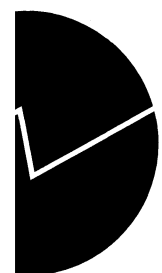


Anett C. Hansen

**Fremskrivning av støybelastning
fra veitrafikk**

Rapport



Anett C. Hansen

Fremskrivning av støybelastning fra veitrafikk

Rapporter

I denne serien publiseres statistiske analyser, metode- og modellbeskrivelser fra de enkelte forsknings- og statistikkområder. Også resultater av ulike enkeltundersøkelser publiseres her, oftest med utfyllende kommentarer og analyser.

Reports

This series contains statistical analyses and method and model descriptions from the different research and statistics areas. Results of various single surveys are also published here, usually with supplementary comments and analyses.

© Statistisk sentralbyrå, mars 1999

Ved bruk av materiale fra denne publikasjonen, vennligst oppgi Statistisk sentralbyrå som kilde.

ISBN 82-537-4659-8
ISSN 0806-2056

Emnegruppe

01.04. Forurensninger

Emneord

Støy
Støyplagede
Tiltak
Støybelastning
Veitrafikkvekst

Design: Enzo Finger Design
Trykk: Statistisk sentralbyrå

Standardtegn i tabeller	Symbols in tables	Symbol
Tall kan ikke forekomme	Category not applicable	.
Oppgave mangler	Data not available	..
Oppgave mangler foreløpig	Data not yet available	...
Tall kan ikke offentliggjøres	Not for publication	:
Null	Nil	-
Mindre enn 0,5 av den brukte enheten	Less than 0.5 of unit employed	0
Mindre enn 0,05 av den brukte enheten	Less than 0.05 of unit employed	0,0
Foreløpige tall	Provisional or preliminary figure	*
Brudd i den lodrette serien	Break in the homogeneity of a vertical series	—
Brudd i den vannrette serien	Break in the homogeneity of a horizontal series	
Rettet siden forrige utgave	Revised since the previous issue	r

Sammendrag

Anett C. Hansen

Fremskrivning av støybelastning fra veitrafikk

Rapporter 99/1 • Statistisk sentralbyrå 1999

I denne rapporten har vi forsøkt å fremskrive veksten i støybelastningen i Oslo frem mot år 2020. Vi finner at gitt en utvikling i veitrafikkvolumet som er konsistent med Regjeringens langtidsprogram (Finans- og tolldepartementet, 1997), så vil i år 2010 i underkant av 110 000 personer av de som i dag bor i Oslo være utsatt for støy innendørs som overstiger grenseverdien på 30 dB(A). Dette omfatter 22 prosent av Oslos befolkning, og tilsvarer en økning i antall støyutsatte i denne kategorien på 13 prosent fra 1998 til år 2010. Av disse vil anslagsvis drøyt 33 000 personer (7 prosent av Oslos befolkning) være sterkt støyplaget, noe som tilsvarer en økning i antall sterkt støyplagede over 30 dB(A) på 16 prosent fra 1998 til 2010.

Vi har videre vurdert forskjellige tiltak som kan settes i verk for å begrense den fremtidige støybelastningen, og finner at et indirekte tiltak som en avgift på drivstoff vil være svært mye dyrere med hensyn til redusert støybelastning enn direkte tiltak som støyskjermer og fasadeisolering. Årsaken er at bruk av støyskjermingstiltak påvirker støybelastningen direkte gjennom redusert innendørsstøynivå, mens en drivstoffavgift kun vil påvirke støybelastningen indirekte via begrenset omfang av veitrafikk. Da vil også trafikk som i liten grad gir støybelastning rammes. Dersom man tar i bruk skjermingstiltak for å oppnå en målsetting om å holde konstant antall personer i Oslo som er sterkt plaget av støy innendørs over 30 dB(A) vil dette koste mellom 0,5 og 55,0 millioner (1995-) kroner per år. En målsetting å holde konstant antall personer som er utsatt for støy over 30 dB(A) medfører årlige kostnader på mellom 6,6 og 116,0 millioner (1995-) kroner per år. Hvis man istedet tar i bruk en generell drivstoffavgift som påvirker støybelastningen indirekte via redusert veitrafikkomfang, vil Oslos andel av annuitetskostnaden forbundet med en målsetting om å holde veitrafikkvolumet på 1997-nivået anslagsvis ligge på omlag 1,9 milliarder (1995-) kroner per år.

Emneord: Støy, støyplagede, tiltak, støybelastning, veitrafikkvekst.

Prosjektstøtte: Prosjektet er finansiert av Norges Forskningsråd. Takk til Torgeir Bruun Wyller, Brita Bye, Torstein Bye, Karine Nyborg og Knut Einar Rosendahl for verdifulle kommentarer på et tidligere rapportutkast og til Jan Boe Kielland for nyttige innspill.

Innhold

1. Innledning	7
1.1. Bakgrunn.....	7
1.2. Oversikt over rapporten.....	7
2. Generelt om støy	9
3. Effekter	11
3.1. Helseeffekter av støy.....	11
3.2. Andre effekter.....	12
4. Veitrafikkstøy	14
4.1. Bakgrunn.....	14
4.2. Miljøetatens støymodell og TØI's trafikkmodell.....	15
4.3. Retningslinjer/grenseverdier for veitrafikkstøy.....	15
4.4. Beregning av støysituasjonen i Oslo og resten av landet i dag.....	16
5. Støysituasjonen fremover	17
5.1. Metode.....	17
5.2. Modellering av trafikkvolumvariable og utvikling i veitrafikken.....	17
5.3. Utvikling i antall støyutsatte og antall støyplagede.....	18
6. Tiltak	20
6.1. Avgiftsalternativet.....	20
6.2. Direkte virkemidler.....	21
6.3. Sammenlikning av kostnadene forbundet med begrensning av støybelastningen i Oslo.....	23
7. Konklusjon	25
Referanser	26
Vedlegg A. Tabeller	28
Tidligere utgitt på emneområdet	30
De sist utgitte publikasjonene i serien Rapporter	31

1. Innledning

1.1. Bakgrunn

Miljøskadene fra økonomisk aktivitet er etterhvert blitt analysert i en mengde studier. I tillegg har en rekke forfattere forsøkt å kvantifisere hvordan forringelse av miljøkvaliteten virker tilbake på økonomien igjen. Statistisk sentralbyrå (SSB) har i flere år arbeidet med denne typen problemstillinger. De siste årene har en del av dette arbeidet vært rettet mot miljøeffekter knyttet til avlingstap og helse- og materialskader av luftforurensning, og helseskader knyttet til veitrafikk (veitrafikkulykker), se f.eks Rosendahl (1996), Tørseth *et al.* (1997 og 1998) og Glomsrød *et al.* (1996). De tre sistnevnte studiene er utført på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT) og i samarbeid med blant annet Norsk institutt for luftforskning (NILU).

Med denne rapporten har vi forsøkt å utvide vår kunnskap på dette området ved å studere hvordan omfanget av veitrafikk påvirker støybelastningen i samfunnet, og ved å anslå utviklingen i støybelastningen frem mot år 2020. Vi har videre sett på forskjellige tiltak som kan settes i verk for å redusere den fremtidige støybelastningen, og dernest sammenliknet kostnadseffektiviteten av disse tiltakene. Dette vil kunne være nyttig i forbindelse med valg av mest mulig effektive tiltak rettet mot veitrafikksektoren.

Fordi støy kan gi opphav til mange lidelser for mennesker, om enn av mer eller mindre alvorlig karakter, påføres samfunnet kostnader i forbindelse med lindring av disse lidelsene, og/eller kostnader forbundet med vern mot denne støyen. Den viktigste effekten av støy er imidlertid knyttet til det faktum at mange mennesker oppfatter støyen som plagsom, noe som er forbundet med et velferdstap for samfunnet. Veitrafikk, som er en viktig kilde til støy, påfører således trolig samfunnet et betydelig velferdstap hvert år gjennom støyen den gir opphav til. Dette velferdstapet kommer i tillegg til kostnadene av luftforurensning og ulykker som følge av veitrafikk, nevnt ovenfor. Støy utgjør således en av eksternalitetene ved veitransport, og for å få et riktig bilde av de samfunnsøkonomiske kostnadene av slik transport, er det viktig at også denne faktoren inkluderes.

Hvordan støy virker inn på menneskers helse i form av helseskader, har blitt studert av en rekke forfattere. Med unntak av for den subjektive indikatoren *sterkt støyplaget*, har det foreløpig ikke lyktes å etablere noe konsensus-estimat for disse effektene i form av *dose-respons* funksjoner, dvs. statistiske sammenhenger mellom støy og hyppigheten av helseskader i befolkningen, slik man blant annet har etablert for helseskader av luftforurensning. En viktig årsak til dette er at de fysiologiske virkningsmekanismene av støy (dvs. hvordan støy virker inn på menneskekroppen) ikke er klare, noe som blant annet gjør at det ikke alltid er mulig å skille effekten av støy fra andre forhold i menneskers omgivelser som har variert i det samme tidsrommet som støyen (se også Statens vegvesen og Statens helsetilsyn 1995). Dette utdypes nærmere i kap 3.1. Vi gjør imidlertid oppmerksom på at selv om det foreløpig er stor usikkerhet knyttet til de kvantitative størrelsene på sammenhengen mellom støy og helseeffekt, er det blant medisinske fagfolk innen støy stort sett enighet om at helseeffektene av støy er viktige.

Vi har i denne rapporten valgt å fokusere på indikatoren *antall personer som er sterkt støyplaget* for å studere effekten av støybelastningen fra veitrafikk i et samfunnsøkonomisk perspektiv. Denne indikatoren foreligger det relativt sikre estimater på, og er ansett som den mest egnede indikatoren for å beskrive støybelastningen i samfunnet. Det er også trolig slik at de individene som opplever en negativ helseeffekt som følge av støypåvirkning vil være inkludert i denne indikatoren. Dette skyldes at det først og fremst er blant de sterkt støyplagede individene at negative helseeffekter forekommer.

1.2. Oversikt over rapporten

Miljø- og næringsmiddelstaten i Oslo (Miljøetaten) har en støymodell som beskriver hvordan støybelastningen fra veitrafikk fordeler seg i Oslo. Denne modellen inneholder blant annet en detaljert fordeling av befolkningen i Oslo i forskjellige støysoneintervaller og kan blant annet benyttes til å studere hvordan fordelingen av antall støyutsatte og støyplagede endrer seg når trafikknivået endrer seg. Vi har knyttet beregnings-

resultater fra denne modellen opp mot fremskrivning av veksten i veitrafikkvolumet i Oslo frem mot år 2020. Veksten i veitrafikkvolumet i Oslo er antatt lik veksten i veitrafikkvolumet i Norge som er beregnet ved hjelp av en generell makroøkonomisk likevektesmodell for den norske økonomien. Dette gir oss et anslag på veksten i støybelastningen i Oslo frem mot år 2020, som funksjon av den fremskrevde veksten i veitrafikkvolumet. Vi har i denne sammenheng antatt at det er en konstant sammenheng mellom prosentvis endring i trafikk og økning i antall støyutsatte og støyplagede innenfor det trafikkendringsintervallet vi betrakter.

Vi har valgt å fokusere på støybelastningen i Oslo, og kun grovt anslå støybelastningen fremover for resten av landet. Det er imidlertid også mulig å gjøre tilsvarende beregninger for andre byer. Fordi en stor del av boligene i Oslo ligger svært nær gate eller vei, har vi videre valgt å gjennomføre analysen med utgangspunkt i *innendørs støy*nivåer.

Resultatene indikerer at det i årene fremover vil være en markant økning i støybelastningen i Oslo. I 2010 vil anslagsvis 12 prosent av dagens befolkning være utsatt for innendørs støy som overstiger 35 dB(A), mens det tilsvarende tallet i dag er omlag 9 prosent. Dette innebærer at i 2010 vil anslagsvis 21 000 av dagens innbyggere i Oslo føle seg sterkt støyplaget, noe som tilsvarer en økning fra 1998 på 25 prosent.

Vi har til slutt sett på tiltak som kan settes i verk for å begrense den fremtidige støybelastningen. Dette er virkemidler som enten reduserer støyutslippet eller skjermer de støyutsatte. Den første typen tiltak vi ser på er et økonomisk virkemiddel i form av en generell avgift på veitrafikk, her utformet som en avgift på drivstoff. Våre beregninger viser at en slik avgift vil være et svært dyrt virkemiddel sammenliknet med mer direkte virkemidler som støyskjermer og fasadeisolerings, med hensyn til en målsetting om å holde støybelastningen konstant på 1997-nivå. Dette skyldes at man ved bruk av avgift begrenser støybelastningen gjennom å begrense veitrafikknivået, mens virkemidler som støyskjermer og fasadeisolerings begrenser støybelastningen direkte uten å påvirke omfanget av veitrafikk/veitrafikkvolumet. Vi har videre vurdert muligheten for å ta i bruk en avgift knyttet til *utslipp av støy* fra det enkelte kjøretøy, noe som antakeligvis er et langt mer effektivt virkemiddel fordi kjøretøyene da legges en avgift i henhold til mengden støy de genererer. Dessverre er ikke vårt modellverktøy egnet til å analysere effekten av et slikt virkemiddel, og vi kan derfor ikke studere kostnadseffektiviteten av dette tiltaket nærmere.

I forbindelse med tiltak rettet mot trafikkstøy er det verdt å merke seg den rollen tungtrafikken spiller i forbindelse med veitrafikkstøy. I beregningene som Miljøetaten har utført for oss, er det lagt til grunn en

konstant tungtrafikkandel på 10 prosent. Tunge kjøretøyers bidrag til støy nivået er da like stort som personbilers. Dersom tungtrafikkandelen øker, vil dette være den dominerende støykilden. Dette er ikke minst viktig dersom det viser seg at trafikkveksten fremover først og fremst vil komme fra gods- og varetransportsektoren. I så fall kan dette bety at anslagene på økningen i støybelastning som presenteres i denne rapporten er for lave. Dette kan vi imidlertid ikke si noe sikkert om ved hjelp av vår modell.

I neste avsnitt (avsnitt 2) redegjør vi for noen sentrale begrep i forbindelse med veitrafikkstøy. I den forbindelse har vi forsøkt å gjøre rede for hva støy består av, hvordan støy måles og hvordan sammenhengen mellom veitrafikk og støy er. I avsnitt 3 har vi forsøkt å si noe om effekten av veitrafikkstøy på mennesker. Vi har her sett på både rene helseeffekter og mer generelle effekter, som f.eks. kommunikasjonsvansker. Avsnitt 4 tar for seg metodene som er benyttet for å beregne utviklingen i veitrafikkvolumet og i støybelastningen i Oslo fremover, foruten en presentasjon av dagens støysituasjon i Oslo. I avsnitt 5 presenteres resultatene av disse beregningene. I avsnitt 6 har vi sett på forskjellige tiltak som kan settes i verk for å begrense den fremtidige veksten i støybelastningen, og forsøkt å sammenlikne kostnadseffektiviteten av disse tiltakene. Kapittel 7 oppsummerer og konkluderer.

2. Generelt om støy

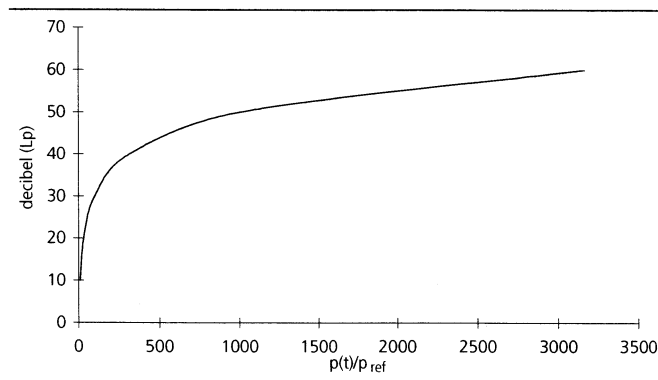
Lyd er små trykkbølger i luften omkring oss som beskrives ved hjelp av tids (t)-varierende lydtrykk $p(t)$ (pressure), og måles i *pascal* (Pa). Det menneskelige øret kan oppfatte lydtrykk i intervallet 10^{-5} og 10^2 Pa. På grunn av den store spennvidden i denne variabelen er det vanlig å angi lydtrykknivået i *decibel* (dB), som er en logaritmisk skala. Null decibel representerer omtrent den svakeste lyden vi kan oppfatte, mens 120 dB er den sterkeste lyden vi kan høre uten å føle smerte. En økning i decibelnivået på 10 dB representerer en dobling av den "følte" støyen. Lydtrykknivået målt i decibel (L_p) er en funksjon av det gjennomsnittlige, kvadrerte lydtrykket ($p(t)^2$) på følgende måte:

$$L_p = 10 \cdot \log_{10} \left(p(t) / p_{ref} \right)^2$$

hvor referanseverdien p_{ref} har en internasjonal standardisert verdi på $20 \mu\text{Pa}$ (micropascal) (Bergvall og Lindvall, 1995). Med mindre noe annet er indikert er alle faktaopplysninger i dette kapitlet hentet fra Bergvall og Lindvall (1995).

Sammenhengen mellom decibel L_p og lydtrykk (p/p_{ref}) kan også illustreres ved hjelp av figur 1 nedenfor.

Figur 1. Sammenhengen mellom lydtrykk ($p(t)$) og decibelnivå (L_p)



Det menneskelige øret er ikke like følsomt for alle svingningsfrekvenser (toneleier). For gitt lydtrykknivå (dB) oppfattes lyder i det midtre frekvensområdet som

sterkere enn lyder med veldig lav eller veldig høy frekvens. Det er derfor blitt konstruert en frekvensveiekurve - *A-kurven* - som etterlikner ørets oppfatningsevne, ved at lyder i det midtre frekvensområdet tillegges høyere vekt enn lyder med veldig lav eller veldig høy frekvens. Støyintensiteten angis da som dB(A).

Kombinasjon av to (eller flere) støykilder fører ikke til særlig økning i det totale støynivået. Den høyeste økningen i totalt støynivå inntreffer dersom de to støykildene hver for seg genererer samme støynivå. Økningen i det totale støynivå blir i dette tilfellet 3 dB(A). Dersom det er en forskjell på originalnivåene vil det kombinerte nivået overstige de to, men med mindre enn 3 dB(A). Er det for eksempel en forskjell på 5 dB(A), vil totalt støynivå øke med 1,2 dB(A). Dersom forskjellen på originalnivåene 10 dB(A) eller mer, vil totalt støynivå alltid være lik det høyeste av de to.

Når støyen varierer med tiden angis intensiteten oftest som ekvivalentnivå. Dette er definert som styrken av den konstante lyden som i løpet av det aktuelle tidsrommet representerer samme energi som den varierende lyden, det vil si et slags gjennomsnittsnivå. Ekvivalentnivået tar hensyn til enkelthendelsenes nivå, varighet og hyppighet ved å midle all lydenergi over en gitt periode.

Det er vanlig å angi støybelastningen fra veitrafikk, jernbane og fly i *døgnekvivalent støynivå* (Lekv.), dvs. ekvivalentnivået over 24 timer.

Selv om det etterhvert er blitt vanlig å benytte ekvivalent dB(A)-nivå i forbindelse med veitrafikkstøy, er det blitt reist en rekke innvendinger mot bruk av denne støyindikatoren. For det første er det funnet at nervesystemet reagerer sterkere på endringer i støy enn på konstant støynivå. Maksimalt støynivå og relasjon til bakgrunnstøyen er derfor muligens viktigere for plaget og helseeffekter enn ekvivalent støynivå over tid. Spesielt er det funnet at søvnforstyrrelser er bedre korrelert med maksimumsnivåer enn ekvivalentnivåer. Maksimumsnivåer kan blant annet utløse oppvåkning, hvilket ikke hadde inntruffet ved lydtrykknivå til-

svarende ekvivalentnivået. Imidlertid er maksimumsnivåer ansett som en viktigere indikator i forbindelse med flystøy enn f.eks. i forbindelse med støy fra veitrafikk og jernbane. Årsaken er at flystøy har en del spesielle egenskaper så som lengre varighet av enkelthendelser og store nivåvariasjoner fra gang til gang, som gjør at den skiller seg fra annen type transportstøy. Det er derfor ved vurdering av flystøy i Norge utarbeidet en enhet *Maksimum Flystøynivå* (MFN) i tillegg til *Ekvivalent Flystøynivå* (EFN) (Luftfartsverket, 1996). Forløpig er det ikke like vanlig å angi støybelastningen fra veitrafikk i maksimumsverdier.

Foruten kritikken rettet mot bruk av ekvivalentnivåer i forbindelse veitrafikkstøy er det i tillegg rettet en del kritikk rettet mot bruken av A-kurven. Årsaken er at denne metoden undervurderer de lavfrekvente lydene som også kan være meget plagsomme. Lavfrekvente lyder forekommer ofte i kombinasjon med vibrasjoner, noe som øker plagetheten. En viktig kilde til lavfrekvente lyder og vibrasjoner er tungtrafikk. Se for øvrig Statens helsetilsyn og Statens vegvesen (1995).

Til tross for innvendingene rettet mot bruken av ekvivalent dB(A)-nivå til å se på støybelastningen, er det foreløpig ikke introdusert noen fullverdig erstatning for denne indikatoren, og vi velger derfor å benytte den i denne rapporten.

3. Effekter

3.1. Helseeffekter av støy

Støy kan gi opphav til en rekke effekter på menneskers helse, og det er etterhvert blitt foretatt flere titalls studier over temaet. Disse studiene tar utgangspunkt i WHO's omfattende definisjon av helse som "a state of complete physical, mental and social wellbeing and not merely the absence of disease or infirmity" (WHO 1947). I henhold til denne definisjonen representerer således for eksempel støy som oppleves sjenerende, et helseproblem.

Støy virker hovedsakelig på menneskers helse som en stressfaktor sammen med andre forhold i menneskers omgivelser, som for eksempel situasjonen på arbeidsplassen, økonomisk situasjon og psykiske lidelser. Helseeffekten av en gitt støybelastning avhenger således av en rekke andre forhold foruten selve støynivået. Det er først og fremst kombinasjonen av alle disse stressfaktorene, eller *totalsituasjonen*, som til slutt blir en helsebelastning. Fordi forskjellige individer opplever forskjellige totalsituasjoner og ikke minst tåler/takler forskjellige totalsituasjoner (f.eks. grad av stresstoleranse), vil de observerte helseeffektene av en gitt støybelastning ofte variere fra individ til individ. Studier har i tillegg vist at holdning til *støykilden* kan være vel så viktig for helseeffekten av en gitt støydose som selve støydosen (Job 1987). En følge av disse faktorene er at en gitt støybelastning i noen tilfeller, eller for noen individer, kan medføre helserisiko, mens den i andre tilfeller, eller for andre individer, ikke gjør det. I tillegg er det slik at ingen av de observerte helseeffektene er spesifikke for støy, men kan også være forårsaket av andre forhold i menneskets ytre og indre miljø. Som følge av alle disse faktorene er det vanskelig å kvantifisere helseeffektene av en gitt støydose.

De effektene av støy på mennesker vi her tar opp er psykosomatiske (f.eks. hodepine og nakke- og skuldersmerter) og psykososiale effekter, nedsatt læreevne (for skolebarn er effekten kumulativ og derfor mer påtagelig i høyere klasser som har vært utsatt for støy i lang tid), nedsatte arbeidsprestasjoner og søvnplager. Støy fører også til kommunikasjonsvansker, ved at det blir vanskeligere å føre en samtale,

og til dårligere fungerende sosial nettverk for mennesker som bor i støyutsatte områder, fordi menneskene som bor i støyutsatte områder i større grad enn andre ønsker å flytte. I tillegg medfører støy økt risiko for trafikkulykker, fordi den kamuflerer viktig informasjon i trafikken. Hva angår de rent fysiologiske virkningene av støy, innebefatter disse blant annet endret hjertefrekvens, forhøyet blodtrykk, hodepine og endringer i fordøyelsessystemet. Dette er imidlertid kortvarige effekter som forsvinner etter kort tid (minutter). Den fysiologiske effekten av langvarig støypåvirkning antas å være mer alvorlig enn de kortvarige, men er også betraktelig mer usikker. Man har imidlertid i epidemiologiske studier funnet høyere forekomster av høyt blodtrykk i bomiljøer som er sterkt støyeksponerte enn i stillere områder (Statens helsetilsyn og Statens vegvesen 1995).

Problemer knyttet til kvantifisering av helseeffektene av støy har medført at det foreløpig ikke har lyktes å etablere noe konsensusestimater, i form av dose-respons funksjoner, for helseeffektene av støy, slik det blant annet har vært gjort for helseskadene av luftforurensning. Unntaket er for den subjektive indikatoren *sterkt støyplaget*, hvor det finnes relativt sikre dose-respons estimater. Årsaken er først og fremst problemene knyttet til identifikasjon av både dosen og responsen i disse funksjonene. Førstnevnte fordi det kan være uklart om det er bare støy, andre faktorer eller en kombinasjon av støy og andre faktorer som har gitt en effekt. Sistnevnte fordi helseeffekten (responsen) ikke alltid er entydig definert fra studie til studie. Dette gjør det vanskelig å sammenlikne resultater fra forskjellige studier, noe som er viktig ved etablering av konsensusestimater for dose-respons-funksjoner. Formelt står man derfor i disse studiene overfor en situasjon med uobserverbare eller *latente* variable. Det vil si at det ikke nødvendigvis er de observerte variable som representerer det sanne årsak-virknings-forholdet. Dersom man befinner seg i en situasjon med latente variable og dette ikke tas hensyn til, vil de estimerte koeffisientene i en regresjonsanalyse ikke nødvendigvis være forventningsrette. Teoretisk sett er det mulig å ta høyde for denne usikkerheten, uten at vi har sett at dette har blitt gjort innen støy litteraturen ennå. En

mulighet er å konstruere øvre og nedre grenser for estimatene. Dette har imidlertid i praksis den ulempe at grensene ofte blir så vide at de ikke vil være brukbare. En annen mulighet er å benytte *instrumentvariabel-metoden*.¹ Denne metoden går ut på å erstatte høyresidevariabelen i regresjonslikningen med en variabel som er korrelert med den erstattede variabelen, men ukorrelert med restleddet i regresjonslikningen. OLS på denne likningen vil da gi en forventningrett estimator. I praksis kan det imidlertid vise seg å være vanskelig å finne variable som oppfyller de kravene man setter til instrumentvariable.

Selv om det foreløpig er stor usikkerhet knyttet til kvantifisering av helseskader av støy er det blant fagfolk stort sett enighet om at støyplager kan gi alvorlige helseeffekter, og at en av de mest alvorlige effektene er *søvnforstyrrelser*. Dette dreier seg hovedsakelig om økt vekkefrekvens og forstyrrelse av fordelingen mellom de ulike søvnfasene (blant annet redusert andel REM-søvn²). Disse forstyrrelsene kan igjen blant annet påvirke konsentrasjons- og ytelsesevne den påfølgende dag, foruten gi langvarige fysiske og psykiske effekter. Det er også slik at desto høyere støyen er, desto flere vil føle seg plaget. Videre er det funnet at man i liten grad "venner seg til" støy, dvs at eksponering for en gitt støydose over lengre tid ikke medfører redusert søvnforstyrrelse, eller redusert plagethet generelt. For en mer grundig gjennomgang av helseeffektene av støy henviser vi til Statens helse-tilsyn og Statens vegvesen (1991/1995), hvor de fleste fakta-opplysningene i dette avsnittet er hentet fra.

I denne rapporten vil vi benytte indikatoren *sterkt støyplaget* for å si noe om de samfunnsøkonomiske effektene forbundet med støybelastningen fra veitrafikk. Det er hovedsakelig to grunner til dette. For det første mener vi at gitt hvor litteraturen står på feltet i dag vil anslag på helseeffekter være beheftet med for stor usikkerhet til å kunne knyttes opp mot økonomiske variable som produktivitet og utgifter i helsevesenet. Indikatoren *antall individer som er sterkt støyplaget*, kan man derimot lage relativt sikre anslag for. For det andre er indikatoren *antall individer som er sterkt støyplagede* en viktig indikator i seg selv, fordi den fanger opp *alle* individer som er sterkt berørt av støy, og ikke bare de som opplever en gitt helseeffekt.

3.2. Andre effekter

I tillegg til helseeffektene av støy er også en rekke andre støyeffekter studert. Blant annet er det internasjonalt publisert flere titalls studier av hvordan boligprisene påvirkes av støynivået, se for eksempel Grue *et al.* (1997), Soguel (1991 og 1992) og Nelson (1982). Felles for disse studiene er at de tar utgangspunkt i *hedoniske priser* til å estimere sammenhengen

mellom boligprisendring og dB(A)-endring. Hedoniske priser kan noe upresist sies å være hypotetiske priser på en eller flere av boligens egenskaper, som f.eks støy eller utsikt. At prisene på disse egenskapene er å betrakte som hypotetiske, skyldes at disse egenskapene ikke kan skilles ut og selges separat. Den hedoniske prisen på støynivået som boligen utsettes for, gjenspeiler derfor endringen i prisen på boligen når støy-nivået endrer seg og alle andre forhold ved boligen holdes konstant.

Resultatene fra disse studiene indikerer at prisen på boliger depresierer med mellom 0,2 og 0,9 prosent per decibel (dB(A)) økning i støynivået utenfor boligens fasade. Grue *et al.* (1997) fant at markedsverdien på boliger i Oslo sank med 0,24 prosent per dB(A) økning i støynivået. Soguel (1991, 1992) fant at leieprisen på boliger i Neuchâtel (Sveits) sank med 0,91 prosent per decibel økning i støynivået. Nelson (1982) gjennom-gikk 9 empiriske studier og fant at reduksjonen i bolig-prisen ved en økning i støynivået på én decibel varierte mellom 0,16 til 0,63 prosent. Bonvier og Thiry (1994) benyttet et meta-estimat på 0,5 prosent boligpris-depresiering per dB(A) økning i støynivået, for å be-regne samfunnsøkonomiske kostnader ved person-transport. Lambert (1986) benyttet utelukkende resul-tater fra hedoniske studier til å beregne de sosiale kostnadene forbundet med veitrafikkstøy i Frankrike. Han benyttet et estimat på 0,4 prosents boligpris-depresiering per decibel økning i støynivået. Det totale estimat på samfunnsøkonomiske kostnadene ved vei-trafikkstøy, målt ved samlet boligprisdepresiering, beløp seg til 65 milliarder francs (målt i 1981), hvilket tilsvarer en annuitetskostnad på 2 milliarder francs, det vil si omlag 2,1 milliarder norske 1981-kroner per år.³ Omregnet til dagens priser ved hjelp av konsumpris-indeksen blir dette om lag 4,7 milliarder kroner per år. Til sammenlikning var den franske folkemengden i 1981 om lag 53,963 millioner (SSB 1984), eller om lag 13 ganger så stor som den norske i 1981. Lambert påpeker imidlertid at dette tallet antageligvis er en underestimert av kostnadene av helseskadene som støyen forårsaker. Årsaken er at dette tallet ikke fanger opp effekter som ikke direkte sanses eller føles av beboerne (f.eks langsiktige helseeffekter), og derfor underestimerer den samfunnsøkonomiske kostnaden av støyen som beboerne utsettes for.

I utgangspunktet skulle man tro at det er relativt enkelt å benytte resultater fra hedoniske studier til å anslå gevinsten av en generell nedgang i støynivået i Oslo, ved å ta utgangspunkt i omsetningsverdiene på boliger. Dersom f.eks det totale støybildet reduseres med 1 dB(A), ville en slik tankegang implisere at verdien av boligmassen økte med mellom 0,2 og 0,9 prosent. Imidlertid vil dette skape så store endringer i markedet for kjøp og salg av boliger (grunnet et positivt skift i

¹ Se f.eks Maddala (1992) kapittel 11 eller Judge *et al.* (1985) kap 17.

² REM-Rapid Eye Movement

³ Kurs: FRF 106,26 (Norges Bank, 1998).

den generelle kvaliteten på boliger) at totaleffekten antageligvis blir mindre. Man trenger derfor mer inngående kjennskap til markedsstrukturen for å kunne anslå effekten av en støyreduksjon som omfatter hele boligmarkedet. Derimot vil estimatene fra hedoniske studier kunne anvendes til å beregne den samfunnsøkonomiske lønnsomheten til mindre støyforbedringsprosjekter, dvs. prosjekter som kun vil ha marginale konsekvenser for boligmarkedet som helhet.

4. Veitrafikkstøy

4.1. Bakgrunn

Statens forurensningstilsyn (SFT) regner med at omlag 1 million mennesker er utsatt for utendørs veitrafikkstøy over 55 dB(A) i Norge i dag, og at anslagsvis 260 000 personer er sterkt plaget av denne støyen (se f. eks. TØI, 1996). Resultatene fra Levekårsundersøkelsen 1997 (LKU-97) gjengitt i SSB (1998a), ga at hver sjettede av de spurte at følte seg utsatt for støy. Dette tilsvarer drøyt 700 000 personer og er derfor noe lavere enn SFTs anslag. Om lag halvparten av de spurte i LKU-97 oppfattet støyen som noe eller svært plagsom, hvilket tilsvarer cirka 350 000 mennesker. Dette tallet fanger imidlertid opp de individene som er noe støyplaget, i tillegg til de som er sterkt støyplaget. I følge LKU-97 hadde 7 prosent av innbyggerne i Oslo problemer med søvnen på grunn av støy, noe som tilsvarer ca. 35 000 Osloborgere. Det er imidlertid ikke oppgitt hvor stor andel som skyldes veitrafikkstøy.

I følge den europeiske miljøvernbyrået European Environmental Agency (E.E.A.) (1995) er om lag 65 prosent av Europas befolkning (cirka 450 millioner mennesker) utsatt for utendørs støy nivåer som overstiger L_{eqv} 55 dB(A), 17 prosent (ca. 113 mill. mennesker) er utsatt for støy nivåer som overstiger L_{eqv} 65 dB(A) og 1,4 prosent er utsatt for støy over L_{eqv} 75 dB(A). L_{eqv} 65 dB(A) er ifølge EEA det nivået der alvorlige helseeffekter er merkbare, mens støy over L_{eqv} 75 dB(A) anses som uakseptabelt.

Plagethet anses imidlertid i mange tilfeller for å være en bedre indikator på støybelastning enn utsatthet. Det er derfor blitt vanlig å benytte antallet (evt. andelen) personer sterkt støyplagede som indikator på støybelastningen i en befolkning eller et område. Det er også i denne gruppen risikoen for å pådra seg helseproblemer er størst. Hvor plagsom en gitt støybelastning er vil i stor grad variere fra individ til individ. Imidlertid er det slik at desto høyere støy nivået er, desto flere vil føle seg plaget.

Et av de viktigste bidragene i denne sammenheng er sto Schultz (1978) for. Han sammenliknet resultatene fra 18 studier av effekter av trafikkstøy og fant høy grad av konsistens mellom elleve av studiene.

Resultatene sammenfattet han i følgende konsensuslikning:

$$(4.1) \text{ prosent AP} = 0,00047L_{dn}^3 - 0,0401 L_{dn}^2 + 0,8553L_{dn}$$

der *prosent AP* betegner andelen sterkt plaget og L_{dn} betegner dag-natt gjennomsnittlig A-veid lydtryknivå.

I denne artikkelen gis det også en grundig begrunnelse for hvorfor andelen plaget er best egnet som indikator på støybelastning.

På grunnlag av studier publisert etter Schultz' artikkel oppdaterte Fidell *et al.* (1991) Schultz' konsensuslikning. Deres konsensusestimater er

$$(4.2) \text{ prosent AP} = 0,0360L_{dn}^2 - 3,2645L_{dn} + 78,9181$$

Mens Schultz' likning fra 1978 er et tredjeordens polynom er likningen fra 1991 et annen ordens polynom (kvadratisk funksjon). Den siste funksjonens tilpasning til datapunktene som er generert mellom 1978 og 1991, er flere desibel høyere enn 1978-relasjonen. Dette tyder på at for en stor del av de nivåene som vil være interessante i analysesammenheng, predikerer 1991-relasjonen høyere grad av plagethet enn 1978-relasjonen. Dette kan ha flere årsaker, men tilføyning av flere datapunkter og forskjellige definisjoner av indikatoren *sterkt støyplaget*, så vel som usikkerhet knyttet til målinger av andelen sterkt støyplaget, er ifølge forfatterne de mest sannsynlige.

I kjølvannet av Schultz' artikkel har flere titalls artikler blitt publisert over samme tema.⁴ I denne rapporten baserer vi oss på de relasjonene som benyttes av Miljø- og næringsmiddelstaten i Oslo kommune for beregning av støybelastningen i Oslo.

⁴ Se f.eks. tidsskriftene *Journal of the Acoustical Society of America* og *Journal of Sound and Vibration*.

4.2. Miljøetatens støymodell og TØIs trafikkmodell

Til beregning av støybelastningen i Oslo benytter Miljøetaten i Oslo kommune Nordisk Metode for veitrafikkstøy (Statens vegvesen 1983) og Revidert Metode for beregning av veitrafikkstøy (Naturvårdsverket 1996). Metoden gjør bruk av inputvariable som trafikkvolum, tungtrafikkandel, hastighet og stigning på veien for å beregne støynivå ved fasaden. Miljøetaten har utført separate beregninger på oppdrag for SSB hvor disse inputvariablene er hentet fra TØI's trafikkmodell EMMA. I Nordisk Metode for veitrafikkstøy (op. cit.) legges det til grunn en gjennomsnittlig forskjell på støybelastning ved fasaden og innendørs på 29 dB(A) for lette vegger, 31 dB(A) for tunge vegger og 42dB(A) for utbedret fasade, dvs. støyvinduer for tung vegg, og støyvinduer og utbedret vegg for lett vegg. Støymodellen tar med andre ord utgangspunkt i en forskjell på utbedret og ikke utbedret fasade på mellom 11 og 13 dB(A).

I beregningene utført for SSB er det lagt til grunn en tungtrafikkandel på 10 prosent. Siden et tungt kjøretøy (ved beregning av ekvivalent støynivå) regnes å gi like stort støybidrag som 10 lette, betyr dette at bidraget til ekvivalent støynivå fra andelen tunge biler, er like stort som fra andelen lette biler. Ved høyere tungtrafikkandel enn 10 prosent, dominerer tungtrafikken som støykilde.

Antall personer sterkt støyplagede (AP), beregnes i Nordisk Metode for veitrafikkstøy (op. cit.) som en funksjon av ekvivalent støynivå inne, ($L_{ekv, inne}$) oppgitt i dB(A):

$$(4.3) AP = 2 * BOSATT(L_{ekv, inne}) * (L_{ekv, inne} - 20) / 100,$$

der $BOSATT(L_{ekv, inne})$ betegner antall personer eksponert for den gitte støydosen, $L_{ekv, inne}$.

Totalt antall sterkt støyplagede (TAP) i et område (f.eks i Oslo), finner man således ved å integrere over alle støyintervallene, dvs.

$$(4.4) TAP = \int_{L_{ekv, inne}=0}^{L_{ekv, inne}^{MAX}} \frac{2}{100} BOSATT(L_{ekv, inne}) \times (L_{ekv, inne} - 20) dL_{ekv, inne}$$

Merk at antall innbyggere i det aktuelle området er

$$\text{identisk med } \int_{L_{ekv, inne}=0}^{L_{ekv, inne}^{MAX}} BOSATT(L_{ekv, inne}) dL_{ekv, inne} \cdot$$

Endringen i antall sterkt støyplagede ved endring i støynivået kan ved å benytte (4.3) uttrykkes som

$$(4.5) \Delta AP = 2 * BOSATT(\cdot) * \Delta L_{ekv, inne} / 100.$$

Likning (4.5) gir oss en sammenheng mellom endring i støynivået og endring i antallet sterkt støyplagede personer, i det en reduksjon i decibelnivået på 1 dB(A) gir en reduksjon i antall sterkt støyplagede tilsvarende 2 prosentpoeng av antall eksponerte. Merk at (4.5) tilsier at 1 dB(A) reduksjon gir reduksjon i AP tilsvarende 2 prosent av den eksponerte befolkning og ikke 2 prosent reduksjon i AP.

Sammenhengen mellom transportvolum og støynivå er logaritmisk, og en trafikkreduksjon på 20 vil normalt redusere støynivået med cirka 1 dB(A), uansett initialnivå (Naturvårdsverket 1996). For at det menneskelige øret skal oppfatte en *vesentlig* støyreduksjon (TØI, 1996), må støynivået reduseres med omtrent 6 dB(A). Ifølge likning (4.4) vil en slik støyreduksjon redusere antall sterkt støyplagede tilsvarende 12 prosent av den eksponerte befolkningen (BOSATT). Hvis vi tar utgangspunkt i SFT's tall, som sier at 1 million nordmenn er utsatt for veitrafikkstøy over 55 dB(A) (se f.eks TØI 1996), tilsvarer en støyreduksjon på 6 dB(A) bortimot en halvering av antall personer sterkt støyplagede, fra omlag 260 000 til 140 000 plagede. For at støynivået skal reduseres med 6 dB(A) må imidlertid trafikknivået reduseres til 1/4 av det opprinnelige nivået.

4.3. Retningslinjer/grenseverdier for veitrafikkstøy

Miljøverndepartementet har fastlagt retningslinjer for veitrafikkstøy til bruk blant annet ved planlegging av boliger inntil eksisterende veier og for planlegging av nye veier og utvidelse av allerede eksisterende veier i nærheten av boliger (Miljøverndepartementet, 1979). For utbyggingsformål er det fastlagt en veiledende støygrense på L_{ekv} 55-60 dB(A) utenfor boligfasade, mens den er L_{ekv} 30-35 dB(A) innendørs med lukkede vinduer. For nye boliger er høyeste tillatte innendørs støynivå fra trafikk 30 dB(A). Dette er retningslinjer som skal legges til grunn blant annet ved planlegging av nye veier og utvidelse av eksisterende veier i nærheten av støyømfintlige områder (boligområder, friområder, skoler, helseinstitusjoner m.v). I en rapport utarbeidet for verdens helseorganisasjon (WHO) anbefales det en grenseverdi innendørs (soverom) på L_{ekv} 30 dB(A) (Berglund og Lindvall 1995). Vi vil i denne rapporten se på begge grenseverdiene ved gjennomføring av analysen.

I utgangspunktet settes det krav til støynivå *utenfor* fasaden for å ivareta tilfredsstillende innendørs støynivå. Hensikten er å oppnå tilfredsstillende støynivå innendørs uten å måtte forutsette spesiell fasadeisolerings. Det er blant annet lagt vekt på at vinduer skal kunne åpnes uten at støynivået innendørs blir uakseptabelt. Imidlertid vil ikke alltid kravene til

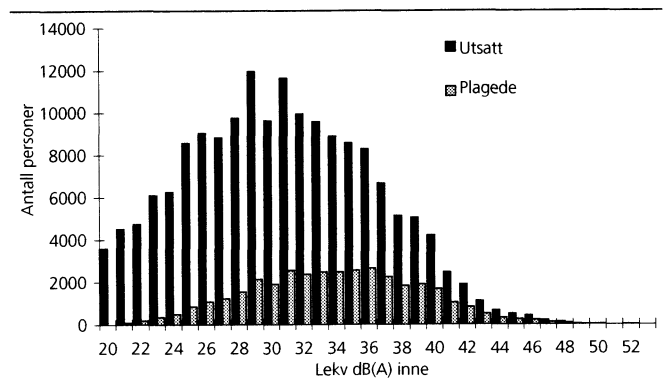
støynivå utenfor fasaden kunne benyttes for å ivareta tilfredsstillende innendørs støynivåer. Dette gjelder særlig i områder der boligen ligger nær stor vei eller gate, slik at tiltak som støyskjermer, støysvakt veidekke etc. (dvs. tiltak som demper støyen utenfor fasaden) alene ikke gir nok støyreduksjon, noe som ofte vil være situasjonen i byer. Løsningen på problemet vil da som oftest være å fasadeisolere boligen, noe som ikke har noen effekt på støynivået utendørs.

Siden denne rapporten fokuserer på støybelastningen i Oslo, hvor en stor del av boligene ligger svært nær gate eller vei, har vi valgt å gjennomføre analysen med utgangspunkt i innendørs nivåer. Generelt vil antall sterkt støyplagede beregnet med utgangspunkt i innendørs nivåer være lavere enn tilsvarende tall beregnet med utgangspunkt i utendørs nivåer. Årsaken er at nivåforskjellen for overskridelse utendørs og innendørs ikke alltid representerer støyskjermingen som er tilstede innendørs. Støygrensen innendørs vil derfor (med få unntak) alltid være tilfredsstillt dersom utendørs nivået er det, mens utendørs kravet ikke nødvendigvis er oppfylt selv om innendørs kravet er det. For eksempel kan det tenkes at en person som er utsatt for støy over grenseverdien på 55 dB(A) utenfor fasaden, ikke er utsatt for støy over 30 dB(A) innendørs, på grunn av ekstra lydisolering. Personen vil således være regnet som utsatt for støy som overstiger Miljøverndepartementets retningslinjer dersom man tar utgangspunkt i utendørs nivået, men ikke dersom man tar utgangspunkt i innendørs nivået.

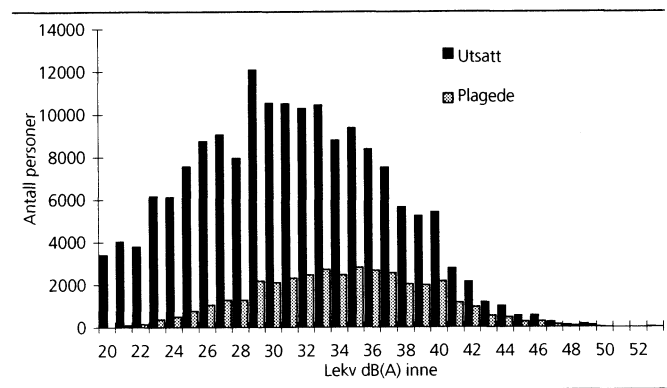
4.4. Beregning av støysituasjonen i Oslo og resten av landet i dag

På oppdrag fra Statistisk sentralbyrå har Miljøetaten i Oslo kommune beregnet antall personer støyutsatte (AU) og antall personer sterkt støyplagede (AP) i Oslo i 1997. I tillegg ble det beregnet et scenario med 10 prosents økning og et scenario med 10 prosents reduksjon av trafikkvolumet i Oslo. Hensikten med disse beregningene er å kunne studere utviklingen i antall støyutsatte og støyplagede som funksjon av trafikktviklingen over tid. Figur 2a og 2b viser fordelingen av antall utsatte og sterkt støyplagede ved trafikknivå som i 1997, og ved 10 prosents trafikøkning. Både fordelingen av utsatte og plagede har antydning til hale mot høyre. Dette reflekterer at det er noen få individer som er utsatt for svært høye støynivåer sammenliknet med de støynivåene resten av befolkningen er utsatt for. Vi ser også klart hvordan tyngdepunktet i fordelingen av antall sterkt støyplagede ligger til høyre for tyngdepunktet i fordelingen av antall utsatte. Dette gjenspeiler at desto sterkere støyen er, desto høyere andel av de utsatte vil være sterkt støyplaget (jf. avsnitt 5). Hvis vi sammenlikner de to figurene, ser vi at 10 prosents økning i trafikkvolumet ikke gir særlige endringer i fordelingene. Tyngdepunktet i fordelingene er stort sett det samme, men det er færre som er utsatt for de laveste støynivåene og flere som er utsatt for de høyeste nivåene.

Figur 2a. Fordeling av antall støyutsatte og sterkt støyplagede i Oslo, 1997



Figur 2b. Fordeling av antall støyutsatte og sterkt støyplagede i Oslo ved 10 prosents trafikøkning i forhold til 1997



Ifølge beregningene var om lag 95 000 innbyggere i Oslo utsatt for støy innendørs som overstiger Miljøverndepartementets veiledende støygrense på 30 dB(A) i 1997. Av disse var det 28 000 som følte seg sterkt støyplagede. Det var omlag 45 000 innbyggere i Oslo som var utsatt for støy over 35 dB(A), og av disse var det rundt 16 000 som følte seg sterkt plaget. Totalt var det om lag 36 000 personer som var sterkt støyplagede i Oslo i 1997. Dette tilsier at 8 000 personer var sterkt støyplagede selv om de ikke var utsatt for støy over den veiledende støygrensen på 30 dB(A). Det er interessant å merke seg hvor godt disse resultatene stemmer overens med resultatene fra LKU-97 (op. cit.), hvor det ble funnet at 35 000 Oslo-borgere hadde problemer med søvnen på grunn av støy.

Ifølge tall fra Vegdirektoratet (Statens vegvesen, 1998) bor omlag 12 prosent av alle de som er utsatt for støy fra riksvegnettet som overstiger $L_{ekv, inne}$ 35 dB(A) i Oslo. Med utgangspunkt i beregningene ovenfor kan vi derfor grovt anslå at det i hele landet er i underkant av 400 000 (45 000/0,12) personer som er utsatt for støy inne som overstiger 35 dB(A). Benytter vi samme fordelingsnøkkel for utsatte over 30 dB(A), gir dette et anslag på rundt 800 000 støyutsatte personer i hele landet.

5. Støysituasjonen fremover

I dette kapitlet skal vi fremskrive antall støyutsatte og antall sterkt støyplagede personer i Oslo frem mot år 2020, som funksjon av den fremtidige veksten i veitrafikkvolumet. For å forenkle analysen har vi antatt at den fremtidige veksten i veitrafikkvolumet er den samme i Oslo som for hele landet. Vi har videre benyttet resultater fra Miljøetatens støymodell for å finne hvordan støybelastningen i Oslo varierer med endringer i trafikknivået. Disse resultatene er deretter koblet sammen med beregningene av trafikkveksten, for å fremskrive støybelastningen i Oslo frem mot år 2020.

5.1. Metode

Vi har beregnet utviklingen i veitrafikkvolumet fremover ved hjelp av den generelle likevektsmodellen MSG-6 (se f.eks Holmøy og Strøm 1997, eller Bye 1996). Sammen med Miljøetatens beregninger (jf. avsnitt 4.2) har vi benyttet dette til å anslå utviklingen i støybelastningen fremover. Ved denne fremgangsmåten har vi lagt til grunn at endringer i trafikknivået ikke har noen effekt på bosettingsmønsteret. De endringene i støybelastning som vi da kommer frem til, gjelder derfor for gitt befolkningsstørrelse og bosettingsmønster.⁵

MSG-6 er en disaggregert, generell likevektsmodell for den norske økonomien, hvor aktørenes adferd er modellert i tråd med standard mikroøkonomisk teori. Veksten i økonomien bestemmes i MSG-modellen av forutsetninger om teknologisk utvikling, avkastningskrav til realkapitalinvesteringer, tilgang på arbeidskraft og tilgang på råvarer og naturressurser. Modellen forutsetter likevekt mellom etterspørsel og tilbud i alle markeder, og egner seg derfor til å analysere langsiktige utviklingstrekk i den norske økonomien. Den er imidlertid mindre velegnet til å predikere mer kort-siktige svingninger, og våre anslag for fremtidig trafikkvekst må derfor betraktes som forventede langsiktige trender snarere enn eksakte år-for-år prediksjoner.

⁵ Imidlertid er trafikkøkningen beregnet ved hjelp av MSG-modellen, og i den referansebanen for MSG vi har bruk her er det lagt inn en viss befolkningsvekst. Denne befolkningsveksten vil bli behandlet separat, se avsnitt 5.3.

Produksjonen i økonomien er relativt detaljert beskrevet i MSG-6. Blant annet inngår transporttjenester som en egen innsatsfaktor i produksjonsmodelleringen. Transporttjenestene er delt opp i vei-, sjø-, luft- og banetransport (foruten post og tele), og kan enten produseres i den sektoren som etterspør tjenesten (*egentransport*), eller kjøpes fra transportprodusenter (*leietransport*). Modellen skiller i tillegg mellom forurensende og ikke-forurensende transport.

Når det gjelder substitusjonsmulighetene i produsentenes etterspørsel etter forskjellige transportformer, er disse generelt små i MSG-6. Dette betyr at utviklingen i produsentenes etterspørsel etter transport vil følge nært den generelle økonomiske utviklingen. Substitusjonsmulighetene i transportetterspørselen på konsumsiden er imidlertid bedre, hvilket betyr at modellen gir rom for større vridningseffekter i konsumentenes transportetterspørsel enn i produsentenes.

I den modellversjonen vi har benyttet er arbeids-tilbudet og offentlige finansinvesteringer eksogent gitt, mens blant annet driftsbalansen overfor utlandet og kapitalbeholdningen bestemmes endogent.

Vi har videre lagt til grunn en utviklingsbane som er tilnærmet lik den Regjeringen benyttet i sitt langtidsprogram (Finans- og tolldepartementet 1997).

5.2. Modellering av trafikkvolumvariable og utvikling i veitrafikken

Variable som eksplisitt uttrykker nivået på trafikkvolumet finnes ikke i MSG-6. Vi har derfor avledet slike variable fra variable som finnes i modellen fra før på samme måte som Koch-Hagen og Larsen (1993). Vi vil i det følgende benytte samme navn på variablene som det som er benyttet i MSG-6.

I det følgende lar vi *TTVEI* betegne total transportbruk på vei målt i faste 1992-priser. *TTVEI* er definert som summen av produksjon i veitransportsektoren ($X75$), egentransport med vei i alle produksjonssektorer ($\sum_i OVEI_i$), og egentransport på vei i husholdningssektoren, representert ved summen av driftsutgifter til egne transportmidler og bilhold ($C14+ C31$), dvs.

$$(3.1) \quad TTVEI = X75 + \sum_j OVEI_j + C14 + C31.$$

der $OVEI_j$ betegner produksjon av egentransport i produksjonssektor j .

MSG-6 skiller imidlertid ikke mellom egentransport med forskjellige transporttyper i en sektor, dvs det eksisterer kun en variabel O_j , definert som $O_j \equiv OVEI_j + OSJØ_j + OLUFT_j$. Vi har derfor benyttet drivstoffandelene for hver sektor og hver transporttype ($FTVEI_j$, $FTSJØ_j$ og $FTLUFT_j$) fra energiregnskapet (SSB, 1994), for å kunne separere produksjonen av egentransport for hver transporttype (komponentene på høyreside av likning (4.1)), dvs. vi har antatt at følgende likning gjelder

$$(3.2) \quad OVEI_j = FTVEI_j * O_j,$$

der $FTVEI_j = (autodiesel_j + bensin_j) / (autodiesel_j + bensin_j + jetpropan_j + marin gassolje_j)$ og $autodiesel_j$ betegner forbruk av autodiesel (målt i ktonn) i sektor j , $bensin_j$ betegner forbruk av bensin (målt i ktonn) i sektor j osv.. Drivstoffandelene er antatt konstante.

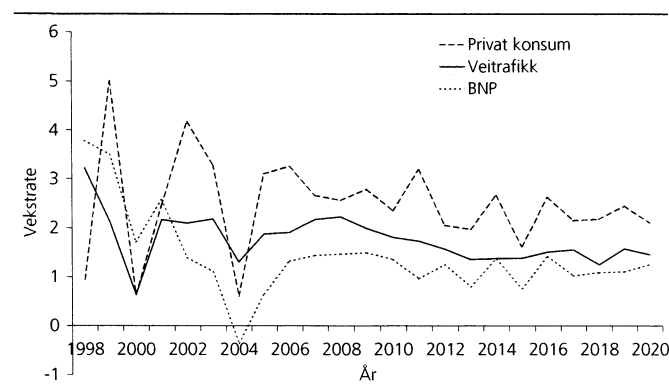
Ved å sette (3.2) inn i (3.1) får vi

$$(3.3) \quad TTVEI = X75 + \sum_j FTVEI_j * O_j + C14 + C31.$$

Modellen er deretter simulert til og med år 2020 for å finne utviklingen i veitrafikkvolumet fremover. For en nærmere beskrivelse av strukturen i MSG- modellen henviser vi til Bye (1996) og Holmøy og Strøm (1997).

Beregnet vekstrate i veitrafikkvolumet fra og med 1997 og frem til og med 2020 er vist i figur 3, sammen med utviklingen i vekstraten i privat konsum og i BNP. Vi ser at vekstraten i veitrafikkvolumet i stor grad utvikler seg i takt med vekstraten i BNP og i privat konsum, noe som tyder på at utviklingen i veitrafikkvolumet følger ganske tett den økonomiske utviklingen (jf. modellbeskrivelsen ovenfor).

Figur 3. Utvikling i vekstraten i veitrafikkvolumet (TTVEI), BNP og privat konsum (faste priser)



Vi vil i det videre anta at vekstraten i veitrafikkvolumet i Oslo anslagsvis er den samme som den beregnede vekstraten for hele landet.

5.3. Utvikling i antall støyutsatte og antall støyplagede

Vi skal nå benytte den beregnede veksten i veitrafikkvolumet til å si noe om utviklingen i antall støyutsatte og antall støyplagede i dagens befolkning i Oslo fremover mot år 2020. For å forenkle analysen har vi antatt at det er en konstant sammenheng mellom prosentvis endring i trafikk og økning i antall støyutsatte og støyplagede innenfor det trafikkendringsintervallet vi betrakter. Dette innebærer en konstant sammenheng mellom prosentvis endring i trafikknivå og absolutt endring i støynivå (jf. avsnitt 3.2), samt at en gitt støyendring gir en konstant endring i fordelingen av antall støyutsatte over det trafikkendringsintervallet vi ser på. Dette siste betyr f.eks at dersom det ett år er slik at en støyøkning på 1 dB(A) gir en økning i antall personer som er utsatt for støy inne tilsvarende 30 dB(A) med 100, så vil en tilsvarende støyøkning neste år også øke antallet individer i denne kategorien med 100. Husk at vi har antatt konstant bosettingsmønster.

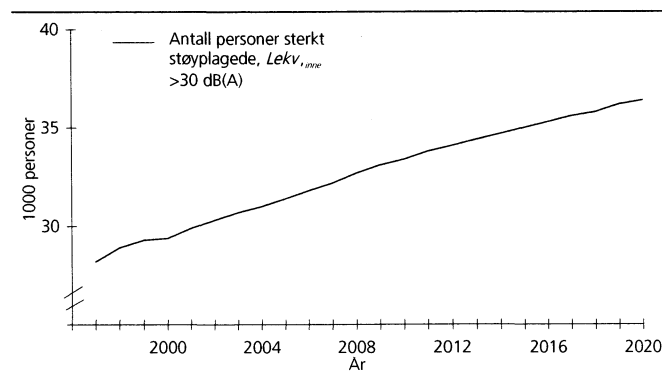
Vi skal nå benytte antagelsen om konstant sammenheng mellom prosentvis trafikkendring og endring i støybelastning til å anslå utviklingen i antall støyutsatte og plagede fremover. Miljøetatens beregninger gir oss endringen i støybelastning ved 10 prosent trafikkøkning. Vi dividerer dette tallet med 10 og multipliserer med den beregnede prosentvis trafikkveksten fra modellberegningen i dette året, og finner således et anslag på støybelastningen i form av utsatte og plagede i 1998. Dette gjøres så for alle år fremover, til og med år 2020. Dette gir oss et anslag på utviklingen i antall støyutsatte og sterkt støyplagede fra og med år 1998 til og med år 2020, basert på en utvikling i veitrafikkvolumet som er konsistent med utviklingsbanen i Regjeringens Langtidsprogram (op.cit).

Et utdrag av disse resultatene er gitt i tabell 1 og i figur 4, mens en fullstendig tabell (A1) er å finne i vedlegget. Vi har i tillegg beregnet den årlige vekstraten i antall støyplagede over 30 dB(A) og over 35 dB(A), og sammenstilt dette med vekstraten i veitrafikkvolumet i figur 5. Vi ser at vekstraten i antall sterkt støyplagede over 35 dB(A) alltid er høyere enn vekstraten i antall sterkt støyplagede over 30 dB(A), noe som ytterligere illustrerer hvorledes andelen plaget av de som er utsatt, er en voksende funksjon av støynivået (jf. likning (3.1)).

Tabell 1. Fremskrivning av antall personer utsatt og sterkt støyplagede i Oslo. 1000 personer

	1998	2005	2010	2015	2020
Utsatt $L_{kV, inne} > 30\text{dB(A)}$	96,9	103,9	109,6	113,8	117,9
Utsatt $L_{kV, inne} > 35\text{dB(A)}$	47,0	52,9	57,7	61,2	64,7
Sterkt plaget $L_{kV, inne} > 30\text{dB(A)}$	28,9	31,4	33,4	35,0	36,4
Sterkt plaget $L_{kV, inne} > 35\text{dB(A)}$	16,9	19,2	21,1	22,4	23,8

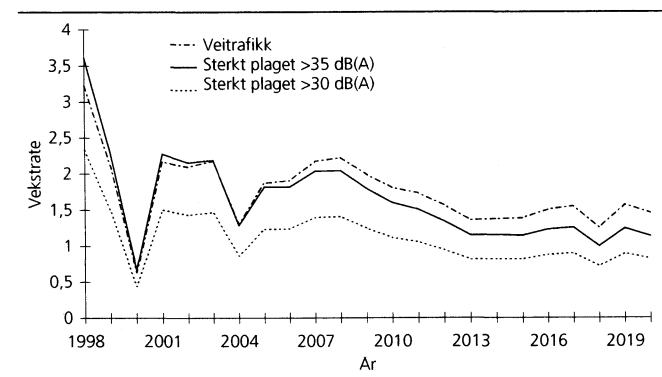
Figur 4. Utvikling i antall personer sterkt støyplagede over $L_{kV, inne} 30\text{ dB(A)}$ i Oslo, 1000 personer



Fra 1998 til år 2010 øker antallet individer som er utsatt for støy over 30 dB(A) i våre beregninger med 13 prosent, mens antallet utsatt for støy over 35 dB(A) øker med 23 prosent. Den tilsvarende økningen i antallet sterkt støyplagede i de to kategoriene er henholdsvis 16 og 24 prosent (tabell 1).

Hvis vi ser på utviklingen litt lenger frem i tid er økningen fra 1998 til år 2020 i antall støyutsatte over 30 dB(A) på 22 prosent, mens antallet utsatt for støy over 35 dB(A) øker med 38 prosent. Økningen i antallet sterkt støyplagede i disse kategoriene er henholdsvis 26 prosent og 40 prosent. Merk at antall sterkt støyplagede over 35 dB(A) er inneholdt i antall sterkt støyplagede over 30 dB(A).

Figur 5. Utvikling i vekstraten for antall sterkt støyplagede samt veitrafikkvolumet (TTVEI)



Gitt den trafikkveksten vi har lagt til grunn og med utgangspunkt i dagens befolkningsnivå, så tilsier våre beregninger at i år 2010 vil omlag 109 600 personer (22 prosent) av de som i dag bor i Oslo være utsatt for støy som overstiger Miljøverndepartementets grenseverdi på 30 dB(A), hvorav 33 400 av disse (i underkant av 7 prosent av dagens befolkning) vil være sterkt støyplaget.⁶ I år 2020 vil i underkant av 118 000 (24 prosent) av dagens innbyggere i Oslo være utsatt for støy som overstiger grenseverdien på 30 dB(A), og drøye 36 000 av disse (eller drøye 7 prosent av dagens innbyggere) vil være sterkt støyplaget. Vi har her antatt at det ikke skjer noen endringer i skjermingstiltak. Til grunn for disse beregningene ligger det imidlertid en anslått økning i veitrafikkvolumet fra 1998 til 2020 på hele 45 prosent. Siden Miljøetatens beregninger bygger på en 10 prosents trafikkøkning, vil en ekstrapolering av disse resultatene utover 10 prosents veitrafikkøkning sannsynligvis være beheftet med ekstra usikkerhet. Det er med andre ord økende grad av usikkerhet knyttet til anslagene for støybelastningen fremover fra og med det tidspunkt hvor trafikkvolumet har steget med 10 prosent i forhold til i dag. Veksten i veitrafikkvolumet fra 1998 til 2005 er anslått til 13 prosent, mens den fra 1998 til 2010 er anslått til 25 prosent.

Befolkningsvekst

I beregningene ovenfor er det lagt til grunn en trafikkutvikling som er konsistent med Regjeringens langtidsprogram (Finans- og tolldepartementet 1997). Som vi redegjorde for i avsnitt 5.2, er denne trafikkutviklingen ganske tett knyttet til utviklingen i en rekke andre variable i økonomien, som f.eks privat konsum og BNP. I Regjeringens langtidsprogram er det også implisitt lagt til grunn en befolkningsvekst, noe som har både en direkte og en indirekte effekt. Den direkte effekten er at når befolkningen øker, så vil også noe av den økte befolkningen være støybelastet på samme måte som den opprinnelige befolkningen. Den indirekte effekten består i at økt befolkning (ceteris paribus) fører til økt trafikknivå, som igjen øker støybelastningen for alle i befolkningen. Den indirekte effekten inkluderes (implisitt) i vår analyse, men vi har valgt å se bort fra den direkte effekten. Årsaken er at den direkte effekten er vanskelig å ta hensyn til med vårt modellapparat fordi vi ikke vet hvordan tilveksten i befolkningen vil fordele seg i støysonerintervallene, jf. beskrivelsen av Miljøetatens støymodell i avsnitt 4.2, og at den uansett er liten. Vi ser derfor på endringer i støybelastningen for en gitt befolkningsstørrelse. Dette kan tolkes som om at vi følger dagens populasjon i Oslo fremover i tid for å se hvordan støybelastningen i denne befolkningen endrer seg med vekst i økonomien og i befolkningen. Så lenge den netto befolkningstilveksten er positiv medfører dette at våre fremskrivninger sannsynligvis undervurderer den fremtidige utviklingen i antall støybelastede personer i Oslo.

⁶ Vi har antatt ingen endring i skjermingstiltak i perioden.

6. Tiltak

Selv om det foreløpig er stor usikkerhet knyttet til kvantifisering av helseskadene av støy, er det blant fagfolk stort sett enighet om at støy kan gi opphav til alvorlige effekter for mange mennesker. Våre beregninger viser dessuten at veksten i veitrafikkvolumet fremover vil medføre en relativt kraftig økning i antall personer som er utsatt og sterkt plaget av veitrafikkstøy over Miljøverndepartementets grenseverdier. Vi vil derfor i dette avsnittet se på mulige tiltak for å redusere støybelastningen fra veitrafikk. Virkemidler kan settes inn for å redusere trafikknivået, for å ta i bruk bedre teknologier, dvs. benytte mer støysvake biler, eller en kan innføre ulike former for skjermingstiltak gitt den trafikkmengden som en har. For en gitt målsetting vil det være optimalt å velge det mest kostnads-effektive tiltaket. Hvor kostnadseffektivt et tiltak er, vil for en stor del avhenge av hvor treffsikkert det er, dvs. i hvilken grad tiltaket virker med hensyn til den gitte målsettingen. Fordi et tiltak som en generell drivstoffavgift påvirker støybelastningen indirekte via veitrafikkvolumet, vil vi a priori forvente at gitt målsettingen om ingen økning i støybelastningen fra veitrafikk, så vil en avgift være mindre kostnadseffektiv enn direkte virkemidler som støyskjermer og fasadeisolerings (som påvirker støybelastningen direkte). Vi starter med å se på en generell drivstoffavgift, dernest tar vi kort for oss en mer målrettet avgift knyttet til utslipp av støy fra det enkelte kjøretøy. Til slutt ser vi på direkte virkemidler i form av skjermingstiltak.

6.1. Avgiftsalternativet

For å analysere i hvilken grad en kan redusere støyproblemet via en generell avgift knyttet til drivstofforbruk, har vi valgt å studere et scenario der målsettingen går ut på å fryse veitrafikkvolumet på 1997-nivå. Formålet med en slik målsetting er at støybelastningen fra veitrafikk ikke skal øke. Denne målsettingen kan kanskje synes "mild" sammenliknet med hva som er valgt i andre studier. For eksempel har Miljøetaten (1992) utredet muligheten for å oppnå en målsetting om 50 prosents reduksjon i antall personer som er svært plaget av veitrafikkstøy i Oslo fra 1990 til 2005, og en målsetting om at ingen i Oslo skal utsettes for innendørs støy over 35 dB(A) i år 2005. Vårt valg av målsetting (å unngå forverret støysituasjon) kan

således tolkes som kostnadene ved å velge et relativt konservativt mål med hensyn til støysituasjonen i Oslo.

For å oppnå en utflating av veitrafikkvolumet på 1997-nivå, har vi innført en generell drivstoffavgift i modellen, som fastsettes slik at denne målsettingen akkurat oppnås. Modellteknisk har vi implementert dette scenarioet i MSG-6 ved å sette veitrafikkvolumet eksogent lik nivået i 1997 i alle år fra og med 1997, samt ved å endogenisere en generell drivstoffavgift som finnes i modellen fra før. Modellen er deretter simulert frem til år 2020 på tilsvarende måte som i avsnitt 4.3.

Drivstoffavgiften er i modellen opprinnelig knyttet til utslipp av CO₂ per drivstoffenhhet, men så lenge utslipp av CO₂ per drivstoffenhhet er konstant, vil den kunne representere en avgift som er proporsjonal med forbruket av drivstoff. Når avgiften på drivstoff øker, medfører dette økte inntekter for myndighetene. I den modellversjonen vi har benyttet er offentlige finansinvesteringer konstante, og de økte offentlige inntektene tilbakeføres til aktørene i økonomien via økt offentlig konsum. Offentlig konsum består av vareinnsats og arbeidskraft.

Resultater fra modellsimuleringen

Resultatene tyder på at en generell drivstoffavgift vil være et svært dyrt virkemiddel å benytte som tiltak mot veitrafikkstøy. Ifølge beregningsresultatene vil dette medføre at drivstoffavgiften vil måtte øke med 2 (1995-) kroner per liter drivstoff i 1998 i forhold til i referansebanen, i år 2005 vil den måtte være 8 (1995-) kroner høyere per liter i forhold til i referansebanen og i år 2010 være hele 14 (1995-) kroner høyere per liter sammenliknet med referansebanen.

Dette gir selvsagt store konsekvenser for modellens simulering av utviklingen i økonomien, og effekten på generelle økonomiske indikatorer som privat konsum og brutto nasjonalprodukt (BNP) er betydelige. Første år avgiften implementeres (1998) reduseres BNP med 0,1 prosent i forhold til referansealternativet, det vil si det alternativet vi benyttet til fremskrivningene i avsnitt 4.3. I år 2005 og i år 2010 er nedgangen på henholdsvis 1,1 og 2,1 prosent i forhold til referanse-

alternativet. Dette tilsvarer en forskjell på i BNP på henholdsvis 1,4, 13,2 og 26,6 milliarder (1995-) kroner i forhold til referansealternativet. Når det gjelder privat konsum er reduksjonen i tre årene på henholdsvis 0,6, 4,0 og 6,3 prosent. Dette tilsvarer en forskjell på henholdsvis 3,1, 24,4 og 44,7 milliarder (1995-) kroner i forhold til referansealternativet. Som mål på hvordan en slik avgift påvirker verdiskapningen i økonomien benytter vi nettonasjonalprodukt (NNP). Første år avgiften implementeres reduseres NNP med 0,1 prosent, i 2005 er reduksjonen på 1,0 prosent og i år 2010 på 1,9 prosent i forhold til referansebanen. Dette tilsvarer en forskjell i NNP på henholdsvis 0,7, 10,1 og 21,0 milliarder 1995-kroner i forhold til referansebanen.

Det er interessant å merke seg at bruttoproduksjonen i tog/bane sektoren øker. Økningen er på henholdsvis 0,8, 1,5 og 2,7 prosent i årene 1998, 2005 og 2010. Dette skyldes at denne sektoren benytter relativt lite drivstoff, og når drivstoffavgiften øker blir transport fra denne sektoren relativt billigere. Det ser altså ut til at til tross for at det relativt små substitusjonsmuligheter i modellen mellom de ulike transportformene, medfører en såpass kraftig drivstoffavgift at denne sektoren ekspanderer.

Avgift knyttet til utslipp av støy fra det enkelte kjøretøy

Resultatene fra simuleringen av avgiftsalternativet indikerer at en slik avgiftspålegg vil medføre relativt store kostnader for samfunnet. Dette henger sammen med den grunnleggende funksjonen veitransport har i økonomien, som gjør at omfanget veitransport i stor grad følger den generelle økonomiske utviklingen. I tillegg vil det antakelig være politisk vanskelig å skulle implementere en såpass kraftig avgift. Det er derfor av interesse å se på andre virkemidler som kan tenkes å være bedre egnet til å oppnå en målsetting om redusert støybelastning. Et mer målrettet virkemiddel i så henseende vil være en avgift knyttet til utslipp av støy fra det enkelte kjøretøy. Støyutslipp kommer i hovedsak enten fra kjøreenheten (motorstøy) eller oppstår ved kjøretøyets kontakt med veibanen (rullestøy). Fordi ikke alle typer biler har like stort støyutslipp vil en avgift knyttet til utslipp av støy fra det enkelte kjøretøy motivere forbrukerne til å velge støysvake biler fremfor støyende biler. Dette vil igjen gi incentiver til bilprodusentene om å produsere mindre støyende biler, i form av dempet motorstøy og/eller redusert rullestøy (se f.eks. OECD 1990).

Produksjon av støysvake biler medfører økte produksjonskostnader for bilprodusentene, noe som igjen fører til økt pris på bilene. Internasjonale studier indikerer imidlertid at økningen i prisen på biler forbundet med redusert støyutslipp ikke nødvendigvis er så store. Resultatene fra en rekke slike studier er publisert av OECD de siste to tiårene (OECD, 1986,

1990, 1991), og i OECD (1990) rapporteres de økte kostnadene forbundet med å redusere støyutslippene fra motorenheten på kjøretøyene. Kostnadene er høyest for de tyngste lastebilene og bussene (+ 2-10 prosent) og lavest for små privatbiler (+ 1-4 prosent). Estimaten er imidlertid basert på gitte initialnivåer, og det er ikke klart hvorvidt disse kostnadsestimatene også gjelder for andre initialnivåer. Mer støysvake motorer er imidlertid også forbundet med økt vekt på bilen, noe som impliserer økt drivstofforbruk. Økt drivstofforbruk vil gi økte luftforurensninger, hvilket kan motvirke den gunstige effekten for samfunnet av redusert støyutslipp. Økningene i drivstofforbruket er imidlertid små (+ 1,2 - 6,0 prosent) (OECD 1990, s. 71).

En norsk avgift på støyutslipp kan påvirke norske forbrukeres valg mellom et gitt sett av bilmodeller. Norske forbrukere utgjør imidlertid en så liten del av det internasjonale kjøretøymarkedet at en slik avgift neppe vil påvirke tilbudet av bilmodeller. Hadde derimot en slik avgift blitt innført i store land kunne den vist seg å være et effektivt virkemiddel. Vi kan imidlertid ikke studere virkningene av en slik avgift nærmere, da vårt modellverktøy ikke er egnet til å analysere denne situasjonen.

6.2. Direkte virkemidler

Støyskjerming/støyvoller

Støyskjermer benyttes for å sperre for lydutbredelsen fra støykilden (som regel vei eller skinner). Bak støyskjermen blir det en "lydskygge" som følge av at skjermen demper utbredelsen av støyen. Disse skjermene lages vanligvis av tre, betong, glass, eller en kombinasjon. Innen støy litteraturen er det vanlig å anta at støyskjermer gir en reduksjon på 8-10 dB(A) der hvor de har virkning. Den gjennomsnittlige høyden på denne typen skjerm er 2,75 meter og kostnadene ligger på mellom 1000 og 3000 (1995-) kroner per m² (TØI 1996). Vi har antatt en gjennomsnittlig kostnad per løpemeter skjerm på 5500 kroner. Antar vi videre at det trengs om lag 10 løpemeter skjerm per bolig (jf. neste avsnitt), tilsvarer dette en kostnad på 55 000 kroner per bolig. Hvis vi antar at det i snitt bor 2,4 personer per bolig (SSB 1997), tilsier dette en kostnad på om lag 23 000 (1995-) kroner per person. Antar vi i stedet at det bor 1,9 personer per bolig, slik gjennomsnittet er for Oslo (SSB 1990), blir kostnaden 29 000 (1995-) kroner per person.

Til sammenlikning ble det i perioden 1970 til 1994 bygget om lag 200 km støyskjermingsanlegg til en kostnad på om lag 500 millioner kroner (løpende kroner). Om lag 20 000 boliger er i denne perioden blitt beskyttet (TØI 1996). I gjennomsnitt har således hver beskyttet bolig fått 10 løpemeter støyskjerm til en kostnad på 25 000 kroner. Snittet per skjerm person i Oslo blir derfor 13 000 kroner. Imidlertid er de 500

millioner kronene basert på en summering av beløp uttrykt i forskjellig nominell kroneverdi, og da vi ikke har informasjon om fordelingen av kostnadene på de forskjellige årene i perioden 1970 til 1994, kan vi ikke beregne den reelle verdien av gjennomsnittet på 13 000 kroner.

Vi skal nå beregne de totale tiltakskostnadene forbundet med målsettingen om at støybelastningen fra veitrafikk ikke skal øke i Oslo. *Spesielt tar vi utgangspunkt i at antall sterkt støyplagede over de nevnte innendørs grenseverdiene på 30 og 35 dB(A) skal holdes konstant ved bruk av støyskjermer.*

Fra 1997 til 2020 viste beregningene en økning i antallet individer sterkt plaget av støy over 30 dB(A) på 8000 i Oslo, eller om lag 30 prosent. Fra 1997 til 1998 var økningen på 657 personer (2,3 prosent). For holde antallet individer sterkt støyplaget i Oslo konstant på 1997-nivået, innebærer dette at 675 personer må støyskjermes i 1998. Dersom dette gjøres ved hjelp av støyskjermer innebærer dette en engangskostnad på omlag 19,6 millioner (1995-) kroner. Den årlige økningen i antall støyplagede over 30 dB(A) fra 1997 til 2020 varierer mellom 100 og 700 personer per år. Skjerming av disse personene medfører årlige skjermingskostnader på mellom 2,9 og 20,3 millioner (1995-) kroner, se tabell A2 i appendikset. Dersom vi istedet tar utgangspunkt i en målsetting om å holde antallet sterkt støyplagede over 35 dB(A) konstant, innebærer dette at mellom 100 og 600 personer må skjermes hvert år. Dette vil gi årlige skjermingskostnader på mellom 2,9 og 17,4 millioner (1995-) kroner.

I disse beregningene har vi imidlertid antatt fullstendig målrettede tiltak. Dette krever for det første at myndighetene vet hvem som er plaget og kun hjelper disse, dvs. ingen informasjonsproblemer. Dernest at dersom det bor flere personer i en bolig så er det mulig å hjelpe bare den/de som er plaget. Dette vil antakeligvis i mange tilfeller være to krav som ikke er oppfylt. Vi har derfor også beregnet kostnadene forbundet med en målsetting om å holde konstant antall personer som er utsatt for støy over de to grenseverdiene.

Utviklingen i de årlige skjermingskostnadene forbundet med disse målsettingene er gitt i tabellene A2 og A3 i appendikset.⁷ Den neddiskonterte verdien av de fremtidige skjermingskostnadene forbundet med målsettingen om å holde antall personer som er sterkt støyplaget over 30 dB(A) konstant i perioden 1998 - 2020, er 150 millioner (1995-) kroner. Den neddiskonterte verdien av de fremtidige skjermingskostnadene forbundet med å holde antall personer som er utsatt for støy over 30 dB(A) konstant i denne perioden er drøye 600 millioner (1995-) kroner. Vi har her gått ut i fra en kalkulasjonsrente på 4,5 prosent,

som er den renten *Kostnadsberegningssutvalget* (1997) anbefaler for mindre risikable prosjekter.

De årlige kostnadene variere over perioden fordi det varierer fra år til år, hvor mange personer som må skjermes. For å lette sammenlikning mellom ulike tiltak er kostnaden også regnet om til en fast årlig kostnad (annuitet), se tabell 2.

Fasadeisolering

I utgangspunktet er det kravene til støynivået utenfor fasaden som skal benyttes for å ivareta lydforholdene innendørs. Når bygninger ligger langs større gate eller vei, eller ligger høyt over veien, vil ikke støyskjermer kunne gi nok støyreduksjon. I slike situasjoner vil det være nødvendig å fasadeisolere bygningene. Fasadeisolering er imidlertid en slags "siste utvei" som benyttes når kravene til innendørs støynivå ikke kan ivaretas på annen måte. Dette vil ofte være tilfelle i byer eller andre steder der befolkningstettheten er høy. Fasadeisolering går ut på å redusere overføringen av lyd utenfra og inn i boligen. Dette kan skje gjennom lydisolerende vinduer, lyddempende ventiler og luftkanaler, og isolering av yttervegger og tak (TØI 1996).

Uten spesiell fasadeisolering vil innendørs støynivå være 15-30 dB(A) lavere enn utendørs. Ved fasadeisolering vil den kunne være 32-40 dB(A) lavere. Selv om det er teknisk mulig å oppnå en støydempeffekt innendørs på 50 dB(A), er det mest vanlige å oppnå en tilleggsreduksjon på 5-10 dB(A). Miljøetaten har dog i sin støymodell lagt til grunn at fasadeisolering gir en støydempeffekt på mellom 11 og 13 dB(A), jf. avsnitt 3.2. Vi velger å gå ut fra at det oppnås en reduksjon på 10 dB(A).

I følge Miljøhåndboken (TØI 1996), ligger kostnaden på fasadeisolering av eksisterende boliger på mellom 10 000 og 150 000 (1995-) kroner per bolig. Den store variasjonen i disse kostnadene skyldes blant annet varierende størrelse og beskyttelsesgrad. Kostnaden ved å fjerne en person fra kategorien sterkt støyplaget kan derfor anslås til å ligge mellom 4 200 og 62 500 (1995-) kroner for hele landet og mellom 5 300 og 79 000 (1995-) kroner for Oslo. Vi har i beregningene av disse tiltakskostnadene valgt å se bort fra vedlikeholdskostnader, da disse er små i forhold til implementeringskostnadene.

I perioden 1970 til 1994 ble om lag 20 000 boliger fasadeisolert, og kostnaden ved dette er estimert til mellom 600 og 900 millioner kroner (TØI 1996). Dette tilsier en kostnad per bolig på mellom 30 000 og 45 000 kroner. Imidlertid er også disse totalkostnadene fremkommet ved å summere tall med forskjellig nominell kroneverdi. Vi kan derfor ikke benytte dem, fordi vi ikke kjenner til hvordan disse kostnadene har fordelt seg på de forskjellige årene.

⁷ Disse tallene må selvsagt korrigeres dersom man ønsker å ta hensyn til befolkningsveksten.

Siden det er så stor variasjon i fasadeisoleringskostnadene har vi beregnet de årlige kostnadene forbundet med de to målsettingene for laveste (5 300 kr) og høyeste (79 000 kr) tiltakskostnad, per person per bolig i Oslo. Resultatene fra disse beregningene er gitt i nedre del av tabell A2 i appendikset. Målsettingen om å holde antall sterkt støyplagede over 30 dB(A) konstant, og bruk av laveste kostnadsestimat, medfører at i perioden 1997 til 2020 varierer de årlige tiltakskostnader på mellom 0,5 og 3,7 millioner (1995-) kroner. Variasjonen i disse tiltakskostnadene skyldes at det er ulikt antall personer som må skjermes hvert år. Den neddiskonterte verdien av de totale framtidige skjermingskostnadene blir 27,9 millioner (1995-) kroner. Tar vi istedet utgangspunkt i høyeste tiltakskostnad (79 000 1995- kroner) vil de årlige skjermingskostnadene variere mellom 7,9 og 39,5 millioner (1995-) kroner. Den neddiskonterte verdien av de totale framtidige skjermingskostnadene blir i dette tilfellet 416,2 millioner (1995-) kroner. Vi har også her beregnet kostnadene ved å holde konstant antall personer som er utsatt for støy over 30 og 35 dB(A), se tabell A3 i appendikset. Den neddiskonterte kostnaden forbundet med å holde konstant antall personer som er utsatt for støy vil ligge på mellom 115 og 1 715 millioner (1995-) kroner.

For en beskrivelse av tiltakskostnadene forbundet målsettingen om å holde antall sterkt støyplagede og støyutsatte over 35 dB(A) konstant, henviser vi til tabell A2 og tabell A3 i appendikset.

Støysvakt vegdekke og piggfrie vinterdekk

I situasjoner hvor støyskjerming ikke gir tilfredsstillende reduksjon i støynivået er i tillegg støysvake veidekker en mulighet. Støysvake veidekker er en type veidekke som demper/absorberer lyden bedre enn vanlige veidekker. For å oppnå best mulig støyreduksjon må dekket ha høy porøsitet, liten steinstørrelse og høy dekketykkelse. Når disse egenskapene er tilstede kan en støydempning på 4-5 dB(A) oppnås. Den vanligste typen støysvakt veidekke som benyttes i Norge er drensasfalt. Det har imidlertid vist seg vanskelig å opprettholde dempningseffekten over tid, da egenskapene til drensasfalt er sårbare overfor støv og skitt fra veibanen som tetter igjen porene. Bruk av drensasfalt krever derfor hyppig vedlikehold og reasfaltering. Drensasfalt er derfor ikke anbefalt som varig støyskjermingstiltak.

Generelt støyer piggdekk mer enn sommerdekk, og norske tall viser at trafikkstøynivået øker med 2-3 dB(A) ved bruk av piggdekk i forhold til uten (TØI 1996). I bytrafikk er imidlertid økningen mindre, fordi støyen fra motoren dominerer over støyen fra bildekkene. Foruten å medføre lavere støy nivå, har redusert piggdekkbruk også en gunstig effekt på luftforurensning. Dette skyldes at piggdekkbruk medfører opphvirvling av veistøv, noe som igjen gir økt

luftforurensning. Vi har imidlertid valgt å se bort fra dette som støyreducerende tiltak i denne rapporten.

6.3. Sammenlikning av kostnadene forbundet med begrensning av støybelastningen i Oslo

I tabell 2 har vi sammenfattet kostnadene ved de tre typene tiltak som vi har studert ovenfor. Kostnadene er her presentert som annuiteter, dvs. omregnet til en fast årlig kostnad. Den årlige utviklingen i kostnadene er gitt i tabell A4 i appendikset. For å kunne sammenlikne kostnadene ved støyskjerming og fasadeisolering med kostnadene ved en generell drivstoffavgift, antar vi at i avgiftsalternativet vil Oslos andel av de totale kostnadene være på omlag 12 prosent, tilsvarende Oslos andel av befolkningen i Norge (SSB 1998b). Kostnadene i avgiftsalternativet måles som reduksjon i netto nasjonalprodukt i forhold til referansebanen. Dette kostnadsanslaget inkluderer imidlertid generelle likevektseffekter, dvs. ringvirkninger, og er derfor ikke direkte sammenliknbart med de beregnede skjermingskostnadene. Videre er det viktig å være klar over at avgiftsalternativet representerer en situasjon der målsettingen er å fryse veitrafikkvolumet på 1997-nivået, mens skjermingstiltakene har som målsetting å holde antall personer som er sterkt plaget av og utsatt for støy inne over henholdsvis 30 og 35 dB(A) konstant. Det er heller ikke tatt hensyn til at trafikkvekst kan gjøre tidligere skjerming utilstrekkelig, noe som vil øke skjermingskostnadene.

Tabell 2 illustrerer hvor lite egnet en generell drivstoffavgift vil være som virkemiddel for å begrense den fremtidige støybelastningen fra veitrafikk i Oslo. Mens annuitetskostnaden for Oslo ved bruk av skjermingstiltak beløper seg til mellom 1,7 og 116,0 millioner kroner avhengig av målsetting og tiltakstype, beløper Oslos anslåtte andel av annuitetskostnaden ved bruk av en drivstoffavgift seg til i underkant av 2 milliarder (1995-) kroner. Selv dyreste fasadeisoleringstiltak er langt rimeligere enn avgiftstiltaket. Dette henger sammen med det vi sa innledningsvis i dette avsnittet om treffsikkerheten av tiltaket. Fordi en avgift påvirker støybelastningen indirekte via veitrafikkomfanget, vil det følgelig påløpe kostnader som følge av kostnadene ved dyrere veitrafikk for samfunnet. En generell drivstoffavgift som fastsettes slik at veitrafikkvolumet holdes konstant på 1997-nivået rammer heller ikke bare veitrafikk, men alt forbruk av drivstoff generelt. En drivstoffavgift medfører således kostnader for alle de deler av økonomien hvor transport på et eller annet stadium inngår i produksjons- og/eller konsumprosessen, noe som igjen vil gi ringvirkninger til resten av økonomien.

De direkte skjermingstiltakene derimot retter seg direkte mot målsettingen, dvs. reduserer innendørs støy nivå slik at ikke flere blir sterkt støyplaget eller

støyutsatte over de gitte grenseverdiene, og gir følgelig ikke opphav til særlig ringvirkninger i økonomien. Selv om det selvsagt er mye usikkerhet knyttet til disse anslagene, blant annet forbundet med at vi ikke vet i hvilken grad modellen er egnet til å studere effekten av

en så kraftig avgiftsøkning som må til for å fryse veitrafikkvolumet på 1997-nivået, viser dette at til og med dyreste skjermingstiltak vil være langt rimeligere enn avgiftsalternativet.

Tabell 2. Annuitetskostnader (fast årlig kostnad) ved tiltak som begrenser fremtidig støybelastning fra veitrafikk i Oslo

Tiltak	Annuitetskostnad ved å hindre økning i forhold til 1997. Mill. 1995-kroner
Støyskjermer	
Antatt skjermingskostnad per person 29 000 kr (engangskostnad)	
Hindre økning i antall <i>plagede</i> over 30 dB(A)	10,3
Hindre økning i antall <i>plagede</i> over 35 dB(A)	9,4
Hindre økning i antall <i>utsatte</i> over 30 dB(A)	42,6
Hindre økning i antall <i>utsatte</i> over 35 dB(A)	36,0
Fasadeisolering, laveste estimat	
Antatt skjermingskostnad per person 5 300 kr (engangskostnad)	
Hindre økning i antall <i>plagede</i> over 30 dB(A)	1,9
Hindre økning i antall <i>plagede</i> over 35 dB(A)	1,7
Hindre økning i antall <i>utsatte</i> over 30 dB(A)	7,8
Hindre økning i antall <i>utsatte</i> over 35 dB(A)	6,6
Fasadeisolering, høyeste estimat	
Antatt skjermingskostnad per person 79 000 kr (engangskostnad)	
Hindre økning i antall <i>plagede</i> over 30 dB(A)	28,2
Hindre økning i antall <i>plagede</i> over 35 dB(A)	25,7
Hindre økning i antall <i>utsatte</i> over 30 dB(A)	116,0
Hindre økning i antall <i>utsatte</i> over 35 dB(A)	98,2
Bruk av drivstoffavgift for å hindre økning i veitrafikknivået	1 875,8*

*Oslos anslåtte del av annuitetskostnaden

7. Konklusjon

Vi har i denne rapporten forsøkt å anskueliggjøre hvordan støybelastningen fremover vil utvikle seg dersom veitrafikkvolumet utvikler seg i tråd med den utviklingen Finans- og tolldepartementet presenterer i sitt langtidsprogram (1997). Spesielt har vi anslått utviklingen fremover mot år 2020 i antall mennesker i Oslo som vil være sterkt støyplagede av veitrafikkstøy som overstiger et døgnequivivalent nivå innendørs på 30 dB(A) og 35 dB(A). I den sammenheng har vi også drøftet de negative konsekvensene dette har, blant annet på menneskers helse. Vi har dernest forsøkt å vurdere mulige tiltak som kan settes i verk for å redusere de negative konsekvensene av økt støybelastning. Til slutt har vi forsøkt å anslå kostnadene forbundet med redusert støybelastning.

Ifølge beregninger utført av Miljø- og næringsmiddel-etaten i Oslo var omtrent 95 000 personer i Oslo i 1997 utsatt for støy innendørs som oversteg Miljøvern-departementets veiledende grenseverdi på 30 dB(A). Av disse var 28 000 personer sterkt støyplaget. Totalt var omlag 36 000 personer sterkt støyplaget i Oslo i 1997. Gitt en utvikling i veitrafikkvolumet som er konsistent med Regjeringens langtidsprogram (Finans- og tolldepartementet 1997), så vil i år 2010 i underkant av 110 000 personer av de som i dag bor i Oslo være utsatt for støy som overstiger grenseverdien på 30 dB(A). Dette omfatter 22 prosent av Oslos befolkning, og tilsvarer en økning i antall støyutsatte i denne kategorien på 13 prosent fra 1998 til år 2010. Av disse vil anslagsvis drøyt 33 000 personer (7 prosent av Oslos befolkning) være sterkt støyplaget, noe som tilsvarer en økning i antall sterkt støyplagede over 30 dB(A) på 16 prosent fra 1998 til 2010. Den årlige økningen i antall personer som er sterkt plaget av støy som overstiger 30 dB(A) vil variere mellom 100 og 700 i perioden.

For å begrense den fremtidige støybelastningen fra veitrafikk har vi vurdert forskjellige tiltak som kan settes i verk. Vi finner at et indirekte tiltak som en avgift på drivstoff vil være svært mye dyrere med hensyn til den gitte målsettingen enn direkte tiltak som støyskjermer og fasadeisolering. Årsaken er at bruk av støyskjermer og fasadeisolering påvirker støybelastningen direkte

gjennom redusert innendørsstøynivå, mens en drivstoffavgift vil påvirke støybelastningen indirekte via begrenset omfang av veitrafikk. Dersom man tar i bruk skjermingstiltak for å oppnå en målsetting om å holde konstant antall personer i Oslo som er sterkt plaget av støy inne over 30 dB(A) vil annuitetskostnaden for dette ligge på mellom 1,9 og 28,2 millioner (1995-) kroner. Dette forutsetter imidlertid at det er mulig å skjerme kun de som er sterkt plaget, uten å samtidig skjerme andre som er utsatt for samme støynivå. Er målsettingen derimot å holde konstant antall personer som er utsatt for støy over 30 dB(A), vil annuitetskostnaden for dette ligge på mellom 7,8 og 116,0 millioner (1995-) kroner. Hvis man istedet tar i bruk en generell drivstoffavgift som påvirker støybelastningen indirekte via redusert veitrafikkomfang, vil Oslos andel av annuitetskostnaden forbundet med en målsetting om å holde veitrafikkvolumet på 1997-nivået anslagsvis ligge på omlag 1,9 milliarder (1995-) kroner.

Vi vil til slutt understreke at alle anslagene i denne rapporten er beheftet med usikkerhet. Det er særlig stor usikkerhet knyttet til alle anslag som baserer seg på en ekstrapolering av Miljøetatens beregninger av sammenhengen mellom endring i trafikknivå og endring i fordelingen av støybelastningen i Oslo utover 10 prosents trafikkøkning, jf. avsnitt 5.3. Det også usikkert i hvilken grad den valgte modellen er egnet til å beskrive virkningene i økonomien av en såpass kraftig økning i drivstoffavgiften som den vi har sett på her. Som følge av usikkerheten knyttet til en rekke av anslagene i denne rapporten, bør de presenterte resultatene behandles med varsomhet.

Referanser

- Bergvall, B. og T. Lindvall (eds.) (1995): *Community Noise, Document prepared for the World Health Organization*, Archives of the Center for Sensory Research, Vol. 1, Issue 1, Stockholm Universitet og Karolinska Instituttt, 1995.
- Bonvier, V. et B. Thiry (1994): Les coûts marginaux externes du transport public de personnes en milieu urbain. Estimations chiffrées pour la Belgique, *Cahiers Economiques de Bruxelles*, No 142, 1994.
- Bye, B. (1996): *Environmental Tax Reform and Producer Foresight: An Intertemporal Computable General Equilibrium Analysis*, Discussion Papers 185, Statistisk sentralbyrå.
- Bye, B. og E. Holmøy (1997): *Household Behaviour in the MSG-6 Model*, Documents 97/13, Statistisk sentralbyrå.
- ECMT and OCED (1990): *Transport Policy and the Environment, ECMT Ministerial Session*, The European Conference of Ministers of Transport and the Organisation for Economic Co-operation and Development 1990.
- E.E.A.(1995): *Europe's Environment, The Dobris Assessment*, European Environmental Agency, Copenhagen, 1995.
- Fidell, S., D.S. Barber and T.J. Schultz (1991): Updating a dosage-effect relationship for the prevalence of annoyance due to genral transportation noise, *Journal of the acoustical society of America* **89** (1), 221-233.
- Finans- og tolldepartementet (1997): *Fakta og Analyser, Særskilt vedlegg til St. mld nr 4 (1996-97). Langtidsprogrammet*
- Glomsrød, S., O. Godal, J.F. Henriksen, S.E. Haagenrud og T. Skancke (1996): *Luftforurensninger - effekter og vedier (LEVE). Materialkostnader på bygninger og biler i Norge*, Rapport 96:07, SFT 1996.
- Grue, B., J.L. Langeland og O.I. Larsen (1997): *Boligpriser, Effekter av veitrafikkbelastning og lokalisering*, TØI rapport 351/1997.
- Holmøy, E. and B. Strøm (1997): *Samfunnsøkonomiske kostnader av offentlig ressursbruk og ulike finansieringsformer - beregninger basert på en disaggregert generell likevektsmodell*, Rapport 97/16, Statistisk sentralbyrå.
- Job, R.F.S. (1987): *Community Response to Noise: A Review of Factors Influencing the Relationship Between Noise Exposure and Reaction*, *Journal of the Acoustical Society of America*, 64, 377-405, 1978.
- Judge, G.G., W.E. Griffiths, R. Carter Hill, H. Lütkepohl og T-C. Lee (1985): *The Theory and Practice of Econometrics*, Second Edition, John Wiley and Sons, New York.
- Kostnadsberegningutvalget (1997): *Nytte-kostnadsanalyser, Prinsipper for lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor*, NOU 1997:27.
- Koch-Hagen, H. og B.M. Larsen (1993): *TRAN, Dokumentasjon av en ettermodell for transportetter-spørselen i MSG-EE*, Notater 93/33, Statistisk sentralbyrå.
- Lambert, J. (1986): *Nuisances sonores et coût social de l'automobile, Essai de quantification*, *Recherche-Transports-Sécurité, Revue de l'INRETS*, No. 11, 1986.
- Luftfartsverket (1996): *Forskrift om flytraséer for ny hovedflyplass på Gardermoen*, anbefalt forslag for inn- og utflyging, Konsekvensbeskrivelse av alternative systemer, Høringsdokument.
- Maddala, G.S. (1992): *Introduction to Econometrics*, Second Edition, Macmillan, New York.
- Miljøetaten (1992): *Veitrafikkstøy i Oslo - Fremtidsscenarioer*, Oslo kommune - Etat for miljørettet helsevern.

- Miljøverndepartementet (1979): Rundskriv T-8/79: Retningslinjer for vegtrafikkstøy-planlegging og behandling etter bygningsloven.
- Naturvårdsverket (1996): *Vägtrafikkbuller. Nordisk beräkningsmodell, reviderad 1996*, Naturvårdsverket, Rapport 4653.
- Nelson, J.P. (1982): Highway Noise and Property Values, A Survey of Recent Evidence, *Journal of Transport Economics and Policy* **16**, 117-38.
- Norges Bank (1998): Norges Banks historiske voutakurs-statistikk på Internett, 1998.
- OECD (1986): *Fighting Noise, Strengthening Noise Abatement Policies*, Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Paris 1986.
- OECD (1990): *Transport Policy and the Environment*, ECMT Ministerial Session, Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Paris 1990.
- OECD (1991): *Fighting Noise in the 1990s*, Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Paris 1991.
- Rosendahl; K.E. (1996): *Helseeffekter av luftforurensning og virkninger på økonomisk aktivitet, Generelle relasjoner med anvendelse på Oslo*. Rapporter 96/8, Statistisk sentralbyrå.
- Schultz, T.J. (1978): Synthesis of social surveys and noise annoyance, *Journal of the acoustical society of America* **64**, 377-405.
- Soguel, N. (1991): Evaluation du coût social du bruit généré par le trafic routier en Ville de Neuchâtel, IRER Working Paper No. 9105, Neuchâtel, 1991.
- Soguel, N. (1992): Coût social du trafic en milieu urbain: Evaluation dans le cadre d'une ville suisse, IRER Working Paper No. 9201, Neuchâtel.
- Statens helsetilsyn og Statens vegvesen, Vegdirektoratet (1995): *Helseeffekter av Vegtrafikkstøy*, Rapport 1995.
- Statens vegvesen (1983): *Nordisk beregningsmåte for vegtrafikkstøy*, Vegdirektoratet, Oslo, Håndbok 140.
- Statens vegvesen, Vegdirektoratet (1998): Beregninger med VSTOY/VLUFT, Miljøkontoret.
- SSB (1984): *Statistisk årbok 1984*, Norges offisielle statistikk NOS B458, Statistisk sentralbyrå.
- SSB (1990): *Kommunehefte for Oslo*, Folke- og boligtellingen 1990, Statistisk sentralbyrå.
- SSB (1997): *Statistisk årbok 1997*, Norges offisielle statistikk (NOS) C398, Statistisk sentralbyrå.
- SSB (1998a): *Naturressurser og miljø 1998*, Statistiske analyser 23, Statistisk sentralbyrå.
- SSB (1998b): *Statistisk årbok 1998*, Norges offisielle statistikk (NOS) C463, Statistisk sentralbyrå.
- TØI (1996): *Miljøhåndboken, Trafikk og miljøtiltak i byer og tettsteder*, Del 1, Transportøkonomisk institutt 1996.
- Tørseth, K., K.E. Rosendahl, A.C. Hansen, H. Høie og L.M. Mortensen (1997): *Avlingstap som følge av bakkenært ozon. Vurderinger for perioden 1989-1993*, Rapport 97:02, SFT 1997.
- Tørseth, K., A.C. Hansen, D. Simpson and L.M. Mortensen (1999): *Estimates of crop damage in Norway due to exposure to surface ozone, for the year 2010*, Kommer som SFT-rapport i 1999.
- WHO (ed.) (1947): *The Cronicle of the WHO*. Geneva, Switzerland: World Health Organization, Vol. 1, WHO.

Vedlegg A. Tabeller

Tabell A1. Fremskrivning av antall personer utsatt og sterkt støyplaget i Oslo, ved støynivåer fra veitrafikk som overstiger Lekv, inne 30 og Lekv, inne 35 dB(A), 1000 personer

	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Utsatt Lekv, inne >30dB(A)	95,1	96,9	98,1	98,5	99,7	100,9	102,1	102,8	103,9	105	106,2	107,4
Utsatt Lekv, inne>35dB(A)	45,4	47	48	48,3	49,3	50,3	51,4	52	52,9	53,8	54,8	55,9
Plaget Lekv, inne >30dB(A)	28,2	28,9	29,3	29,4	29,9	30,3	30,7	31	31,4	31,8	32,2	32,7
Plaget Lekv, inne >35dB(A)	16,3	16,9	17,3	17,4	17,8	18,2	18,6	18,9	19,2	19,6	19,9	20,4
	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Utsatt Lekv, inne >30dB(A)	108,6	109,6	110,6	111,4	112,2	113	113,8	114,6	115,5	116,2	117,1	117,9
Utsatt Lekv, inne>35dB(A)	56,8	57,7	58,5	59,3	59,9	60,6	61,2	61,9	62,7	63,3	64	64,7
Plaget Lekv, inne >30dB(A)	33,1	33,4	33,8	34,1	34,4	34,7	35	35,3	35,6	35,8	36,2	36,4
Plaget Lekv, inne >35dB(A)	20,7	21,1	21,4	21,7	21,9	22,2	22,4	22,7	23	23,2	23,5	23,8

Tabell A2. Årlige tiltakskostnader forbundet med målsettingene om ingen økning i antall sterkt støyplagede personer over henholdsvis 30 og 35 dB(A), millioner 1995-kroner

	1997-1998	1998-1999	1999-2000	2000-2001	2001-2002	2002-2003	2003-2004	2004-2005	2005-2006	2006-2007	2007-2008	2008-2009	Gj.-snitt	Nå-verdi*
Støyskjermer														
<i>Årlige tiltakskostnader per person 29 000 kr</i>														
Plaget Lekv, inne >30dB(A)	20,3	11,6	2,9	14,5	11,6	11,6	8,7	11,6	11,6	11,6	14,5	11,6	10,34	152,78
Plaget Lekv, inne >35dB(A)	17,4	11,6	2,9	11,6	11,6	11,6	8,7	8,7	11,6	8,7	14,5	8,7	9,46	139,23
Fasadeisolerings, lav														
<i>Årlig tiltakskostnad per person 5300 kroner</i>														
Plaget Lekv, inne >30dB(A)	3,71	2,12	0,53	2,65	2,12	2,12	1,59	2,12	2,12	2,12	2,65	2,12	1,89	27,92
Plaget Lekv, inne >35dB(A)	3,18	2,12	0,53	2,12	2,12	2,12	1,59	1,59	2,12	1,59	2,65	1,59	1,73	25,45
Fasadeisolerings, høy														
<i>Årlige tiltakskostnader per person 79 000 kroner</i>														
Plaget Lekv, inne >30dB(A)	55,3	31,6	7,9	39,5	31,6	31,6	23,7	31,6	31,6	31,6	39,5	31,6	28,17	416,20
Plaget Lekv, inne >35dB(A)	47,4	31,6	7,9	31,6	31,6	31,6	23,7	23,7	31,6	23,7	39,5	23,7	25,76	379,29
	2009-2010	2010-2011	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2014-2015	2015-2016	2016-2017	2017-2018	2018-2019	2019-2020	Gj.-snitt	Nå-verdi*	
Støyskjermer														
<i>Årlige tiltakskostnader per person 29 000 kr</i>														
Plaget Lekv, inne >30dB(A)	8,7	11,6	8,7	8,7	8,7	8,7	8,7	8,7	5,8	11,6	5,8		10,34	152,78
Plaget Lekv, inne >35dB(A)	11,6	8,7	8,7	5,8	8,7	5,8	8,7	8,7	5,8	8,7	8,7		9,46	139,23
Fasadeisolerings, lav														
<i>Årlig tiltakskostnad per person 5300 kroner</i>														
Plaget Lekv, inne >30dB(A)	1,59	2,12	1,59	1,59	1,59	1,59	1,59	1,59	1,06	2,12	1,06		10,34	152,78
Plaget Lekv, inne >35dB(A)	2,12	1,59	1,59	1,06	1,59	1,06	1,59	1,59	1,06	1,59	1,59		9,46	139,23
Fasadeisolerings, høy														
<i>Årlige tiltakskostnader per person 79 000 kroner</i>														
Plaget Lekv, inne >30dB(A)	23,7	31,6	23,7	23,7	23,7	23,7	23,7	23,7	15,8	31,6	15,8		1,89	27,92
Plaget Lekv, inne >35dB(A)	31,6	23,7	23,7	15,8	23,7	15,8	23,7	23,7	15,8	23,7	23,7		1,73	25,45

* Kalkulasjonsrente 4,5 prosent

Tabell A3. Årlige tiltakskostnader forbundet med målsettingene om ingen økning i antall støyutsatte personer over henholdsvis 30 og 35 dB(A), millioner 1995-kroner

	1997- 1998	1998- 1999	1999- 2000	2000- 2001	2001- 2002	2002- 2003	2003- 2004	2004- 2005	2005- 2006	2006- 2007	2007- 2008	2008- 2009	Gj.- snitt	Nå- verdi*
Støyskjermer														
<i>Årlige tiltakskostnader per person 29 000 kr</i>														
Utsatt Lekv, inne >30dB(A)	52,2	34,8	11,6	34,8	34,8	34,8	20,3	31,9	31,9	34,8	34,8	34,8	28,75	629,4
Utsatt Lekv, inne >35dB(A)	46,4	29,0	8,7	29,0	29,0	31,9	17,4	26,1	26,1	29,0	31,9	26,1	24,33	532,87
Fasadeisolering, lav														
<i>Årlig tiltakskostnad per person 5300 kroner</i>														
Utsatt Lekv, inne >30dB(A)	9,5	6,4	2,1	6,4	6,4	6,4	3,7	5,8	5,8	6,4	6,4	6,4	5,25	115,02
Utsatt Lekv, inne >35dB(A)	8,5	5,3	1,6	5,3	5,3	5,8	3,2	4,8	4,8	5,3	5,8	4,8	4,45	97,39
Fasadeisolering, høy														
<i>Årlige tiltakskostnader per person 79 000 kroner</i>														
Plaget Lekv, inne >30dB(A)	142,2	94,8	31,6	94,8	94,8	94,8	55,3	86,9	86,9	94,8	94,8	94,8	78,31	1714,58
Plaget Lekv, inne >35dB(A)	126,4	79,0	23,7	79,0	79,0	86,9	47,4	71,1	71,1	79,0	86,9	71,1	66,29	1451,59
	2009- 2010	2010- 2011	2011- 2012	2012- 2013	2013- 2014	2014- 2015	2015- 2016	2016- 2017	2017- 2018	2018- 2019	2019- 2020	Gj.- snitt	Nå- verdi*	
Støyskjermer														
<i>Årlige tiltakskostnader per person 29 000 kr</i>														
Utsatt Lekv, inne >30dB(A)	29,0	29,0	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	26,1	20,3	26,1	23,2		28,75	629,4
Utsatt Lekv, inne >35dB(A)	26,1	23,2	23,2	17,4	20,3	17,4	20,3	23,2	17,4	20,3	20,3		24,33	532,87
Fasadeisolering, lav														
<i>Årlig tiltakskostnad per person 5300 kroner</i>														
Utsatt Lekv, inne >30dB(A)	5,3	5,3	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,8	3,7	4,8	4,2		5,25	115,02
Utsatt Lekv, inne >35dB(A)	4,8	4,2	4,2	3,2	3,7	3,2	3,7	4,2	3,2	3,7	3,7		4,45	97,39
Fasadeisolering, høy														
<i>Årlige tiltakskostnader per person 79 000 kroner</i>														
Utsatt Lekv, inne >30dB(A)	79,0	79,0	63,2	63,2	63,2	63,2	63,2	71,1	55,3	71,1	63,2		78,31	1714,58
Utsatt Lekv, inne >35dB(A)	71,1	63,2	63,2	47,4	55,3	47,4	55,3	63,2	47,4	55,3	55,3		66,29	1451,59

* Kalkulasjonsrente 4,5 prosent

Tabell A4. Oslos anslåtte andel av årlige kostnader (målt som reduksjon i NNP) ved frysing av veitrafikkvolumet på 1997-nivå ved bruk av en generell drivstoffavgift. Millioner 1995-kroner

År	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Kostnad, mill. 1995-kroner	81,38	374,45	309,93	462,13	718,03	908,30	987,79	1207,20	1490,03
År	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Kostnad, mill. 1995-kroner	1755,54	2040,52	2317,66	2520,25	2889,93	3111,44	3340,65	3632,42	3828,97
År	2016	2017	2018	2019	2020	Gj. snitt	Nåverdi*		
Kostnad, mill. 1995-kroner	4165,81	4439,81	4689,73	5035,91	5322,46	2418,71	27 732,97		

Tidligere utgitt på emneområdet*Previously issued on the subject***NOS**

C395 Utslipp til luft i norske kommuner 1994

Rapporter (RAPP)

98/22 Flugsrud, K., og G. Haakonsen: Utslipp til luft fra utenlandske skip i norske farvann 1996 og 1997

97/20 Rypdal, K., og B. Tonsjø: Utslipp til luft fra norsk luftfart

Sosiale og økonomiske studier (SØS)

99 Rosendahl, K.E.: Social Costs of Air Pollution and Fossil Fuel Use - A Macroeconomic Approach

De sist utgitte publikasjonene i serien Rapporter

Recent publications in the series Reports

Merverdiavgift på 23 prosent kommer i tillegg til prisene i denne oversikten hvis ikke annet er oppgitt

- 98/2 A. Bruvoll: The Costs of Alternative Policies for Paper and Plastic Waste. 1998. 30s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4478-1
- 98/3 Ø. Skullerud: Avfallsregnskap for Norge: Metoder og resultater for våtorganisk avfall. 1998. 32s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4524-9
- 98/4 S. Mjelve: Økonomisk vekst og fordeling av inntekt i byene i Vest-Agder og Østfold, 1840-1990. 1998. 37s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4526-5
- 98/5 A.S. Bye og K. Mork: Resultatkontroll jordbruk 1998: Gjennomføring av tiltak mot forurensninger. 1998. 89s. 95 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4397-1
- 98/6 K.R. Gerdrup: Skattesystem og skattestatistikk i et historisk perspektiv. 1998. 59s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4531-1
- 98/7 E. Lofthus og Å. Osmunddalen: Innvandrere og sosialhjelp: Får mer fordi de trenger mer?. 1998. 32s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4533-8
- 98/8 A. Langørgen og R. Aaberge: Gruppering av kommuner etter folkemengde og økonomiske rammebetingelser. 1998. 60s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4535-4
- 98/9 A. Thomassen og R. Jensen: Kvadratmeterpriser for skolebygg. 1998. 24s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4539-7
- 98/10 K. Ibenholt og H. Wiig: Massebalanse i den makroøkonomiske modellen MSG-EE. 1998. 49s. 110 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4541-9
- 98/11 H. Bild, J.E. Finnvold, K.K. Lie, R. Nordhagen og A. Schjalm: Hvordan møter småbarnsfamiliehelsetjenesten? 1998. 99s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4550-8
- 98/12 D. Roll-Hansen: Informasjonsteknologi i lærerutdanninga. 1998. 56s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4554-0
- 98/13 A. Langørgen: Virkninger av lokalt bosettingsmønster på kostnader i kommunal tjenesteyting. 1998. 32s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4555-9
- 98/14 Ø. Landfald og M. Bråthen: Evaluering av ordinære arbeidsmarkedstiltak: Dokumentasjon og analyse. 1998. 53s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4561-3
- 98/15 T.I. Tysse og N. Keilman: Utvandring blant innvandrere 1975-1995. 1998. 160s. 155 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4581-8
- 98/16 S. Blom: Levekår blant ikke-vestlige innvandrere i Norge. 1998. 81s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4582-6
- 98/17 J. Epland: Endringer i fordelingen av husholdningsinntekt 1986-1996. 1998. 65s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4584-2
- 98/18 K. Lund: Inntektsfordelinga i den norske landbruksbefolkninga og fordelingseffektar av direkte støtteordningar. 1998. 46s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4585-0
- 98/19 H.K. Reppen: Bruk av folkebibliotek 1998. 1998. 46s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4586-9
- 98/20 Ø. Landfald og M. Bråthen: Registerbasert evaluering av ordinære arbeidsmarkedstiltak 1996: Overgang til jobb og utdanning. 1998. 48s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4596-6
- 98/21 J. Møen: Produktivitetsutviklingen i norsk industri 1980-1990 - en analyse av dynamikken basert på mikrodata. 1998. 85s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4597-4
- 98/22 K. Flugsrud og G. Haakonsen: Utslipp til luft fra utenlandske skip i norske farvann 1996 og 1997. 1998. 37s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4599-0
- 98/23 E. Nørgaard: The Norwegian Balance of Payments: Sources and methods. 1998. 72s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4600-8
- 98/24 H. Hungnes: Imperfeksjoner i kapital-markedet. 1998. 37s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4602-4
- 98/25 T. Løwe: Levekår i landbruket: En studie av landbruksbefolkningens levekår. 1998. 181s. 220 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4603-2

B

Returadresse:
Statistisk sentralbyrå
Postboks 8131 Dep.
N-0033 Oslo

Publikasjonen kan bestilles fra:

Statistisk sentralbyrå
Salg-og abonnementservice
Postboks 1260
N-2201 Kongsvinger

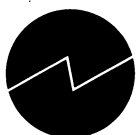
Telefon: 22 00 44 80
Telefaks: 22 86 49 76

eller:
Akademika – avdeling for
offentlige publikasjoner
Møllergt. 17
Postboks 8134 Dep.
N-0033 Oslo

Telefon: 22 11 67 70
Telefaks: 22 42 05 51

ISBN 82-537-4659-8
ISSN 0806-2056

Pris kr 125,00 inkl. mva.



Statistisk sentralbyrå
Statistics Norway