøprisen på NOx

Tabel 16 nedenfor viser den samlede netto nutidsværdi under de seks scenarier ved forskellige stigninger i miljøprisen på NOx.

TABEL 16. RESULTAT AF BREAK-EVEN ANALYSE AF PRISEN PÅ NOx. BELØB ANGIVET I MIO. KR.

	A		B		C		D		E		R	
	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring
Basisscenarie	-1026	0	-229	0	-3402	0	-1128	0	-3095	0	-50	0
Miljøpris NOx												
+75 %	-887	+139	-141	+88	-3206	+196	-986	+142	-2999	+96	+2	52
+200 %	-654	+372	+5	+234	-2879	+523	-750	+378	-2838	+257	+89	+139
+600 %	+90	+1116	+474	+703	-1833	+1569	+5	+1133	-2324	+771	+366	+416
+1350 %	+1484	+2510	+1352	+1581	+128	+3530	+1422	+2550	-1361	+1734	+887	+937
+2550 %	+3530	+4556	+2641	+2870	+3005	+6407	+3499	+4627	+52	+3147	+1650	+1700

Som det fremgår af tabellen, medfører scenarie R et velfærdsøkonomisk overskud, når miljøprisen på NOx forhøjes med 75 %. Scenarie B giver et velfærdsøkonomisk overskud, når miljøprisen forhøjes med 200 %, dvs. tredobles i forhold til miljøprisen i basisscenariet. For at scenarie A og D skal give et velfærdsøkonomisk overskud kræves en syvfoldning af miljøprisen i forhold til basisscenariet. I dette tilfælde ændres rangordningen således, at scenarie B resulterer i et velfærdsøkonomisk overskud, der overstiger det velfærdsøkonomiske overskud under scenarie R.

Scenarie C og E giver først velfærdsøkonomisk overskud, når prisen udgør hhv. 14,5 og 26,5 gange den antagne pris.

Yderligere ses det af tabellen, at når miljøprisen er tilstrækkelig høj, giver scenarie A og D et højere velfærdsøkonomisk overskud end scenarie B og R. Miljøprisen skal dog nå op på næsten 14 gange den nuværende pris for, at dette er tilfældet.

Break-even analyse af værditab af biler

Break-even værdierne for værditabet af bilerne under de fem scenarier findes ved at reducere værditabet gradvist i forhold til basisscenariet. Tabel 17 viser resultatet heraf.

TABEL 17. RESULTAT AF BREAK-EVEN ANALYSE AF VÆRDITAB AF BILER. BELØB ANGIVET I MIO. KR.

	A		B		C		D		E		R	
	Værdi	Æn- dring	Værdi	Æn- dring	Værdi	Æn- dring	Værdi	Æn- dring	Værdi	Æn- dring	Værdi	Æn- dring
Basisscenarie	-1026	0	-229	0	-3402	0	-1128	0	-3095	0	-50	0
Miljøpris NOx												
-40 %	-566	+460	-109	+120	-2014	+1388	-653	+475	-1888	+1207	+1	+51
-77 %	-141	+885	+2	+231	-729	+2673	-215	+913	-772	+2323	+47	+97
-90 %	+9	+1035	+41	+270	-277	+3125	-61	+1067	-380	+2715	+64	+114
-96 %	+78	+1104	+59	+288	-69	+3333	+11	+1139	-199	+2896	+71	+121
-98 %	+101	+1127	+65	+294	0	+3402	+34	+1162	-139	+2956	+74	+124
-100 %	+124	+1150	+71	+300	+70	+3472	+58	+1186	-78	+3017	+76	+126

Analysen viser, at værditabet skal reduceres med 40 pct. i forhold til værditabet i basisscenariet, for at scenarie R giver et velfærdsøkonomisk overskud. For at scenarie A, B, C og D resulterer i et velfærdsøkonomisk overskud, skal værditabet reduceres med hhv. 90, 77, 98 og 96 pct. i forhold til det nuværende niveau. Selv hvis intet værditab finder sted, dvs. hvis værditabet i følsomhedsanalysen reduceres med 100 pct. i forhold til basisscenariet, medfører scenarie E et velfærdsøkonomisk underskud.

Følsomhedsanalyse af prisen på NOx ud fra de foreløbige resultater for mobile kilder

Som omtalt i afsnit 5.1 er de anvendte miljøpriser betydeligt lavere end de foreløbige estimater for emissionen fra mobile kilder. De foreløbige estimater af miljøprisen for NOx er fire gange højere end antaget af miljøstyrelsen. Sandsynligheden for at gevinsterne ved en udvidelse af miljøzonens emissionskrav er undervurderede, må derfor betegnes som høj. Det er således relevant, at undersøge hvordan de velfærdsøkonomiske resultater påvirkes af øgede miljøpriser for NOx-emissionen. Tabel 18 angiver resultatet af den samfundsøkonomiske analyse, når prisen på NOx øges med hhv. 100, 300 og 500 pct.

TABEL 18. RESULTAT AF FØLSOMHEDSANALYSE AF PRISEN PÅ NOx. BELØB ANGIVET I MIO. KR.

	A		B		C		D		E		R	
	Værdi	Æn- dring	Værdi	Æn- dring	Værdi	Æn- dring	Værdi	Æn- dring	Værdi	Æn- dring	Værdi	Æn- dring
Basisscenarie	-1026	0	-229	0	-3402	0	-1128	0	-3095	0	-50	0
Miljøpris NOx												
+100 % (Fordobling)	-840	+186	-112	+117	-3141	+261	-939	+189	-2966	+129	+20	+70
+300 % (Firdobling)	-468	+558	+122	+351	-2618	+784	-561	+567	-2710	+385	+158	+208
+500 % (Seksdobling)	-96	+930	+357	+586	-2095	+1307	-183	+945	-2453	+642	+297	+347

Foretages beregningerne med en pris på NO_x, der er firedoblet i forhold til i basisscenariet, dvs. at NO_x-prisen er forhøjet med 300 pct., medfører scenarie B og R et velfærdsøkonomisk overskud på omkring 120 hhv. 160 mio. kr. Forøges prisen yderligere, så den udgør seks gange prisen i basisscenariet, medfører scenarie B et overskud på godt 360 mio. kr., hvilket overstiger overskuddet på næsten 300 mio. kr. under scenarie R, mens underskuddet for scenarie A reduceres til ca. 95 mio. kr.. En skadesomkostning på 314 kr. pr. kg. NO_x, hvilket svarer til en seksdobling af den anvendte miljøpris på NO_x, vurderes som værende et realistisk scenarie. Dette begrundes med, at det foreløbige estimat for miljøprisen på NO_x for emission fra mobile kilder er skønnet til at være lavt.

Følsomhedsanalyse af kombinationer af de to parametre

For at understøtte billedet af den samfundsøkonomiske analyses følsomhed overfor ændringer i de væsentligste parametre, er det relevant at kigge på kombinationer af miljøprisen på NOx og værditabet af bilerne. Da miljøprisen i basisscenariet betegnes som en nedre grænse for værdien af skadesomkostningen, kigges udelukkende på forhøjede miljøpriser kombineret med enten et større eller mindre værditab i forhold til basisscenariet.

Nedenstående tabel viser det velfærdsøkonomiske resultat ved forskellige kombinationer af de to parametre.

TABEL 29. RESULTAT AF FØLSOMHEDSANALYSE AF KOMBINATIONER AF PRISEN PÅ NOx OG VÆRDITABET.

		A		B		C		D		E		R	
		Værdi	Ændring	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring
Basisscenarie		-1026	0	-229	0	-3402	0	-1128	0	-3095	0	-50	0
Pris NOx	Værditab												
+100 %	-20 %	-610	+416	-52	+177	-2446	+956	-702	+426	-2363	+732	+45	+95
+100 %	-40 %	-380	+646	+8	+237	-1752	+1650	-465	+663	-1760	+1335	+70	+120
+100 %	+20 %	-1070	-44	-172	+57	-3835	-433	-1176	-48	-3570	-475	-6	+44
+300 %	-20 %	-238	+788	+182	+411	-1923	+1479	-324	+804	-2106	+989	+184	+234
+300 %	+20 %	-698	+328	+62	+291	-3312	+90	-798	+330	-3313	-218	+133	+183
+300 %	+45 %	-986	+40	-12	+217	-4180	-778	-1095	+33	-4067	-972	+102	+152
+300 %	+130 %	-1964	-938	-267	-38	-7132	-3730	-2103	-975	-6631	-3536	-5	+45
+500 %	-20 %	+134	+1160	+417	+646	-1400	+2002	+54	+1182	-1849	+1246	+322	+372
+500 %	+20 %	-326	+700	+297	+526	-2789	+613	-421	+707	-3056	+39	+272	322
+500 %	+100 %	-1247	-221	+57	+286	-5567	-2165	-1369	-241	-5469	-2374	+171	+221

BELØB ANGIVET I MIO. KR.

Ved en fordobling af miljøprisen, en stigning på 100 pct., kombineret med en 20 pct. reduktion i værditabet, er det blot scenarie R, som giver et velfærdsøkonomisk overskud. Den dobbelte miljøpris skal ske i følgeskab med en reduktion i værditabet på 40 pct., for at scenarie B giver overskud. Er værditabet i stedet 20 pct. højere end i basisscenariet, medfører samtlige scenarier et velfærdsøkonomisk underskud. Ændringen er fortsat positiv for scenarie B og R, som for en reduktion i værditabet, men effekten af den højere miljøpris på NOx er ikke tilstrækkelig til at udligne de høje omkostninger. For de resterende scenarier er ændringen i netto nutidsværdien negativ, hvilket betyder, at det velfærdsøkonomiske underskud øges. Det øgede værditab vægter således højere end den øgede miljøgevinst. Forskellen mellem ændringen i scenarierne skyldes, at omkostningerne forbundet med scenarie A, C, D og E er markant højere end omkostningerne i scenarie B og R.

Udføres de samfundsøkonomiske beregninger med pris på NOx, der er fire gange højere end i basisscenariet, kombineret med et værditab, der er 20 pct. lavere end antaget, resulterer scenarie B og R i et velfærdsøkonomisk overskud. Er værditabet 20 pct. højere end i basisscenariet, giver scenarie B og R fortsat overskud. Er værditabet derimod 45 pct. højere end i basisscenariet, er det blot scenarie R, der giver overskud.

Hvis prisen på NOx er fire gange højere end i basisscenariet, og dermed følger de foreløbige resultater for skadesomkostningen for emissionen fra mobile kilder, skal værditabet af bilerne stige med over 130 pct. i forhold til antaget, for at scenarie R ikke længere giver et velfærdsøkonomisk overskud.

Udgør miljøprisen på NOx seks gange prisen i basisscenariet, vil en reduktion i værditabet på 20 pct. medføre, at scenarie A, B, D samt R giver en positiv netto nutidsværdi. En stigning i værditabet på 20 pct. vil derimod medføre, at blot scenarie B og R giver et velfærdsøkonomisk overskud. Ved

en fordobling af værditabet giver disse scenarier fortsat overskud, forudsat at miljøprisen er 6 gange højere end antaget i basisscenariet.

Grundet de lave miljøpriser i basisscenariet, og en forventning om at skadesomkostningen for emissionen af NOx fra mobile kilder som minimum skal være fire gange højere, er det sandsynligt, at et eller flere af scenarierne giver velfærdsøkonomisk overskud, selv hvis værditabet af bilerne viser sig at være højere end antaget i rapporten.

5.4. Worst case og best case scenarier

Til belysning af spændvidden i det velfærdsøkonomiske resultat konstrueres et "best case" og et "worst case" scenarium. Disse scenarier kombinerer de mest optimistiske hhv. pessimistiske værdier af de analyserede parametre, som fortsat ligger indenfor rimelighedens grænser. "Worst case" og "best case" scenarierne beskriver dermed resultatet af den samfundsøkonomiske analyse i bedste og værste fald, afhængig af ændringer i væsentlige parametre.

"Best case" og "worst case" scenarierne defineres som følgende:

TABEL 20 DEFINITION AF WORST CASE OG BEST CASE SCENARIER

Parameter	Worst Case	Best Case
Miljøpris		
NOx (By/Land)	Basisscenarium (52/52)	+500 %
PM (By/Land)	Basisscenarium (95/153)	+300 %
HC (By/Land)	Basisscenarium (6/6)	+300 %
Kalkulationsrente	3	7
Kørselsmønster (By:Land)	50:50	20:80
Emissionsfaktorer	-50 %	+50 %
Private omkostninger		
Værditab af bil	+100 %	-50 %
Fremskynding af bilkøb	+100 %	-50 %

I "worst case" scenariet indgår miljøpriserne fra basisscenariet, som afspejler skadesomkostningen af emissionen fra stationære kilder. Derudover anvendes en rente på 3 pct., som medførte et øget velfærdsøkonomisk overskud for samtlige scenarier på nær scenarie B, jf. afsnit 5.2. Kørselsmønsteret antages at fordele sig ligeligt mellem by- og landkørsel, og emissionsfaktorerne halveres i forhold til basisscenariet. Derudover anses en fordobling af de private omkostninger, værditab samt omkostning ved fremskynding af bilkøb, som værende den værst tænkelige konsekvens af en udvidelse af miljøzonens emissionskrav.

I "best case" scenariet antager samtlige parametre derimod de mest optimistiske værdier. Miljøprisen for NOx seksdobles, mens miljøprisen for partikler og HC antages at udgøre fire gange priserne i basisscenariet. På baggrund af de foreløbige resultater af skadesomkostningerne for emissionen fra mobile kilder er disse værdier ikke utænkelige. I "best case" scenariet kombineres de med en rente på 7 pct., en fordeling af kørslen udenfor miljøzonen med en overvægt af landkørsel i forhold til bykørsel, en halvtreds pct. stigning i emissionsfaktorerne, samt en halvering af de private økonomiske omkostninger.

Resultatet af analysen ses i tabel 21.

TABEL 21. RESULTAT AF "WORST CASE" OG "BEST CASE" SCENARIERNE. BELØB ANGIVET I MIO. KR.

	A		B		C		D		E		R	
	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring	Værdi	Ændring
Basisscenarie	-1026	0	-229	0	-3402	0	-1128	0	-3095	0	-50	0
Worst case	-2501	-1475	-684	-455	-7455	-4053	-2672	-1544	-6541	-3446	-261	-211
Best case	+1459	+2485	+1157	+1386	+1035	+4437	+1464	+2592	-205	+2890	+759	+809

Som tabellen viser, medfører en kombination af de værst tænkelige antagelser en markant reduktion i netto nutidsværdien for samtlige tiltag. Scenarie R vil fortsat være det scenarium, efterfulgt af scenarie B, der giver det laveste velfærdsøkonomiske underskud, og scenarie C vil fortsat være den dyreste måde at skærpe miljøzonens emissionskrav på.

Antager samtlige parametre derimod de mest optimistiske værdier, resulterer scenarie A, B, C, D samt R i et velfærdsøkonomisk overskud. Scenarie D vil da udgøre det økonomisk mest fordelagtige scenarium, efterfulgt af scenarie A.

Analysen af worst case og best case scenarierne viser, at scenarierne A, B, D og R udgør de fire økonomisk mest fordelagtige scenarier, uafhængig af usikkerheden omkring parametrene. Den indbyrdes rangordning varierer afhængig af udfaldet af de mest betydelige parametre. Ligeledes fremgår det, at scenarie C og E udgør de to mindst fordelagtige scenarier, underordnet antagelserne af de væsentligste parametre. Scenarie E resulterer på intet tidspunkt i et velfærdsøkonomisk overskud, hvilket skyldes de meget høje omkostninger og lave miljøgevinster.

5.5. Konklusion af følsomhedsanalysen

Følsomhedsanalysen illustrerede i hvilken retning og i hvilket omfang, resultaterne af den samfundsøkonomiske analyse påvirkes af ændringer i antagelserne. Usikkerhed omkring miljøprisen på NOx og værditabet af bilerne har den væsentligste betydning.

Prisen på NOx i basisscenariet afspejler skadesomkostningen for emissionen fra stationære kilder. Skadesomkostningen for emission fra transport vurderes som værende markant højere. Det er derfor højest sandsynligt, at analysens resultater undervurderer de virkelige gevinster ved samtlige scenarier. Udføres de samfundsøkonomiske beregninger med en miljøpris for NOx, der er fire gange højere end i basisscenariet, resulterer scenarie B og R i et velfærdsøkonomisk overskud på hhv. 120 og 160 mio. kr., mens underskuddet for de øvrige scenarier reduceres betragteligt. Viser bilerne værditab sig samtidig at være 20 pct. højere end antaget, medfører disse to scenarier fortsat et velfærdsøkonomisk overskud.

6. Betydning for tabte leveår

Emission af partikler og gasarter øger risikoen for sygdom og tidligere dødsfald. Estimer over hvor mange tabte leveår der undgås, ved en skærpelse af miljøzonen, er udregnet for de seks scenarier¹².

Effekten på tabte leveår er udregnet på baggrund af ændringer i emissionen af partikler og NOx. Idet de i analysen anvendte priser på miljøeffekter er betydeligt lavere end de foreløbige estimer for emissionen fra mobile kilder antyder, er det valgt at anvende miljøpriser på NOx og partikler, der er omkring fire hhv. to gange højere end antaget i basisudregningerne. Beregningerne er således foretaget på grundlag af miljøpriser, der endnu ikke er offentliggjort, men vil dog give et mere retvisende billede af den økonomiske værdi af undgåede tabte leveår.

Nedenstående tabel viser antallet af undgåede tabte leveår i perioden 2010-2030 under de seks scenarier:

TABEL 22. UNGDÅEDE TABTE LEVEÅR I PERIODEN 2010-2030

	A	B	C	D	E	R
Undgåede tabte leveår	1379	838	1916	1665	839	497

¹² Beregningsmetoden følger rapporten "Sundhedseffekter af luftforurening – beregningspriser", DMU, 2004: http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_Fagrapporter/rapporter/FR507.pdf

Som tabellen demonstrerer, vil der undgås flest tabte leveår i scenarierne med de største reduktioner af NOx og partikler. Under scenarie R vil der kunne undgås tab af næsten 500 leveår i perioden 2010-2030, mens der vil kunne undgås tab af over 1900 leveår i den samme periode under scenarie C.

Det skal dog fremhæves, at beregningerne er behæftet med betydelig usikkerhed og derfor bør bruges med forbehold. Særligt er der stor usikkerhed omkring værdien af miljøeffekten. Desuden er beregningerne udelukkende foretaget på baggrund af ændringer i emissionen af NOx og partikler og indeholder derfor ikke effekten af reduktionen af andre emissioner, hvilket bevirker, at de beregnede effekter er en undervurdering af de virkelige effekter.

På trods af usikkerheden omkring de undgåede tabte leveår, medvirker de dog til at danne et solidt sammenligningsgrundlag scenarierne imellem.

Det bør understreges, at ikke blot tabte leveår er et interessant og relevant mål for tiltagets effekt. Ud over undgåede tabte leveår vil udvidelsen af miljøzonens emissionskrav medføre færre sygedage og bedre livskvalitet.

7. Konklusion

Den samfundsøkonomiske analyse har klarlagt hvilke omkostninger og gevinster, som de seks scenarier, af varierende krav til skærpelsen af luftemissionen, vil medføre.

For samtlige scenarier gælder, at miljøeffekten er størst i de første år efter miljøzonens udvidelse, hvorefter effekten aftager kontinuerligt, men hurtigt.

Alle scenarier giver et samfundsøkonomisk underskud. Scenarie R giver det laveste underskud på 50 mio. kr., efterfulgt af scenarie B, der har et velfærdsøkonomisk underskud på ca. 230 mio. kr. De øvrige scenarier giver underskud på over 1 mia. kr., hvoraf scenarie C har de største omkostninger for samfundet på 3,4 mia. kr.

Følsomhedsanalysen viste dog, at resultaterne er behæftet med betydelig usikkerhed, særligt over for ændringer i miljøprisen på NOx og værditabet af bilerne. De foreløbige resultater for skadesomkostningerne af emissionen fra mobile kilder tyder på, at de fundne resultater undervurderer miljøgevinsten ved en skærpelse af miljøzonens luftemissionskrav.

Bilag 1

Scenarie A

	NOx, tons	Partikler, tons	VOC, tons	CO2, tons
2009	0	0	0	0
2010	450	67	143	65
2011	751	108	210	106
2012	623	86	146	85
2013	516	69	97	68
2014	429	55	62	55
2015	360	45	43	45
2016	307	38	38	38
2017	258	31	35	31
2018	214	25	32	25
2019	173	20	28	20
2020	132	15	21	15
2021	100	11	17	11
2022	73	8	14	8
2023	52	6	10	6
2024	35	4	7	4
2025	21	2	4	2
2026	12	1	2	1
2027	5	1	1	1
2028	3	0	1	0
2029	3	0	1	0
2030	2	0	0	0
I alt	4519	594	911	587

Scenarie B

	NOx, tons	Partikler, tons	VOC, tons	CO2, tons
2009	0	0	0	0
2010	390	53	543	21
2011	587	80	779	31
2012	438	60	558	22
2013	324	43	400	16
2014	238	31	287	12
2015	179	23	217	9
2016	142	17	183	8
2017	111	13	151	7
2018	84	10	123	6
2019	64	7	103	5
2020	43	4	78	3
2021	30	3	60	2
2022	22	2	49	2
2023	18	2	41	1
2024	15	2	36	1
2025	13	1	33	1
2026	12	1	31	1
2027	11	1	29	1
2028	10	1	28	1
2029	10	1	27	1
2030	10	1	26	1
I alt	2751	357	3782	151

Scenarie C

	NOx, tons	Partikler, tons	VOC, tons	CO2, tons
2009	0	0	0	0
2010	643	80	545	80
2011	1051	129	782	129
2012	863	104	561	104
2013	712	84	403	83
2014	591	68	292	68
2015	496	55	223	56
2016	425	46	192	47
2017	359	38	161	39
2018	298	31	134	32
2019	244	25	115	26
2020	189	19	92	20
2021	144	14	74	15
2022	109	11	60	11
2023	80	8	49	8
2024	58	6	41	6
2025	41	4	35	4
2026	28	3	32	3
2027	20	2	30	2
2028	17	1	28	2
2029	14	1	27	1
2030	13	1	26	1
I alt	6396	732	3900	737

Scenarie D

	NOx, tons	Partikler, tons	VOC, tons	CO2, tons
2009	0	0	0	0
2010	611	53	1193	39
2011	943	81	1838	60
2012	713	60	1382	45
2013	540	44	1054	34
2014	402	32	791	26
2015	300	23	594	20
2016	230	17	459	16
2017	172	13	348	12
2018	127	10	263	9
2019	93	7	201	7
2020	65	5	151	5
2021	47	3	116	4
2022	35	2	94	3
2023	29	2	78	2
2024	24	2	65	2
2025	21	1	57	2
2026	18	1	51	2
2027	16	1	45	1
2028	15	1	41	1
2029	14	1	38	1
2030	13	1	36	1
I alt	4426	359	8895	291

Scenarie E

	NOx, tons	Partikler, tons	VOC, tons	CO2, tons
2009	0	0	0	0
2010	349	13	959	29
2011	554	22	1481	46
2012	436	18	1118	36
2013	352	15	868	29
2014	282	13	664	23
2015	228	10	509	19
2016	187	9	398	15
2017	151	7	304	13
2018	121	6	233	10
2019	98	5	181	8
2020	77	4	141	7
2021	60	3	109	5
2022	48	3	90	4
2023	39	2	75	3
2024	31	2	63	3
2025	26	2	56	2
2026	22	1	50	2
2027	19	1	45	2
2028	17	1	41	1
2029	16	1	38	1
2030	14	1	35	1
I alt	3127	139	7457	259

Scenarie R

	NOx, tons	Partikler, tons	VOC, tons	CO2, tons
2009	0	0	0	0
2010	238	42	132	9
2011	367	63	188	12
2012	276	46	125	8
2013	203	33	77	5
2014	147	23	43	3
2015	106	16	24	2
2016	81	12	19	2
2017	61	9	16	2
2018	44	6	14	2
2019	30	4	10	2
2020	15	2	3	1
2021	8	1	1	0
2022	4	1	0	0
2023	3	0	0	0
2024	2	0	1	0
2025	1	0	0	0
2026	1	0	0	0
2027	0	0	0	0
2028	0	0	0	0
2029	0	0	0	0
2030	0	0	0	0
I alt	1587	258	653	49