



Verdien av tid, sikkerhet og miljø i transportsektoren: Luftforurensning

Rapporter i dette prosjektet:

- TØI/Sweco1053: Sammendragsrapport
- TØI/1053A: Databeskrivelse
- TØI/1053B: Tid
- TØI/1053C: Trafikkesikkerhet
- Sweco/1053D: Luftforurensning
- Sweco/1053E: Støy
- TØI/1053F: Positive helseeffekter
- TØI/1053G: Utrygghet

Tittel: Den norske verdsettingsstudien: Verdsetting av tid, sikkerhet og miljø i transportsektoren: Luftforurensning

Forfattere: Kristin Magnussen
Ståle Navrud
Orlando San Martin

Dato: 09.2010

TØI rapport: 1053d/2010

Sider 84

ISBN Elektronisk: 978-82-480-1240-5

ISSN 0808-1190

Finansieringskilde: Statens vegvesen Vegdirektoratet

Prosjekt: 3319 - Den nye verdsettingsundersøkelsen

Prosjektleder: Kjell Werner Johansen

Kvalitetsansvarlig:

Emneord:

Sammendrag:

Dette er en delrapport i verdsettingsstudien skrevet av Sweco.

Som en del av verdsettingsstudien for tid, sikkerhet og miljø i transportsektoren har vi beregnet nye verdier for utslipp til luft fra transport. I denne rapporten presenterer vi disse enhetsverdien og redegjør for hvordan de er fremkommet. Det er beregnet enhetsverdier for partikler (PM10) og nitrogenoksider (NOx), og det anbefales bruk av de samme verdier for CO2-utslipp som dem som er brukt i Klimakur".

Title: Values of time:

Author(s): Kristin Magnussen
Ståle Navrud
Orlando San Martin

Date: 09.2010

TØI report: 1053d/2010

Pages 84

ISBN Electronic: 978-82-480-1240-5

ISSN 0808-1190

Financed by: The Norwegian Public Roads Administration

Project: 3319 - Den nye verdsettingsundersøkelsen

Project manager: Kjell Werner Johansen

Quality manager:

Key words:

Summary:

Language of report: Norwegian

Rapporten utgis kun i elektronisk utgave.

This report is available only in electronic version.

Transportøkonomisk Institutt
Gaustadalleen 21, 0349 Oslo
Telefon 22 57 38 00 - www.toi.no

Institute of Transport Economics
Gaustadalleen 21, 0349 Oslo, Norway
Telefon 22 57 38 00 - www.toi.no

RAPPORT

Verdien av tid, sikkerhet og miljø i transportsektoren: Luftforurensning

Rapport nr.: 1053D		Oppdrag nr.: 141711		Dato: 2.september 2010	
Kunde: Samferdselsetater					
<p>Verdien av tid, sikkerhet og miljø i transportsektoren: Luftforurensning</p>					
Sammendrag: Se kapittel 1.					
Rev.	Dato	Revisjonen gjelder			Sign.
Utarbeidet av: Kristin Magnussen, Ståle Navrud og Orlando SanMartin				Sign.:	
Kontrollert av: Ståle Navrud				Sign.:	
Oppdragsansvarlig / avd.: Jannike Gry Bettum Jensen				Oppdragsleder / avd.: Kristin Magnussen	

Innhold

1	Sammendrag	6
1.1	Innledning og bakgrunn.....	6
1.2	Anbefalte verdier for luftforurensning.....	7
1.3	Bakgrunn for og vurdering av anbefalte verdier	8
2	Innledning og bakgrunn	10
2.1	Innledning	10
2.2	Dagens enhetspriser	10
3	Tilnærming og tidligere arbeid med betydning for reviderte enhetspriser	14
3.1	Metodisk tilnærming	14
3.2	LEVE-prosjektet og prosjektet "Marginale miljøkostnader ved luftforurensning"15	
3.2.1	Tilnærming og forutsetninger	15
3.2.2	Resultater – oppdatert per 2005	16
3.3	Andre relevante rapporter og resultater knyttet til enhetspriser for utslipp fra transport.....	18
3.4	Utslipp fra bensin- og dieselmotorer – Miljø og helsekonsekvenser (SFT 2438/2008).....	20
3.5	Tidligere studier og anbefalinger om verdien av statistisk liv og leveår.....	21
3.5.1	Tidligere studier og anbefalinger om verdien av et statistisk liv (VSL).....	21
3.5.2	Tidligere estimater og anbefalinger for VOLY	24
3.6	Oppsummering – føringer for vårt videre arbeid	25
4	Verdsetting av miljøgoder.....	26
4.1	Metoder for verdsetting av miljøgoder	26
4.2	Betinget verdsettingsmetoden	26
4.3	Trinnene i en betinget verdsettingsstudie	28
4.4	Om denne undersøkelsen	31
5	Gjennomføring av undersøkelsen.....	32
5.1	Utvalg.....	32
5.1.1	Fokusgrupper og pilottesting.....	33
5.1.2	Spørreskjemaenes oppbygging	34
5.2	Sampling og utvalgsstørrelse	40
6	Resultater fra de ulike utvalgene	41
6.1	Effektiv utvalgsstørrelse og utvalgenes representativitet	41
6.2	Holdnings- og prioriteringss spørsmål	41
6.2.1	Resultater for utvalg som ble spurt om verdien av statistisk liv (VSL)	41
6.2.2	Resultater for utvalg som ble spurt om verdien for ett leveår (VOLY).....	42
6.3	Nullsvar	43
7	Verdsetting av statistisk liv og leveår.....	47
7.1	Hovedresultater – VOH-utvalg.....	47
7.1.1	Verdien av statistisk liv (VSL)	47
7.1.2	Verdien av et leveår.....	48
7.2	Testing for scope og rekkefølgeeffekter.....	49

7.2.1	Scope-tester	49
7.2.2	Rekkefølgeeffekter.....	50
	Hovedr	50
7.3	Resultater fra utvalg som verdsette risikoreduksjon både knyttet til trafikkulykker og luftforurensning (VOH-VOS).....	50
7.3.1	Introduksjon.....	50
7.3.2	Beregnet betalingsvillighet i VOH-VOS-utvalget	51
7.3.3	Verdsetting i kontekst	51
7.3.4	Testing av scope- og rekkefølgeeffekter	53
7.3.5	Regresjonsanalyse	54
8	Diskusjon og konklusjon	55
8.1	Sammendrag VSL-estimer	55
8.2	Sammendrag VOLY-estimer	56
8.3	Forslag til enhetspriser for luftforurensning.....	57
8.3.1	Faktorer som må vurderes med tanke på nye enhetspriser	57
8.3.2	Vurdering av faktorene	57
8.4	Forslag til enhetspriser	61
8.5	Vurdering av anbefalte verdier	62
9	Referanser	64
	Vedlegg 1. Bakgrunnsdata for utvalg som ble spurt om verdien av statistisk liv (VSL).....	67
	Vedlegg 2. Bakgrunnsdata for utvalg som oppga verdien for ett leveår (VOLY).....	70
	Vedlegg 3. Testing for scope og rekkefølgeeffekter	74
	Vedlegg 4. Resultater fra VoH-VoS-utvalget	80

1 Sammen drag

1.1 Innledning og bakgrunn

For tap av liv, helse og trivsel som følge av luftforurensning, har vi tatt utgangspunkt i en skadefunksjonstilnærming. Det innebærer at man gjennomgår følgende trinn:

1. *Beregning/måling av utslipp* fra ulike kilder, som transport, fortrinnsvis fordelt på ulike transportmidler og kjøretøykategorier.
2. *Luftforurensningsspredningsmodeller* brukes for å beregne endret eksponering for luftforurensning på ulike geografiske lokaliseringer, målt, f.eks. som konsentrasjon av partikler (PM_{2.5} og PM₁₀) og presentert på luftforurensningskart og luftforurensningsdatabaser.
3. *Eksponering-responsfunksjoner (ERF-er)* mellom luftforurensningsnivåer (målt som luftforurensningskomponenter, som PM_{2.5} og PM₁₀) og helseendepunkter i form av økt hyppighet av sykdom, beskrevet for eksempel som antall tilfeller av en dag med milde symptomer på luftveislidelser, antall tilfeller av sykehusinnleggelse pga. luftveisproblemer, og økt dødelighet i form av antall tilfeller prematur død eller tapte leveår.
4. *Beregning av totalt antall tilfeller for hvert helseendepunkt* (både sykdom og dødelighet) ved hjelp av ERF-er og informasjon om størrelsen på den eksponerte befolkningen.
5. *Økonomisk verdsetting av hvert helseendepunkt* foretas ved hjelp av nye verdsettingsstudier eller overføring av verdier fra tidligere verdsettingsstudier ("benefit transfer"). Økonomisk verdi per "enhet" av hvert helseendepunkt, for eksempel "kroner per dag med symptom på luftveislidelser" eller "verdien av et statistisk liv (VSL) i kroner" summeres så for det beregnede antall tilfeller av hvert helseendepunkt for å få total samfunnsøkonomisk verdi av effekter på morbiditet og mortalitet.

SFT (nå Klima- og forurensningsdirektoratet, Klif)s LEVE-prosjekt (SFT 2000, 2005) tar utgangspunkt i denne skadefunksjonstilnærmingen ved beregning av skadekostnader knyttet til luftforurensning i Norge, og dette er brukt som utgangspunkt for beregning av enhetspriser her.

LEVE-prosjektet, som anbefales brukt som utgangspunkt for alle etatenes oppdaterte enhetspriser, viste at resultatene var spesielt følsomme for blant annet verdien som ble satt på tapte leveår og tapte liv. Siden det ikke tidligere var gjennomført en nasjonal verdsettingsstudie av tap av liv og leveår knyttet til luftforurensning var dette hovedprioritet i delprosjektet om oppdaterte enhetspriser for luftforurensning.

Når det gjelder verdsetting av liv, helse og trivsel pga. luftforurensning fra transport, er utvalgsmetoder og utvalg som for de øvrige utvalg i undersøkelsen, dvs. Synovates internettpanel er benyttet; se dokumentasjonsrapporten Samstad m.fl. (2010;TØI/1053A) for en generell beskrivelse av utvalg og utvalgsmetodikk.

Respondentene i undersøkelsen er hentet fra et internettpanel og gir et tilnærmet representativt utvalg av befolkningen nasjonalt.

For å få ny verdier på verdien av et statistisk liv (VSL = Value of a Statistical Life) og verdien av et tapt leveår (VOLY = Value of a Life Year Lost) har vi benyttet stated preference (SP)-

metoder – i hovedsak betinget verdsetting, men vi støtter oss også på estimater fremkommet ved valgekspesimenter.

Skadekostnader for klimagassutslipp er ikke behandlet i våre undersøkelser. Det foreslås at man benytter samme kostnader ved utslipp av CO₂ som i ”Klimakur 2020”.

1.2 Anbefalte verdier for luftforurensning

Basert på nye verdier for VSL og VOLY og andre data samlet inn og bearbeidet i dette prosjektet kombinert med skadefunksjonsmodellen i LEVE-prosjektet, har vi kommet fram til følgende anbefalte enhetsverdier for skadekostnader av luftforurensning fra transport.

Anbefalte enhetsverdier for skadekostnader av luftforurensning

Skadekostnad, kr per kg utslipp								
Partikler (PM ₁₀)				Nitrogenoksider (NO _x)				
	Storby			Andre større byer	Tettsteder med mer enn 15 000 innbyggere	Storby (Oslo, Bergen, Trondheim)	Andre større byer	Andre områder
Alle transportmidler	3600			1640	440	200	100	50
	Oslo	Trondheim	Bergen					
	3900	3900	2900					

Effekter av utslipp av SO₂ og nmVOC fra transport er neglisjerbare og er utelatt så vel i LEVE-modellen som i våre beregninger.

De anbefalte enhetsverdier for skadekostnader PM₁₀ og NO_x er basert på de opprinnelige antatte variasjonsområdet for VOLY og VSL fra LEVE-prosjektet, da vår verdsettingsstudie (som er den første nasjonale verdsettingsstudien av VOLY og VSL i Norge), bekrefter dette variasjonsområdet.

VSL-estimatene i vår undersøkelse viser en variasjon fra ca. 10 – 40 millioner, men de ”sikreste estimatene” ligger i intervallet 10-20 millioner, noe som bekrefter VSL-verdien som anbefales brukt i samfunnsøkonomiske analyser i Norge (Finansdepartementet 2005), som var basert på verdioverføring fra utenlandske studier. Siden det fortsatt er få verdsettingsstudier av VOLY, og både EUs og USAs Miljøverndirektorater (hhv. European Commission DG Environment og US Environmental Protection Agency) har anbefalte enhetsverdier for VSL av etiske hensyn, vil vi anbefale at en tillegger VSL-anslaget størst vekt i påvente av mer forskning på området.

For klimagasser oppgir etatsgruppen for Klimakur 2020 (Etatsgruppen for Klimakur 2020, 2009; Klifs TA-2545/2009) følgende kvotepriser som midlere anslag. Disse foreslås benyttet også i transportsektoren.

Anbefalte enhetspriser for klimagassutslipp. Kilde: Etatsgruppen for Klimakur 2020 (2009).

CO ₂ -ekvivalenter, euro/ kr per tonn		
2015	2020	2030
26 euro per tonn (17-38)	40 euro per tonn (20-60)	100 euro per tonn
210 kr per tonn (140-310)	320 kr per tonn (160-360)	800 kr per tonn

1.3 Bakgrunn for og vurdering av anbefalte verdier

Det er grunn til å understreke at det er betydelig grad av usikkerhet knyttet til de anbefalte verdier for skadekostnader ved utslipp til luft. Slik sett ville et kostnadsintervall gitt et riktigere bilde av sikkerheten i anslagene enn det dagens punktestimater gjør.

LEVE-prosjektet, som danner utgangspunkt for de oppdaterte enhetsverdiene for partikler og nitrogenoksider, viste at det er betydelig usikkerhet i tallmaterialet, noe som gir seg utslag i store usikkerhetsintervaller – det er langt mellom estimatene for nedre og øvre grense for skadekostnader. Dette blir ”borte” i dagens bruk av enhetspriser, der man opererer med én pris, noe som skulle tyde på en sikkerhet i anslaget som grunnlagsberegningene strengt tatt ikke gir grunnlag for.

En av de faktorene som utgjør en betydelig usikkerhet i kostnadsberegningene er verdien av statistisk liv (VSL) og verdien av tapte leveår (VOLY).

Det var derfor stort behov for nye anslag for verdien av VSL og VOLY, som ble innhentet i vår undersøkelse. Det er imidlertid også en rekke andre usikkerhetsfaktorer. Noen av disse kan vurderes, for eksempel bruk av ulike geografisk inndeling hos ulike transportetater. Andre forhold i skadefunksjonstilnærmingen har også behov for oppdatering, for eksempel eksponeringsmodeller, befolkningstetthet, ERFer osv., men det faller utenfor rammen til dette prosjektet.

Verdsetting av liv og leveår er en utfordring, noe all internasjonal erfaring viser (se for eksempel Bråthen et al. 2009). Den nye verdsettingsstudien gjennomført i dette prosjektet baseres på erfaringene som er gjort ved senere tids verdsettingsstudier av både VSL og VOLY, inkludert de studiene av VOLY som er gjennomført i ni europeiske land som del av EU-prosjektet NEEDS. Det ble i verdsettingsstudiene lagt spesiell vekt på å lage en god og lett forståelig presentasjon av små endringer i små dødsrisikotall. Her søkte vi å videreutvikle rutearkmetodikken brukt i Krupnick et al. (2002), som er blitt en ”standard” innen stated preference-studier av VSL knyttet til luftforurensning. Denne metodikken ble forøvrig også brukt i EU-prosjektet NewExt i tre europeiske land (Italia, England og Frankrike). De metodiske problemstillingene mht. risikofremstilling er tilsvarende som ved verdsetting av VSL knyttet til trafikkulykker.

Verdsettingen av et statistisk liv knyttet til luftforurensning er gjennomført både ved betinget verdsetting og ved valgekspesimenter. Valgekspesimenter og betinget verdsetting er benyttet i utvalgene der luftforurensning og trafikkulykker er vurdert av samme respondent, mens bare betinget verdsetting er benyttet i utvalgene der kun VSL og VOLY for luftforurensning er vurdert.

Arbeidet har konsentrert seg om effekter på liv og helse av luftforurensning som er dokumentert gjennom eksponeringsresponsfunksjoner (ERFer). Dette inkluderer bl.a. hjertekarsykdommer og kreft. Trivselsulemper pga. svevestøv kunne man undersøkt vha. plagethetsskalaer lik den som anvendes for støy, men man risikerer da stor grad av dobbelttelling. Dette skyldes at det ville vært vanskelig for respondentene å skille

trivselseffekter fra den effekten de tror dette har på helsa når de oppga sin betalingsvillighet for å gå fra nåværende plagethetsnivå til en situasjon hvor de ikke er plaget.

Beregning av de reviderte enhetsprisene tar utgangspunkt i beregningene som ble gjort i LEVE-prosjektet; i tråd med tidligere anbefalinger. Enhetsprisene bør i størst mulig grad være like i form av kroner per kg utslipp av samme stoff dersom det ikke er spesielle grunner som tilsier at skadekostnadene er ulike ved utslipp av samme stoff fra ulike transportmidler.

Våre anbefalte enhetspriser er basert på en nøye vurdering av en rekke forhold som er diskutert nærmere i dokumentasjonsrapporten. Blant de forholdene som er drøftet der er: i) hvilke forurensningskomponenter og skadetyper som kan inkluderes, ii) inndeling mht. lokale og regionale utslipp, iii) geografisk inndeling for skadekostnader (nå skiller det mellom utslipp i hhv. store byer, andre byer, tettsteder, og spredtbygde strøk), iv) bør skadekostnaden per enhet utslipp for et stoff være like for ulike transportmidler, v) hvordan vil de nye norske estimatene for verdsetting av liv og leveår påvirke de opprinnelige enhetsprisene fra LEVE-prosjektet, og vi) hvordan bør/kan enhetsprisene oppdateres etter hvert som vi får ny kunnskap om de ulike trinn av skadefunksjonsmodellen, korrigering for prisstigning osv.). Dokumentasjonsrapporten gir således en grundig drøfting av usikkerheten i enhetsprisene, og viser hvordan disse kan oppdateres over tid og basert på ny kunnskap.

Når det gjelder kostnader ved utslipp av klimagasser er dette ikke verdsatt i våre undersøkelser fordi dette ikke kan gjøres som en del av de verdsettingsundersøkelsene som er gjennomført. Vi foreslår at man benytter CO₂-priser basert på antagelser om fremtidige kvotepriser som ble lagt fram av etatsgruppen for Klimakur 2020, jf. tabell 5.2. Valutakursene varierer og vil fortsette å variere over tid. For omregning til norske priser, har vi her lagt til grunn at 1 euro = 8 NOK som et forventet gjennomsnitt.

2 Innledning og bakgrunn

2.1 Innledning

De fleste former for transport fører med seg noen grad av forurensning. En del av de negative virkningene av transport i form av lokal, regional og global forurensning inngår per i dag som prissatte effekter i transportetatenes metoder for nyttekostnadsanalyser. I noen grad suppleres disse prissatte effektene med verbal beskrivelse og fysisk kvantifisering. Hensikten med denne rapporten er å oppdatere de enhetsprisene som til nå har vært benyttet i etatenes metodehåndbøker ut fra ny kunnskap, og i den forbindelse også i større grad samordne de ulike enhetspriser som benyttes av ulike etater for lokal og regional luftforurensning.

Alle etater ønsker en oppdatering av de enhetsprisene som inntil nå har vært benyttet for lokal og regional luftforurensning. Det gjelder luftforurensningskomponentene partikler (PM_{10}), NO_x , SO_x og nmVOC, men det opereres med noe ulike inndelinger (tettbygd vs. spredtbygd strøk etc.), og det opereres til dels med ulike priser per kg utslipp i de ulike etatenes håndbøker. I den grad det skal være forskjeller mellom de ulike etatenes enhetspriser for samme utslipp, bør dette begrunnes i eventuelle ulikheter i utslippsmønster eller lignende som betyr faktiske ulikheter i skade- eller tiltakskostnader, ellers bør enhetsprisene være like.

Det er mange faktorer og mange usikkerhetsmomenter som inngår i beregninger av skadekostnader knyttet til transport, noe vi vil komme nærmere tilbake til i kapitlene som følger. En av disse faktorene er verdsetting av tapte liv og/eller tapte leveår som følge av luftforurensning. I prosjektet som er gjennomført med tanke på oppdatering av enhetspriser for utslipp til luft, er det særlig disse verdsettingsestimatene vi har forsøkt å få sikrere anslag for – fordi disse estimatene tidligere har vist seg å ha stor innvirkning på de resulterende skadekostnadene og fordi vi har manglet norske verdsettingsstudier for både statistisk liv og leveår knyttet til luftforurensning. Rapportering av disse resultatene vil derfor være sentralt i denne rapporten. Det er imidlertid flere faktorer som inngår i beregningene, og som også vil bli omtalt og diskutert i de følgende kapitlene.

Vi vil først gi en kort oversikt over dagens enhetspriser slik de fremgår av transportetatenes metodehåndbøker.

2.2 Dagens enhetspriser

Jernbaneverket opererer med enhetspriser for NO_x , SO_2 , PM_{10} og nmVOC for henholdsvis storby, øvrige tettbygde strøk og spredtbygde strøk. Disse enhetsprisene benyttes for å beregne sparte utslippskostnader ved overgang fra andre transportformer til jernbane. De beregner også utslippskostnader i form av kroner per kilometer for ulike transportmidler i henholdsvis storby, øvrige tettbygde strøk og spredtbygde strøk.

Verdiene som er oppgitt i de neste tabellene, er hentet fra Jernbaneverkets metodehåndbok der ikke annet er angitt. Satsene er fremkommet ved bruk av Klifs skade- og tiltakskostnader, og deretter er det beregnet satser for kroner per kilogram utslipp og kroner per kjøretøykilometer for henholdsvis storby, øvrige tettbygde strøk og spredtbygde strøk.

I nevnte veileder legges Klifs estimater for skadekostnader til grunn for utslipp der det bare er beregnet skadekostnader (PM_{10}). For utslipp der det bare er beregnet tiltakskostnader

(nmVOC), benyttes disse. For utslipp der det både er beregnet skade- og tiltakskostnader (NO_x, SO₂), beregnes kostnaden som gjennomsnittet av skade- og tiltakskostnaden.

Tabell 1. Jernbanelinje enhetspriser for lokal luftforurensning (kroner pr. kg utslipp) 2008-priser. Satsene indeksreguleres i henhold til lønnsindeksen (JV 2005).

	Storby	Øvrige tettbygde strøk	Spredtbygde strøk
NO_x	31	26	26
SO₂	47	29	16
PM₁₀	2 932	986	0
nmVOC	0	0	0

Satsene per kg utslipp multipliseres med beregnede utslippsfaktorer for å gi utslipp per kjøretøykilometer. Utslippsfaktorene er hentet fra vedlegg til SFT-rapport 2100/2005¹. Med basis i verdiene i tabell 1 og utslippsfaktorene fra Klif blir satsene per kjøretøykilometer for ulike transportmidler som vist i tabell 2.

Tabell 2. Lokal luftforurensning (kroner pr. kjøretøykilometer) 2008-priser. Satsene indeksreguleres i henhold til lønnsindeksen.

	Storby	Øvrige tettbygde strøk	Spredtbygde strøk
Personbil	0,03	0,01	0,00
Buss	0,21	0,14	0,11
Fly	0,81	0,81	0,81
Lastebil	0,13	0,07	0,05
Persontog (diesel)	2,34	1,49	1,18
Godstog (diesel)	2,92	1,86	1,47

Statens vegvesens enhetspriser for lokal og regional luftforurensning finnes i kapittel 5 i Håndbok 140 (<http://www.vegvesen.no/binary?id=14144>).

Lokal luftforurensning fra veitrafikk, særlig svevestøv (PM₁₀) og NO₂, kan være et problem i byer og tettsteder med stor trafikk eller luftstagnasjon. Luftforurensning, kan blant annet gi luftveislidelser, økt risiko for kreft, hjerte- og karsykdommer, generell økt sykkelighet og økt dødelighet. I tillegg kommer lukt, støv og skitt, plage og nedsatt trivsel.

Statens vegvesen har utviklet to beregningsopplegg for luftforurensningskostnader. Det skilles mellom:

- konkrete investeringstiltak med begrenset influensområde; og
- tiltak som gir generell endring i forurensningssituasjonen i et større område (for eksempel piggedekavgift eller kollektivsatsing i by).

Det er for luftforurensningskostnader tilknyttet tiltak som gir generell endring i forurensningssituasjonen man opererer med enhetspriser, som vi skal vurdere og oppdatere i dette prosjektet.

Luftforurensningskostnader tilknyttet tiltak som gir generell endring i forurensningssituasjonen

¹ Vi kaller det SFT-rapport når rapporten er utgitt før 1.01. 2010 da SFT byttet navn til Klif fordi dette er betegnelsene på de enkelte rapportene. Klif oppgir bare utslippsfaktorer for vei. For andre transportmidler er det lagt til grunn samme relative utslippsfaktorer i forhold til vei som i Econ 2003. Det er lagt til grunn beregnede utslippsfaktorer for 2020.

Vegvesenet (2006) skriver om dette at noen typer tiltak gir små virkninger over et stort område, men summen kan likevel være vesentlig i forhold til tiltak på en strekning. For generelle tiltak som veiprisning og kollektivsatsing, er enhetskostnadene basert på **skadefunksjonsmetoden** (SFT, TA 2100/2005). Helse- og miljøvirkninger inngår i disse enhetskostnadene.

De presiserer at de foreslåtte prisene per kg endret utslipp ikke vil fungere ved vurdering av alternativ utforming av tiltak, da de kun vil gi uttrykk for utslipp, og ikke for belastning i området. Kostnadene kan med andre ord ikke benyttes til å velge mellom for eksempel tunnel eller vei i dagen, men vil vise forskjeller i strategier ved for eksempel satsing på privatbiler eller kollektivtrafikk.

Tabell 3. Luftforurensningskostnader oppgitt som 2005-kr /kg utslipp (Vegvesenet 2006).

Partikler, PM ₁₀						NO _x	
Spredt bebyggelse	Tettsted > 15000 innb	Drammen/Stavanger	Oslo	Bergen	Trondheim	Spredt bebyggelse	Tettsted
0	410	1560	3680	2750	3730	26	43

Håndboken beskriver at det er ulike priser per kg utslipp i ulike byområder fordi byene har ulik befolkningstetthet og ulike værforhold. I spredt bebygde strøk forutsettes det at PM₁₀-kostnaden er lik null fordi luftforurensningsnivået og befolkningstettheten er lav. Enhetsprisene for regionalt og lokalt NO_x-utslipp er basert både på skadefunksjonsmetoden og tiltakskostnadene for å oppnå målene i Gøteborg-protokollen.

Håndboken skriver videre at utslipp av nitrogenoksider (NO_x) fører til skader på natur og dyreliv. En stor del av den regionale luftforurensningen i Norge kommer fra andre land. Av de norske NO_x-utslippene står veitrafikken for omtrent 25 %. Det heter at som informasjon til beslutningstakerne bør man presentere både kostnader og utslippstall for NO_x. Veitrafikken bidrar lite til svovelutslippene, og disse beregnes derfor ikke. Norge har ratifisert en avtale om reduksjon av regionale utslipp ("Gøteborg-protokollen"), der vi er forpliktet til å redusere NO_x-utslippene med 29 % i 2010 i forhold til 1990, og SO₂-utslippene med 58 % i 2010 i forhold til 1990.

Beregning av regionale utslippskostnader

Enhetsprisene for regionale utslipp er knyttet opp mot kg utslipp. Utslippene ved de ulike alternativene kan beregnes både i VSTØY/VLUFT og EFFEKT. De regionale konsekvensene av NO_x behandles sammen med de lokale konsekvensene ved beregning av luftforurensningskostnader for generelle tiltak. Tiltakskostnaden for å oppnå Gøteborg-protokollen brukes som et bilde på de regionale konsekvensene når NO_x-kostnader ved konkrete investeringstiltak beregnes.

SO₂-utslipp beregnes ikke da disse anses å være små fra veitrafikk.

Tabell 4. Luftforurensningskostnader. Regionale utslipp av NO_x (2005 kr) (Vegvesenet 2006; viser til SFT 2005). For generelle tiltak er denne kostnaden inkludert i kostnadene for lokal luftforurensning.

Parameter	NO _x
Kroner per kg	26

Kystverket

Kystverket benytter og ønsker oppdaterte enhetspriser for henholdsvis regional luftforurensning (NO_x) og lokal luftforurensning (partikler og NO_x). Kystverket inkluderer i tillegg SO₂. Også kystverket skiller mellom enhetspriser for utslipp i henholdsvis tettbygde og spredtbygde strøk.

Avinor

Avinor opererer med enhetspriser for lokal forurensning (NO_x og eventuelt partikler), og det er disse som ønskes oppdatert.

3 Tilnærming og tidligere arbeid med betydning for reviderte enhetspriser

3.1 Metodisk tilnærming

Det er to hovedtilnærminger blant teknikker for verdsetting av fellesgoder, inkludert velferdstap forårsaket av luftforurensning fra transport: Metoder som benytter "avslørte preferanser" ("Revealed Preferences"; RP-teknikker) og metoder som benytter oppgitte preferanser ("Stated Preferences"; SP-teknikker). De best kjente metodene innen oppgitte preferansemetodene er betinget verdsetting (Contingent Valuation Method) og valgekspesimetner (Choice Experiments).

For tap av liv, helse og trivsel som følge av luftforurensning, vil vi ta utgangspunkt i en skadefunksjonstilnærming. Det innebærer at man gjennomgår følgende trinn:

1. *Beregning/måling av utslipp* fra ulike kilder, som transport, fortrinnsvis fordelt på ulike transportmidler og kjøretøykategorier.
2. *Luftforurensningsspredningsmodeller* brukes for å beregne endret eksponering for luftforurensning på ulike geografiske lokaliseringer, målt, f.eks. som konsentrasjon av partikler ($PM_{2.5}$ og PM_{10}) og presentert på luftforurensningskart og luftforurensningsdatabaser.
3. *Eksponering-responsfunksjoner (ERF-er)*, mellom luftforurensningsnivåer (målt som luftforurensningskomponenter som $PM_{2.5}$ og PM_{10}) og helseendepunkter i form av økt hyppighet av sykdom; beskrevet for eksempel som antall tilfeller av en dag med milde symptomer på luftveislidelser, antall tilfeller av sykehusinnleggelser pga. luftveisproblemer, eller økt dødelighet i form av antall tilfeller prematur død eller tapte leveår.
4. *Beregning av totalt antall tilfeller for hvert helseendepunkt* (både sykdom og dødelighet) ved hjelp av ERF-er og informasjon om størrelsen på den eksponerte befolkningen.
5. *Økonomisk verdsetting av hvert helseendepunkt foretas* ved hjelp av nye verdsettingsstudier eller overføring av verdier fra tidligere verdsettingsstudier ("benefit transfer"). Økonomisk verdi per "enhet" av hvert helseendepunkt, for eksempel "kroner per dag med symptom på luftveislidelser" eller "verdien av et statistisk liv (VSL) i kroner" summeres så over det beregnede antall tilfeller av hvert helseendepunkt for å få total samfunnsøkonomisk verdi.

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif; tidligere SFT)s LEVE-prosjekt (Luftforurensning – Effekter og Verdier; SFT 2000; 2005) tar utgangspunkt i denne skadefunksjonstilnærmingen ved beregning av skadekostnader knyttet til luftforurensning i Norge, og dette er brukt som utgangspunkt for beregning av enhetspriser her.

I regi av LEVE-prosjektet (Navrud 1997, 2001) og som del av et EU-prosjekt (Ready et al 2004) er det blitt gjennomført verdsettingsstudier av helseeffekter og øvrige skadeeffekter av luftforurensninger i Norge. Dette gjelder i første rekke luftveislidelsesepisoder som det finnes etablerte eksponeringsresponsfunksjoner for (jf. skadefunksjonsmetoden beskrevet over).

LEVE-prosjektet som anbefales brukt som utgangspunkt for alle etatenes oppdaterte enhetspriser viste at resultatene var spesielt følsomme for blant annet verdien som ble satt på tapte leveår og tapte liv. Siden det ikke tidligere var gjennomført en nasjonal verdsettingsstudie av tap av liv og leveår knyttet til luftforurensning var dette hovedprioritet i delprosjektet om oppdaterte enhetspriser for luftforurensning.

Siden hovedtilnærmingen i stor grad bygger på tilnærmingen i LEVE-prosjektet (SFT 2000 og 2005), vil vi gjengi hovedtilnærming og oppdaterte resultater (i 2005) fra denne studien, før vi går gjennom den nye verdsettingsstudien for liv og leveår.

3.2 LEVE-prosjektet og prosjektet "Marginale miljøkostnader ved luftforurensning"

3.2.1 Tilnærming og forutsetninger

LEVE-rapporten (SFT 1718/2000) forsøker å beregne helseskader og fremskyndet dødelighet knyttet til luftforurensning i Norge og gir anslag for de totale samfunnsøkonomiske kostnadene av helseeffektene. Rapporten tar for seg to helsefarlige komponenter når det gjelder lokal luftforurensning i Norge; partikler og NO₂. Den omfatter ikke alle helseeffekter, blant annet ikke kreft. Det er skilt mellom to kildekategorier: Veitrafikk og andre kilder. Grunnen til at veitrafikk skiller ut er at den utgjør en så stor andel av de totale utslippene. I rapporten beregnes marginale kostnader ved ulike typer utslipp.

I rapporten "Marginale miljøkostnader ved luftforurensning – Skadepkostnader og tiltakskostnader" (SFT 2100/2005) oppsummeres og oppdateres resultatene fra LEVE-prosjektet og Klifs tiltaksanalyser for henholdsvis klimagasser, NO_x, SO₂, nmVOC og NH₃.

LEVE-prosjektet benytter skadefunksjonsmetoden for å beregne de samfunnsøkonomiske kostnadene. Utgangspunktet er dose-responsammenhenger som beskriver sammenhengen mellom luftforurensning og helseeffekter. Dvs. de beskriver hvordan en enhets økning i konsentrasjon av et stoff slår ut i økt risiko for en konkret helseeffekt. Det skilles mellom korttidseksponering og langtidseksponering.

Det beste datagrunnlaget for konsentrasjoner av luftforurensninger finnes for de store byene: Oslo, Bergen, Trondheim og Drammen. I tillegg er det gjort antagelser om konsentrasjonsnivåer i andre byer og tettsteder og i mindre tettbygde strøk (basert på modellresultater for de fire byene og målinger i sju andre byer). Det er i tillegg angitt et bakgrunnsnivå for hver av komponentene, noe som i stor grad reflekterer langtransportert forurensning fra andre land i Europa. I studien er det bl.a. beregnet marginalkostnader for norske utslipp.

Det understrekes at beregningene i rapporten er beheftet med flere typer usikkerhet, og at man må ta hensyn til dette i tolkning (og dermed bruk) av resultatene. Et spørsmål som får betydning for resultatet, er sammenhengen mellom forurensningsnivået i norske byer og omfanget av helseeffekter. Spørsmålet om såkalte terskeffekter er sentralt. Det vil si hvorvidt eksponeringsresponsfunksjonene er gyldige ved lave konsentrasjoner eller om forurensningen må over et visst nivå (og hva dette nivået eventuelt er) før man får noen "respons" i form av helseeffekter. Rapporten presenterer tre ulike alternative forutsetninger om terskelverdier, fordi kunnskapen ikke er entydig på dette feltet. Ett alternativ legger til grunn at det ikke finnes noen nedre terskel, de andre legger til grunn ulik forståelse av hvordan en eventuell terskel virker. Det tas ikke stilling til hvilken av disse forutsetningene som er mest realistisk, men i sammendraget er det for enkelthets skyld resultater med en forutsetning om at det ikke finnes terskelverdi som er gjengitt. De andre forutsetningene om terskelverdier vil gi lavere miljøkostnader.

LEVE-rapporten understreker også at verdsetting av helseeffekter er komplisert og utgjør en annen usikkerhetsskilde, og at det er spesielt vanskelig å verdsette fremskyndet dødelighet. To alternative fremgangsmåter ble benyttet i beregningene - verdsetting av et statistisk liv ("Value of Statistical Life", VSL) og verdsetting av tapte leveår ("Value of Life Year", VOLY).

Den førstnevnte gir klart høyere kostnader ved de beregninger (forutsetninger) som er gjort i LEVE-prosjektet. Verdiene som ble benyttet var hentet fra Kostnadsberegningsutvalgets (NOU 1997:27) generelle anbefalinger om verdsetting av ulykkesrisiko. Verdien av leveår ble i LEVE-prosjektet (som i kostnadsberegningsutvalget) beregnet med utgangspunkt i verdien for statistisk liv, ved å anta at betalingsvilligheten synker proporsjonalt med gjenværende levetid (justert for diskonteringsrenten). De viser til at kostnadsberegningsutvalget mente at "verken forutsetningen om ingen variasjon med levealder eller forutsetningen om proporsjonal variasjon med levealder vil holde fullt ut". I LEVE-prosjektet beregnet de derfor skadekostnader med begge alternative måter å vurdere dødelighet (VSL og VOLY), og konkluderte med at verdsettingen bør ligge "et sted imellom". Verdsetting av statistisk liv (VSL) gir klart høyere kostnader knyttet til luftforurensning enn bruk av verdsetting for tapte leveår i LEVE-prosjektet. Dette henger sammen med at den gjennomsnittlige gjenværende levetiden som går tapt pga. helseeffekter av luftforurensning er relativt liten.

I oppsummeringsrapporten (SFT 2005) er det foretatt en oppdatering av de viktigste kostnadsanslagene for ulike helseeffekter som lå til grunn for beregning av skadekostnader. Det er i stor grad disse som ligger til grunn for skadekostnadene som i dag benyttes i samferdselsetatenes håndbøker. Oppsummering av de viktigste kostnadsanslag for helseeffekter er vist i tabellen nedenfor.

*Tabell 5. Kostnadsanslag for ulike helseeffekter, justert til 2004-kroner ved hjelp av HRI*KPI-faktor (konsumprisindeksen og velferdstap uttrykt ved husholdningenes realdisponible inntektsindeks). Kilde: SFT 2005.*

	1000 kr (justert til 2004-kroner per helseeffekt)	Kilde
Markedsbaserte kostnader		
Tapte timeverk	0,25	Statistisk sentralbyrå (1998)
Sykehuskostnader per døgn	5,6	Rosendahl (1996)
Andre velferdskostnader		
Fremskyndet dødsfall		
A1. Verdien av statistisk liv	16 800 (6 700 – 41 800)	NOU 1998:16
A2. Verdien av tapt leveår	770 (300 – 1 900)	Basert på verdien av et statistisk liv
Forekomst av kronisk lungesykdom, voksne	2 700 (1 500 – 4 300)	EPA (1995)
Forekomst av bronkitt, barn	2 700 (1 500 – 4 300)	EPA (1995)
Liggedøgn på sykehus	6,8	EC (1997)
Dager med øvre luftveissymptomer, barn	0,32	Navrud (1997)
Dager med nedre luftveissymptomer, barn	0,75	Navrud (1997)

3.2.2 Resultater – oppdatert per 2005

I tabellene 6 og 7 har vi gjengitt noen av hovedresultatene fra oppsummeringsrapporten (SFT 2005) for de aktuelle luftforurensningskomponentene knyttet til lokal og regional forurensning fra transport. For PM₁₀ er det kun skadekostnader som ligger til grunn for estimatene. For øvrige komponenter oppgis både tiltakskostnader og skadekostnader der man har det. Tiltakskostnadene utgjør da ofte nedre grense mens skadekostnadene utgjør en øvre grense (unntatt for SO₂ på Sør-Vestlandet der skadekostnader utgjør nedre estimat).

Tabell 6. Marginale helsekostnader i ulike områder i Norge forårsaket av norske utslipp av PM₁₀. Målt i kr/kg PM₁₀ (2004-kroner)¹. Kilde: SFT 2005.

	Veitrafikk eksos		Veitrafikk veistøv		Andre kilder ²	
	Tapte leveår	Statistisk liv	Tapte leveår	Statistisk liv	Tapte leveår	Statistisk liv
Oslo	1 600	5 500	1 000	19 600	1 200	5 300
Drammen	600	2 400	600	5 200	400	2 100
Stavanger ³	600	2 400	600	5 200	400	2 100
Bergen	1 500	3 800	700	12 200	600	2 800
Trondheim	1 300	5 900	1 200	28 000	400	1 600
Andre byer og tettsteder med mer enn 15000 innbyggere ⁴	200	600	200	1 300	100	500

Merknader: 1) To nivåer begrunnet i valg av metode for verdsetting av et dødsfall, dvs. verdien av et statistisk liv uavhengig av antall leveår som går tapt og helsetilstanden før dødsfall, eller verdien av et statistisk liv fordelt på tapte leveår der det antas at det i gjennomsnitt går tapt 7 leveår. 2) Først og fremst utslipp fra fyring med ved og olje. 3) Som Drammen (SFT 1718/2000) 4) Cirka ¼ av Drammen og Stavanger (SFT 1718/2000).

Tabell 7. Miljøkostnader for NO_x (regnet som NO₂); SO₂, NH₃, nmVOC. Anbefalte estimater for marginale miljøkostnader definert ved helse-, forsørings- og materialskadekostnader forårsaket av norske utslipp¹ (2004-kroner). Kilde: SFT 2005.

	NO _x			SO ₂		NH ₃		nmVOC
	Alle kilder	Veitrafikk	Andre kilder	Alle kilder		Alle kilder		Alle kilder
	Nedre	Øvre	Øvre	Nedre ²	Øvre	Nedre	Øvre	
A-Agder, V-Agder, Rogaland og Hordaland	25			16		0	6,4	0
-Bergen	25	67		16	130			
-Stavanger				16	47			
Telemark, Vestfold, Akershus, Oslo, Østfold, Buskerud, Hedmark, Oppland, Sogn og Fjordane	25			15		0	0,3	0
Oslo	25	86	45	15	108			
Drammen	25	49		15	79			
Halden				15	40			
Bærum				15	91			
Asker				15	63			
Skien				15	87			
Bamble				15	30			
Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag, Møre og Romsdal	25			15		0	0,1	0
Trondheim	25	120		15	21			
Nordland, Troms og Finnmark	25			15		0	0,01	0

1) Øvre estimat er definert av skadekostnader (helseskader, materialkorrosjon eller forsuring). Verdier kun angitt der skadekostnadsestimatet er høyere enn tiltakskostnaden. Der skadekostnaden er lavere enn tiltakskostnaden er det ikke angitt noe øvre nivå.

2) På Sør-Vestlandet er nedre estimat for SO₂ definert av skadekostnaden for forsuring.

I SFT (2000) presenteres en følsomhetsvurdering der de beregnede miljøkostnadenes følsomhet for de enkelte forutsetninger som er lagt til grunn, vises. Dette er gjort ved å ta utgangspunkt i hovedresultatene i tabell 8 angitt som et intervall for totalkostnadene. De undersøker så den prosentvise endringen i nedre og øvre grense av dette intervallet av å endre én og én forutsetning til det som kalles henholdsvis alternativ 1 (nedre grense) og 2 (øvre grense). Det er også vist effekten av å endre flere forutsetninger samtidig.

Tabell 8. Miljøkostnadenes følsomhet for forutsetninger som ligger til grunn for beregningene i SFT 2000. Kilde: SFT 2000.

	Alternativ 1 (nedre grense)	Alternativ 2 (øvre grense)
Enkeltvise forutsetninger		
Lokale PM ₁₀ -bidrag utenom de fire modellbyene	(-2 %, -3 %)	(+2 %, +11 %)
Terskel for NO ₂	(0 %, -1 %)	(+1 %, 0 %)
Korttidseffekter av PM ₁₀	(-1 %, -2 %)	(+2 %, +2 %)
Langtidseffekter av PM ₁₀ – på kroniske sykdommer	(-36 %, -13 %)	(+31 %, +11 %)
Langtidseffekter av PM ₁₀ – på dødelighet	(-59 %, -75 %)	(+5 %, +5 %)
Effekter av NO ₂	(0 %, -1 %)	(0 %, +1 %)
Verdien av et statistisk liv	(-36 %, - 51 %)	(+91 %, +128 %)
Kostnaden ved bronkitt/kronisk lungesykdom	(-15 %, -6 %)	(+21 %, +8 %)
Diskonteringsrente per år		(-17 %, +6 %)
Justeringsrate per år av kostnadsanslagene	(-5 %, -4 %)	
Multiple forutsetninger		
Alle fysiske forutsetninger	(-97 %, -96 %)	(+43 %, +34 %)
Alle økonomiske forutsetninger	(-54 %, -59 %)	(+67 %, +151 %)
Alle forutsetninger	(-98 %, -96 %)	(+128 %, +209 %)

Disse endringene sier ikke direkte noe om utslag på enhetsprisene for skadekostnader, men viser allikevel hvilke forutsetninger som er av størst betydning. Vi ser at den klart største kostnadsøkningen fås dersom man benytter anbefalt øvre grense for verdien av et statistisk liv. Totalkostnadene blir da tilnærmet doblet. Bruk av nedre grense har også stor betydning for resultatet. Utslagene er allikevel mindre enn forskjellen mellom å bruke verdien av et statistisk liv direkte eller å gå veien om verdien av tapte leveår – gitt de forutsetninger som lå til grunn for resultatene i LEVE-prosjektet (som blant annet innebar at man beregnet verdien av et leveår med utgangspunkt i verdien av et statistisk liv (se avsnitt 3.2.1 ovenfor, samt SFT (2000; 2005) for flere detaljer om forutsetninger og beregninger).

3.3 Andre relevante rapporter og resultater knyttet til enhetspriser for utslipp fra transport

ECON gjennomførte i 2001 på oppdrag fra Vegdirektoratet, Jernbaneverket, Kystdirektoratet og Luftfartsverket et prosjekt som hadde som formål å gjennomgå og vurdere rutine for verdsetting av utslipp og støy i hver av transportetatene, og å samordne rutine slik at miljøkostnadsberegningene kunne bli konsistente på tvers av sektorer (ECON 2001).

Selv om en del av sammenligningsgrunnlaget er endret siden den gang (en del av etatene har endret både sin beregningsmåte og sine kostnadstall), og prisene ECON tar utgangspunkt i ved sine forslag bygger på LEVE-rapporten fra 2000 (ikke den oppdaterte fra 2005), vil vi allikevel kort gjengi deres mer generelle anbefalinger.

De anbefaler i utgangspunktet at man bør basere seg på doseresponsfunksjoner, slik som vi legger til grunn i vårt prosjekt. Mer spesifikt anbefaler de at transportetatene skal basere sin verdsetting av de lokale utslippene partikler og NO_x, basert på LEVE-studien, differensiert med hensyn til hvor utslippene skjer, som illustrert i tabellen under.

ECON (2001) foreslår at de regionale NO_x-utslippene verdsettes ved hjelp av tiltakskostnader knyttet til målsettingene i Gøteborg-protokollen. Det betyr at alle utslipp av NO_x, uansett konsentrasjon, verdsettes til 15 (2001-)kr per kg, basert på tiltakskostnader

beregnet av SFT (se tabellen under). For alle tettsteder vil den totale kostnaden for NO_x-utslippene da være lik 36 (2001-)kr.

Siden transportsektoren forårsaker bare en beskjeden del av VOC-utslippene, anbefaler de ikke at disse utslippene inkluderes i nyttekostnadsanalysene for transport. Skader forårsaket av svoveldioksid inkluderes i følge ECON (2001) på en enkel måte gjennom svovelavgiften, for de transportformene som betaler svovelavgift.

ECONs (2001) anbefalte kostnader og forurensningskomponenter er gjengitt i tabellen nedenfor. Når det gjelder Jernbaneverket, regner de bare på sparte utslippskostnader ved overføring av trafikk fra andre transportkilder til jernbane. De anbefales derfor å bruke samme kostnadsanslag som de etatene de får overført trafikk fra.

Tabell 9. ECONs anbefalte kostnadstall for lokale og regionale skader fra utslipp av PM₁₀ og NO_x, 2001-kr per kg. Kilde: ECON 2001.

	Partikler, PM ₁₀			Nitrogenoksider, NO _x	
	Spredtbygd strøk	Tettsted	Storby	Spredtbygd strøk	Tettsted
Statens vegvesen	0	655	2315	15	36
Luffartsverket	0	655	655	15	36
Kystdirektoratet	0	655	655	15	36

Deres begrunnelse og vurdering av de tallene som oppgis, er gjennomgått i kapittel 6.2. i deres rapport, og vi vil gjengi hovedpunktene her, for å kunne vurdere argumentene i våre senere anbefalinger.

ECON tar utgangspunkt i at det sannsynligvis er de lokale utslippene som forårsaker de største skadene fra transport, og at det er for disse utslippene de har minst usikre kostnadsanslag. De anbefaler derfor at man primært verdsetter de lokale utslippene. De regionale skadene består av skader på bygninger, avlinger og naturverdier. Felles for disse er at datagrunnlaget er for dårlig til å få tilstrekkelig sikre estimater for skader og kostnader. Flere av de regionale utslippene er imidlertid regulert i Gøteborg-protokollen, dvs. at det finnes politiske målsettinger om reduksjon av utslippene. Tiltakskostnader for å nå disse målsettingene er beregnet for en rekke av de aktuelle stoffene. Tiltakskostnadene kan benyttes som anslag for verdien av regionale skader.

For lokale utslipp anbefales det å bruke marginalkostnadene som ble beregnet i SFT (2000) (LEVE-prosjektet) for PM₁₀ og NO_x (basert på doseresponsfunksjoner). I den studien beregnes marginalkostnader for PM₁₀-utslipp i de fire modellbyene (Oslo, Trondheim, Bergen og Drammen) i form av eksos fra veitrafikk til å ligge mellom 490 og 4400 (2001-)kr, mens de for veistøv ligger mellom 437 og 21 000 2001-kroner per kg. De høyeste verdiene gjelder for Oslo og Trondheim, der man har verdsatt for tidlige dødsfall ved hjelp av verdien av statistisk liv. De laveste verdiene gjelder for Drammen, kombinert med å benytte tapte leveår i beregningene i stedet for verdien av statistisk liv. For andre tettsteder anslår rapporten at marginalkostnadene er omtrent en fjerdedel av kostnadene i Drammen. Beregningene av marginalkostnader er basert på årsmiddelkonsentrasjoner av PM₁₀ og derfor uavhengig av når på året utslippene skjer.

For PM₁₀ anbefaler derfor ECON (2001) at Statens Vegvesen bruker gjennomsnittsverdi mellom verdsetting ved hjelp av statistisk liv og tapte leveår for Drammen og andre tettsteder, som er 655 kroner per kg, for alle tettsteder. For storbyene, Oslo, Trondheim og Bergen, brukes gjennomsnittet for disse byene som er lik 2315 kr per kg. Utslipp i spredtbygde strøk verdsettes ikke. Verdsettingen omfatter både eksos og veistøv. Gjennomsnittlig marginalkostnad for veistøv er omtrent det dobbelte av kostnadene for eksos i SFT (2000), men pga. stor usikkerhet og det faktum at veistøv består av en større andel

store partikler (som antas å være mindre helseskadelige enn mindre partikler) enn eksos valgte ECON å bruke samme marginalkostnad for veistøv som for eksos.

For Luftfartsverket og Kystverket anbefales at de bruker gjennomsnittsverdien for Drammen og øvrige tettsteder, dvs. 655 kroner per kg, for den delen av utslippene som skjer i tettsteder. Grunnen til at den laveste av de to verdiene som anbefales for Vegvesenet foreslås for luftfart og kysttransport, er at utslippene fra fly og til dels fra skip skjer i til dels vesentlig høyere luftlag enn utslippene fra veitrafikk, og derfor er mindre skadelige. For Luftfartsverket vil verdien av partikkelutslippene per gjennomsnittlig innenlandsflyvning i praksis være tilnærmet lik null.

Jernbaneverket anbefales å basere sine beregninger for overført trafikk på de ovenfor angitte verdiene for overføring av transport fra henholdsvis veitrafikk, luftfart og skip.

For lokale utslipp av NO_x ligger marginalkostnaden i SFT (2000) i intervallet 1-98 kroner per kg (2000-kr). For NO_x anbefales gjennomsnittsverdien for de fire byene og øvrige tettstedene, og med henholdsvis statistisk liv og tapte leveår som verdi for fremsyndet dødsfall (for tidlig død). Det tilsvarer 21 kroner per kg og brukes for alle tettsteder.

For regionale utslipp av NO_x anbefales at følgende tiltakskostnader brukes: NO_x : 15 kroner per kg. Kostnadene tilskrives alle utslipp, dvs. at man ikke bruker noen terskelverdi og at de kommer i tillegg til kostnader ved de lokale utslippene. De totale kostnadene for NO_x -utslipp blir dermed 15 kroner per kg i spredtbygd strøk og 36 kroner per kg i tettbygd strøk.

Blant annet fordi trafikk er en relativt liten kilde til VOC-utslipp, anbefales ikke å beregne kostnader ved VOC-utslipp. For SO_2 anbefales at dagens (2001) SO_2 -avgift benyttes som anslag for kostnaden ved SO_2 -utslipp.

3.4 Utslipp fra bensin- og dieselkjøretøy – Miljø og helsekonsekvenser (SFT 2438/2008)

I en rapport utarbeidet av Klif i 2008 ble det gjort en sammenligning av miljø-, helse- og samfunnsmessige konsekvenser av utslipp fra henholdsvis diesel- og bensinbiler. Vi vil ikke gå inn på selve analysen, men referere hvilke miljøkostnader som der ble benyttet for utslipp fra veitrafikk.

Klif skriver at veitrafikk er den viktigste kilden til dårlig luftkvalitet i større byer og tettsteder i Norge. Det er flere komponenter fra veitrafikk som bidrar til dårlig luftkvalitet, men det er først og fremst utslippene av svevestøv (PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ og $\text{PM}_{0,1}$) og nitrogendioksid (NO_2) som per i dag gir redusert luftkvalitet og som kan medføre negative helsemessige virkninger. I tillegg gir veitrafikk utslipp av CO, hydrokarboner (blant annet VOC-er som PAH og benzen), tungmetaller og dioksin. NO_x -utslipp kan også bidra til dannelse av ozon.

I en by som Oslo bidrar eksos til rundt 90 % av konsentrasjonen av nitrogenoksid, og 15-70 % av partiklene avhengig av tid og sted. I tillegg har eurokravene (spesielt Euro 4) som setter krav til NO_x og partikler, bidratt til at direkteutslippet av NO_2 fra dieslebiler har økt, sannsynligvis på grunn av rensesystemer. Det er trolig en av årsakene til at grenseverdiene for NO_2 (time- og årsmiddel) i forurensningsforskriften overskrides i en rekke byer og til dels viser en økende trend, selv om det samlede NO_x -utslippet har blitt redusert. I tillegg har den økende andelen dieslebiler sannsynligvis bidratt til økningen. I SFT (2008) fokuseres det på den eksponering befolkningen utsettes for i større byer og tettsteder, ikke langtransportert luftforurensning eller eventuelle effekter på natur og miljø.

SFT (2008) slår fast at verdsettingsanslagene for partikkelutslipp er usikre. Helsekostnadene ved utslipp er blant annet avhengig av konsentrasjonsnivå og bosettingsmønster. Dette kan endre seg over tid. Det er også stor forskjell i skadekostnad avhengig av om verdsettingen skjer på bakgrunn av tapte leveår eller verdien av et statistisk liv. Det er også store forskjeller mellom utslipp i storbyer, byer eller tettsteder. I beregningen benytter de 1050 kroner per kg partikler som et kostnadsestimat, basert på ECONs anbefaling i ECON (2001), og gir skadekostnaden i Drammen/Stavanger og andre tettsteder og mellom verdien av tapte menneskeliv og tapte leveår. I tillegg er det utført følsomhetsberegninger med høyere og lavere verdsetting for å gjenspeile kostnadene mellom by og land.

Kostnader knyttet til dannelse og oppvirvling av veistøv er ikke tatt med fordi de antas å være like for bensin- og dieserbiler.

Verdien av NO₂-utslipp er også beheftet med usikkerhet. De referer til SFT (2005) der helseskadekostnadene knytte til NO₂ i de store byene er mellom ca. 2,7 og 120 kroner per kg NO₂-utslipp. For NO₂ er skadekostnadene i Finansdepartementet (2007: Bilavgifter) vurdert til 45 kroner per kg NO₂. Dette anslaget ligger tett opp til den marginale tiltakskostnaden for å oppfylle den norske NO_x-forpliktelsen i Gøteborg-protokollen som er 50 kr per kg. Dette kan tolkes som en implisitt verdsetting av NO_x-utslippene. I SFT (2005) er beregningene av helsekostnader for NO_x basert på helsekostnader ved NO₂ og antagelser om NO₂/NO_x-forholdet i eksosavgasser. Ny kunnskap viser at dette forholdet kan være noe høyere enn det som ble antatt den gangen. Dette medfører at verdsettingen av NO₂ kan være noe underestimert i SFT-rapporten. Derfor legges i SFT (2008) til grunn 50 kr per kg NO_x i tråd med marginalkostnaden for å innfri forpliktelsene i Gøteborg-protokollen.

3.5 Tidligere studier og anbefalinger om verdien av statistisk liv og leveår

3.5.1 Tidligere studier og anbefalinger om verdien av et statistisk liv (VSL)

I Finansdepartementets veiledning for samfunnsøkonomiske analyser anbefales det at man bruker 15 millioner 2005-kr for verdien av et statistisk liv (VSL) tapt ved ulykker og 11 millioner kroner for et miljørelatert dødsfall (Finansdepartementet 2005).

Internasjonalt foreligger en rekke studier som har verdsatt statistiske liv ved hjelp av ulike metodiske tilnærminger, oftest hedonisk pris (lønns)-metoden eller betinget verdsetting. I tabellen nedenfor har vi gjengitt verdier fra verdsettingsstudier i ulike land, der samme metode og instrument for verdsetting ble benyttet.

Tabell 10. VSL-estimer innhentet ved bruk av samme betinget verdsettelsesinstrument (Krupnick et al 2002, Markandya et al 2004, Alberini et al 2004) i mange land. Studiene i Storbritannia, Italia og Frankrike ble gjennomført som del av EU-prosjektet "NewExt" (NewExt 2003).

Land	Median betalingsvillighet (2002-€)
Canada	506,000
USA	700,000
UK	772,000
Italy	1,448,000
France	958,520
Brasil	1,020,000 – 1,770,000

Noter:

1) Not adjusted for purchasing power parity (PPP), 2) Median values are reported here. The median value of the Weibull distribution is considered to be a more robust estimator. Mean WTP is 2-3 times higher, and should be used as the upper end of the range estimate to show the uncertainty: 3) The relatively high Italian value may have been the result the Italian sample not being representative of the Italian population 4) The Brazilian study is based on a sample of middle and upper social classes individuals residents in Sao Paulo, roughly 69% of the total population (Ortiz et al. 2004)

I europeisk sammenheng tas det oftest utgangspunkt i EC DG Environments anbefalte foreløpige anslag for VSL lik 1 millioner euro (2001-euro); dvs. 1.4 millioner euro for akutt død ved trafikkulykke x 0,7, som er basert på en "normalverdi" på 1.4 million euro og justert ned med faktoren 0.7 for høy alder (70+) ved dødsfall som skyldes luftforurensning.

Hvorvidt det er etisk riktig å justere for alder i VSL er omdiskutert, og det empiriske grunnlaget for faktoren på 0,7 er også svakt. Se Dockins et al (2006) for en gjennomgang av studier av hvordan VSL varierer med alder; denne viser blandede resultater og gjør at US EPA ikke justerer VSL for alder ved død i sine nyttekostnadsanalyser.

Dersom man skal basere seg på et omforent VSL-anslag for alle sektorer vil derfor 1.4 millioner 2001-euro være et "sentralt" anslag i et intervall med et nedre estimat på €0.65 millioner (basert på CV-studier i Nord Amerika; se Krupnick et. al (2002)) og et øvre estimat på 3,50 millioner euro (basert på estimer fra ExternE (1998)). En rekke andre justeringer for det "sentrale" estimatet og intervallet ble vurdert, men ikke inkludert. Derfor ble det ikke gjort justeringer for helsestatus, men en diskontering for stoffer med død etter en latensperiode er anbefalt (4 % diskonteringsrente for latens)

Disse verdiene er også i god overensstemmelse med *median* VSL-estimer fra EU-prosjektet NewExt; vist i tabellen over (men lavere enn VSL basert på gjennomsnittlig betalingsvillighet for risikoreduksjoner, som er det korrekte velferds målet). Krupnick (2004) argumenterte også for at VSL burde være høyere fordi man ikke burde se bort fra de høyere VSL-verdiene de fant i NewExt når befolkningen verdsetter små risikoreduksjoner.

Tabell 11. Sammenligning av vanlig praksis i DG Environment i EU og USAs Environmental Protection Agency (2001-euro)*

Issue	DG Environment	US EPA
Conceptual Approach	VSL, adjusted	VSL, adjusted
Base Estimate	Best Estimate from UK CVM transport studies Central value: €1.4 million ²	Collection of studies, mostly hedonic wage Central value: \$6.1 million
Sensitivity around Base Estimate	Upper limit: €3.5m from ExternE Lower estimate: €0.65m (requiring fewer adjustments)	Weibull distribution fitted to collection of study means
Age	0.7 adjustment for age 70+	No adjustment Alternative calculations with VLY and age-specific VOSL
Cross-Sectional Income Differences	No adjustment, EU15 PPP adjustment between EU15 and Accession Countries	No adjustment
Growth in Real Income over Time	See below	Adjust for changes in per capita GDP Central income elasticity of WTP of 0.4
Latency	Discount over latency period at 4 percent real discount rate Sensitivity rate of 2 percent to reflect likely rise in real income over time	Has varied: No discounting Discount over latency period at 2 to 3 percent real discount rate
Cancer Premium	+50 % adjustment	No adjustment
Health Status	No adjustment	No adjustment

Kilde: Dockins C. and S. White 2001: Benefit Transfer for Estimating the Value Reduced Premature Mortality Risks: Practice on both sides of the Atlantic. Paper European Commission DG Environment and US EPA.

Note: * This reflects the practices at DG Environment and US EPA in 2005, but not in all cases the current practices. Currently there is no adjustment for age nor PPP-adjustment between EU-15 and the New Member countries when performing cost-benefit analyses for new directives for the EU-27 area (but for CBAs of national policies PPP-corrected VSL values should be used). The central VSL value in the US is now US \$ 7.4 million (2005-\$) and still based mainly on Hedonic Wage studies; see Dockins et al (2006).

Det nærmeste vi kommer "norsk "offisiell" anbefaling for VSL i samfunnsøkonomiske analyser, er Finansdepartementets veileder i Samfunnsøkonomisk analyse (Finansdepartementet 2005) som anbefaler å benytte en verdi på 15 millioner (2005-) kroner, noe som tilsvarer 16,5 millioner 2009-kroner (basert på oppjustering med konsumprisindeksen). Dette er imidlertid verdien for akutt mortalitet ved en ulykke, mens det for luftforurensningsrelatert død anbefales 11 millioner (2005-) kroner. Denne forskjellen er inspirert av anbefalingene til ekspertpanel jfr. EC DG Environment (2001).

De internasjonale verdiene varierer betydelig, men det er nærliggende å skjule til EUs anbefalte verdier for VSL som er 1.4 millioner 2001-euro (om en bruker samme estimat for VSL uavhengig av alder ved dødsfall, noe som synes etisk mest akseptabelt), med tilhørende øvre og nedre estimat lik hhv. 0,65 og 3,5 millioner 2001-euro (EC DG Environment 2001). Dersom vi bruker enhetsoverføring som nytteoverføringsmetode (i rom

² The exchange rate used is: 1 US \$= 0.93 euro (in 2001).

og deretter i tid), og først overfører til norske kroner i 2001-verdi ved hjelp av kjøpekraftsparitet (Purchase Power Parity – PPP) - justerte valutakurser tilsvarer dette 11,3 millioner kr (5,2 - 28,7 millioner kr). (http://stats.oecd.org/Index.aspx?datasetcode=SNA_TABLE4#; 1 euro = 8.04 kr PPP-justert i 2001; mens tilsvarende tall for 2008 var 8.26 kr). Oppjustert til 2010-kr med konsumprisindeksen i Norge (oppjustert fra "gjennomsnitt 2001" til "januar 2010"; jfr. <http://www.ssb.no/vis/kpi/kpiregn.html>;) tilsvarer dette 13,2 millioner 2010-kr (6,2 – 33,5 millioner 2010-kr).

Det kan synes som om man både i EU og i Norge har valgt "normaltall" i nedre del av konfidensintervallet. Før denne nye undersøkelsen som direkte verdsetter VSL (og VOLY) for dødsfall knyttet til luftforurensning, synes et beste-estimat å være i størrelsesorden 17 millioner 2010-kroner, med anslagsvis 6-34 millioner kroner som usikkerhetsintervall for VSL.

3.5.2 Tidligere estimater og anbefalinger for VOLY

Før denne nye studien som rapporteres her, fantes det ikke egne verdsettingsstudier for verdien av tapte leveår (VOLY) i Norge. De estimatene som ble brukt, for eksempel i LEVE ble utledet fra verdien av et statistisk liv, basert på antagelser om "antall sparte leveår" for hvert statistiske liv. Disse verdiene er referert i forbindelse med omtale av LEVE-studien. I og med at dette er avledede verdier – som bygger på sterke forutsetninger mht. antall leveår, respondentenes diskontering osv., har det vært mye diskutert hvor gode slike avledede verdier for VOLY er. Dette var en av grunnene til at det ble gjennomført en egen verdsettingsundersøkelse for direkte å estimere betalingsvilligheten for et ekstra vunnet (eller tapt) leveår. Vi har derfor ikke egentlig noen norske studier/verdier å sammenligne med når det gjelder VOLY-estimater.

Som del av EU-forskningsprosjektet NEEDS (New Energy Externalities Developments for Sustainability) ble det gjennomført eksakt samme verdsettingsundersøkelse (Betinget Verdsetting) av ett leveår (VOLY) i 9 europeiske land (Frankrike, Spania, Storbritannia, Danmark, Tyskland, Sveits, Tsjekkia, Ungarn og Polen). Totalt antall observasjoner var 1463, og anbefalt gjennomsnittsverdi for EU (basert på gjennomsnittsverdi for de opprinnelige EU-15 samt Sveits og de nye EU-landene (Polen, Ungarn og Tsjekkia) vektet med befolkningen i disse to gruppene av land) var 40.000 2007-euro per leveår. Omregnet til kr (ved hjelp av valutakurser som også korrigerer for forskjell i kjøpekraft dvs. kjøpekraftparitetsjusterte (PPP) valutakurser (http://stats.oecd.org/Index.aspx?datasetcode=SNA_TABLE4#; 1 euro = 8.02 kr PPP-justert i 2007; utgjør dette ca. 340.000 2010-kr (justert med konsumprisindeksen fra 2007-kr til 2010-kr).

Gjennomsnittet for EU-15-landene var 41.000 2008-euro, som vil tilsvare ca. 350.000 2010-kr. Utvalgene for hvert land (ca. 150 observasjoner per land) er for små til at man kan overføre resultater kun fra det land i undersøkelsen som det ligger nærmest å sammenligne seg med (nært både geografisk og med hensyn til brutto nasjonalprodukt per capita) for eksempel Danmark, men verdiene for Danmark antyder verdier enda vel 100.000 kr høyere enn snittet for EU-15-landene. Disse VOLY-verdiene er alle basert på 3 måneders økt forventet levetid; som ble anbefalt fremfor de lavere VOLY-verdiene for 6 måneders forventet levetid da disse ble antatt å underestimere VOLY fordi folks betalingsvillighet da ble for sterkt begrenset av deres årlige inntekt. VOLY for EU-15-landene basert på 6 måneders økt forventet levetid var 26.000 2007- euro som tilsvarer ca. 225.000 2009-kr.

3.6 Oppsummering – føringer for vårt videre arbeid

Den korte oversikten i dette kapittelet har klargjort at det i stor grad anbefales at man legger skadefunksjonsmetoden til grunn ved beregning av skadekostnader fra luftforurensing fra transport – i tråd med det vi har anbefalt. Vi har også sett at denne tilnærmingen legges til grunn i SFTs LEVE-prosjekt, og at mye av de senere norske arbeidene knyttet til miljøkostnader ved luftforurensning fra transport har bygd videre på forutsetninger og resultater fra dette prosjektet. Men selv om mye arbeid bygger på LEVE-rapportene (SFT 2000; 2005), er resultatene oppdatert og benyttet på ulike måter, blant annet ved ulike rutiner for oppdatering av priser i tid. Det er imidlertid også gjort ulike valg mht. inndeling av kostnader for ulike områder (eksempel storbyer, tettbebygd, spredtbygd), ulike vurderinger knyttet til utslipp fra vei kontra andre transport metoder osv.

Selve LEVE-prosjektet viste også at det er stor usikkerhet i tallmaterialet, noe som gir seg utslag i store usikkerhetsintervaller – det er langt fra nedre til øvre grense for miljøkostnader. Dette blir ”borte” i dagens bruk av enhetspriser, der man opererer med EN pris, noe som tyder på en sikkerhet i anslaget som grunnlagsberegningene streng tatt ikke gir grunnlag for.

En av de faktorene som utgjør en stor usikkerhet i kostnadsberegningene er verdien av statistisk liv og verdien av tapte leveår.

Det er derfor stor behov for nye anslag for verdien av tapte leveår/verdien av statistisk liv, men det er også en rekke andre usikkerhetsfaktorer. Noen av disse kan vurderes, for eksempel bruk av ulik geografisk inndeling hos ulike transportetater. Andre forhold i skadefunksjonstilnærmingen har også behov for oppdatering, for eksempel eksponeringsmodeller, befolkningstetthet, doseresponsfunksjoner osv., men det har det ikke vært rom for innenfor dette prosjektet.

4 Verdsetting av miljøgoder

4.1 Metoder for verdsetting av miljøgoder

Det er to hovedtyper av metodiske tilnærminger for verdsetting av miljøgoder; metoder som bygger på avslørte preferanser ("Revealed Preferences" – RP-teknikker) og metoder som bygger på oppgitte preferanser ("Stated Preferences" – SP-teknikker). Begge tilnærminger bygger på individenes betalingsvillighet for å estimere den økonomiske verdien av miljøgodet (eller "ondet"), som risiko for tap av liv eller leveår grunnet luftforurensning, endring i vannkvalitet, endring i estetiske effekter, osv.

Metoder som benytter SP-teknikker spør respondentene direkte eller indirekte om deres betalingsvillighet for å få en forbedring, - eller for å unngå en forverring – i miljøkvalitet eller -kvantitet.

Betinget verdsettingsmetoden ("Contingent Valuation (CV) Method") er en direkte SP-metode der man spør respondentene direkte om deres betalingsvillighet for eksempel for å unngå visse estetiske effekter. En annen – indirekte - SP-metode er såkalte valgekspesimenter ("Choice Experiments") der respondentene blir bedt om å velge mellom ulike alternativer som innebærer for eksempel ulik risiko for tap av liv og ulike kostnader, for derigjennom å utlede deres betalingsvillighet.

RP-teknikker på den annen side, er basert på individenes faktiske (i stedet for hypotetiske som i SP-teknikker) adferd, i et marked som er relatert til miljøgodet. Dette inkluderer metoder som eiendomsprismetoden ("Hedonic Pricing" – HP) der man utleder implisitt betalingsvillighet for alle karakteristikk for eksempel ved et hus, inkludert miljøkvalitetskarakteristika, ved å undersøke hvordan husprisen varierer med ulike nivåer for denne miljøkvaliteten. Fra HP-studier kan man utlede en faktisk verdi for eksempel for effekter av luftforurensning, i form av prosentvis økning eller reduksjon i eiendomsprisen forårsaket av fravær/nærvær av luftforurensning. Men det er ofte vanskelig å isolere verdien av for eksempel luftforurensning fra andre eksterne effekter. I HP-studier må man også anta at folk hadde full informasjon om luftforurensningen da de kjøpte huset.

4.2 Betinget verdsettingsmetoden

Som hovedmetode for verdsetting av liv og leveår knyttet til luftforurensning har vi benyttet betinget verdsettingsmetoden.

For å sikre sammenlignbarhet med verdsetting av trafiksikkerhet ble det også gjennomført noen utvalg der risiko for død fra ulykker og luftforurensning ble kombinert og der både betinget verdsetting og valgekspesimenter ble benyttet for både ulykker og luftforurensning. Dette metodiske opplegget og de ulike utvalgene, samt teorien for valgekspesimenter er beskrevet i prosjektets rapporter TØI/1053A: Databeskrivelse og TØI/1053C: Trafiksikkerhet, og beskrives ikke i detalj her.

Betinget verdsetting har potensial til å estimere den totale økonomiske verdien av en miljøendring, målt i form av befolkningens betalingsvillighet (BV) for å unngå eller få denne endringen. Folks betalingsvillighet kan være motivert av både bruks- og ikke-bruksverdier. Med bruksverdi menes den betalingsvilligheten folk har for å *bruke* miljøgodet. Ikke-bruksverdien er det folk er villige til å betale uten direkte eller indirekte å bruke godet. Det er

verdien av å vite at godet fortsatt skal eksistere og å bevare godet for fremtidige generasjoner.

Betinget verdsetningsmetoden går i korthet ut på å beskrive nåtilstanden for kvaliteten og/eller tilgangen til det aktuelle miljøgodet, tilstanden etter endring, hvordan respondentene vil få denne endringen i miljø- eller helsestatus og betalingsmekanismen. En faglig korrekt og forståelig beskrivelse av miljøendringen, en realistisk og klar beskrivelse av programmet/tiltaket som gir denne miljøendringen, samt en realistisk betalingsmåte er vesentlig for at et slikt scenario skal gjøre folk i stand til å gi et gyldig anslag for sin betalingsvillighet.

Siden metodens første "moderne" anvendelser på midten av 1970-tallet i USA, har metoden gjennomgått en stor utvikling, blant annet i kjølvannet av erstatningsoppgjøret etter utslipp fra oljetankeren Exxon Valdez i Alaska i 1989 der estimater fra en betinget verdsetningsstudie (Carson et al 1993) ble brukt som grunnlag for å oppnå et forlik mellom staten Alaska og oljeselskapet Exxon om størrelsen på erstatningsutbetalingen for naturskaden oljesølet medførte. Som en oppfølging av dette ble det utarbeidet et sett av retningslinjer som betinget verdsetningsmetoden må oppfylle for å gi gyldige anslag for bruks- og ikke-bruksverdier av miljøgoder til bruk i nyttekostnadsanalyser og fastsettelse av erstatningskrav etter forurensningsulykker (se Arrow et al. 1993; rapporten fra det såkalte NOAA-panelet som ble ledet av to nobelprisvinnere i økonomi). Etter 1993 har disse omfattende retningslinjene blitt testet og drøftet og "state-of-the-art" for gode verdsetningsstudier har utviklet seg videre.

Betinget verdsetningsmetoden har vært utsatt for kritikk fra flere hold. En type innvendinger har som utgangspunkt at det er "galt" eller uetisk å "sette prislapp på" fellesgoder som natur og miljø. En annen type kritikk angriper CV-metoden, men er i realiteten kritikk av økonomisk teori generelt og nyere velferdsteori spesielt. En tredje type kritikk er rettet mot metoden som sådan, og denne kritikken har i stor grad bidratt til å bringe metoden og anvendelsen av den fremover. Det vil føre for langt å gjennomgå denne diskusjonen her, men vi vil nevne et par forhold som bør vies spesiell oppmerksomhet – også i denne undersøkelsen.

Ett forhold er knyttet til at man innhenter en hypotetisk betalingsvillighet, og denne kan avvike fra faktisk betalingsvillighet. Det er få studier som har kunnet gjøre gode sammenligninger av faktisk og hypotetisk betalingsvillighet. De studiene som foreligger viser god overensstemmelse for hypotetiske og faktiske *bruksverdier* av miljøgoder (som jo delvis også kan observeres i markedet som for eksempel rekreasjonsverdien (bruksverdien) av jakt og fiske og markedspriser for utleie av jakt- og fiskerettigheter). Tidlige studier av salg av jaktkort viste god overensstemmelse mellom faktisk og hypotetisk betalingsvillighet for å få jakte, men forholdet kan være et annet for goder som det er mer uvanlig å betale for og som har større innslag av ikke-bruksverdier.

For ikke-bruksverdier finnes det færre komparative studier av hypotetisk og faktisk betalingsvillighet, men de få som finnes viser at ikke-bruksverdier kan være betydelige og at folk faktisk betaler betydelige deler (opp mot halvparten) av sin oppgitte ikke-bruksverdi når det etableres markeder for disse ikke-bruksverdiene. Men siden dette er frivillig betaling/donasjonsmarkeder vil respondentene ha incentiver til faktisk å betale mindre enn de oppgir hypotetisk ("Gratispassasjer"-problemet) slik at det for ikke-bruksverdier ikke finnes en "perfekt" test for faktisk betalingsvillighet (se Veisten & Navrud (2006) for en test av ikke-bruksverdier av biodiversitet i skog).

Et annet forhold det har vært knyttet diskusjon til er hvorvidt respondentene greier å ta hensyn til sine sanne preferanser og sin budsjettrestriksjon i en betinget verdsetningsstudie, eller om de "glemmer" andre goder de også ønsker seg, og at vi dermed innhenter "for stor" betalingsvillighet for det godet vi spør om. Dette har vært et heftig debattert tema knyttet til metoden. Det er flere ting som kan sies om dette. For det første kalles metoden *betinget*

verdsetting av den grunn at *verdien som innhentes er betinget av den kontekst godet verdsettes i*. Dersom det kun ett gode det er aktuelt å "få" og betale for, er det det som er den riktige konteksten. Er det ett gode av en rekke goder, er det det som er den rette konteksten for verdsettingsstudien.

I praksis forsøker man å imøtekomme denne kontekstavhengigheten ved å minne respondentene om at det er mange fellesgoder de kan bruke penger på, at de har et begrenset budsjett, og at det å bruke penger på dette godet betyr at de har mindre igjen til andre formål. Videre informeres de om at det er like akseptabelt å ha null eller lav betalingsvillighet for dette godet som å ha høy betalingsvillighet. I tillegg forsøker man å gjøre verdsettingsscenarioet (dvs. beskrivelsen av miljøendringen, måten å gjennomføre endringen på, og betalingsmåten) så realistisk at respondenten vurderer sin betalingsvillighet som om de faktisk skulle betale. Vi har imidlertid ikke noen garanti for at respondentene faktisk tar alle disse hensynene når de oppgir sin betalingsvillighet. Det er imidlertid først og fremst i tidlige CV-studier som ikke tilfredsstillte dagens "beste praksis"-krav til CV-studier hvor en ser at respondentene overfokuserer på godet de spørres om og dermed oppgir høyere betalingsvillighet enn sin faktiske.

Spesielle utfordringer knyttet til verdsetting av statistisk liv (endret risiko) og leveår (økt forventet levealder) er at risiko generelt er vanskelig å forstå og formidle – og særlig at marginale endringer i små risiki kan være vanskelig både å forklare, illustrere og vite om respondentene forstår og kan "ta inn over seg" slike små endringer i risiko for tap av liv eller marginal endring i leveåre (levemåneder).

4.3 Trinnene i en betinget verdsettingsstudie

I beskrivelsen nedenfor vil vi gjengi de viktigste trinnene i en betinget verdsettingsstudie for å beskrive hva som kan verdsettes, hvilke utfordringer det byr på og mulige løsninger.

Spørreskjemaets deler og oppbygging:

0) **Innledende del**

Innledningsvis spørres det om folks preferanser for ulike typer fellesgoder for å sette det fellesgodet vi ser på inn i en større sammenheng, og dermed unngå overfokusering på dette (og en overestimering av betalingsvilligheten for dette spesifikke miljøgodet).

1) **Scenariobeskrivelse**

Scenariobeskrivelsen innebærer beskrivelse av godet som skal verdsettes, med og uten tiltak.

Beskrivelsen består av en kort, verbal beskrivelse, samt fremvisning av illustrasjoner som ruteark for fremstilling av risikoendring eller "overlevelseskurve" for fremstilling av økt forventet levealder.

Beskrivelsen må være vitenskapelig korrekt, men samtidig forståelig for folk flest og akseptabel for alle.

2) **Beskrivelse av tiltaket**

For at det skal være realistisk å oppnå en miljøforbedring – for eksempel redusert luftforurensning med tilhørende reduksjon i antall døde/tapte leveår, må det gis en beskrivelse av tiltak for å unngå luftforurensningen. I dette tilfellet var aktuelle tiltak ikke

beskrevet i detalj, fordi en del av tiltakene ved testing blant annet i fokusgruppe viste seg å være kontroversielle, slik at beskrivelse av enkelte tiltak kunne påvirke protestadferden og trekke fokus vekk fra resultatene av tiltakene.

Angående 1) og 2): Scenarier og tiltak må beskrives verbalt og gjerne med fremvisning av bildemateriale, figurer og eventuelt kart. Beskrivelsene må være korrekte og forståelige, og endringene må være slik at de kan oppfattes av respondenten. Hver respondent kan stilles et visst antall betalingsvillighetsspørsmål (BV-spørsmål), men man bør ikke stille altfor mange betalingsvillighetsspørsmål til samme respondent for ikke å "slite dem ut" slik at kvaliteten på svarene går ned.

I dette tilfellet var det i utgangspunktet mange alternativer man ønsket å verdsette, og selv om man forsøkte å begrense antall alternativer, var det også nødvendig med flere delutvalg. Oppdeling i delutvalg gjør at det er behov for større totalutvalg for å kunne få resultater med god nok statistisk sikkerhet.

Et viktig trinn ved verdsetting er visualiseringer slik at ulike alternativer kan illustreres på en god måte. Samtidig er det slik at visualiseringer kan være ganske kraftfulle uttrykk, slik at det må jobbes med illustrasjonene for å gi en "nøytral" illustrasjon av det vi er ute etter. Det er utviklet en "standard" for visualisering av risikoendring ved den såkalte "ruteark-teknikken" som er benyttet i en rekke studier internasjonalt og "overlevelsesfiguren" som ble benyttet for verdsetting av leveår er også benyttet i flere undersøkelser. Allikevel er det fortsatt spørsmål om disse figurene på en god nok måte formidler endringene på en forståelig måte til alle respondenter.

Scenariobeskrivelsen sjekkes med faglige eksperter, viktige stakeholders og testes i fokusgrupper og pilotundersøkelse.

3) **Betalingsmåte**

Aktuelle betalingsmåter kunne være knyttet til bilavgifter, som bompenger, drivstoffavgift eller lignende. Siden luftforurensning ikke bare er knyttet til veitrafikk og fordi bilavgifter er en betalingsmåte som ofte vekker protestadferd, valgte vi å benytte "økte avgifter" som betalingsmåte her. Betalingsmåten må være realistisk og rettferdig (det vil si sannsynliggjøre at de må betale og at "alle" som forårsaker forurensningen bidrar).

Erfaringsmessig er folk ganske opptatt av betalingsmåten, og dette valget er derfor viktig for resultater (blant annet for andel nullsvar, protestnullsvar etc.). Dette ble derfor testet i fokusgrupper og pilottester.

4) **Betalingsvillighetsspørsmål:**

Når scenariet er beskrevet, spørres respondenten om sin maksimale betalingsvillighet (BV) for å få eller unngå denne endringen. Dette kan stilles som et "åpent" eller "lukket" betalingsvillighetsspørsmål. Et åpent betalingsvillighetsspørsmål er av typen: "Hva er din husstand maksimalt villig til å betale per år, som en ekstra avgift for å få en viss reduksjon i tapte liv/tapte leveår som beskrevet?" I et "lukket" betalingsvillighetsspørsmål er spørsmålet av typen: "Er din husstand villig til å betale X kroner per år som en avgift for å få den reduksjonen i tapte liv/leveår som beskrevet?" Beløpet X varieres i ulike delutvalg. Det foreligger nå mye litteratur med sammenligning av åpne og lukkede betalingsvillighetsspørsmål. Resultatene fra disse studiene tyder på at åpne spørsmål kan ha en tendens til underestimering av betalingsvilligheten mens lukkede spørsmål kan ha en tendens til å overestimere betalingsvilligheten (Se for eksempel Brown et al. 1996, Boyle et al. 1996, Ready et al. 1996).

Årsaker til nullsvar kartlegges for å skille mellom reelle nullsvar og protest-nullsvar. Med protestnullsvar menes de som har positiv betalingsvillighet, men av en eller annen grunn protesterer mot noe i spørsmålsstillingen og derfor oppgir null i betalingsvillighet. Om disse protestnullsvarene regnes som null i utregningen av gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand, vil vi underestimere denne. Det er derfor viktig å skille ut protestnullsvarene og ta dem ut ved beregning av gjennomsnittlig betalingsvillighet pr. husstand (og dermed implisitt anta at protestnullsvarene har en reell betalingsvillighet lik gjennomsnittet).

5) Bakgrunnsspørsmål

Respondentenes vurdering av scenarienes troverdighet undersøkes, betalingsvillighet for ulike omfang av effektene testes, respondentenes holdninger, informasjonsnivå, sosioøkonomiske data (alder, kjønn, utdanning, inntektsnivå osv.).

Utvalget skal sikre representativitet mht. sosioøkonomiske forhold, som alder, kjønn, utdanning osv. Men det er også viktig å kartlegge andre forhold som kan ha betydning for folks betalingsvillighet, for eksempel vurdering av egen helse, tro på om luftforurensning har betydning for tap av liv/leveår, osv.

Om gjennomføring

6) Innhenting av verdsettingsdata - sampling

Sampling kan skje ved personlige intervjuer, eller per telefon, post eller internett. Alle metoder har sine styrker og svakheter. Det har lenge vært antatt at en får best kvalitet ved personlige intervjuer, men internettintervjuer er i ferd med å seile opp som den foretrukne metoden etter hvert som internetttilgang får større utbredelse i befolkningen. Internettundersøkelser har lave kostnader, og det tar kortere tid å innhente data. Det er enklere å nå respondenter på denne måten, selv om det fortsatt er en del som ikke har internetttilgang.

I forkant gjennomføres fokusgrupper for utsjekking av problemstillinger og viktige deler av spørreskjemaet, som scenario- og tiltaksbeskrivelsen og visualiseringene. Det bør også gjennomføres pilottesting av spørreskjemaene i forkant av hovedundersøkelsen.

7) Utvalg og utvalgsstørrelse

I utgangspunktet er det den "berørte befolkning" som skal spørres, og utvalgsstørrelsen må være "stor nok" til at vi får tilstrekkelig sikkerhet i estimatene. Med berørt befolkning menes ikke bare de som berøres direkte. Hele den norske befolkning kan i utgangspunktet tenkes å anses som berørt befolkning.

Når det gjelder "berørt befolkning", kan en tenke seg betalingsvillighet knyttet til konkrete veier eller byer/områder, og den berørte befolkningen er da de som har "tilknytning" til denne veien eller byen.

8) Analyse og rapportering

Analysen skal skje i henhold til "state-of-the-art" for den aktuelle metoden.

4.4 Om denne undersøkelsen

Verdsetting av liv og leveår er en utfordring, noe all internasjonal erfaring viser (se for eksempel Bråthen et al 2009). Den nye verdsettingsstudien gjennomført i dette prosjektet baseres på erfaringene som er gjort ved senere tids verdsettingsstudier av både VSL og VOLY, inkludert de studiene av VOLY som er gjennomført i ni europeiske land som del av EU-prosjektet NEEDS: Det ble i verdsettingsstudiene lagt spesiell vekt på å lage en god og lett forståelig presentasjon av små endringer i små dødsrisikotall. Her søkte vi å videreutvikle rutearkmetodikken som ble brukt i Krupnick et al (2002), og som er blitt en "standard" innen Stated Preference-studier av VSL knyttet til luftforurensning. Denne metodikken ble forøvrig også brukt i EU-prosjektet NewExt i tre europeiske land (Italia, England og Frankrike). De metodiske problemstillingene mht. risikofremstilling er tilsvarende som ved verdsetting av VSL knyttet til trafikkulykker.

I denne undersøkelsen er en del respondenter bedt om å vurdere *både* redusert dødsrisiko knyttet til trafikkulykker og luftforurensning (VoH-VoS-skjemaene) mens andre er bedt om å verdsette *kun* luftforurensning som årsak. I ulike utvalg er respondentene bedt om å verdsette henholdsvis redusert dødsrisiko som leder fram til verdien av statistisk liv (VSL) og forlenget levetid som leder fram til verdien av et leveår (VOLY).

Verdsettingen av et statistisk liv knyttet til luftforurensning er gjennomført både ved betinget verdsetting og ved valgekspesimenter. Valgekspesimenter og betinget verdsetting er benyttet i utvalgene der luftforurensning og trafikkulykker er vurdert av samme respondent mens bare betinget verdsetting er benyttet i utvalgene der kun VSL og VOLY for luftforurensning er vurdert.

Arbeidet har konsentrert seg om effekter på liv og helse av luftforurensning som er dokumentert gjennom eksponeringsresponsfunksjoner (ERFer). Dette inkluderer bl.a. hjertekarsykdommer og kreft. Trivselsulemper pga. svevestøv kunne man undersøkt vha. plagethetsskalaer lik den som anvendes for støy, men man risikerer da stor grad av dobbelttelling. Dette skyldes at det ville vært vanskelig for respondentene å skille trivsel-effekter fra den effekten de tror dette har på helsen, når de oppga sin betalingsvillighet for å gå fra nåværende plagethetsnivå til en situasjon hvor de ikke er plaget.

5 Gjennomføring av undersøkelsen

5.1 Utvalg

Spørreundersøkelsen bestod av en nasjonal landsomfattende undersøkelse for innhenting av verdier for liv (VSL) og leveår (VOLY) knyttet til luftforurensning (Utvalget benevnes VoH). I tillegg ble det innhentet estimater for VSL knyttet til luftforurensning i et utvalg (benevnt VoH-VoS) der man i tillegg innhentet VSL for ulykker, og der VSL ble innhentet både ved betinget verdsetting og ved valgekspesimenter. I denne rapporten er det førstnevnte som rapporteres i detalj. VoH-VoS-undersøkelsen beskrives mer detaljert i TØI/1053C: Trafikksikkerhet, men hovedresultater gjengis også i denne rapporten for å kunne vurdere resultatene samlet med tanke på beregning av enhetspriser.

Respondentene i VoH ble delt i to utvalg. Det ene utvalget ble spurt om betalingsvillighet for redusert risiko for dødsfall knyttet til luftforurensning mens det andre utvalget ble spurt om betalingsvillighet for økning i forventet levealder knyttet til luftforurensning. Størrelsene på risikoreduksjonene og økningen i levealder ble variert over respondentene. Risikoreduksjon og økt forventet levealder ble satt opp uavhengig av hverandre (størrelsen på risikoreduksjonen og økningen i forventet levealder representerer ikke samme gevinst).

Spørreskjemaene i de to utvalgene var svært like, med unntak av spørsmålene knyttet til selve scenariene og betalingsvilligheten, som måtte være noe ulike for å fange opp at det var ulike goder som skulle verdsettes.

Begge utvalg var delt i delutvalg. Alle respondenter ble spurt om to ulike nivåer på endringen som skulle verdsettes. Utvalget for VOLY ble delt i to delutvalg som fikk spørsmål om to ulike økninger i forventet levealder, mens VSL-utvalget ble delt i to delutvalg som fikk spørsmål om to ulike reduksjoner i dødsrisiko. V

Delutvalgene ble igjen delt slik at halvparten ble spurt om den største endringen først, deretter den minste, mens den andre halvparten først fikk spørsmål om den minste endringen, deretter den største.

Delutvalget for VSL bestod av følgende delutvalg:

- VSL I. Utgangsnivå høyt: Stor endring – Liten endring
- VSL II. Utgangsnivå høyt: Liten endring – Stor endring
- VSL III: Utgangsnivå lavt: Stor endring – Liten endring
- VSL IV: Utgangsnivå lavt: Liten endring – Stor endring

UH= Utgangsnivå høyt = 20 000 dødsfall i Norge. Tilsvarende 40 per 10 000 innbyggere.

Stor endring (UH): Fra 20 000 til 5.000 i Norge. Tilsvarende reduksjon fra 40 til 10 per 10 000.
Liten endring (UH): Fra 20 000 til 10.000 i Norge. Tilsvarende red 40 til 20 per 10 000.

UL = Utgangsnivå lavt = 10 000 dødsfall i Norge. Tilsvarende 20 per 10 000 innbyggere.

Stor endring (UL): Fra 10.000 – til 0 i Norge. Tilsvarende reduksjon fra 20 til 0 per 10 000.
Liten endring (UL): Fra 10.000 til 5 000 i Norge. Tilsvarende reduksjon fra 20 til 10 per 10 000.

Delutvalget for VOLY bestod av følgende delutvalg:

- VOLY I: Stor endring i forventet levealder (12 måneder) – Liten endring (6 måneder)
- VOLY II: Stor endring (6 måneder) – Liten endring (3 måneder)
- VOLY III: Liten endring (6 måneder) – Stor endring (12 måneder)
- VOLY IV: Liten endring (3 måneder) – Stor endring (6 måneder)

Vi utarbeidet verdsettingsformatene for luftforurensningsrelatert dødelighet og tapte leveår og ulykkesrelatert dødelighet så like som mulig, men samtidig er det noen forskjeller i temaene for verdsetting som nødvendiggjør noen ulikheter i design.

5.1.1 Fokusgrupper og pilottesting

Fokusgrupper

Det ble gjennomført en fokusgruppe i forkant av den web-baserte pilotstudien. Denne ble gjennomført i Fredrikstad. Sju personer deltok der.

Fokusgruppen ble gjennomført da vi hadde et utkast til spørreskjema som ble ansett som "ferdig" fra vår side for å få mulige respondenters vurdering av skjemaet og finne ut hvordan våre beskrivelser ble oppfattet. Fokusgruppene ble rekruttert av et firma blant tilfeldig utvalgte personer i det aktuelle området, mens vi selv stod for praktisk gjennomføring. Fokusgruppen ble gjennomført i Fredrikstad. Åtte personer deltok.

Fokusgrupper har etter hvert blitt standard prosedyre ved design av betinget verdsettingsundersøkelser. Her kan man prøve ut spørreskjemaet, eller deler av spørreskjemaet for å se hvordan det fungerer i den konkrete sammenheng og lokalmiljø der det skal brukes. Selv om spørreskjemaenes innhold har blitt mer standardisert, med en viss oppbygging, visse oppfølgingsspørsmål osv., er det godet/miljøkvaliteten som skal verdsettes, hver gang ulikt det forrige. For å sikre at man faktisk verdsetter det godet man ønsker å verdsette, er derfor utprøving i fokusgrupper å anbefale fordi man der får direkte tilbakemelding på hvordan ting fungerer, kan prøve ut alternative formuleringer og fremstillinger osv.

I fokusgruppene gikk vi gjennom generelle spørsmål knyttet til transport, sikkerhet og ulykker og sykdommer forbundet med luftforurensning (fra transport), bl.a. for å finne ut respondentenes kunnskapsnivå om disse sammenhengene. Vi diskuterte tiltak for å redusere dødelighet knyttet til henholdsvis ulykker og luftforurensning ved transport. Betalingsmåte (avgifter, bomavgifter, skatter, andre muligheter) ble diskutert. Planlagte presentasjonsformer for henholdsvis risikoreduksjon og økt forventet levealder ble gjennomgått. Her viste vi fram illustrasjoner som var tenkt brukt, og det ble diskutert for å se om de var "gode nok", eller kunne gjøres bedre og lettere forståelig.

Hovedvekten i fokusgruppene ble lagt på å teste ut forståelsen av de begreper og ord og uttrykk som ble brukt, samt forståelse og aksept av visualiseringene/figurene, scenariobeskrivelser osv. Vi gikk gjennom hoveddelene i de planlagte scenariene, med særlig vekt på presentasjon av endringer i dødsrisiko forårsaket av tiltak mot trafikkulykker og endringer i luftforurensningssituasjonen.

Fokusgruppen viste at kjennskapen til dødsrisikoen knyttet til trafikkulykker var mye større enn for dødsrisikoen knyttet til luftforurensning. Det var skepsis til hvorvidt luftforurensning faktisk forårsaket dødsfall, og angitt omfang av dette, mens dette var velkjent for trafikkulykker. Det var mye diskusjon om tiltak, både knyttet til luftforurensning og trafikkulykker, og vanskelig å oppnå enighet om hva som var "bra" og "entydige" tiltak som ville redusere dødsrisiko. Transport- og avgiftspolitikken var sterkt involvert i folks vurdering av tiltak og betalingsmåte. Det var også stor uenighet om hva som var mest riktig/foretrukket betalingsmåte.

Når det gjaldt presentasjon av redusert dødsrisiko og økning i forventet levealder ved hjelp av henholdsvis "rutearkmetodikken" og "overlevelseshendelseskurven", mente de fleste at dette var forståelig, men egentlig litt overflødig å fremstille med figurer i tillegg til å forklare det verbalt. De mente at de skjønnte det når vi forklarte at reduksjon i dødsrisiko var så og så

stor, eller at økt forventet levealder var et visst antall måneder – uten at de fikk se figurer i tillegg. De mente også at figurene var forståelige, men litt ”kjedelige”, fordi det lages så mye ”morsom grafikk” for eksempel i aviser etc. Flertallet mente det var lettere å forholde seg til et visst antall måneder økt forventet levealder enn endring i dødsrisiko (overlevelsessjansje).

Hovedinntrykket var at de deler av spørreskjemaene som ble testet ut, fungerte godt og var relativt greie å forholde seg til for deltakerne. En del tekst, begreper, forklaringer osv. ble endret som følge av erfaringene fra fokusgruppene.

Erfaringer fra fokusgruppene ble innarbeidet i reviderte spørreskjemaer.

Blant annet ut fra erfaringene i fokusgruppen, i tillegg til erfaringer fra tidligere spørreundersøkelser i Norge og utlandet, utarbeidet vi høsten 2008 første versjon av spørreskjema som ble overført til nettversjon av meningsmålingsinstituttet våren 2009. Nettversjonen ble testet og kommentert av prosjektgruppen, i tillegg til styrings- og referansegruppen for prosjektet før det ble sendt til pilottesting i et tilfeldig utvalg av meningsmålingsinstituttets panel våren 2009.

Pilottesting

En tidlig versjon av spørreskjemaet ble testet ut våren 2009. Cirka 400 webintervjuer ble gjennomført på landsbasis.

Pilottestingen viste at begge skjemaer fungerte bra på de fleste punkter, men at det var behov for visse endringer. Erfaringer fra pilottestene ble innarbeidet i de endelige versjonene av spørreskjemaene.

5.1.2 Spørreskjemaenes oppbygging

Ved design av spørreskjemaer er det noen deler som er mer eller mindre faste, hoveddelene, strukturen i skjemaet etc. Men, valg av verdsettingsspørsmålene som stilles og i hvilken rekkefølge, betalingsmekanisme og oppdeling i delutvalg er viktige valg som må gjøres for hver undersøkelse.

Hoveddeler i spørreskjemaet:

1. Introduksjon til verdsettingstema – kontekst for verdsettingen
2. Beskrivelse av godet som skal verdsettes
3. Introduksjon til presentasjon av sannsynlighet/overlevelseskurve (verbalt og illustrasjoner)
3. Verdsettingsspørsmål (inkludert valgekspesimenter i VoH-VoS)
4. Kontrollspørsmål knyttet til oppgitt betaling/de valg som er gjort
5. Bakgrunnsspørsmål (holdninger, prioriteringer, sosiodemografiske kjennetegn).

Innledning

Undersøkelsen startet med spørsmål om folks prioritering av viktige samfunnsoppgaver, herunder miljø; deretter fulgte spørsmål om prioritering innen miljøområdet. Slike spørsmål ble inkludert innledningsvis for å sette luftforurensning fra trafikk i en sammenheng, slik at de spurte kunne klargjøre for seg selv hvor viktig eller uviktig denne miljøkvaliteten er i den store sammenhengen – og hjelpe dem til å unngå ”overfokus” på det godet vi skulle be om betalingsvillighet for.

Deretter fulgte en bolk der det ble gitt informasjon og stilt spørsmål om luftforurensning og helse.

Beskrivelse av scenarier og tiltak

Deretter fulgte beskrivelser av scenarier og tiltak for redusert risiko eller økning i leveår.

Respondentene ble også minnet om sin budsjettrestriksjon - at det er mye å bruke penger på og at dersom de bruker penger til dette formålet, har de mindre igjen til andre formål.

Betalingsvillighetsspørsmål

Deretter fulgte betalingsvillighetsspørsmålene. Betalingsvillighetsspørsmålene var av typen "åpent betalingsvillighetsspørsmål med avkryssing på betalingskort". Som et eksempel for å vise ordlyden, gjengis betalingsvillighetsspørsmålet for henholdsvis redusert risiko for dødsfall og økt forventet levealder, og et eksempel på figurene som ble vist for å illustrere vises for de respektive verdsettingsspørsmål.

BETALINGSVILLIGHETSSPØRSMÅL VSL

For å introdusere risikovurderinger ble rutenett og forklaring som vist nedenfor benyttet. Tilsvarende rutenett ble benyttet for hvert betalingsvillighetsspørsmål for å illustrere endring i risiko som skulle verdsettes. Deretter fulgte selve betalingsvillighetsspørsmålet med følgende ordlyd. Risikoendringen (xx og yy) var ulik i ulike delutvalg, jf. beskrivelse i avsnitt 5.1.

"Vi ber deg først vurdere tiltakene som gir STOR REDUKSJON, deretter vil du bli bedt om å vurdere tiltakene som gir MINDRE REDUKSJON.

Tiltakene som gir STOR REDUKSJON vil redusere antall for tidlig døde i Norge fra "xx" i løpet av den kommende tiårsperioden.

Om vi igjen tenker oss en kommune med 10 000 innbyggere, tilsvarer dette at vi reduserer antallet for tidlig døde i løpet av en 10-årsperiode fra "xx" av de 10 000 innbyggerne.

Det tilsvarer også at DIN risiko for å dø reduseres fra "xx" av 10 000 til yy av 10 000.

Husk at du har begrenset med penger. Dersom du bruker mer på disse tiltakene, betyr det at du har mindre igjen til andre ting.

Hva er det meste du er villig til å betale ekstra per år, i form av en øremerket avgift, for tiltakene som gir STOR REDUKSJON, dvs. for å redusere din egen risiko for å dø for tidlig som følge av luftforurensning i løpet av tiårsperioden fra "xx" av 10 000 til "yy" av 10 000?"

graphmindre1

graphmindre1_V(hidden)

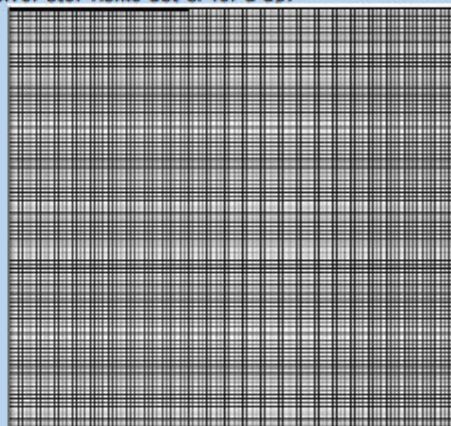
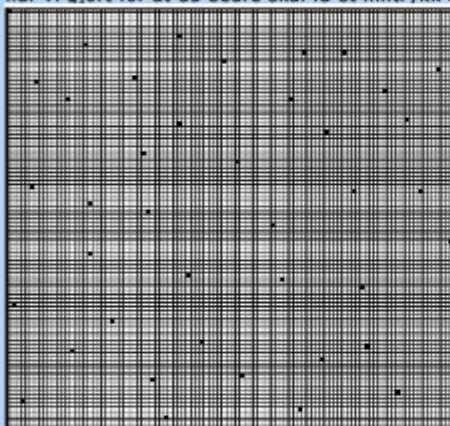
proba

RISIKO

Vi vil i denne undersøkelsen be deg vurdere alternative tiltak mot det som kalles for tidlig død, som betyr dødsfall før det som er forventet levealder i Norge, dvs. dødsfall før fylte 80 år.

I figurene her viser en svart rute at en person dør før fylte 80 år mens en hvit rute betyr at en person lever lenger. I begge figurene under er det totalt 10 000 ruter, og 40 av disse er svarte.

Forskjellen på figurene nedenfor er bare at vi har spredd de 40 svarte rutene jevnt utover i figuren til venstre, mens i figuren til høyre er de 40 svarte rutene satt etter hverandre i hjørnet øverst. Dette har vi gjort for at du bedre skal få et inntrykk av hvor stor risiko det er for å dø:



Hvis vi tenker på en kommune med 10 000 innbyggere, betyr begge disse figurene at 40 av disse vil dø for tidlig. Det betyr også at hver person i kommunen har en risiko for å dø lik 40 av 10.000.

graphstor1

graphstor1_V(hidden)

Neste

BETALINGSVILLIGHETSSPØRSMÅL: VOLY

For å introdusere "økt forventet levealder" ble figuren og forklaring som vist nedenfor benyttet. Tilsvarende figur ble benyttet for hvert betalingsvillighetsspørsmål for å illustrere. Deretter fulgte selve betalingsvillighetsspørsmålet med ordlyd som gjengitt i teksten nedenfor. Økt forventet levealder som skulle verdsettes var ulik i ulike delutvalg, jf. beskrivelse i avsnitt 5.1.

Vi ber deg først vurdere tiltakene som gir **STOR FORBEDRING**, dvs gir en økning i forventet levealder på "xx" måneder, deretter vil du bli bedt om å vurdere tiltakene som gir **MINDRE FORBEDRING**, dvs gir en økning i forventet levealder på "yy" måneder.

Husk at du har begrenset med penger. Dersom du bruker mer på disse tiltakene, betyr det at du har mindre igjen til andre ting.

Hva er det meste du er villig til å betale ekstra per år, i form av en øremerket avgift for tiltak som gir **STOR FORBEDRING**, dvs. øker din egen forventede levealder med "xx" måneder?;

Scenario

SCENARIER OG TILTAK

Det er mulig å gjennomføre ulike tiltak mot luftforurensning som vil gi gevinst i form av økt forventet levealder.

Vi vil be deg vurdere to alternativer:

- 1) **De mest omfattende tiltakene** (kalt "**STOR FORBEDRING**") vil gi gevinst i form av økt forventet levealder på gjennomsnittlig **[[SCRIPT]]** måneder. Det innebærer at **DIN EGEN** forventede levealder øker tilsvarende.

"STOR FORBEDRING": Gevinst i form av økt forventet levealder vil være en økning på **[[SCRIPT]]** måneder

- 2) **De mindre omfattende tiltakene** (kalt "**MINDRE FORBEDRING**") vil gi gevinst i form av økt forventet levealder på gjennomsnittlig **[[SCRIPT]]** måneder. Det innebærer at **DIN EGEN** forventede levealder øker tilsvarende.

"MINDRE FORBEDRING": Gevinst i form av økt forventet levealder vil være en økning på **[[SCRIPT]]** måneder

Disse tiltakene påvirker ikke utslipp av klimagasser, men bare utslipp av luftforurensninger som har direkte helseeffekter.

Tiltakene som gir **STOR FORBEDRING** er dyrere å gjennomføre enn tiltakene som gir **MINDRE FORBEDRING**.

Neste

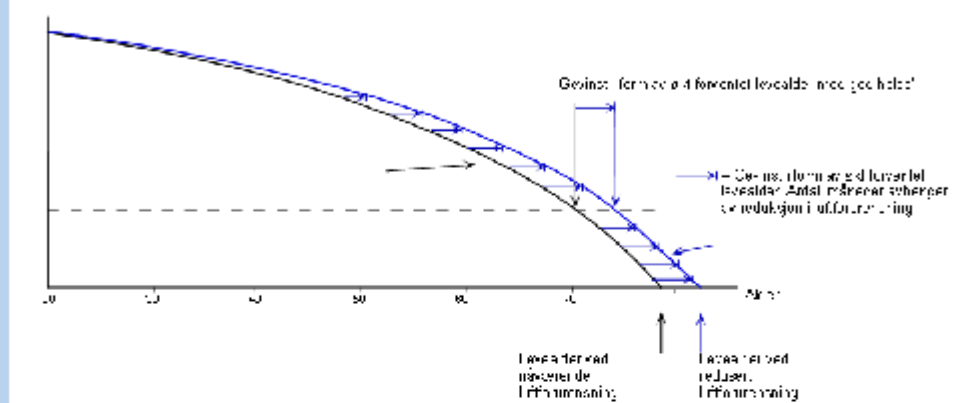
explain

NÆRMERE FORKLARING AV HØYERE FORVENTET LEVEALDER

For bedre å forklare hva en gevinst i form av økt forventet levealder betyr, viser vi denne figuren som en illustrasjon.

Økt forventet levealder ved redusert luftforurensning

Etter: 14. januar 2012



Denne figuren viser hvordan forventet levealder endres ved redusert luftforurensning.

Hvis luftforurensningen blir redusert, øker forventet levealder. Dette er vist ved den blå linjen.

Den svarte linjen i figuren viser situasjonen vi har i dag.

Gevinsten i form av høyere forventet levealder begynner så snart forurensningen blir redusert og når gradvis høyeste nivå. Gevinstens størrelse vil være avhengig av om vi ser på "stor" eller "liten" forbedring. Her er det bare vist for en tenkt endring, for å vise hva som skjer.

Gevinsten er ikke bare noen få måneder ved slutten av livet når folk ofte har dårlig helse. Gevinsten i "forventet levealder ved god helse" er omtrent den samme som gevinsten i forventet høyere levealder.

ordert

ordert_V(hidden)

Neste

Følgende betalingskort ble benyttet i alle utvalg (både for VSL og VOLY):

	<i>Helt sikkert ja</i>	<i>Sannsynligvis ja</i>	<i>Usikker</i>	<i>Sannsynligvis nei</i>	<i>Helt sikkert nei</i>
NOK100					
NOK500					
NOK1000					
NOK2500					
NOK10000					
NOK25000					

Figur 1: Betalingskort

Beløpene på betalingskortet var de samme i alle utvalg. De ble valgt slik at nedre beløp ble antatt å være såpass lavt at de som ville svart ja til et lavere beløp, i virkeligheten er å anse som 0-svar (dette ble allikevel sjekket i et oppfølgingsspørsmål, se beskrivelse i neste avsnitt). Øvre grense ble satt såpass høyt at vi antok at vi ville reflektere de fleste respondentenes betalingsvillighet under denne grensen. Det er også en grense for hvor mange beløp man kan be respondentene om å ta stilling til uten å trette dem ut, slik at vi valgte ikke å ha svært mange beløp.

Spørsmål for kontroll av betalingsvillighet

De som svarte at de sannsynligvis eller helt sikkert ikke ville betale kr 100, ble spurt i et oppfølgingsspørsmål om de ville betale noe, men mindre enn kr 100, eller om de ikke ville betale noe i det hele tatt.

De som på dette spørsmålet svarte at de ikke ville betale noe, ble for hvert 0-svar bedt om å oppgi hvorfor de ikke ville betale. Hovedhensikten med dette spørsmålet var å skille mellom "ekte nullsvar" – det vil si de som faktisk ikke ønsket å betale noe for godet, og de som kalles "protestnullsvar"- det vil si de som kunne ha faktisk betalingsvillighet, men som protesterte mot å oppgi denne.

Etter alle betalingsvillighetsspørsmålene, ble de som hadde oppgitt *positiv* betalingsvillighet for ett eller flere av godene, bedt om å oppgi grunnen til at de ville betale noe.

Prioriterings- og holdningsspørsmål

Mot slutten av intervjuet inkluderte vi en del spørsmål knyttet til respondentenes vurderinger, prioriteringer og holdninger. De ble bedt om å oppgi i hvilken grad de følte seg plaget av luftforurensning.

Bakgrunnsvariabler

Deretter fulgte spørsmål om sosioøkonomiske kjennetegn som alder, kjønn, inntekt, utdanning, antall personer i husholdningen etc.

Respondentenes vurdering av spørreskjema og tillit til informasjonen som ble gitt

Avslutningsvis ble respondentene bedt om å vurdere skjemaet, med blant annet spørsmål om de trodde at virkningene var som beskrevet i denne undersøkelsen. Helt til slutt var det et åpent spørsmål med mulighet til å gi andre kommentarer til temaet og spørreskjemaet.

5.2 Sampling og utvalgsstørrelse

I denne undersøkelsen ble svarene samlet inn ved hjelp av internettintervjuer blant Synovates paneldeltakere som har erfaring med denne typen undersøkelser. Web-baserte undersøkelser er tid - og kostnadsbesparende sammenlignet med personlige intervjuer samtidig som de muliggjør fremvisning av kort og bilder. Resultater fra de få studier som sammenligner estimert betalingsvillighet fra personlig intervju versus webbaserte undersøkelser viser at den ikke er signifikant forskjellig (og er det forskjell gir webbaserte undersøkelser lavere betalingsvillighet), og at det ikke er signifikante forskjeller i andelen som svarer null betalingsvillighet, protesterer mot scenariet og svarer "vet ikke" (Lindhjem og Navrud 2009).

Det ble gjennomført ca. 2100 intervjuer totalt i denne delen av undersøkelsen. Disse var fordelt med ca. 1100 respondenter i utvalg for VOLY og ca. 1000 i utvalg for VSL. Utvalget bestod utelukkende av respondenter som var rekruttert fra et internettpanel.

Utvalgsstørrelse for de ulike utvalg og delutvalg fremgår av vedlegg 3 og 4.

6 Resultater fra de ulike utvalgene

6.1 Effektiv utvalgsstørrelse og utvalgenes representativitet

Undersøkelsen ble gjennomført i perioden september-oktober 2009 og omfattet mer enn 2100 respondenter, fordelt på to utvalg (henholdsvis VOLY- og VSL-utvalg).

Innhenting av bakgrunnsvariabler er nødvendig for å se om vi har fått et representativt utvalg og for å vurdere om, og eventuelt hvordan, ulike bakgrunnsvariabler virker inn på oppgitt betalingsvillighet. VOLY-utvalget bestod av totalt 1100 respondenter mens VSL-utvalget bestod av ca. 1000 respondenter. Utvalgene var tilfredsstillende representative med hensyn til de bakgrunnsvariabler man har mulighet til å kontrollere mot befolkningsstatistikk. Som vanlig var det noe overrepresentasjon av personer med høyere utdanning. Tabeller med resultater for bakgrunnsvariabler er gitt i vedlegg 1 (VSL) og vedlegg 2 (VOLY).

6.2 Holdnings- og prioriteringsspmå

Det ble stilt en rekke spørsmål til respondentene om deres holdninger og prioriteringer. Dette ble gjort for å få fram informasjon om hvordan befolkningen vurderte forhold knyttet til miljø og helse/tap av liv. Denne informasjonen ble imidlertid også brukt for å se om – og eventuelt i hvilken grad – det var sammenheng mellom folks holdninger og prioriteringer og den betalingsvillighet de oppga. Informasjon om bakgrunnsvariablene ble derfor benyttet i de regresjonene som ble gjennomført for å studere slike sammenhenger.

Når det gjelder svar på holdnings- og prioriteringsspmå generelt, anses svarene for henholdsvis VOLY- og VSL-utvalget som mest interessante, vi rapporterer derfor ikke disse tallene for de ulike delutvalgene innen disse to utvalgene

Før vi introduserte temaet for undersøkelsen og beskrev forhold knyttet til luftforurensning, ble respondentene spurt om alder og kjønn, og fikk informasjon om forventet levealder generelt og om sine forventede gjenværende leveår – gitt den alder og kjønn de oppga.

De fikk så informasjon om sammenhengen mellom luftforurensning og risiko for for tidlig død i VSL eller tapte leveår i VOLY. Og de ble fortalt at det er mulig å sette inn tiltak for å redusere luftforurensningen og dermed redusere risiko for dødsfall eller øke forventet levealder.

Etter betalingsvillighetsspørsmålene var det også en rekke holdnings- og prioriteringsspmå. Alle ble spurt om i hvilken grad de følte seg plaget av forurensning

6.2.1 Resultater for utvalg som ble spurt om verdien av statistisk liv (VSL)

Tabeller som viser resultater for bakgrunnspspmå for VSL-utvalget er vist i vedlegg 1 (tabell V1.1-V.1.12). Her gjengis kun noen oppsummerende resultater.

Delutvalget som ble spurt om verdien av statistisk liv (VSL) bestod av totalt 1008 respondenter, 526 menn og 482 kvinner. Gjennomsnittsalderen var ca. 50 år for mennene og 47 år for kvinnene.

Delutvalget ble bedt om å oppgi sin månedlige nettolønn. Nesten 70 % av utvalget hadde en månedlig nettoinntekt mellom 15 000 og 30 000 kroner, ca. 10 % hadde henholdsvis mindre enn 10 000, og over 30 000, og noe mindre enn 5 % ville/kunne ikke besvare spørsmålet.

Respondentene ble spurt en del spørsmål med hensyn til hvordan de vurderte egen helse, egen utsatthet for forurensning og risiko for helseskade/død som følge av luftforurensning osv. En del av disse resultatene presenteres i det følgende.

Omtrent 30 % av respondentene mente de hadde høyere gjennomsnittlig forventet levealder enn andre på sin alder, mens ca. 55 prosent mente de hadde omtrent som gjennomsnittet. Vi kan merke oss at menn hadde større tro på at de har høyere gjennomsnittsalder enn andre jevnaldrende enn kvinner mens det var nokså likt mellom kjønnene når det gjelder antagelser om at de har lavere forventet levealder enn sine jevnaldrende.

692 respondenter tror at redusert luftforurensning vil ha effekt på forventet levealder mens 93 ikke tror det, og resten ikke vet. Av de 692 som tror på effekt på forventet levealder, er det 505 som tror deres egen helse vil bli positivt påvirket dersom luftforurensningen blir redusert.

Tjuesju prosent av respondentene mente at det ikke var forurenset i det hele tatt der de bor, mens 57 % mente det var litt forurenset. Bare 2 % mente det var meget eller voldsomt forurenset.

78 % var ikke plaget av luftforurensning i det hele tatt der de bor, men ca. 20 % var litt plaget. Kun 1,4 % mente de var ganske plaget eller verre.

Når det gjaldt egen risiko for å få sykdommer som skyldes luftforurensning, mente ca. 40 % at den var omtrent som gjennomsnittet, mens 33 % mente egen risiko var litt lavere og 19 % mente egen risiko var mye lavere. Kun 9-10 % mente egen risiko var litt (8,9 %) eller mye (0,7 %) høyere.

På spørsmål om vurdering av egen risiko for å få sykdommer som skyldes luftforurensning sammenliknet med dem som bor i Oslo sentrum, var det 63 % som mente egen risiko var mye lavere, 26 % mente egen risiko var litt lavere og 10 % mente den var omtrent som for dem som bor i Oslo.

Nærmere 75 % av respondentene vurderte egen helse i alminnelighet til å være meget god eller god, kun 4 % mente den var dårlig eller meget dårlig.

6.2.2 Resultater for utvalg som ble spurt om verdien for ett leveår (VOLY)

Tabeller som viser resultater for bakgrunnsspørsmål for VOLY-utvalget er vist i vedlegg 2 (tabell V2.1-V.2.14). Her gjengis kun noen oppsummerende resultater.

Delutvalget som ble spurt om verdien av et tapt leveår (VOLY) bestod av totalt 1100 respondenter, 533 menn og 567 kvinner. Gjennomsnittsalderen var ca. 50 år for mennene og 48 år for kvinnene.

Delutvalget ble bedt om å oppgi sin månedlige nettolønn. Nesten 70 % av utvalget hadde en månedlig nettoinntekt mellom 15 000 og 30 000 kroner, ca. 10 % hadde mindre enn 10 000, og 10 % hadde over 30 000, og ca. 5 % ville/kunne ikke besvare spørsmålet.

Respondentene ble stilt en del spørsmål med hensyn til hvordan de vurderte egen helse, egen utsatthet for forurensning og risiko for helseskade/død som følge av luftforurensning osv. En del av disse resultatene presenteres i det følgende.

Omtrent 30 % av respondentene mente de hadde høyere gjennomsnittlig forventet levealder enn andre på sin alder, mens ca. 55 prosent mente de hadde omtrent gjennomsnittlig forventet levealder. Vi kan merke oss at menn også i dette delutvalget hadde større tro på at de har høyere forventet levealder enn andre jevnaldrende enn kvinner mens det er nokså likt mellom kjønnene når det gjelder antagelser om at de har lavere forventet gjennomsnittsalder enn jevnaldrende.

663 respondenter (60 %) trodde at helsen ville bli positivt påvirket dersom luftforurensningen ble redusert.

Tjueni prosent av respondentene mente at det ikke var forurenset i det hele tatt der de bor, mens 57 % mente det var litt forurenset. Bare ca. 2 % mente det var meget eller voldsomt forurenset.

79 % av respondentene var ikke plaget av luftforurensning i det hele tatt der de bor, mens ca. 19 % var litt plaget. Kun 2-3 % mente de var ganske plaget eller verre.

Når det gjaldt egen risiko for å få sykdommer som skyldes luftforurensning, mente ca. 50 % at den var omtrent som gjennomsnittet, mens 29 % mente egen risiko var litt lavere og 14 % mente egen risiko var mye lavere. Kun ca. 8 % mente egen risiko var litt (7,7 %) eller mye (0,7 %) høyere.

På spørsmål om vurdering av egen risiko for å få sykdommer som skyldes luftforurensning sammenliknet med dem som bor i Oslo sentrum, var det 58 % som mente egen risiko var mye lavere, 29 % mente egen risiko var litt lavere og 12 % mente den var omtrent som for dem som bor i Oslo.

Nærmere 75 % vurderte egen helse i alminnelighet til å være meget god eller god, kun 4 % mente den var dårlig eller meget dårlig.

6.3 Nullsvar

Behandling av nullsvar kan ha betydelig innvirkning på beregnet betalingsvillighet. Betalingsvillighetsspørsmålene ble derfor fulgt opp av et spørsmål for å identifisere grunnen til at noen respondenter valgte ikke å betale noe for forbedringene.

Oppfølgingsspørsmålet for å skille mellom reelle og protest-nullsvar var som følger:

Hva er hovedårsaken til at du ikke er villig til å betale en ekstra øremerket avgift for å redusere egen risiko for å dø for tidlig/få økt forventet levealder som beskrevet?

KRYSS AV DET SOM STEMMER BEST MED DIN BEGRUNNELSE (ETT KRYSS)

1. har ikke råd
2. endringene i egen risiko for å dø var ubetydelige
3. andre ting er viktigere
4. jeg betaler nok i avgifter allerede
5. helsetilstanden er bra nok som den er i Norge

6. tror ikke tiltakene vil gi den reduksjonen i risiko som det sies
7. tror ikke tiltakene vil bli gjennomført
8. jeg vil ikke vurdere menneskeliv og priser opp mot hverandre
9. jeg protesterer mot spørsmålsstillingen i undersøkelsen
10. jeg syntes spørsmålene var for uklare/upresise
11. annet

Ut fra svarene på dette spørsmålet ble "reelle null"-svar definert som dem som oppga et av alternativene 1, 2, 3, og 5 ovenfor, mens de som oppga andre årsaker ble kategorisert som protestnullsvar.

I begge utvalg og for alle betalingsvillighetsspørsmål var andelen nullsvar relativt lav. Nullprotestsvar utgjorde størstedelen av nullsvarene, men andelen protest-nullsvar av hele utvalget var allikevel lav, ti prosent eller lavere. Dette tyder på at respondentene i stor grad har akseptert scenarier, betalingsmåte etc.

Nullsvarene som anses som reelle nullsvar ut fra svarene på oppfølgingsspørsmålet, ble inkludert (som null) ved beregning av gjennomsnittlig betalingsvillighet for befolkningen. For protestnullsvarene ble det antatt at de ikke tok stilling til betalingsvillighetsspørsmålet og at deres betalingsvillighet like gjerne kunne være "svært høy" som null (eller svært lav). Disse ble derfor ikke inkludert ved beregning av gjennomsnittlig betalingsvillighet. Dette betyr at de implisitt ble antatt å ha samme betalingsvillighet som gjennomsnittet for resten av utvalget.

Andel protestnullsvar og reelle nullsvar varierte noe med de ulike endringene som ble verdsatt i de ulike utvalg delutvalg. Kategoriseringen i reelle nullsvar og protestnullsvar var lik i alle tilfeller.

Nedenfor gjengis tabeller for svar på spørsmål om hvorfor de ikke ville betale noe for de ulike betalingsvillighetsspørsmålene i ulike utvalg.

Tabell 12. Årsaker til nullsvar: VSL-Største endring

	Oppgitt årsak	Frekvens	Prosent	Kumulativ prosent
1	har ikke råd	0	0	0
2	endringen i egen forventet levealder var for liten	2	2,56	2,56
3	andre ting er viktigere	4	5,13	7,69
4	jeg betaler nok i avgifter allerede	38	48,72	56,41
5	helsetilstanden er bra nok som den er i	1	1,28	57,69
6	tror ikke tiltakene vil gi den beskrevne endringen	9	11,54	69,23
7	tror ikke tiltakene vil bli gjennomført	8	10,26	79,49
8	jeg vil ikke vurdere menneskeliv og priser opp mot hverandre	5	6,41	85,9
9	jeg protesterer mot spørsmålsstillingen	4	5,13	91,03
10	jeg syntes spørsmålene var for uklare/u	3	3,85	94,87
11	Annet	4	5,13	100
	Total	78	100	

Antall reelle nullsvar er lavt (7 av 78). Protest-nullsvar fra 71 respondenter av totalt 1008 tilsvarer ca. 7 %.

Tabell 13. Årsaker til nullsvar: VSL-Mindre endring

	Oppgitt årsak	Frekvens	Prosent	Kumulativ prosent
1	har ikke råd	2	2,35	2,35
2	endringen i egen forventet levealder var for liten	3	3,53	5,88
3	andre ting er viktigere	4	4,71	10,59
4	jeg betaler nok i avgifter allerede	41	48,24	58,82
5	helsetilstanden er bra nok som den er i	0	0	58,82
6	tror ikke tiltakene vil gi den beskrevne endringen	11	12,94	71,76
7	tror ikke tiltakene vil bli gjennomført	5	5,88	77,65
8	jeg vil ikke vurdere menneskeliv og priser opp mot hverandre	7	8,24	85,88
9	jeg protesterer mot spørsmålsstillingen	2	2,35	88,24
10	jeg syntes spørsmålene var for uklare/u	5	5,88	94,12
11	Annet	5	5,88	100
	Total	85	100	

Det er få reelle nullsvar (9 av 85). Protest-nullsvar fra 76 av 1008 respondenter tilsvarer ca. 8 %.

Tabell 14. Årsaker til nullsvar – VOLY største endring

	Oppgitt årsak	Frekvens	Prosent	Kumulativ prosent
1	har ikke råd	7	5,47	5,47
2	endringen i levealder ubetydelige	14	10,94	16,41
3	andre ting er viktigere	9	7,03	23,44
4	jeg betaler nok i avgifter allerede	53	41,41	64,84
5	helsetilstanden er bra nok som den er	2	1,56	66,41
6	tror ikke tiltakene vil gi den beskrevne endringen	12	9,38	75,78
7	tror ikke tiltakene vil bli gjennomført	7	5,47	81,25
8	jeg vil ikke vurdere menneskeliv og priser opp mot hverandre	10	7,81	89,06
9	jeg protesterer mot spørsmålsstillingen	6	4,69	93,75
10	jeg syntes spørsmålene var for uklare/u	4	3,13	96,88
11	Annet	4	3,13	100
	Total	128	100	

Det er få reelle nullsvar (32 av 128 nullsvar). Protest-nullsvar fra 96 respondenter av totalt 1100 tilsvarer ca. 9 %

Tabell 15. Årsaker til nullsvar – VOLY minste endring

	Oppgitt årsak	Frekvens	Prosent	Kumulativ prosent
1	har ikke råd	7	4,93	4,93
2	endringen i egen forventet levealder var for liten	20	14,08	19,01
3	andre ting er viktigere	6	4,23	23,24
4	jeg betaler nok i avgifter allerede	57	40,14	63,38
5	helsetilstanden er bra nok som den er i	3	2,11	65,49
6	tror ikke tiltakene vil gi den beskrevne endringen	10	7,04	72,54
7	tror ikke tiltakene vil bli gjennomført	7	4,93	77,46
8	jeg vil ikke vurdere menneskeliv og priser opp mot hverandre	14	9,86	87,32
9	jeg protesterer mot spørsmålsstillingen	10	7,04	94,37
10	jeg syntes spørsmålene var for uklare/u	4	2,82	97,18
11	Annet	4	2,82	100
	Total	142	100	

Det er få reelle nullsvar (36 av 142). Protest-nullsvar fra 106 respondenter av totalt 1100 tilsvarer ca. 10 %.

Eventuelle positive protestsvar er vanskeligere å identifisere direkte. Disse kan oppgi enten "for høy" eller "for lav" betalingsvillighet i forhold til "sann" betalingsvillighet. Hvis for eksempel respondenten trodde at dødsrisikoreduksjonen eller levealderøkningen ville bli mindre enn det vi beskrev, kan det tilsi at vedkommende oppga for lav betalingsvillighet. Vedkommende betalte for et "mindre gode" enn det vi ba vedkommende betale for. Motsatt hvis en respondent trodde at endringene ville bli større enn vi beskrev. Vi betraktet i utgangspunktet alle med positiv betalingsvillighet som "sanne", men vurderte hvorvidt respondentenes tiltro til scenario og endringer i dødsrisiko/levealder virket inn på oppgitt betalingsvillighet.

Man kunne tenke seg at positive protestsvar ville gi seg utslag i "svært høy" betalingsvillighet. Et mål på dette kunne være dersom betalingsvilligheten var "svært høy" i forhold til husstandens inntekt. Gjennomgang av oppgitt betalingsvillighet for ulike husstandsinnkomter, viste ikke "uforholdsmessig høy" betalingsvillighet i forhold til inntekt, og dette ga derfor ikke grunn til å fjerne respondenter fra beregning av gjennomsnittlig betalingsvillighet.

Oversikt over antall svar som ble fjernet ved utregning av gjennomsnittlig betalingsvillighet pga. protest eller manglende informasjon, og gyldige betalingsvillighetssvar, fremgår av tabeller for betalingsvillighet for de enkelte utvalg/delutvalg i de kommende kapitlene (og tilhørende vedlegg).

7 Verdsetting av statistisk liv og leveår

I dette kapittelet vil vi først (kapittel 7.1 og 7.2) rapportere noen hovedresultater for svar på spørsmål knyttet til verdsetting av henholdsvis statistisk liv og leveår knyttet til luftforurensning i utvalgene som bare ble spurt om luftforurensning og bare stilt betinget verdsettingsspørsmål (VOH). Deretter vil vi i kapittel 7.3. gjengi noen hovedresultater fra utvalget som ble stilt spørsmål både om verdsetting av statistisk liv både forbundet med trafikkulykker og luftforurensning og både fikk valgekspesimenter og betalingsvillighetsspørsmål (VoH-VoS).

I VOH var det flere delutvalg som ble spurt om henholdsvis verdsetting av statistisk liv (reduisert risiko for å dø) (VSL) og verdien av økt forventet levealder (VOLY); ulike (store) endringer ble verdsatt og i ulik rekkefølge. Videre ble respondentene bedt om å oppgi om de "helt sikkert" ville betale oppgitt beløp, eller sannsynligvis ville betale. Dette gir to alternative mål for betalingsvilligheten. Vi antar at dersom man bare inkluderer dem som svarte "helt sikkert ja" til å betale, får man et mer konservativt estimat for betalingsvilligheten enn dersom man også inkluderer dem som også svarer "sannsynligvis ja". Når man skal sammenligne med de fleste tidligere undersøkelser, er det imidlertid noe usikkert hva som er mest sammenlignbart hvis respondentene bare har oppgitt "ja, vil betale", nei, vil ikke betale", eller "vet ikke". Sannsynligvis vil svarerne ja og sannsynligvis ja være nærmere "ja-respondenter", men det kan være noen som svarer "sannsynligvis ja" som ellers ville svart "vet ikke" (eller nei") hvis de bare kunne oppgi ja-ved ikke-nej. Dette må forventes å gi opphav til en viss variasjonsbredde i beregnede resultater, avhengig av hvilke mål som velges. Her gjengir vi noen hovedresultater, mens flere detaljer er vist i tabeller i vedlegg 3.

7.1 Hovedresultater – VOH-utvalg

7.1.1 Verdien av statistisk liv (VSL)

Vi vil først se hvordan betalingsvilligheten varierer med om vi bare inkluderer dem som svarte "helt sikkert ja" eller også dem som svarte sannsynligvis ja til å betale for å redusere risikoen for å dø som følge av luftforurensning. Resultatene fremgår av tabellene nedenfor.

Tabell 16. Gjennomsnittlig betalingsvillighet (BV) per år for risikoreduksjon, beregnet for dem som svarte "helt sikkert ja" eller sannsynligvis ja"

Verdsatt endring	Helt sikkert eller sannsynligvis ja			Helt sikkert ja		
	Antall obs.	Gjennomsnitt	Std.dev	Antall obs.	Gjennomsnitt	Std.dev
40-10 per 10 000	454	5345	6884	429	2690	4412
40-20 per 10 000	454	4128	5973	418	2004	3749
20-0 per 10 000	486	5179	6746	450	2620	4205
20-10 per 10 000	479	4089	5962	439	2007	3686

Vi har benyttet midtpunktestimater ved beregning av betalingsvillighet i disse utvalgene (VSL og VOLY). Ved beregning ved hjelp av midtpunktestimater antar vi at respondenter har som gjennomsnitt en BV som er likt "midtpunktet/mellomverdi" i intervallet de har valgt ("helt sikkert ja" – eller "sannsynligvis ja"). BV for dem som svarte ja til kr 500 beregnes som kr 750; dvs. midtpunktet mellom kr 500 og kr 1000 som er neste beløp på betalingskortet.

Vi ser at beregnet betalingsvillighet for oppgitt endring blir betydelig lavere dersom vi bare inkluderer de respondentene som svarte at de var helt sikre på at de ville betale for risikoreduksjonen.

Vi ser også at betalingsvilligheten synker når risikoendringen som verdsettes er mindre, men at endringen i betalingsvillighet ikke er proporsjonal med endringen som skulle verdsettes. Vi vil vurdere dette videre i neste avsnitt ved å teste for scope og rekkefølgeeffekter.

Resultatene som er oppgitt i tabellen over, gir følgende resultater når vi regner om til verdien av et statistisk liv (VSL):

Tabell 17. Verdien av statistisk liv regnet ut fra betalingsvillighetsestimatene i tabell 16.

Risikoendring	VSL i kroner	
	Beregnet for "Helt sikkert ja" og "sannsynligvis ja" til oppgitt beløp	Beregnet for "Helt sikkert ja" til oppgitt beløp
40-10 per 10 000	17 817 547	8 966 977
40-20 per 10 000	20 637 665	10 018 540
20-0 per 10 000	25 893 520	13 100 000
20-10 per 10 000	40 891 440	20 069 480

7.1.2 Verdien av et leveår

På samme måte vil vi for dem som oppga betalingsvillighet for økt forventet levealder som følge av redusert luftforurensning først se hvordan betalingsvilligheten varierer med om vi bare inkluderer dem som svarte "helt sikkert ja" eller også dem som svarte sannsynligvis ja. Resultatene fremgår av tabellene nedenfor.

Tabell 18. Gjennomsnittlig betalingsvillighet for økt forventet levealder som følge av redusert luftforurensning, beregnet for dem som svarte "helt sikker ja" eller sannsynligvis ja"

Verdsatt endring	"Helt sikkert ja" eller "sannsynligvis ja"			"Helt sikkert ja"		
	N	BV	Std.dev	N	BV	Std.dev
12 måneder	510	5 605	6 948	554	2 697	4 397
6 måneder (stor)	506	4 008	5 670	555	1 760	3 248
6 måneder (liten)	494	4 756	6 474	542	2 253	4 330
3 måneder	492	3 432	5 480	544	1 628	3 363

Vi ser at beregnet betalingsvillighet for oppgitt endring blir betydelig lavere dersom vi bare inkluderer de respondentene som svarte at de var helt sikre på at de ville betale for økt forventet levealder.

Vi ser også at betalingsvilligheten synker når endringen som verdsettes er mindre, men at endringen i betalingsvillighet ikke er proporsjonal med endringen som skulle verdsettes. Vi vil vurdere dette videre i neste avsnitt ved å teste for scope og rekkefølgeeffekter.

Fra resultatene i tabellen over, kan vi regne oss fram til verdien av et leveår. Resultatene som er oppgitt i tabellen over, gir følgende resultater når vi regner om til verdien av et forventet leveår.

Tabell 19. Verdien av et leveår (VOLY) regnet ut fra betalingsvillighetsestimatene i tabell 18.

Verdsatt endring i forventet levealder	VOLY	
	Beregnet for "Helt sikkert ja" og "sannsynligvis ja" til oppgitt beløp	Beregnet for "Helt sikkert ja" til oppgitt beløp
12 måneder	184 840	87 939
6 måneder (største endring) ¹	255 963	109 565
6 måneder (minste endring) ¹	326 982	149 846
3 måneder	451 611	212 886

1) "Største" og "minste endring" viser til at respondentene ble spurt om to ulike nivåer på endringen i forventet levealder, enten 12 og 6 måneder, eller 6 og 3 måneder. 6 måneder ("største endring") er resultat beregnet i underutvalg der 6 måneder var største endring som ble verdsatt, mens "minste endring" er der 6 måneder var minste endring som ble verdsatt.

7.2 Testing for scope og rekkefølgeeffekter

Vi har gjennomført henholdsvis scope- og rekkefølgetester ("order effects") for å vurdere estimatenes følsomhet for endringen som skulle verdsettes og hvilken rekkefølge endringen ble verdsatt i (som første gode, eller etter et annet, og om største eller minste endring ble verdsatt først). Her oppsummeres hovedpunkter i testresultatene, mens de enkelte testresultater er vist i vedlegg 4.

En enkel scope-test består i å sammenligne verdiene innefor et gitt konfidensintervall for verdier for ulike endringer i risikoreduksjon. Dersom det for aktuelt konfidensnivå er overlapp i verdiene, sier vi at verdiene ikke er signifikant forskjellige.

Man sier ofte at det er to scope-tester: en "intern" scope-test og en "ekstern" scope-test. Den interne sier at dersom samme utvalg verdsetter to endringer, skal verdien for den minste være signifikant mindre enn for den største (gitt at det da er signifikant forskjell mellom de endringene som verdsettes!). Dette er den "mildeste" scope-testen og den bør være bestått for at man skulle ha tillit til resultatene. Ellers er det mye som tyder på at respondentene ikke har skjønt eller brydd seg om det de skulle verdsette.

Den eksterne scope-testen sier at to utvalg som uavhengig av hverandre og uten å få oppgitt at det finnes flere aktuelle endringer å verdsette blir bedt om å verdsette to ulike størrelser på endringen oppgir verdier som er statistisk signifikant forskjellige. Dette er en mye strengere scope-test, og det er mange studier som ikke består denne testen. Tidligere verdsettingsstudier av liv og helse har for eksempel i mange tilfeller vist seg å ikke bestå denne testen. Det kan være gode forklaringer for dette, f.eks. at budsjettrestriksjonen trer i kraft slik at man egentlig ikke har budsjett til å betale for en "større" endring.

7.2.1 Scope-tester

Siden vi foreløpig ikke har konkludert mht. til om beregning av betalingsvillighet bør gjøres ved å inkludere kun de som er helt sikre på at de vil betale beløpet ("helt sikkert ja") eller om også de som svarte at de sannsynligvis ville betale beløpet ("sannsynligvis ja") vil vi gjengi resultater for scope-tester for begge - også for å se om de "helt sikre" i større grad er oppmerksomme på/følsomme for ulik størrelse på endringen.

Hvis vi først ser på resultater av scope-tester for respondenter som inkluderte både helt sikkert ja og sannsynligvis ja, finner vi at

Gjennomsnittlig BV for risikoendring 40-10 per 10 000 er signifikant større enn gjennomsnittlig BV for risikoendring 40-20 per 10 000.
Gjennomsnittlig BV for risikoendring 20-0 per 10 000 er signifikant større enn gjennomsnittlig BV for risikoendring 20-10 per 10 000.

Hvis vi ser på resultater av scope-testene for respondenter som inkluderer bare dem som var helt sikre på å betale, finner vi at:

Gjennomsnittlig BV for risikoendring 40-10 per 10 000 er signifikant større enn gjennomsnittlig BV for risikoendring 40-20 per 10 000, og
Gjennomsnittlig BV for risikoendring 20-0 per 10 000 er signifikant større enn gjennomsnittlig BV for risikoendring 20-10 per 10 000.

Vi ser altså at resultatene består den "interne scope-testen" (dvs. at respondentene innen samme utvalg oppgir en lavere betalingsvillighet for en mindre endring enn for en større endring. Dette gjelder både for dem som svarte helt sikkert ja og dem som svarte helt sikkert eller sannsynligvis ja til å betale oppgitt beløp.

7.2.2 Rekkefølgeeffekter

Vi har testet for rekkefølgeeffekter for respondenter som svarte sikkert ja eller sannsynligvis ja. Resultatene var noe blandet. For VSL viste det seg at når den største endringen ble verdsatt først, var betalingsvilligheten signifikant større enn dersom den ble verdsatt sist for reduksjonen fra 40 til 10 per 10 000. For risikoendring 40 til 20 per 10 000 ble det imidlertid ikke funnet noen slik effekt.

For risikoreduksjon 20 til 0 ble det også funnet at betalingsvilligheten var statistisk signifikant større dersom endringen ble verdsatt først enn dersom den ble verdsatt etter en mindre

For VOLY var bildet tilsvarende, vi fant rekkefølgeeffekter i noen tilfeller og ikke i andre.

Tabeller med resultater for de enkelte tester er gjengitt i vedlegg 3.

7.3 Hovedresultater fra utvalg som verdsatte risikoreduksjon både knyttet til trafikkulykker og luftforurensning (VOH-VOS)

7.3.1 Introduksjon

Dette avsnittet rapporterer noen hovedresultater fra den delen av undersøkelsen som verdsatte helse (knyttet til luftforurensning) (VoH) og sikkerhet (knyttet til transport) (VoS) i samme spørreskjema (kalt VoH-VoS-skjemaene). Det er bare en oppsummering av svarene på verdsettingsspørsmålene knyttet til *luftforurensning* som rapporteres her. Respondentene i disse utvalgene gjennomførte også valgeksperimenter og betinget verdsetting knyttet til sikkerhet. Disse rapporteres i en egen rapport (TØI/1053C) der beskrives også spørreskjemaer etc. mer i detalj.

7.3.2 Beregnet betalingsvillighet i VOH-VOS-utvalget

Betalingsvillighets (BV)-spørsmålene ble fulgt opp med et spørsmål for å identifisere grunnen til at noen respondenter valgte ikke å betale noe for helse (eller sikkerhet).

Oppfølgingsspørsmål for å skille mellom reelle og protest-nullsvarene var de samme som i VOLY- og VSL-skjemaene rapportert over (se avsnitt 6.1-6.3). Antall reelle nullsvar var lav i dette utvalget også (6 av total 76 nullsvar). Protest-nullsvar fra 70 respondenter av over 500 svar totalt tilsvarer ca. 14 %.

I dette utvalget ble det kun spurt om betalingsvillighet for verdien av statistisk liv, ikke tapte leveår. Til gjengjeld ble det spurt om betalingsvillighet både for risikoreduksjon knyttet til dødsfall forårsaket av luftforurensning og dødsfall forårsaket av trafikkulykker. I ett delutvalg var det eksplisitt sagt at risikoreduksjonen var knyttet nettopp til luftforurensning og trafikkulykker (kalt verdsetting i kontekst – Vo_p). Et annet delutvalg ble bedt om å oppgi betalingsvillighet for henholdsvis "sykdomsdød" der sykdomsbeskrivelse gjenspeilet luftforurensning og "brå død" gjenspeilet trafikkulykke, men der konteksten ikke ble nevnt eksplisitt (kalt kontekstfri verdsetting Vo_f). Det er verdsettingen "i riktig kontekst" som er mest relevante for å komme fram til de resultatene vi trenger, og det er derfor disse som rapporteres her.

For dette utvalget har vi estimert betalingsvillighet (BV) med to ulike metoder, nemlig midtpunkt- estimater og intervall-estimater mens vi for de øvrige utvalgene for VSL og VOLY kun benyttet midtpunktestimater. I tillegg har vi også i dette utvalget beregnet betalingsvillighet med to ulike klassifiseringer av respondentenes svar. Vi estimerte BV for to ulike tilfeller: Betalingsvillighet (BV) likt beløpet bare for dem svarte "helt sikkert ja" til å betale, og BV for dem som svarte "helt sikkert ja" *eller* "sannsynligvis ja" til å betale oppgitt beløp.

Som beskrevet i kapittelet over, antar vi ved beregning ved hjelp av midtpunktestimater at respondenter har som gjennomsnitt en BV som er likt "midtpunktet/mellomverdi" i intervallet de har valgt ("helt sikkert ja" – eller "sannsynligvis ja"). BV for dem som svarte ja til kr 500 beregnes som kr 750; dvs. midtpunktet mellom kr 500 og kr 1000 som er neste beløp på betalingskortet.

Ved beregning ved hjelp av intervallestimater antar vi at BV-verdiene er normalfordelt. I følge (Conroy, 2005): *Interval regression assumes that the data come from a normal distribution and that the behavior of the data in the tails can be inferred from its behavior in its observable range. In many cases, this is a fairly reasonable assumption.*

7.3.3 Verdsetting i kontekst

Her gjengis hovedtall fra ulike delutvalg som ble spurt om betalingsvillighet for redusert risiko for dødsfall som følge av luftforurensning – der konteksten var oppgitt, dvs. at det ble spurt om betalingsvillighet for redusert risiko for å dø som følge av luftforurensning I dette utvalget ble altså samme respondenter ble spurt om betalingsvillighet for redusert risiko for å dø som følge av trafikkulykke.

Tabell 21. Gjennomsnittlige betalingsvillighet for risikoreduksjon i utvalg med oppgitt kontekst, for respondenter som oppga "helt sikkert ja" eller "sannsynligvis ja".

Godet som ble verdsatt	Antall observasjoner	Gjennomsnittlig betalingsvillighet i kroner	
		Midtpunktmetoden benyttet for beregning	Intervallmetoden benyttet for beregning
VoHelse (mindre risikoreduksjon: 40-30 per 10 000)	521	4 220	3 990
VoHelse (større risikoreduksjon: 40-20 per 10 000)	554	4 466	4 099

BV-verdiene beregnet gjennom intervallmetoden regnes for å være de mest konservative BV-anslagene. De er noe lavere enn verdiene beregnet med "midtpunkt"-metoden i alle beregninger.

BV-verdiene der respondentene verdsatte en større risikoreduksjon ("større risikoreduksjon") for helse er større enn verdiene for "mindre risikoreduksjon" ("mindre risikoreduksjon") i alle tilfelle, men ikke signifikant større i alle tilfeller.

BV-verdiene beregnet for både de respondentene som svarte "helt sikkert ja" og "sannsynligvis ja", er som ventet vesentlig høyere enn verdiene der vi bare inkluderte dem som svarte helt sikkert ja.

Tabell 22. Gjennomsnittlig betalingsvillighet for risikoreduksjon i utvalg med oppgitt kontekst, for respondenter som oppga "helt sikkert ja".

Godet som ble verdsatt	Antall observasjoner	Gjennomsnittlig betalingsvillighet i kroner	
		Midtpunktmetoden benyttet for beregning	Intervallmetoden benyttet for beregning
VoHelse (mindre risikoreduksjon: 40-30 per 10 000)	466	2 244	1 977
VoHelse (større risikoreduksjon: 40-20 per 10 000)	506	2 334	2 065

Basert på betalingsvilligheten for en viss risikoreduksjon, kan vi estimere betalingsvilligheten for et statistisk liv. Tallene over gir følgende estimater for verdien av statistisk liv knyttet til luftforurensning.

Tabell 23. Gjennomsnittlige VSL-estimerer knyttet til luftforurensning i kroner basert på "intervall-BV"-beregning.

	Beregnet for respondenter som oppga:	
	"helt sikkert ja"	"helt sikkert ja" og "sannsynligvis ja"
Gode som ble verdsatt		
VoHelse (mindre risikoreduksjon: 40-30 per 10 000)	19 770 000	39 900 000
VoHelse (større risikoreduksjon: 40-20 per 10 000)	10 325 000	20 495 000

Mer detaljerte resultater gjengis i vedlegg 4.

7.3.4 Testing av scope- og rekkefølgeeffekter

Vi har også benyttet den enkle scope-testen som består i å sammenligne verdiene innefor et gitt konfidensintervall for verdier for ulike endringer i risikoreduksjon. Dersom det for aktuelt konfidensnivå er overlapp i verdiene, sier vi at verdiene ikke er signifikant forskjellige.

Vi hadde ikke mulighet til å teste intern scope for liv knyttet til luftforurensning i dette utvalget fordi det kun ble stilt ett betalingsvillighetsspørsmål knyttet til luft og liv. (Fordi de fikk betinget verdsettingsspørsmål knyttet til ulykker og en rekke valgekspérimentsspørsmål vurderte vi det slik at det ville bli "for mye" for respondenten dersom de i tillegg skulle spørres om ulike endringsstørrelser for miljø og ulykke.)

Den eksterne scope-testen sier at to utvalg som uavhengig av hverandre og uten å få oppgitt at det finnes flere aktuelle endringer å verdsette blir bedt om å verdsette to ulike størrelser på endringen oppgir verdier som er statistisk signifikant forskjellige. Dette er en mye strengere scope-test, og det er mange studier som ikke består denne testen. Det gjør heller ikke denne studien (jf. tabell 21 og 22) som viser at betalingsvilligheten ikke er særlig forskjellig (og ikke signifikant forskjellig) om risikoreduksjonen som verdsettes er 40 til 30 per 10 000 eller 40-20 per 10 000.

Tidligere verdsettings-studier av liv og helse har for eksempel i mange tilfeller vist seg å ikke bestå denne testen. Det kan være gode forklaringer for dette, f.eks. at budsjettrestriksjonen trer i kraft slik at man egentlig ikke har budsjett til å betale for en "større" endring. Det er kun ekstern scope-effekt som kunne testes i dette utvalget. De mer detaljerte resultatene i vedlegg 6 viser at den enkle testen med overlappende konfidensintervall som beskrevet over, viste at de oppgitte verdiene er større for større endringer, men at forskjellen ikke er så stor at de blir signifikant forskjellige.

Ulike delutvalg fikk følgende ulik rekkefølge for BV-spørsmålene, og det ble testet for rekkefølgeeffekter. Konklusjonen var at det ikke var signifikante forskjeller i betalingsvilligheten. Testresultater er gjengitt i vedlegg 4.

Det ble også testet for om rekkefølgen på henholdsvis valgekspériment og betinget verdsettingsspørsmål hadde betydning for beregnet betalingsvillighet. BV-verdier for VoH i "mindre omfang" (VoHa) var lik uavhengig av CV / CE- rekkefølge. Men i utvalgene som ble spurt om "større omfang" av risikoreduksjon var BV-verdiene signifikant høyere når CE-spørsmålet ble stilt foran CV-spørsmålet (se vedlegg 4).

7.3.5 Regresjonsanalyse

Vi gjennomførte analyser for å vurdere ulike regresjonsmodellens forklaringskraft og hvilke forklaringsvariabler som var viktige for å forklare forskjeller i beregnet betalingsvillighet. Tabeller som viser resultater fra noen relevante multivariate modeller med BV som den avhengige variabelen er gjengitt i vedlegg 4. Valget av forklaringsvariablene er basert på teoretiske rammeverk og empirisk erfaring.

Vi presenterer regresjonsresultater kun for VoH. Vi har gjennomført regresjoner både for modeller med BV kalt "mindre usikkerhet" (dvs. kun de respondenter som svarte 'helt sikkert ja' til ulike beløp) og for BV med "større usikkerhet" (dvs. respondenter som svarte "sannsynligvis ja" eller "helt sikkert ja") og for de to ulike risikoreduksjonene som ble verdsatt (kalt "mindre" og "større omfang"). Her rapporteres kun resultater for respondenter som oppga "helt sikkert ja" da disse antas å være de mest pålitelige svarerne.

Forklaringsvariablene knyttet til forventninger (tror på myndighetene), røyking og egen risikovurdering viser som ventet (positive) fortegn og er statistisk signifikante. Variabelen som representerer plagethet (mye plaget av luftforurensning) ser også ut til å være signifikant, men med negativt fortegn. Koeffisienten for de kvinnelige respondentene har også et positivt tegn (i kort modell) og er signifikant.

Når det gjelder modellen for "større omfang" er koeffisientene for alder positiv og signifikant (i kort-modellen). Tilsvarende er koeffisienten for alder kvadrert positiv og signifikant (i lang-modellen). I dette tilfellet er koeffisientene av miljøvariabelen (forurensning i området der de bor), forventninger (tror på myndighetene) positive og signifikante.

8 Diskusjon og konklusjon

Denne undersøkelsen ble gjennomført for å forsøke å komme fram til best mulig estimater for verdien av statistisk liv og tapte leveår. Samtidig vet vi at det ikke er enkelt å verdsette denne typen goder, blant annet fordi det ikke er enkelt å formidler små endringer i risiko eller levealder – og fordi det kan være vanskelig for folk både å forstå og forholde seg til slike endringer. Tidligere internasjonale studier har derfor vist en betydelig variasjon i estimatene, blant annet avhengig av den endringen som verdsettes og verdsettingsprosedyren som følges (betalingskort, ja-nei-spørsmål, etc.). Vi la derfor opp undersøkelsen for å avsløre ikke kamuflere usikkerheten som ligger i denne typen estimater, samtidig som vi naturligvis tilstreber best mulige estimater.

Vi utformet derfor spørreundersøkelsen slik at ulike størrelser på endringer skulle verdsettes – og i ulike rekkefølger. Vi utformet også selve betalingskortet på en slik måte at vi skulle få sikrest mulige svar. Ut fra disse ulike underutvalgene, har vi beregnet følgende estimater for henholdsvis VSL og VOLY.

8.1 Sammendrag VSL-estimater

Tabellen viser beregnet VSL i ulike underutvalg i delutvalg VOH-VSL. Risikoendringene som ble verdsatt var henholdsvis 40 til 10 per 10 000 og 40 til 20 per 10 000, og 20 til 0 og 20 til 10 per 10 000. Vi ser at betalingsvilligheten for et statistisk liv blir større når det er en mindre endring som verdsettes. Det kan ha sammenheng med at respondentenes budsjettrestriksjon her blir mer bindende, og i den internasjonale litteraturen om VSL knyttet til luftforurensning har man oftest basert seg på de mindre risikoreduksjonene som 10 på 10 000. I vår undersøkelse tilsvarer det endringen fra 20 til 10 på 10 000.

Tabellen oppgir også VSL beregnet henholdsvis bare for dem som krysset av i betalingskortet for at de "helt sikkert" ville betale oppgitt beløp, og for disse pluss de som krysset av for "vil sannsynligvis betale" oppgitt beløp. VSL beregnet bare for "helt sikkert ja" er det mest konservative, men ved tidligere undersøkelser der man ikke har hatt så mange kategorier av ja- og nei-svar, er sannsynligvis svarene mer sammenlignbare med "helt sikkert og sannsynligvis ja". Vi har derfor også vist denne kolonnen.

Tabell 24. Verdien av statistisk liv (VSL) beregnet for endring i dødelighet grunnet luftforurensning.

Risikoendring	VSL	
	"Helt sikkert" og "sannsynligvis ja"	Bare "helt sikkert ja"
40-10	17 817 547	8 966 977
40-20	20 637 665	10 018 540
20-0	25 893 520	13 100 000
20-10	40 891 440	20 069 480

Vi ser at ytterpunktene for VSL varierer mellom ca. 9 og 40 millioner for dødsfall knyttet til luftforurensning.

Vi beregnet også VSL basert på betinget verdsettingsestimatene i VoH-VoS-delutvalget.

Tabellen nedenfor viser VSL-estimater basert svarene i VoH-VoS-delutvalget for betinget verdsetting knyttet til endring i dødsrisiko knyttet til luftforurensning.

Tabell 25. Verdien av statistisk liv (VSL) beregnet for endring i dødelighet grunnet luftforurensning.

VSL estimater (kr.)	"Helst sikkert ja" og "sannsynligvis ja"	Bare "helt sikkert ja"
VoH (40 til 20 per 10 000)	39 900 000	19 770 000
VoHelse (40 til 10 per 10 000)	20 495 000	10 325 000

Vi ser at også i dette delutvalget varierte VSL mellom ytterpunktene 10 og 40 millioner. For estimatene som kun bygger på "helt sikkert ja", varierer VSL mellom 10 og 20 millioner kroner.

8.2 Sammendrag VOLY-estimater

Tabellen viser beregnet VOLY i ulike underutvalg i delutvalg VOH-VOLY. Endring i forventet levealder som ble verdsatt var henholdsvis 12, 6 og 3 måneder. Vi ser at betalingsvilligheten for et tapt leveår blir større når det er en mindre endring som er verdsatt. Det kan ha sammenheng med budsjettrestriksjon, og en del har derfor argumentert for at man bør benytte VOLY beregnet fra små risikoendringer for å unngå dette.

Tabellen oppgir også VOLY beregnet henholdsvis bare for dem som krysset av i betalingskortet for at de "helt sikkert" ville betale oppgitt beløp, og for disse pluss de som krysset av for "vil sannsynligvis betale" oppgitt beløp. VOLY beregnet bare for "helt sikkert ja" er det mest konservative, men ved tidligere undersøkelser der man ikke har hatt så mange kategorier av ja- og nei-svar, er sannsynligvis svarene mer sammenlignbare med "helt sikkert og sannsynligvis ja". Vi har derfor også vist denne kolonnen.

Tabell 26. Verdien av et tapt leveår (VOLY) beregnet for endring grunnet luftforurensning.

Økning i forventet levealder i scenario	VOLY	
	Større usikkerhet	Mindre usikkerhet
12 måneder	184 840	87 939
6 måneder ("største endring" ¹)	255 963	109 565
6 måneder ("minste endring" ¹)	326 982	149 846
3 måneder	451 611	212 8866

- 2) "Største" og "minste endring" viser til at respondentene ble spurt om to ulike nivåer på endringen i forventet levealder, enten 12 og 6 måneder, eller 6 og 3 måneder. 6 måneder ("største endring") er resultat beregnet i underutvalg der 6 måneder var største endring som ble verdsatt, mens "minste endring" er der 6 måneder var minste endring som ble verdsatt.

Vi ser at ytterpunktene for verdien av et tapt leveår, varierer fra i underkant av 90 000 til ca. 450 000 kr.

Disse VOLY-tallene samsvarer bra med gjennomsnittet for EU-15-landene som ble funnet da en tilnærmet identisk verdsettingsundersøkelse (tilsvarende vår "stor usikkerhet" -tilnærming) ble gjennomført i regi av EU-forskningsprosjektet NEEDS (se kapittel 2.5.2). De fant VOLY lik ca. 350.000 kr (og antydningvis ca. 450.000 for Danmark alene, som er forventet å være mest sammenlignbart med Norge) og 225.000 kr; basert på henholdsvis 3 og 6 måneder økt forventet levetid (og som tilsvarende tilnærmingen vi kaller "større usikkerhet" og "6-måneders største endring"). Våre tall er som tabellen over viser henholdsvis 255.963 og 451.611 kr.

Som VOLY-verdi vil anbefale 450.000 kr. Dette samsvarer også bra med den verdi 425.000 2005-kr som i dag anbefales av Finansdepartementet (2005) i deres veileder for samfunnsøkonomiske analyser.

8.3 Forslag til enhetspriser for luftforurensning

8.3.1 Faktorer som må vurderes med tanke på nye enhetspriser

De reviderte enhetsprisene bør ta utgangspunkt i beregningene som ble gjort i LEVE-prosjektet, i tråd med tidligere anbefalinger, og enhetsprisene bør i størst mulig grad være like i form av kroner per kg utslipp av ulike komponenter/stoffer dersom det ikke er spesielle grunner som tilsier at miljøkostnadene er ulike ved utslipp fra ulike transportmidler.

For å komme fram til endelig forslag, er det imidlertid en del faktorer som må vurderes, og som vi vil diskutere her før vi kommer med våre anbefalinger:

- Hvilke komponenter skal inkluderes?
- Hvilke inndelinger skal gjøres mht. lokale og regionale utslipp?
- Hvilke inndelinger skal gjøres mht. geografisk inndeling (utslipp i store byer, andre byer, tettsteder, spredtbygde strøk)?
- Bør utslippskostnadene i alle tilfeller være like for ulike transportmidler?
- Hvordan vil de nye norske estimatene for verdsetting av liv og leveår spille inn på resultatene?
- Hvordan bør/kan estimatene for øvrig oppdateres (mht. evt. ny kunnskap, samt prisstigning osv.)?

Vi vil ta for oss hver og en av disse faktorene nedenfor, for så å ende opp med vår anbefaling.

8.3.2 Vurdering av faktorene

Hvilke komponenter skal inkluderes?

Vi vil ta utgangspunkt i de samme komponenter som har vært inkludert i en eller flere av de ulike transportetatenes håndbøker tidligere, dvs. partikler (PM₁₀), NO_{x2}, nmVOC, SO₂, (NH₃). Ikke alle har vært inkludert i alles håndbøker, og det bør derfor bli mer ensartet mht. hvilke komponenter som inkluderes.

SFT (2008) trekker fram partikler og NO_x som de viktigste komponentene fra biltrafikk. ECON anbefaler det samme. Klif inkluderer i LEVE (2000 og 2005) også nmVOC, men ender opp med at skadekostnadene i de fleste tilfeller er 0. Hvis også utslippene av SO₂ er små, i tillegg til at det ilegges en svovelavgift (slik at man i tilfelle må regne "netto skadekostnad etter svovelavgift", foreslås å fokusere på partikler (PM₁₀) og NO_x/NO₂.

Skadekostnader eller tiltakskostnader?

For lokale helseskader knyttet til PM₁₀ foreligger det beste grunnlaget for miljøkostnader i form av skadekostnader. For de øvrige komponentene, har det vært vekslende bruk av skadekostnader og tiltakskostnader som tilnærming til de "sanne" miljøkostnadene ved

utslipp. For PM_{10} er det derfor naturlig fortsatt å ta utgangspunkt i skadekostnader slik de er fremkommet i LEVE-prosjektet, og senere oppdatert.

Når det gjelder NO_x , er det mer vekslende hvilken tilnærming som er benyttet. I SFT (2005) oppgis både skade- og tiltakskostnader for NO_x for ulike geografiske områder og byer/fylker. Ofte ligger da skadekostnadene som en øvre grense mens tiltakskostnadene ligger som nedre grense. I håndbøkene er det imidlertid tradisjon for å operere kun med et "gjennomsnittstall", ikke et intervall for miljøkostnadene. I SFT (2008) ble det beregnet at "gjennomsnittlige" skadekostnader var i nærheten av beregnede tiltakskostnader for NO_x , og man valgte å benytte 50 kr/kg som en tilnærming til miljøkostnaden (som er det samme som er benyttet i Finansdepartementet (2007)).

Vi vil anbefale at man benytter skadekostnader så sant det er mulig.

Hvilke inndelinger skal gjøres mht. lokale og regionale utslipp og geografisk inndeling (utslipp i store byer, andre byer, tettsteder, spredtbygde strøk)?

Tidligere har man delvis skilt ut lokale og regionale utslipp. I og med at man nå foreslår å benytte skadekostnader for PM_{10} , som er lokalt vurdert, og tiltakskostnader for NO_x , forsvinner grunnlaget for å skille mellom lokale og regionale utslipp. Man regner da samme NO_x -kostnad uavhengig av hvor utslippene skjer (og gjør ikke noe "tillegg" for regionale utslipp i visse sammenhenger) mens PM_{10} -utslippskostnadene er knyttet til lokalmiljø – noe vi kommer tilbake til i neste punkt.

I tidligere versjoner av håndbøkene er det imidlertid til dels skilt mellom lokale og regionale utslippskostnader, der de lokale er verdsatt ut fra skadekostnader mens de regionale er verdsatt ut fra tiltakskostnader. Dersom dette opprettholdes, fås en "bakgrunns/regional miljøkostnad" lik tiltakskostnad på ca. 50 kr per kg, og i tillegg en lokal skadekostnadsbasert estimat for byer og tettsteder. Dette er mer i tråd med mønsteret for skadekostnader for NO_x i SFT (2000/2005) der NO_x -kostnaden er høyere i større byer og tettsteder enn i spredtbygde "regioner", og det kan være grunn til å opprettholde dette mønsteret selv om det er gjort en forenkling i SFTs egne beregninger senere (2008). I SFT (2008) antydes det dessuten av det kan være grunn til å tro at tidligere "bakgrunnskostnadstall" for NO_x er underestimert i SFT (2000/2005), slik at det kan være grunn til å heve denne ytterligere. Tidligere undersøkelser som ofte benyttet implisitt verdsetting for beregne skader av NO_x -utslipp blir lite treffende for byer og tettsteder fordi de implisittet kostnadene tar utgangspunkt i skader på miljøet (for eksempel forsurening) mens i de store og større byene der det er høye NO_2 -konsentrasjoner er skaden knyttet til helseeffekter. Kostnadene for NO_2 -utslipp ble i LEVE-prosjektet beregnet ut fra daværende (og eldre) forutsetninger om hvor stor andel av NO_x -utslipp som utgjøres av NO_2 . Vi vet nå at NO_2 -andelen av NO_x er økende. Det er dessuten grunn til å verdsette NO_2 ulikt i ulike byer. De større byene er mer utsatt for høye NO_2 -konsentrasjoner enn mindre byer (Klif, 2009). Basert på opplysninger om forholdstall mellom NO_2 og NO_x som ble benyttet i bakgrunns materialet for LEVE (Slørdal 1998) og tall for nåværende og forventede forholdstall mellom NO_2 og NO_x (jf. bl.a. Grice, 2007; Nagl 2010; Carslaw 2010) er verdsettingsestimatene for NO_x justert for å reflektere denne forskjellen.

For PM_{10} , der skadekostnader og doseresponsvurderinger ligger til grunn for kostnadsberegningene, er det grunn til å benytte ulike miljøkostnader avhengig av hvor utslippene skjer.

I de opprinnelige estimatene som ligger til grunn for det meste av de miljøkostnadstallene som senere er benyttet for PM_{10} , skilte SFT (2000/2005) mellom skadekostnader for henholdsvis Oslo, Bergen, Trondheim, Drammen/Stavanger og "andre byer og tettsteder med mer enn 15 000 innbyggere". Årsaken til denne inndelingen var at man for disse byene hadde det beste grunnlaget for befolkning, eksponering osv. Det var betydelig forskjell i

beregnet miljøkostnad for disse byene – noe av dette har sammenheng med befolkningsstørrelse (flere eksponeres når det er en større befolkning ”i nærheten”), i tillegg kan også andre forhold ha betydning for eksponering – vind/klima, osv. mens doserespons-sammenhengene og verdien av statistisk liv ikke varierer mellom de ulike geografiske stedene.

Senere er det til dels gjort forenklinger ved at det i en del sammenhenger for eksempel er oppdelt i ”storby”, ”øvrige tettbygd” og ”spredtbygd”. Vegvesenets håndbok går lengst i å opprettholde skillet; de deler i Oslo, Bergen, Trondheim, Stavanger/Drammen, og ”øvrige tettbygd” i tillegg til spredtbygd. Mens for eksempel ECON (2001) foreslår en forenkling til storby, tettbygd og spredt. Og i SFT (2008) der man vurderer utslipp fra henholdsvis bensin- og dieselmotorer benyttes kun en miljøkostnad for PM₁₀, uavhengig av hvor utslippene skjer.

Det er flere hensyn å ivareta her, både faglig og praktisk. Faglig er det grunn til å tro at miljøkostnadene ved partikkelutslipp vil være ulike i ulike byer, fordi forholdene mht. klima, topografi, befolkningskonsentrasjon etc. varierer. Samtidig vet vi at det er store usikkerheter i de estimatene som foreligger, slik at det kan gi et inntrykk av en ”falsk” sikkerhet i estimatene å gjøre svært detaljerte skiller i miljøkostnader. Praktisk er det også mye som taler for at ”jo enklere, jo bedre”.

I og med at det er såpass store forskjeller mellom ”storbyene” og de øvrige byene, og ”tettbygde strøk” ellers, kan det imidlertid være grunn til å skille mellom disse kategoriene. Om man ønsker å operere med egne tall for henholdsvis Oslo, Bergen, Trondheim, eller slå sammen til ”storby” er nærmest en smaksak, som foreliggende materiale ikke gir grunnlag for å gi spesifikke faglige råd om.

Man kan tenke seg noe ulike grupperinger, for eksempel: ”storby” (gjennomsnitt av Oslo, Bergen, Trondheim), ”andre større byer som Drammen/Stavanger og lignende” og ”andre tettsteder med mer enn 15 000 innbyggere”. Eventuelt kan ”storbyer” deles i Oslo, Bergen og Trondheim for de etater som ønsker/har behov for det. Det kan for eksempel være at Vegvesenet har større behov for findeling enn luftfartsmyndighetene – gitt ulike transportmidler, men dette må da også gjenspeiles i estimatene som benyttes av Jernbaneverket – fordi de beregner ”sparte utslipp fra de transportmidler de får reisende fra”.

Bør utslippskostnadene i alle tilfeller være like for ulike transportmidler?

Det er enighet om at man bør operere med de samme miljøkostnadene for ulike transportmidler dersom det ikke er faktiske forhold som skulle tilsi forskjeller i kostnadsestimatene. Det er ikke grunn til at tiltakskostnadene skulle variere mellom ulike transportmidler (disse er beregnet som tiltakskostnader for å oppnå Gøteborg-protokollen, uavhengig av kilde (transportmiddel)).

For eksempel ECON (2001) argumenterer imidlertid for at man skal benytte andre utslippskostnader for PM₁₀ for luft- og kysttransport enn for veitrafikk – nærmere bestemt foreslår de at luft- og kysttransport ikke benytter den høyeste kostnaden for ”storby” selv om utslippene skjer i storby fordi utslippene skjer i høyere luftlag – og dermed ikke har like store konsekvenser for liv og helse (som er utgangspunktet for disse beregningene).

Det kan være gode grunner til at utslipp i høyere luftlag har mindre helsemessige konsekvenser – og derved miljøkostnader – enn utslipp langs veier, men i det materialet vi har tilgjengelig finner vi ikke grunnlag for å gjøre vurderinger med hensyn til ”hvor mye mindre” effekt disse utslippene eventuelt har. Det virker derfor noe prematurt å velge utslippstall med tilhørende kostnader for ”andre byer enn storby” for å prissette disse utslippene. Inntil man eventuelt får bedre tall for ulike effekter (dose-respons, eller

eksponeringsfunksjoner etc.) finner vi det vanskelig å skille mellom skadekostnader av en kg utslipp av PM₁₀ fra bil og en kg utslipp av PM₁₀ fra kyst- eller lufttransport.

Hvordan vil de nye norske estimatene for verdsetting av liv og leveår spille inn på resultatene?

Det er fortsatt ikke internasjonal enighet om hvorvidt det er "statistisk liv" eller "tapte leveår" som bør ligge til grunn for beregninger som dem vi gjennomfører her. I USA har det nettopp vært gjort en vurdering, og der har man konkludert med at man vil benytte VSL, ikke VOLY, men dette kan også ha sammenheng med at det finnes få verdsettingsstudier av VOLY og de fleste VOLY-estimer har således fremkommet som avledede verdier fra VSL, slik at det kan være like viktig for konklusjonene som at VSL prinsipielt er mer "riktig" enn VOLY.

Bruk av VOLY eller VSL reiser imidlertid også en del etiske og eventuelt politiske spørsmål som dreier seg om man prinsipielt skal gjøre prioriteringer ut fra at "et liv er et liv", eller om det har noe å si hvor mange år dette livet består av. For å sette det på spissen har dette å gjøre med hvorvidt det har/bør ha større verdi (bør prioriteres høyere) å redde et barn enn en 80-åring? Men hva med en 50-åring kontra en 60-åring, eller en 20-åring kontra en 30-åring? Dersom vi benytter VSL betyr det i utgangspunktet at det er likegyldig hvilken aldersgruppe som "reddes" mens hvis vi utelukkende benytter VOLY, vil en 10-åring ha større "verdi" enn en 20-åring, som igjen vil ha større "verdi" enn en 30-åring osv. (forutsatt at alle har like lang forventet levealder). Dersom vi regner på verdien av et statistisk liv spart pga. redusert luftforurensning ut fra beregnet VOLY i denne undersøkelsen vil vi se at verdien blir adskillig lavere enn de verdiene som er beregnet ut fra direkte spørsmål for beregning av VSL – til tross for at respondentene fikk opplyst at det statistiske livet som kunne reddes her var knyttet til luftforurensning og at de fleste som dør av dette har sykdommer fra før og er langt opp i årene.

Faglig sett kan vi ikke konkludere mht. hva som er "riktigst" å bruke av VOLY og VSL, men vi kan konstatere at også i denne undersøkelsen der begge mål er beregnet direkte, får vi en betydelig forskjell – med lavere verdier for skadekostnader dersom vi benytter VOLY enn dersom vi benytter VSL. Dette var det samme som de rapporterte i LEVE-prosjektet (SFT 2000; 2005).

Vi ser også at hvis vi fortsatt må ha med estimer basert både på VOLY og på VSL, er variasjonsrommet fortsatt i samme størrelsesorden som det man fant i LEVE-prosjektet. Man opererte der med et øvre og nedre estimat basert på henholdsvis 300 000 kr per leveår som ga absolutt laveste skadekostnadsestimat og 40 millioner kr per statistisk liv, som ga høyeste skadekostnadsestimat. Dette er også faktisk øvre og nedre estimat dersom vi tar med øvre og nedre estimat for VOLY og VSL som ble regnet ut for dødsfall/leveår knyttet til luftforurensning. Vi har derfor fortsatt et intervall tilsvarende det som ble regnet ut i LEVE-prosjektet. Spørsmålet er om det er grunnlag for å si noe mer om "mest sannsynlig verdi" enn det man har gjort tidligere. I de tidligere undersøkelsene regnet man altså ut nedre og øvre grense og brukte gjennomsnittet av de verdiene man kom fram til som et estimat man benyttet videre for eksempel i håndbøkene.

Hvis vi tar utgangspunkt i VSL-estimatene, viser de en variasjon fra ca. 10 – 40 millioner, men de "sikreste" er anslagsvis 10 -20 millioner. Mot dette taler Krupnicks m.fl. påpeking av at man bør benytte VSL-estimer beregnet for de minste endringene pga. budsjettrestriksjonene som ellers kan slå uheldig ut. Eventuell bruk av VOLY vil tale for at estimatene snarere ligger i nedre enn i øvre del av intervallet.

Når vi konkluderer mht. hvordan våre nye resultater vil påvirke estimatene utledet fra LEVE-prosjektet, må vi igjen minne om at det er flere forhold som kan være endret – og som ikke er endret nå – det gjelder for eksempel befolkningskonsentrasjoner i ulike byer og tettsteder,

endringer i dose-respons og eksponeringssammenhenger. Det er ikke grunnlag for å oppdatere disse nå, men dette bør gjøres før nye oppdateringer. Resultater fra EU-prosjektet HEIMTSA som vil foreligge våren 2011, vil være et godt grunnlag for dette, fordi man der jobber særlig med modellering av eksponering og dose-respons-sammenhenger knyttet til luftforurensning og helse.

Hvordan bør/kan estimatene for øvrig oppdateres (mht. evt. ny kunnskap, samt prisstigning osv.)?

I SFT (2005) benyttet man både konsumprisindeksen og endring i levekårsindeks for å oppdatere estimater. Det kan være gode grunner til å anta at verdien av miljøgoder som liv og helse ikke følger samme prisstigningsbane som vanlige konsumgoder, og at man derfor bør benytte andre mekanismer i tillegg for å reflektere dette. Imidlertid er det ikke noen allmenn anerkjent metode å oppdatere på denne måten, og det er nok vanligere å benytte en enkel indeks som konsumprisindeksen. Vi vil derfor foreslå at man benytter konsumprisindeks ved årlige justeringer, og heller foretar jevnlige "grundigere oppdateringer" med tanke på at flere faktorer kan endre seg (ikke minst vårt kunnskapsnivå på de mange områder som er inkludert i beregningene).

8.4 Forslag til enhetspriser

Basert på nye verdier for VSL og VOLY og andre data samlet inn og bearbeidet i dette prosjektet kombinert med skadefunksjonsmodellen i LEVE-prosjektet, har vi kommet fram til følgende anbefalte enhetsverdier for skadekostnader av luftforurensning fra transport.

Tabell 27. Anbefalte enhetsverdier for skadekostnader av luftforurensning

		Skadekostnad, kr per kg utslipp						
		Partikler (PM ₁₀)			Nitrogenoksider (NO _x)			
		Storby	Andre større byer	Tettsteder med mer enn 15 000 innbyggere	Storby (Oslo, Bergen, Trondheim)	Andre større byer	Andre områder	
Alle transportmidler	3600			1640	440	200	100	50
	Oslo	Trondheim	Bergen					
	3900	3900	2900					

Effekter av utslipp av SO₂ og nmVOC fra transport er neglisjerbare og er utelatt så vel i LEVE-modellen som i våre beregninger.

De anbefalte enhetsverdier for skadekostnader PM₁₀ og NO_x er basert på det opprinnelige antatte variasjonsområdet for VOLY og VSL fra LEVE-prosjektet, da vår verdsettingsstudie (som er den første nasjonale verdsettingsstudien av VOLY og VSL i Norge), bekrefter dette variasjonsområdet.

VSL-estimatene i vår undersøkelse viser en variasjon fra ca. 10 – 40 millioner, men de "sikreste estimatene" ligger i intervallet 10-20 millioner, noe som støtter opp under VSL-verdien som anbefales brukt i samfunnsøkonomiske analyser i Norge (Finansdepartementet 2005), som var basert på verdioverføring fra utenlandske studier. Siden det fortsatt er få

verdsetningsstudier av VOLY, og både EUs og USAs Miljøverndirektorater (hhv. European Commission DG Environment og US Environmental Protection Agency) har anbefalte enhetsverdier for VSL av etiske hensyn, vil vi anbefale at en tillegger VSL-anslaget størst vekt i påvente av mer forskning på området.

Når det gjelder kostnader ved utslipp av klimagasser er dette ikke verdsatt i våre undersøkelser fordi dette ikke kan gjøres som en del av de verdsetningsundersøkelsene som er gjennomført. Vi foreslår at man benytter CO₂-priser basert på antagelser om fremtidige kvotepriser som ble lagt fram av etatsgruppen for Klimakur 2020. Valutakursene varierer og vil fortsette å variere over tid. For omregning til norske priser, har vi her lagt til grunn at 1 euro = 8 NOK som et forventet gjennomsnitt.

For klimagasser oppgir etatsgruppen for Klimakur 2020 (Etatsgruppen for Klimakur 2020, 2009; Klifs TA-2545/2009) følgende kvotepriser som midlere anslag. Disse foreslås benyttet også i transportsektoren.

Tabell 28. Anbefalte enhetspriser for klimagassutslipp. Kilde: Etatsgruppen for Klimakur 2020 (2009).

CO ₂ -ekvivalenter, euro/ kr per tonn		
2015	2020	2030
26 euro per tonn (17-38)	40 euro per tonn (20-60)	100 euro per tonn
210 kr per tonn (140-310)	320 kr per tonn (160-360)	800 kr per tonn

8.5 Vurdering av anbefalte verdier

Det er grunn til å understreke at det er betydelig grad av usikkerhet knyttet til de anbefalte verdier for skadekostnader ved utslipp til luft. Slik sett ville et kostnadsintervall gitt et riktigere bilde av sikkerheten i anslagene enn det dagens punktestimater gjør.

LEVE-prosjektet, som danner utgangspunkt for de oppdaterte enhetsverdiene for partikler og nitrogenoksider, viste at det er betydelig usikkerhet i tallmaterialet, noe som gir seg utslag i store usikkerhetsintervaller – det er langt mellom estimatene for nedre og øvre grense for skadekostnader. Dette blir "borte" i dagens bruk av enhetspriser, der man opererer med én pris, noe som skulle tyde på en sikkerhet i anslaget som grunnlagsberegningene strengt tatt ikke gir grunnlag for.

En av de faktorene som utgjør en betydelig usikkerhet i kostnadsberegningene er verdien av statistisk liv (VSL) og verdien av tapte leveår (VOLY).

Det var derfor stort behov for nye anslag for verdien av VSL og VOLY, som ble innhentet i vår undersøkelse. Det er imidlertid også en rekke andre usikkerhetsfaktorer. Noen av disse kan vurderes, for eksempel bruk av ulik geografisk inndeling hos ulike transportetater. Andre forhold i skadefunksjonstilnærmingen har også behov for oppdatering, for eksempel eksponeringsmodeller, befolkningstetthet, ERFer osv., men det faller utenfor rammen til dette prosjektet.

Verdsetting av liv og leveår er en utfordring, noe all internasjonal erfaring viser (se for eksempel Bråthen et al. 2009). Den nye verdsettingsstudien gjennomført i dette prosjektet baseres på erfaringene som er gjort ved senere tids verdsettingsstudier av både VSL og VOLY, inkludert de studiene av VOLY som er gjennomført i ni europeiske land som del av EU-prosjektet NEEDS. Det ble i verdsettingsstudiene lagt spesiell vekt på å lage en god og lett forståelig presentasjon av små endringer i små dødsrisikotall. Her søkte vi å videreutvikle rutearkmetodikken brukt i Krupnick et al. (2002), som er blitt en "standard" innen stated preference-studier av VSL knyttet til luftforurensning. De metodiske problemstillingene mht. risikofremstilling er tilsvarende som ved verdsetting av VSL knyttet til trafikkulykker.

Verdsettingen av et statistisk liv knyttet til luftforurensning er gjennomført både ved betinget verdsetting og ved valgeksperimenter. Valgeksperimenter og betinget verdsetting er benyttet i utvalgene der luftforurensning og trafikkulykker er vurdert av samme respondent, mens bare betinget verdsetting er benyttet i utvalgene der kun VSL og VOLY for luftforurensning er vurdert.

Arbeidet har konsentrert seg om effekter på liv og helse av luftforurensning som er dokumentert gjennom eksponeringsresponsfunksjoner (ERFer). Dette inkluderer bl.a. hjertekarsykdommer og kreft. Trivselsulemper pga. svevestøv kunne man undersøkt vha. plagethetsskalaer lik den som anvendes for støy, men man risikerer da stor grad av dobbeltelling. Dette skyldes at det ville vært vanskelig for respondentene å skille trivselseffekter fra den effekten de tror dette har på helsa når de oppga sin betalingsvillighet for å gå fra nåværende plagethetsnivå til en situasjon hvor de ikke er plaget.

Beregning av de reviderte enhetsprisene tar utgangspunkt i beregningene som ble gjort i LEVE-prosjektet; i tråd med tidligere anbefalinger. Enhetsprisene bør i størst mulig grad være like i form av kroner per kg utslipp av samme stoff dersom det ikke er spesielle grunner som tilsier at skadekostnadene er ulike ved utslipp av samme stoff fra ulike transportmidler.

Priser for SO₂ og nmVOC etc. inkluderes ikke, da effekter av utslipp av disse to komponentene fra transport er neglisjerbare og er utelatt så vel i LEVE-modellen som i våre beregninger.

9 Referanser

Alberini, A, Alistair Hunt A, and Anil Markandya A. 2004. "Willingness to Pay to Reduce Mortality Risks: Evidence from a Three-country Contingent Valuation Study". Papersubmitted for presentation at the Annual EAERE Meeting, Budapest, 25-28 June 2004.

Braathen, N.A., H. Lindhjem, and S. Navrud 2009: Valuing lives saved from environment, transport and health policies..A Meta Analysis of Stated Preference Studies.. Rapport til Environment Division, OECD, Paris.

Carslaw, D. 2010: Recent Evidence and future prospects for emissions of Nox and NO2 in the UK. Models and controlling air pollution episodes in the UK, France and Norway. Oslo, 23rd June 2010.

Conroy, R. M. (2005) Stings in the tails: Detecting and dealing with censored data, The Stata Journal 5, Number 3, pp. 395–404.

DEFRA 2004. Chilton S, Covey J, Jones-Lee M, Loomes G, Metcalf H. "Valuation of health benefits associated with reductions in air pollution". Department for Environment, Food and Rural Affairs. London

Desaiges, B et al 2007: Final Report on the monetary valuation of mortality and morbidity risks from air pollution . Rapport fra EU forskningsprosjektet NEEDS (New Energy Externalities Developments for Sustainability) Research Stream 1b. Februar 2007.

EC DG 2001. "Recommended Interim Values for the Value of Preventing a Fatality in DGEEnvironment Cost Benefit Analysis". Recommendations by DG Environment, based on a workshop for experts held in Brussels on November 13th 2000.

ECON 2001: Beregning av miljøkostnader ved transport. Utarbeidet for Vegdirektoratet, Jernbaneverket, Kystdirektoratet og Luftfartsverket. ECON-rapport nr. 81/01. ECON, Oslo.

ExternE 1998. ExternE: Externalities of Energy. Vol.7: Methodology 1998 Update (EUR19083); Vol.8: Global Warming (EUR 18836); Vol.9: Fuel Cycles for Emerging andEnd-Use Technologies, Transport and Waste (EUR 18887); Vol.10: National Implementation (EUR 18528). Published by European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development. Office for Official Publications ofthe European Communities, L-2920 Luxembourg. Results are also available at <http://www.externe.info/>

Finansdepartementet 2005: Veileder i samfunnsøkonomiske analyser.

http://www.regjeringen.no/nb/dep/fin/dok/lover_regler/reglement/2005/veileder-i-samfunnsokonomiske-analyser.html?id=107648

Finansdepartementet 2007: Bilavgifter. Som sitert i SFT (2008).

Grice, S., J. Stedman, A. Kent, J. Norris, J. Abbott and S. Cooke (2007): The impact of changes in vehicle fleet compositions and exhaust treatment technology on the attainment of the Ambient Air quality limit value for nitrogen dioxide in 2010. Report to European Commission Directorate-General Environment. ED48527. AEA Energy & Environment.

Jernbaneverket 2006 Metodehåndbok JD205. Samfunnsøkonomiske analyser for jernbanen. Versjon 2.1 – juni 2006. http://www.jernbaneverket.no/PageFiles/5135/Samfunns_konomiske_1620089a.pdf

Krupnick A, Alberini A, Cropper M, Simon N, O'Brien B, Ron Goeree R & Heintzelman M. 2002. "Age, Health, and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions: AContingent Valuation Survey of Ontario Residents". J Risk and Uncertainty, vol.24(2), 161-186.

Lindhjem, H. and S. Navrud 2009: Measuring benefits of species and habitat protection – Comparing in-person and Internet CV survey modes. Submitted to the 4th Congress for Environmental and Resource Economists, Montraul, June 28th – July 2nd 2010, Montreal, Canada.

Nagl, C.; L. Moosmann, S. Grice, J. Stedman, D. van der Hout (2010): NO2 workshop Brussels 14-15 april 2010. Service Request No. 2 under framework contract ENV.C.3/FRA/2009/0008. Extended minutes. Umwelt BUndesamt Environment Agency Austria.

Navrud, S. 2001: Valuing Health Impacts From Air Pollution in Europe. New Empirical Evidence On Morbidity. *Environmental and Resource Economics*, 20 (4):305-329, December 2001.

Navrud, S. 1997: Luftforurensninger – effekter og verdier (LEVE). Betalingsvillighet for å unngå helseeffekter, støy og forsuring, SFT-rapport 97:14, Statens forurensningstilsyn, Oslo.

NewExt 2003. Project NewExt “New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies”. European Commission DG Research, Contract No. ENG1-CT2000-00129. Coordinated by R. Friedrich, IER, University of Stuttgart. Final report. <http://www.externe.info>

Ready, R., S. Navrud, B. Day et al (2004), “Benefit transfer in Europe: how reliable are transfers between countries?” *Environmental and Resource Economics*, 29, p. 67-82.

SFT 2005: Marginale miljøkostnader ved luftforurensning. Skadekostnader og tiltakskostnader. Rapport TA-2100/2005. Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo.

SFT 2000: Helseeffekter og samfunnsøkonomiske kostnader av luftforurensning. Luftforurensninger – effekter og verdier (LEVE). Rapport TA-1718/2000. Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo.

SFT 2008: Utslipp fra bensin- og dieselmotorer. Miljø- og helsekonsekvenser. Rapport TA-2438/2008. Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo.

Statens Vegvesen 2006: Håndbok 140: Konsekvensanalyser. Statens vegvesen, Oslo.
(<http://www.vegvesen.no/binary?id=14144>)

Vedlegg 1. Bakgrunnsdata for utvalg som ble spurt om verdien av statistisk liv (VSL)

Tabell V1.1. Alder og kjønn

	N	alder - gjennomsnitt	sd	alder median
Mann	526	49,6	15,1	50
Kvinne	482	46,9	14,4	50
	1 008			

Tabell V1.2. Inntektsfordeling

	Frekvens	Prosent	Kum. Prosent
inntil kr. 5 000	35	3,47	3,47
kr. 5.000-9.999	52	5,16	8,63
kr. 10.000-14.999	108	10,71	19,35
kr. 15.000-19.999	232	23,02	42,36
kr. 20.000-24.999	299	29,66	72,02
kr. 25.000-29.999	138	13,69	85,71
kr. 30.000-39.999	72	7,14	92,86
kr. 40.000-49.999	17	1,69	94,54
kr. 50.000. eller mer	9	0,89	95,44
vil ikke svare	42	4,17	99,6
vet ikke	4	0,4	100
Total	1 008	100	

Tabell V1.3. Hva tror du om din egen forventede levealder sammenlignet med din aldersgruppe?

		mann	Kvinne	Total
høyere enn gjennomsnittlig forventet	N	187	129	316
	%	35,55	26,76	31,35
gjennomsnittlig forventet levealder	N	268	290	558
	%	50,95	60,17	55,36
lavere enn gjennomsnittlig forventet	N	71	63	134
	%	13,5	13,07	13,29
Total	N	526	482	1 008
	%	100	100	100

Tabell V1.4. Tror du redusert luftforurensing vil ha betydning for forventet levealder?

	tror effekt på forventet levealder			Total
	ja	nei	vet ikke	
Ja	505	25	133	663
Nei	87	89	73	249
vet ikke	100	16	72	188
Total	692	130	278	1100

Tabell V1.5. Antall personer i husstand

	Frekvens	Prosent	Kum. Prosent
en person	196	19,44	19,44
to personer	446	44,25	63,69
tre personer	150	14,88	78,57
fire personer	134	13,29	91,87
fem personer	64	6,35	98,21
seks personer	14	1,39	99,6
flere enn seks personer	4	0,4	100
Total	1 008		

Tabell V1.6. Hvordan er forurensningssituasjonen der du bor?

	Frekvens	Prosent	Kum. Prosent
ikke forurenset i det hele tatt	278	27,58	27,58
litt forurenset	578	57,34	84,92
ganske forurenset	131	13	97,92
meget forurenset	20	1,98	99,9
voldsomt forurenset	1	0,1	100
Total	1 008	100	

Tabell V1.7. Hvor plaget du er av luftforurensning der du bor?

	Frekvens	Prosent	Kum. Prosent
ikke plaget i det hele tatt	791	78,47	78,47
litt plaget	201	19,94	98,41
ganske plaget	14	1,39	99,8
meget plaget	2	0,2	100
voldsomt plaget	0	0	100
Total	1 008	100	

Tabell V1.8. Hva tror du om egen risiko for å få sykdommer som skyldes av luftforurensning?

	Frekvens	Prosent	Kum. Prosent
mye lavere	187	18,55	18,55
litt lavere	329	32,64	51,19
er omtrent som gjennomsnittet	395	39,19	90,38
litt høyere	90	8,93	99,31
mye høyere	7	0,69	100
Total	1 008	100	

Tabell V1.9. Hva tror du om egen risiko for å få sykdommer som skyldes av luftforurensning sammenliknet med dem som bor i Oslo sentrum?

	Frekvens	Prosent	Kum. Prosent
mye lavere	639	63,39	63,39
litt lavere	260	25,79	89,19
er omtrent som	102	10,12	99,31
litt høyere	3	0,3	99,6
mye høyere	4	0,4	100
Total	1 008	100	

Tabell V1.10. Vet du om du eller din nærmeste familie har eller har hatt

	Du	Nærmeste familie
Hjerte-karsykdommer	69	323
Kreft	49	356
Luftveislidelser, astma	134	311
Andre kroniske sykdommer	68	165
Allergier	276	448
Skade etter ulykke	55	86
Skade etter annen	78	99
Skader pga kjemikalier	16	51

Tabell V1.11. Hvordan vurderer du din egen helse i alminnelighet?

	Frekvens	Prosent	Kum. prosent
meget god	234	23,21	23,21
God	507	50,3	73,51
verken god eller dårlig	229	22,72	96,23
Dårlig	34	3,37	99,6
meget dårlig	4	0,4	100
Total	1 008	100	

Tabell V1.12. Har du røkt?

	Frekvens	Prosent	Kum. prosent
nei, aldri	465	46,13	46,13
ja men jeg har sluttet	315	31,25	77,38
ja, av og til	77	7,64	85,02
ja, hver dag	151	14,98	100
Total	1 008	100	

Vedlegg 2. Bakgrunnsdata for utvalg som oppga verdien for ett leveår (VOLY)

Tabell V2.1. Alder og kjønn

	N	alder - gjennomsnitt	sd	alder median
Mann	533	49,9	14,18	51
Kvinne	567	48,2	14,78	51
	1100			

Tabell V2.2. Inntektsfordeling

	Frekvens	Prosent	Kum. Prosent
inntil kr. 5 000	31	2,82	2,82
kr. 5.000-9.999	54	4,91	7,73
kr. 10.000-14.999	118	10,73	18,45
kr. 15.000-19.999	254	23,09	41,55
kr. 20.000-24.999	295	26,82	68,36
kr. 25.000-29.999	147	13,36	81,73
kr. 30.000-39.999	101	9,18	90,91
kr. 40.000-49.999	25	2,27	93,18
kr. 50.000. eller mer	11	1	94,18
vil ikke svare	51	4,64	98,82
vet ikke	13	1,18	100
Total	1100	100	

Tabell V2.3. Hva tror du om egen forventede levealder sammenlignet med din aldersgruppe?

		mann	kvinne	Total
høyere enn gjennomsnittlig forventet	N	177	138	315
	%	33,21	24,34	28,64
gjennomsnittlig forventet levealder	N	279	346	625
	%	52,35	61,02	56,82
lavere enn gjennomsnittlig forventet	N	77	83	160
	%	14,45	14,64	14,55
Total	N	533	567	1 100
	%	100	100	100

Tabell V2.4. Tror du at helsesituasjon blir positivt påvirket dersom luftforurensingen blir redusert?

		Mann	kvinne	Total
Ja	N	321	342	663
	%	60,23	60,32	60,27
Nei	N	134	115	249
	%	25,14	20,28	22,64
vet ikke	N	78	110	188
	%	14,63	19,4	17,09
Total	N	533	567	1100
	%	100	100	100

Tabell V2.5. Tilhører du noen av disse sårbare (for helseeffekter av luftforurensning) gruppene?

Barn	7
Gamle eldre	133
Gravide kvinner	23
Hjertepasienter	53
De som har luftveislidelser	60
De som har astma	98
De som har kronisk bronkitt	23
Kontakt med kjemikalier	65
Ingen	734
Total	1196

Tabell V2.6. Tror du redusert luftforurensning vil ha oppgitt effekt på forventet levealder?

	tror effekt på forventet levealder			
	ja	Nei	vet ikke	Total
Ja	505	25	133	663
Nei	87	89	73	249
vet ikke	100	16	72	188
Total	692	130	278	1100

Tabell V2.7. Antall personer i husstanden

	Frekvens	Prosent	Kum. Prosent
en person	241	21,9	21,9
to personer	488	44,4	66,3
tre personer	170	15,5	81,7
fire personer	140	12,7	94,5
fem personer	50	4,6	99,0
seks personer	11	1,0	100
Total	1 100		

Tabell V2.8. Hvordan er forurensningssituasjonen der du bor?

	Frekvens	Prosent	Kum. Prosent
ikke forurenset i det hele tatt	315	28,64	28,64
litt forurenset	629	57,18	85,82
ganske forurenset	130	11,82	97,64
meget forurenset	25	2,27	99,91
voldsomt forurenset	1	0,09	100
Total	1100	100	

Tabell V2.9. Hvor plaget er du av luftforurensning der du bor?

	Frekvens	Prosent	Kum. Prosent
ikke plaget i det hele tatt	864	78,55	78,55
litt plaget	207	18,82	97,36
ganske plaget	22	2	99,36
meget plaget	4	0,36	99,73
voldsomt plaget	3	0,27	100
Total	1 100	100	

Tabell V2.10. Hva tror du om egen risiko for å få sykdommer som skyldes av luftforurensning?

	Frekvens	Prosent	Kum. Prosent
mye lavere	150	13,64	13,64
litt lavere	317	28,82	42,45
er omtrent som gjennomsnittet	540	49,09	91,55
litt høyere	85	7,73	99,27
mye høyere	8	0,73	100
Total	1 100	100	

Tabell V2.11. Hva tror du om egen risiko for å få sykdommer som skyldes av luftforurensning sammenliknet med dem som bor i Oslo sentrum?

	Frekvens	Prosent	Kum. prosent
mye lavere	638	58	58
litt lavere	319	29	87
er omtrent som gjennomsnittet	134	12,18	99,18
litt høyere	5	0,45	99,64
mye høyere	4	0,36	100
Total	1 100	100	

Tabell V2.12. Vet du om du eller din nærmeste familie har eller har hatt:

	Du	Nærmeste familie
Hjerte-karsykdommer	76	286
Kreft	55	344
Luftveislidelser, astma	130	309
Andre kroniske sykdommer	88	141
Allergier	288	423
Skade etter ulykke	64	76
Skade etter annen	74	86
Skader pga kjemikalier	14	27

Tabell V2.13. Hvordan vurderer du din egen helse i alminnelighet?

	Frekvens	Prosent	Kum. prosent
meget god	257	23,36	23,36
God	560	50,91	74,27
verken god eller dårlig	236	21,45	95,73
Dårlig	45	4,09	99,82
meget dårlig	2	0,18	100
Total	1 100	100	

Tabell V2.14. Har du røkt?

	Frekvens	Prosent	Kum. prosent
nei, aldri	440	40	40
ja men jeg har sluttet	385	35	75
ja, av og til	93	8,45	83,45
ja, hver dag	182	16,55	100
Total	1 100	100	

Vedlegg 3. Testing for scope og rekkefølgeeffekter

Scope-tester

Tabell V3.1. Scope-tester av redusert helserisiko (større endring verdsatt, både "helt sikkert ja" og "sannsynligvis ja")

Two-sample t test with equal variances

Variable	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf. Interval]	
BV_40_10	454	5345,264	323,0714	6883,771	4710,36	5980,169
BV_40_20	454	4127,533	280,3233	5972,927	3576,638	4678,429
combined	908	4736,399	214,703	6469,653	4315,026	5157,771
diff		1217,731	427,7339		378,2668	2057,196
diff = mean(BV01) - mean(BV2)				t =	2,8469	
Ho: diff = 0				degrees of freedom =	906	
Ha: diff < 0		Ha: diff != 0		Ha: diff > 0		
Pr(T < t) = 0,9977		Pr(T > t) = 0,0045		Pr(T > t) = 0,0023		

Mean BV_40_10 is statistically greater than mean BV_40_20.

Tabell V3.2. Scope-tester av redusert helserisiko (mindre endring verdsatt: både "helt sikkert ja" og "sannsynligvis ja")

Two-sample t test with equal variances

Variable	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf. Interval]	
BV_20_0	486	5178,704	306,0077	6746,064	4577,439	5779,968
BV_20_10	479	4089,144	272,4168	5962,133	3553,862	4624,427
combined	965	4637,876	205,6694	6389,007	4234,264	5041,487
diff		1089,56	410,0628		284,84	1894,279
diff = mean(BV01) - mean(BV2)				t =	2,6571	
Ho: diff = 0				degrees of freedom =	963	
Ha: diff < 0		Ha: diff != 0		Ha: diff > 0		
Pr(T < t) = 0,9960		Pr(T > t) = 0,0080		Pr(T > t) = 0,0040		

Mean BV_20_0 is statistically greater than mean BV_20_10.

Tabell V3.3. Scope-tester av redusert helserisiko (størst endring verdsatt: bare "helt sikkert ja")

Two-sample t test with equal variances

Variable	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf. Interval]	
BV_40_10	429	2690,093	212,9991	4411,705	2271,439	3108,748
BV_40_10	418	2003,708	183,3803	3749,22	1643,243	2364,173
combined	847	2351,358	141,2256	4110,126	2074,164	2628,551
diff		686,3851	281,6541		133,5614	1239,209

diff = mean(BV03) - mean(BV04) t = 2,4370
 Ho: diff = 0 degrees of freedom = 845

Ha: diff < 0 Ha: diff != 0 Ha: diff > 0
 Pr(T < t) = 0,9925 Pr(|T| > |t|) = 0,0150 Pr(T > t) = 0,0075

Mean BV_40_10 is statistically greater than mean BV_40_20.

Tabell V3.4. Scope-tester av redusert helserisiko (mindre endring verdsatt: kun "helt sikkert ja")

Two-sample t test with equal variances

Variable	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf. Interval]	
BV_20_0	450	2620	198,2408	4205,322	2230,405	3009,595
BV_20_10	439	2006	175,9169	3685,869	1661,201	2352,694
combined	889	2317,267	133,0486	3966,99	2056,14	2578,393
diff		613,0524	265,4707		92,02849	1134,076

diff = mean(BV03) - mean(BV04) t = 2,3093
 Ho: diff = 0 degrees of freedom = 887

Ha: diff < 0 Ha: diff != 0 Ha: diff > 0
 Pr(T < t) = 0,9894 Pr(|T| > |t|) = 0,0212 Pr(T > t) = 0,0106

Mean BV_20_0 is statistically greater than mean BV_20_10. **Testing for rekkefølgeeffekter ("order effects")**

VSL

Tabell V3.5. Testing av rekkefølgeeffekter for "helt sikkert ja" og "sannsynligvis ja"-svar

Variable	Obs	Mean	Std. Dev.	Min	Max
BV_40_10	454	5345,264	6883,771	0	25000

Two-sample t test with equal variances

Group	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf. Interval]	
0	219	6125,114	507,9995	7517,706	5123,895	7126,333
1	235	4618,511	402,0365	6163,103	3826,437	5410,584
combined	454	5345,264	323,0714	6883,771	4710,36	5980,169
diff		1506,604	643,3682		242,2395	2770,968
diff = mean(0) - mean(1)					t =	2,3417
Ho: diff = 0					degrees of freedom =	452
Ha: diff < 0		Ha: diff != 0		Ha: diff > 0		
Pr(T < t) = 0,9902		Pr(T > t) = 0,0196		Pr(T > t) = 0,0098		

Group 1= BV for størst risikoreduksjon ble innhentet først

The means are statistically different at any significance level greater than 2%.

Tabell V3.6. Testing av rekkefølgeeffekter for "helt sikkert ja" og "sannsynligvis ja"-svar.

Variable	Obs	Mean	Std. Dev.	Min	Max
BV_40_20	454	4127,533	5972,927	0	25000

Two-sample t test with equal variances

Group	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf. Interval]	
0	221	4077,602	412,9735	6139,293	3263,711	4891,492
1	233	4174,893	381,5159	5823,587	3423,214	4926,571
combined	454	4127,533	280,3233	5972,927	3576,638	4678,429
diff		-97,29089	561,444		-1200,655	1006,074
diff = mean(0) - mean(1)					t =	-0,1733
Ho: diff = 0					degrees of freedom =	452
Ha: diff < 0		Ha: diff != 0		Ha: diff > 0		
Pr(T < t) = 0,4313		Pr(T > t) = 0,8625		Pr(T > t) = 0,5687		

Group 1 = BV for stor risikoreduksjon ble innhentet først

The means are not statistically different.

Tabell V3.7. Testing av rekkefølgeeffekter for "helt sikkert ja" og "sannsynligvis ja"-svar

Variable	Obs	Mean	Std. Dev.	Min	Max
BV_20_0	486	5178,704	6746,064	0	25000

Two-sample t test with equal variances

Group	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf. Interval]	
0	257	5987,16	450,8531	7227,725	5099,306	6875,013
1	229	4271,397	399,7173	6048,82	3483,785	5059,01
combined	486	5178,704	306,0077	6746,064	4577,439	5779,968
diff		1715,762	608,6907		519,7596	2911,765

diff = mean(0) - mean(1) t = 2,8188
 Ho: diff = 0 degrees of freedom = 484

Ha: diff < 0 Ha: diff != 0 Ha: diff > 0
 Pr(T < t) = 0,9975 Pr(|T| > |t|) = 0,0050 Pr(T > t) = 0,0025

Group 1= BV for stor risikoreduksjon ble innhentet først.

The means are statistically different at any significance level.

Tabell V3.8. Testing av rekkefølgeeffekter for "helt sikkert ja" og "sannsynligvis ja"-svar.

Variable	Obs	Mean	Std. Dev.	Min	Max
BV_20_10	479	4089,144	5962,133	0	25000

Two-sample t test with equal variances

Group	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf. Interval]	
0	255	4056,863	383,8371	6129,388	3300,954	4812,771
1	224	4125,893	386,1461	5779,306	3364,931	4886,855
combined	479	4089,144	272,4168	5962,133	3553,862	4624,427
diff		-69,03011	546,5411		-1142,956	1004,896

diff = mean(0) - mean(1) t = -0,1263
 Ho: diff = 0 degrees of freedom = 477

Ha: diff < 0 Ha: diff != 0 Ha: diff > 0
 Pr(T < t) = 0,4498 Pr(|T| > |t|) = 0,8995 Pr(T > t) = 0,5502

Group 1= BV for stor risikoreduksjon ble innhentet først

The means are not statistically different.

VOLY

Tabell V3.9. Testing av rekkefølgeeffekter for "helt sikkert ja" og "sannsynligvis ja"-svar

BV_12 (12 mnd – størst omfang)

Variable	Obs	Mean	Std. Dev.	Min	Max
BV_12	510	5604,608	6947,652	0	25000

Two-sample t test with equal variances

Group	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf. Interval]	
0	261	6367	450,6279	7280,117	5479,705	7254,395
1	249	4805	411,9321	6500,178	3994,09	5616,753
combined	510	5604,608	307,6472	6947,652	5000,193	6209,022
diff		1561,628	612,1617		358,9477	2764,308
diff = mean(0) - mean(1)					t =	2,5510
Ho: diff = 0					degrees of freedom =	508
Ha: diff < 0		Ha: diff != 0		Ha: diff > 0		
Pr(T < t) = 0,9945		Pr(T > t) = 0,0110		Pr(T > t) = 0,0055		

Group 1= BV for stor økning i forventet levealder ble innhentet først

The means are statistically different at any significance level greater than 1%.

Tabell V3.10. Testing av rekkefølgeeffekter for "helt sikkert ja" og "sannsynligvis ja"-svar.

BV_6 (6 mnd – størst omfang)

Variable	Obs	Mean	Std. Dev.	Min	Max
BV6_big	506	4007,905	5670,078	0	25000

Two-sample t test with equal variances

Group	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf. Interval]	
0	260	3731	320,1793	5162,736	3101,052	4362,025
1	246	4300	392,6369	6158,27	3526,625	5073,375
combined	506	4007	252,0657	5670,078	3512,678	4503,132
diff		-568,4615	504,1892		-1559,033	422,1098
diff = mean(0) - mean(1)					t =	-1,1275
Ho: diff = 0					degrees of freedom =	504
Ha: diff < 0		Ha: diff != 0		Ha: diff > 0		
Pr(T < t) = 0,1300		Pr(T > t) = 0,2601		Pr(T > t) = 0,8700		

Group 1= BV for stor økning i forventet levealder ble innhentet først

The means are not statistically different.

Tabell V3.11 Testing av rekkefølgeeffekter for "helt sikkert ja" og "sannsynligvis ja"-svar.

BV_6 (6 mnd – mindre omfang)

Variable	Obs	Mean	Std. Dev.	Min	Max
BV6small	494	4756,377	6473,52	0	25000

Two-sample t test with equal variances

Group	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf. Interval]	
0	223	5433,408	467,4865	6981,061	4512,129	6354,687
1	271	4199,262	363,2409	5979,7	3484,117	4914,407
combined	494	4756,377	291,2574	6473,52	4184,118	5328,636
diff		1234,146	583,2309		88,21558	2380,077

diff = mean(0) - mean(1) t = 2,1161
 Ho: diff = 0 degrees of freedom = 492

Ha: diff < 0 Ha: diff != 0 Ha: diff > 0
 Pr(T < t) = 0,9826 Pr(|T| > |t|) = 0,0348 Pr(T > t) = 0,0174

Group 1= BV for stor økning i forventet levealder ble innhentet først.

The means are statistically different at any significance level greater than 3,5%

Tabell V3.12. Testing av rekkefølgeeffekter for "helt sikkert ja" og "sannsynligvis ja"-svar.

Variable	Obs	Mean	Std. Dev.	Min	Max
BV3	492	3431,911	5479,957	0	25000

Two-sample t test with equal variances

Group	Obs	Mean	Std. Err.	Std. Dev.	[95% Conf. Interval]	
0	224	3113,393	338,6915	5069,07	2445,947	3780,838
1	268	3698,134	354,1139	5797,095	3000,923	4395,345
combined	492	3431,911	247,0555	5479,957	2946,494	3917,327
diff		-584,7415	495,9018		-1559,098	389,6149

diff = mean(0) - mean(1) t = -1,1791
 Ho: diff = 0 degrees of freedom = 490

Ha: diff < 0 Ha: diff != 0 Ha: diff > 0
 Pr(T < t) = 0,1195 Pr(|T| > |t|) = 0,2389 Pr(T > t) = 0,8805

Group 1= BV for stor økning i forventet levealder ble innhentet først.

The means are not statistically different.

Vedlegg 4. Resultater fra VoH-VoS-utvalget

Tabell V4.1. Verdsetting i kontekst: Midtpunkt-estimater med større usikkerhet ("helt sikkert ja"+ "sannsynligvis ja")

Case	Variable	Obs	Mean	Std. Err.	(95 % konf. intervall)		Median
40 til 30 per 10 000	VoHa	521	4 220	256	3 717	4 724	1750
40 til 20 per 10 000	VoHb	554	4 466	251	3 973	4 959	1750

Tabell V4.2 Verdsetting i kontekst: Intervall-estimater med større usikkerhet ("helt sikkert ja"+ "sannsynligvis ja")

Case	Variable	Obs	Mean	Std. Err.	(95 % konf. intervall)	
40 til 30 per 10 000	VoHa	521	3 990	259	3 483	4 497
40 til 20 per 10 000	VoHb	554	4 099	243	3 622	4 575

Tabell V4.3. Verdsetting i kontekst: Midtpunkt-estimater med mindre usikkerhet (kun "helt sikkert ja")

Case	Variable	Obs	Mean	Std. Err.	(95 % konf. intervall)		Median
40 til 30 per 10 000	VoHa	466	2 244	184	1 882	2 606	750
40 til 20 per 10 000	VoHb	506	2 334	182	1 977	2 692	750

Tabell V4.4. Verdsetting i kontekst: Intervall-estimater med mindre usikkerhet (kun "helt sikkert ja")

Case	Variable	Obs	Mean	Std. Err.	(95 % konf. intervall)	
40 til 30 per 10 000	VoHa	466	1 977	170	1 644	2 310
40 til 20 per 10 000	VoHb	506	2 065	167	1 736	2 393

Tabell V4.5. Test for rekkefølgeeffekter – rekkefølge for verdsetting av helse og verdsetting av ulykker varierer (BV-verdier basert på "intervall"-beregning og "Helt sikkert ja"-svar).

Variabel	VoHa		VoSa	
Rekkefølge	VoHa – VoSa	VoSa – VoHa	VoHa – VoSa	VoSa - VoHa
BV	2 066	1 899	2 194	1 800
95 % Konf. intervall	(1 591 - 2 540)	(1 429 - 2 367)	(1 682 - 2 705)	(1 293 - 2 306)
Observasjoner	229	236	233	232

Variabel	VoHb		VoSb	
Rekkefølge	VoHb – VoSb	VoSb - VoHb	VoHb – VoSb	VoSb - VoHb
BV	1 783	2 377	2 306	1 982
95 % Konf. intervall	(1 360 - 2 204)	(1 869 - 2 884)	(1 773 - 2 837)	(1 517 - 2 445)
Observasjoner	261	245	256	234

Tabell V4.6. Test for rekkefølgeeffekter – rekkefølge for CV og CE-spørsmål varierer.

Variabel	VoHa		VoHb	
	CE-CV	CV-CE	CE-CV	CV-CE
BV	1 979	1 982	2 492	1 650
95 % Konf. intervall	(1 501 - 2 458)	(1 516 - 2 447)	(1 974 - 3 010)	(1 252 - 2 049)
Observasjoner	230	235	257	249

Variabel	VoSa		VoSb	
	CE-CV	CV-CE	CE-CV	CV-CE
BV	2 035	1 941	2 261	2 034
95 % Konf. intervall	(1 475 - 2 595)	(1 486 - 2 395)	(1 791 - 2 732)	(1 496 - 2 572)
Observasjoner	228	237	254	236

Tabell V4.7. Regresjon for BV3 med mindre usikkerhet

VARIABLER	mindre omfang		større omfang	
	Long model	Short model	Long model	Short model
Inntekt	0.02 (0.822)	0.03 (1.390)	0.05** (2.236)	0.03 (1.645)
Alder	57.82 (0.620)	17.07 (1.238)	-124.53 (-1.430)	33.94*** (2.688)
Alder 2	-0.41 (-0.406)		1.72* (1.839)	
Kvinne	637.22 (1.530)	713.47* (1.727)	441.23 (1.140)	392.67 (1.020)
Husholdningsstørrelse (hhsiz) = 1	-618.97 (-1.082)		88.70 (0.152)	
hhsiz = 2	-402.61 (-0.791)		-368.38 (-0.729)	
hhsiz = 3	-213.21 (-0.342)	106.36 (0.191)	-834.35 (-1.419)	-796.04 (-1.601)
Forurenset (p31 > 3)	1,008.33 (0.905)	917.92 (0.824)	4,100.44*** (3.479)	4,095.00*** (3.474)
Mye plaget (p32 >2)	-3,048.72** (-2.421)	-3,390.19*** (-2.725)	-363.64 (-0.280)	-331.94 (-0.256)
Tror at helse vil bli positivt påvirket (p33 =1)	1,094.17*** (2.810)	1,041.31*** (2.742)	673.26* (1.837)	642.42* (1.761)
Røker (=1)	978.13** (2.135)	942.68** (2.109)	154.70 (0.366)	-0.80 (-0.00190)
Egen risiko er høyere enn gjennomsnitt (p35>3)	2,638.91*** (3.082)	2,394.59*** (2.876)	-1,108.40* (-1.695)	-922.07 (-1.495)
Tror på at myndigheter vil klare å redusere antall dødsfall	299.25 (0.778)	337.40 (0.888)	504.14 (1.392)	487.84 (1.340)
Du eller nærmeste familie med luftveislidelser	-871.22 (-1.352)		677.84 (1.126)	
Du eller nærmeste i familie med allergier	275.31 (0.618)		-62.93 (-0.147)	
MET	1.34 (0.199)	0.61 (0.0910)	7.33 (1.494)	7.63 (1.568)
Konstant	-1,009.98 (-0.495)	-627.45 (-0.709)	1,890.91 (0.995)	-1,049.91 (-1.244)
Observasjoner	387	387	432	432

z-statistikk i parentes

*** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Tabell V4.8. Regresjon for BV4 med større usikkerhet

VARIABLER	mindre omfang		større omfang	
	Long modell	Short model	Long model	Short model
Inntekt	0.06* (1.677)	0.07** (2.193)	0.05 (1.627)	0.05* (1.694)
Alder	68.76 (0.491)	17.48 (0.865)	-19.94 (-0.161)	43.52** (2.370)
Alder 2	-0.52 (-0.343)		0.72 (0.540)	
Kvinne	1,284.11** (2.116)	1,344.52** (2.235)	61.27 (0.108)	32.99 (0.0578)
Husholdningsstørrelse (hhsiz) = 1	-1,257.13 (-1.478)		-1,123.41 (-1.312)	
hhsiz = 2	-624.07 (-0.816)		-587.33 (-0.794)	
hhsiz = 3	-55.68 (-0.0596)	525.07 (0.628)	-1,801.84** (-2.101)	-1,337.04* (-1.832)
Forurenset (p31 > 3)	1,297.48 (0.807)	1,275.22 (0.795)	4,658.50** (2.535)	4,165.73** (2.252)
Mye plaget (p32 >2)	-4,461.52** (-2.525)	-4,533.31*** (-2.587)	-948.99 (-0.470)	-1,464.39 (-0.722)
Tror at helse vil bli positivt påvirket (p33 =1)	1,717.19*** (2.990)	1,551.26*** (2.755)	1,079.96** (2.015)	1,143.43** (2.127)
Røker (=1)	517.31 (0.761)	502.49 (0.758)	-19.72 (-0.0322)	-87.59 (-0.143)
Egen risiko er høyere enn gjennomsnitt (p35>3)	1,749.29 (1.504)	1,622.63 (1.441)	-1,594.02 (-1.633)	-647.11 (-0.698)
Tror på at myndigheter vil klare å redusere antall dødsfall	1,077.22* (1.862)	956.86* (1.677)	1,301.61** (2.448)	1,241.94** (2.308)
Du eller nærmeste familie med luftveislidelser	550.72 (0.605)		2,692.17*** (2.947)	
Du eller nærmeste familie med allergier	-410.49 (-0.634)		118.12 (0.184)	
MET	7.61 (0.821)	7.53 (0.814)	0.86 (0.118)	2.17 (0.301)
Konstant	-744.01 (-0.245)	-346.58 (-0.268)	1,511.81 (0.557)	28.32 (0.0228)
Observasjoner	437	437	473	473

z-statistikk i parentes

*** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Tabell V4.9. Elastisitet for verdi av helse; BV2 (kun "helt sikkert Ja")

VARIABLER	logBV2Ha	logBV2Hb
Log Inntekt	0,02 (0,167)	0,16 (1,461)
Alder	0,01* (1,781)	0,01*** (3,412)
Kvinne (=1)	0,15 (1,273)	-0,02 (-0,167)
Husholdningsstørrelse (hhsiz)	0,06 (1,418)	0,02 (0,499)
Tror på at myndigheter vil klare å redusere antall dødsfall	0,19* (1,722)	0,16 (1,540)
Konstant	6,20*** (6,171)	4,71*** (4,425)
Observasjoner	419	471
R-squared	0,020	0,045

t-statistikk i parentes

*** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Tabell V4.10. Elastisitet for verdi av helse; BV1 ("helt sikkert Ja"+ "sannsynligvis Ja")

VARIABLER	logBV1Ha	logBV1Hb
Log Inntekt	0,09 (0,823)	0,29** (2,560)
Alder	0,00 (0,979)	0,01** (2,443)
Kvinne (=1)	0,25** (2,186)	0,06 (0,543)
Husholdningsstørrelse (hhsiz)	0,06 (1,413)	0,01 (0,218)
Tror på at myndigheter vil klare å redusere antall dødsfall	0,27** (2,377)	0,28** (2,563)
Konstant	6,23*** (6,181)	4,21*** (3,834)
Observasjoner	473	513
R-squared	0,026	0,045

t-statistikk i parentes

*** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1