

Samspill Trafikk, miljø og velferd



Samspill Trafikk, miljø og velferd

Ronny Klæboe

Transportøkonomisk institutt (TØI) har opphavsrett til hele rapporten og dens enkelte deler. Innholdet kan brukes som underlagsmateriale. Når rapporten siteres eller omtales, skal TØI oppgis som kilde med navn og rapportnummer. Rapporten kan ikke endres. Ved eventuell annen bruk må forhåndssamtykke fra TØI innhentes. For øvrig gjelder [åndsverklovens](#) bestemmelser.

Tittel: Samspill Trafikk, miljø og velferd.

Forfatter(e): Ronny Klæboe

TØI rapport 645/2003
Oslo, 2003-04
56 sider

ISBN 82-480-0343-4
ISSN 0808-1190

Finansieringskilde:

Miljøverndepartementet og
Samferdselsdepartementet via Norges forskningsråd;
Vegdirektoratet

Prosjekt: 2382 Samspill Trafikk, miljø og velferd

Prosjektleder: Ronny Klæboe

Kvalitetsansvarlig: Marika Kolbenstvedt

Emneord:

Vegtrafikk; samspillseffekter; støy; utrygghet;
vibrasjoner; luftforurensning; landskapsopplevelse;
miljøundersøkelser; virkningskurver;

Sammendrag:

Rapporten beskriver resultater fra et fem-års tverrinstitusjonelt strategisk forsknings-program om samspill mellom trafikkenes ulike virkninger på befolkningen. Gjennom programmet er data fra 17 miljøundersøkelser og 19 000 respondenter samlet i en bymiljø-database. Programmet har gjennomført analyser av samspillet mellom ulike miljøbelastninger, der en har sett på faktisk belastning ved bolig og i nabolaget. Individ-variable som folks sensitivitet mv er trukket inn. En modell for hvordan støy ved bolig og nabolag samt luftforurensning virker på hhv støy- og luftforurensningsplage er bygd. Tiltak bør inndeles i hhv punkt-, gatestreknings- og områdetiltak ut fra hvilke relasjoner i modellen tiltaket har betydning for. Det bør velges ulike miljøforbedringsstrategier i flerbelastede i forhold til enkeltbelastede byområder. Programmet har også bidratt til å framskaffe nasjonale virkningskurver for støyplage, eksos/lukt- og støv/skitt- plage samt for vibrasjoner i bolig fra vegtrafikk og tog. Programmet har bidratt til standarder om måling av menneskelige reaksjoner på vibrasjoner og støy.

Title: Combined environmental effects of road traffic

Author(s): Ronny Klæboe

TØI report 645/2003
Oslo: 2003-04
56 pages

ISBN 82-480-0343-4
ISSN 0808-1190

Financed by:

Ministry of Transport and Communication, Ministry of Environment through Norwegian Research Council, and Public Roads Administration

Project: 2382 Combined environmental effects of road traffic

Project manager: Ronny Klæboe

Quality manager: Marika Kolbenstvedt

Key words:

Road traffic; road traffic noise; insecurity; vibrations; air pollutions; community surveys; exposure-effect relationships;

Summary:

The report describes results from a five year research programme on road traffic and environmental annoyances. The analyses utilise a data base comprising 17 community surveys and 19000 respondents. The programme has contributed to the establishment of national exposure-effect curves for road traffic noise, exhaust-smell, dust/dirt and vibrations in dwellings. It also contributed to three standards NS 8176, NT ACOU 106 and ISO TS 1666:2003 on vibrations, and the assessment of peoples reactions to vibration and noise. A model for the combined effects of noise at the dwelling and in the neighbourhood and local air pollution on environmental annoyances has been developed. Measures improving the situation at a dwelling, along a street or for a whole city area, affect different parts of the model. The efficacy of these different types of measures are therefore different from what one would expect from partial single exposure single reaction models. Improvement strategies in multi-exposed areas should differ from those applied to a single exposure area.

Language of report: Norwegian

Rapporten kan bestilles fra:
Transportøkonomisk institutt, Biblioteket
Gaustadalleen 21, 0349 Oslo
Telefon 22 57 38 00 - www.toi.no

The report can be ordered from:
Institute of Transport Economics, The library
Gaustadalleen 21, NO 0349 Oslo, Norway
Telephone +47 22 57 38 00 - www.toi.no

Forord

For anvendte forskningsinstitutt er balansen mellom aktiviteten i enkeltprosjekter og mer langsiktig arbeid en særlig utfordring. De strategiske instituttprogrammene (SIP'ene) som strekker seg over flere år har en nøkkelrolle når det gjelder å gi enkeltprosjektene en bedre forskningsmessig overbygning. SIP'ene gir muligheter for å se ulike undersøkelser i sammenheng og fra flere vinkler. Dette skaper gode vilkår for forskningsmiljøene, og derigjennom for myndighetene, å "skumme fløten" av innsatsen som allerede er lagt ned i enkeltprosjektene. SIP'ene skaper også grunnlag for internasjonal formidling og kvalitetssikring av aktiviteten.

Den foreliggende tverrinstitusjonelle SIP'en som avrapporteres her, er resultatet av et samarbeid mellom Kilde Akustikk A/S, SINTEF, Norsk institutt for luftforskning, Folkehelsinstituttet, Norges Geotekniske Institutt og Transportøkonomisk institutt. SIP'en utnytter norske data og kunnskapskapital vunnet gjennom 15 års miljøundersøkelser. Et hovedresultat fra SIP'en er en utvidet modell for forståelsen av trafikkenes trivselsvirkninger i storbyområder hvor det ofte forekommer flere miljøulempere. Modellen omfatter flere kausale sammenhenger. At sammenhengene er kausale og ikke bare beskrivende, innebærer at modellverktøyet kan brukes til prediksjon. En viktig funksjon er således å gi innspill til hvilke typer tiltak som gir best effekt og fortelle hva som skjer når myndighetene gjennomfører ulike tiltak for å bedre situasjonen i byområder.

En referansegruppe med representanter fra norske og nordiske forskningsmiljøer samt fra oppdragsmiljøene har fulgt prosjektet: Bertil Forsberg Universitetet i Umeå, Hans Bendtsen Veidirektoratet Danmark, (nå Atkins Danmark A/S), Sidsel Kålås VD, Per Andre Torper SD, Anne Johannessen MD, Erling Røsten SFT, Sigurd Solberg Kilde Akustikk AS, Svein Knudsen NILU, Bo Engdahl Folkehelseinstituttet (nå Brekke og Strand AS) og Marika Kolbenstvedt TØI.

Rapporten er skrevet av Forskningsleder Ronny Klæboe. Innholdet bygger imidlertid på artikler og konferansebidrag fra alle deltakerene i SIP'en. Avdelingsleder Marika Kolbenstvedt har vært kvalitetssikrer, mens avdelingssekretær Trude Rømning har hjulpet med tilretteleggingen av rapporten.

Oslo, april 2003
Transportøkonomisk institutt

Knut Østmoe
instituttssjef

Marika Kolbenstvedt
avdelingsleder

Innhold

Sammendrag

Summary

Tverrfaglig forskning på miljøplager	1
Bakgrunn og formål for SIP'en	1
Miljøundersøkelser i felles base	1
Budsjett og finansiering	1
Deltakere og referansegruppe	1
Trivsel viktig for helsa.....	2
Trafikk gir flere typer helsevirkninger.....	2
Helse mer enn død og ulykker	2
Når er trivsel helsemessig relevant?	2
Miljøplager kan bidra til stress	3
Økt miljøbelastning - flere helsesyntomer	3
Trivsel mål nok i seg selv	3
Eksposering til flere miljøulemper vanlig	4
Nasjonal referanse etablert	4
Folk ofte utsatt for flere ulemper	4
Helhetlig perspektiv gir ny innsikt	5
Diskrimineres bybefolkningen?	5
Eksposering til luftforurensning.....	6
Flere komponenter inngår	6
Beregninger flere byområder og år	6
Nøyaktige mål for hver bolig.....	6
God variasjon i data for analyser.....	6
Byforurensning over plageterskel.....	7
Nasjonale kurver for eksos- og støvplage	8
Luftforurensning også miljøstressor	8
Periodegjennomsnitt indikator	8
Alle plagegrader modelleres.....	8
Å merke er å plages	8
Kronisk forurensning verst ?.....	8
Nasjonale virkningskurver for støvplage.....	10
SIP-metodikk danner grunnlag	10
Nordisk beregningsmetode brukt	10
Støyberegninger harmonisert.....	10

Nasjonale kurver for vibrasjoner i bolig.....	12
Bidrag til NS 8176	12
Samspill vibrasjoner og støy?	12
Dataproblemer hindret analyser	12
Tilleggsdata kan gi nye muligheter	13
Like plagenivå gir økt plage totalt.....	13
Samspill støy og luftforurensning ?	14
Trafikk gir flere miljøulempen	14
Støy og luftforurensning viktigst	14
Folk ofte multiplaget	14
Andre plager øker med forurensning.....	14
Opphopning pga korrelasjon	15
Korrelasjon ikke alltid positiv	15
Antall plager	15
Gir plage opphav til flere plager?	16
Folk reagerer ikke separat på miljøplager	16
Tilleggsulempen gir økt plagethet	17
Negativitet ikke årsak til samspill.....	17
Sensitivitet mulig forklaring?.....	17
Støysensitive reagerer også sterkere på luftforurensning.....	18
Analyser av "robuste" viser fortsatt samspill.....	18
Miljøulempen virker sammen	19
Statistisk testing av om miljøulempene virker sammen	19
Vi har vist at miljøulempen samvirker.....	19
Vi har imidlertid ikke vist hvorfor.....	19
Miljøstress årsak til samspill?	20
Ulike typer stress	20
Kognitiv modell for stress	20
Læring, forsvar og mestring	20
Stresstimuli oftest psykiske	20
Stressreaksjon.....	21
Trafikkulempene som stressorer	21
Andre forklaringsmodeller mulig.....	21
Sensitivitet, plager og helse	21
Nabolagets betydning for plage ved bolig	22
Støy i nabolag ekstrabelastning	22
Godt skjermede boliger kan ha betydelig dårligere nabolag	22
Leiligheter med 55-59 dB	22
Ulike nabolag - ulike kurver	23
Ignorering av nabolag gir to typer feil	23

Dagliglivets estetiske landskap	24
Områdekvaliteter og miljøplager	24
Skjønnhetskurransen	24
Vedlikehold og renhold viktig	24
Trafikkerte veger ofte stygge	24
Gir forskjøvning mindre plager?	24
Harmonisering av plagekategorier	25
Hvorfor område-effekt?.....	26
"Overreaksjoner" på trafikkendringer	26
Samspill mulig forklaring ?	26
Hvorfor endrede virkningskurver?	27
Samspill kan også resultere i at forventet effekt uteblir	27
Forståelsesmodellen i SIP'en.....	28
Modellen sammenfatter de viktigste sammenhengene	28
Modellen kan også brukes aktivt	28
Hovedvegomlegging bør suppleres med lokale tiltak	29
Supplerende tiltak øker miljøgevinsten av vegomlegging	29
Oslo Øst har blitt populært	29
Miljøforbedring bør omfatte midlere miljøbelastninger	30
Midlere belastninger bør reduseres	30
Tre ulike forbedringsstrategier	30
Fordelingsvirkningene forskjellige	30
Generelle tiltak og grenseverdier	31
Passer EU-kurver for Norge?	32
Regionale eller sentrale kurver	32
Nordmenn mer plaget enn i EU	32
SPI-kurver fra EU lite treffsikre	32
Ikke-plagete bør fjernes fra SPI	33
Verdsetting av støyplage	33
Tiltaksanalyser krever dynamiske kurver	34
Statiske kurver gir oftest feil svar	34
RSPI-kurver som utgangspunkt	34
Å følge kurven ikke nok når belastningssituasjonen endres	34
Kurvehopp gir dynamisk virkningskurve	35
Dynamiske kurver tilsier at punkttiltak kan være lite effektive	35
Dynamiske kurver tilsier at generelle tiltak kan ha god effekt.....	35

Standardisering av miljøundersøkelser	36
Miljøundersøkelser etter ens mal	36
Standardisering av eksponering	36
Standardisering av reaksjonsmål	37
Virkningskurver og nye spørsmål	37
Bymiljødatabase etablert i SIP'en	38
Omfatter 17 miljøundersøkelser	38
Basen gir adgang til flere analyser	38
Noen av variablene som inngår i basen	39
TORNADO - prioritering av tiltak.....	40
Usikkerhet reduserer nytten av nyttekostnadsanalyser.....	40
Prioriteringsverktøy som tar hensyn til usikkerhet og samspill	40
Hensyn til innfasing av nye tiltak	40
SIP-Publikasjoner	41
Vitenskaplige artikler.....	41
Artikler under utarbeiding	41
Relevante artikler utenom SIP	41
Konferansebidrag	42
Rapporter fra SIP'en.....	44
Arbeidsdokumenter fra SIP'en	45
Andre referanser	48
Rapporter fra norske miljøundersøkelser	48
Andre rapporter/standarder	49
Artikler	50
De som var med.....	54

Sammendrag:

Samspill trafikk, miljø og velferd

I 1998 ble det opprettet et strategisk tverrinstitusjonelt instituttprogram (SIP) "Samspill mellom trafikk, miljø, helse og velferd" under Norges Forskningsråd. Bak initiativet sto Statens vegvesen, Samferdselsdepartementet og Miljøverndepartementet og de bidro med i alt 5,5 mill kr til forskningsprogrammet.

SIP'en skulle blant annet undersøke hvorfor folk ikke reagerte som forventet på miljøendringer. Dose-responsammenhenger var f eks ulike før og etter vesentlige trafikkreduksjoner. En mulig hypotese var at bedring av flere miljøproblem på en gang, kunne spille sammen og gi en synergi- eller "område"-effekt. Siden miljøproblemer både i forskning og praksis vanligvis behandles hver for seg, og uten å ta hensyn til belastningssituasjon eller samspill, krevdes en alternativ forskningsmessig tilnærming til miljøeksponering og miljøplager. SIP'ens formål var derfor å analysere trafikken samlede miljøvirkninger og å utarbeide ulike virkningskurver tilpasset ulike belastningssituasjoner.

SIP'en ble avsluttet i 2002. En rekke artikler, konferansebidrag og rapporter har presentert resultater for forskermiljøer, og bidratt til kvalitetssikringen av resultatene. Denne rapporten tar sikte på å gjøre resultatene tilgjengelige for flere.

Bymiljødatabase opprettet

SIP'en har etablert en bymiljødatabase som omfatter 19 000 respondenter fra 17 miljøundersøkelser med 50 delområder. For 8 000 personer fins gode opplysninger om de belastninger de er utsatt for. Eksponeringsdataene i databasen har stor spredning i verdier, og byr på gode muligheter for analyse av kompliserte samspillsforhold, samt betydning av byområde, tidsperiode mv. Nye undersøkelser bør utformes slik at dataene kan legges inn i basen. På denne måte kan en sikre at lokale undersøkelser både trekker nytte av basen og inngår som del av et nasjonalt referansegrunnlag.

Standardisering av spørsmål

Sammenlikning av resultater mellom undersøkelser forutsetter standardisering av målemetoder og spørsmålsstillinger. SIP'en har utviklet standarder for spørsmål som bør brukes i nye miljøundersøkelser og skissert hvordan plagespørsmål med ulike antall svarkategorier kan harmoniseres.

SIP'en har bidratt til en ny standard for måling av reaksjoner på vibrasjoner, NT ACOU 106, og til utarbeiding av en ny ISO-teknisk spesifikkasjon ISO/TS 15666:2003, for spørsmål om støyplager.

Miljøbelastning og helse

Oppmerksomheten rundt trafikk og helse er rettet mot død, sykdom og skade. Men helse omfatter også fysisk, psykisk og sosialt velvære. SIP'en dreier seg således om folks opplevelse og plager av ulike trafikkmiljølemper, og om trafikken betydning for trivsel og daglige aktiviteter. En teori om bystress skisseres. At ulike miljøstressfaktorer kan bidra til en samlet stressbelastning betyr at mistrivsel kan medvirke til direkte helseeffekter.

For subjektive helsesyntomer, spiller personlige kjennetegn som alder, kjønn, røykeatferd, kroniske sykdommer en dominerende rolle. I SIP'ens analyser av folks plager av miljølemper, er det kontrollert for slike forhold. Hovedkonklusjonen hva gjelder folks miljøplager er at miljøbelastningen er den klart viktigste forklaringsfaktoren. Selvrapport sensitivitet spiller imidlertid også en stor rolle.

Analysene viser samspill

Trafikken medfører en rekke ulemper. Støy og luftforurensning oppleves som de mest plagsomme. SIP'ens analyser av samspill tar utgangspunkt i disse ulempene. I analysene kontrolleres det for individ og situasjonsbetingete faktorer som kan påvirke samspillet.

Viktige konklusjoner er at:

- Folks grad av sensitivitet har betydning for plagegraden, men er ikke hovedforklaringen til samspillseffekter. Effektene er også til stede når en analyserer personer som ikke er sensitive.
- Det er ikke støy alene som forklarer folks støyplager, og forurensning alene forklarer ikke plager av støv/skitt og eksosluft.
- Når folk utsettes for flere belastninger blir de mer plaget av hver enkelt belastning enn hvis de bare er utsatt for en type belastning.
- Situasjonen i hele nabolaget spiller inn, og ikke bare belastningen rett ved bolig. Ved omfattende trafikkreduksjoner i et område, vil folk få et nabolag med bedre miljø.

Når en ikke tar hensyn til støybelastningen i nabolaget, men bare ved boligen, vil miljøproblemene lett undervurderes. Boliger godt skjermet fra en hovedveg har tilsynelatende en lav støybelastning. Men beboerne her kan likevel være henvist til å bruke hovedvegen når de handler, besøker venner, leker eller tar en gang- eller sykkeltur. Resultatene i SIP'en tyder på at denne belastningen også har betydning for plager ved og i boligen.

Ulike virkningskurver trengs

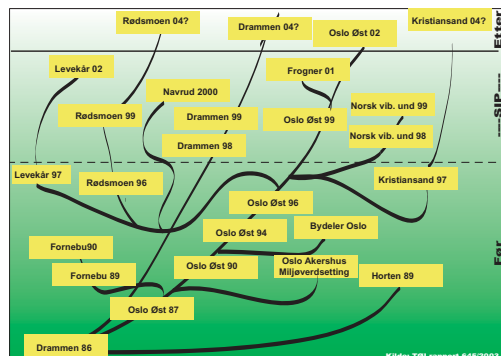
Virkningskurver (dose- respons kurver) er viktige redskaper for myndighetene. De angir hvor sterkt folk reagerer ved ulike mengder støy, vibrasjoner og luftforurensning. De kan sammen med en miljøkartlegging brukes til å definere problemområder og områder som trenger ulike typer tiltak og tiltakspakker.

Rapporten presenterer nasjonale virkningskurver, som kan benyttes av veg- og miljømyndighetene. SIP'ens resultater betyr imidlertid at man i praktisk planlegging og miljøforbedringsarbeid bør bruke ulike virkningskurver avhengig av belastningssituasjon. I flerbelastete områder vil tiltak som kun virker på enkeltproblemer være langt mindre effektive enn det de udifferensierte virkningskurver en i dag bruker gir illusjoner om, mens tiltakspakker som virker på flere problemer kan gi betydelige synergieffekter. Virkningen av enkelttiltak i enkeltbelastningssituasjoner undervurderes fordi den beregnede "effekten" stammer fra undersøkelser med stort innslag av flerbelastningssituasjoner.

Ignorerer samspill mellom miljøulempene, blir nyttekostnadsanalyser og samfunnsøkonomiske kalkyler misvisende. Myndighetene risikerer da å sette i verk tiltak som er ulønnsomme, mens lønnsomme tiltak kanskje ikke blir gjennomført. Ved å ta hensyn til samspill og dynamiske virkningskurver kan derimot effekten av endringer i ulike belastningssituasjoner predikeres bedre.

Nye miljøforbedringsgrep

Miljøvirkningene av samlede endringer av støy, utrygghet, luftforurensning mv ved at en hovedveg legges om eller etableres i områder der det bor mange folk, kan være opptil åtte ganger så store som hvis bare ett problem blir redusert. SIP'ens påvisning av samspillseffekter bør således få konsekvenser for kartlegging, prioritering, utforming og gjennomføring av tiltak.



Figur S.1: Undersøkelser før, under og i forlengelse av SIP'en. SIP'en bygger på, og oppunder enkeltundersøkelsene.

Noen prinsipper utledet av SIP'en, er:

- Tiltakspakker som bedrer situasjonen både ved bolig og nabolaget, vil ha større effekt enn punkttiltak.
- Miljøforbedring i større områder, slik som f eks er tenkt i miljøsoner, vil kunne gi større effekt enn punktvisse tiltak.
- En bør satse på å redusere miljøproblemer i middels belastete områder (grå soner) hvor de fleste av oss bor. Dette bør gjøres i tillegg til å eliminere store problem som rammer få mennesker (sorte flekker).
- Ved omlegging av trafikken på en hovedveg, f eks gjennom bygging av tunneler, bør en utnytte det lokale potensialet for miljøforbedring. Ved å regulere og oppgradere det lokale vegnettet kan en hente ut dobbelt så stor miljøgevinst som fra hovedvegomleggingen alene.
- Tiltak rettet mot kilden til problemene vil ha større effekt enn tiltak som går ut på å skjerme enkelt boliger.

SIP'en har finansiert en oppstart av et verktøy – TORNADO – som skal kunne håndtere ulike virkninger av tiltak og samspillseffekter.

SPI indeksen bør revideres

SIP'en har sett på den samlede støyplageindeks (SPI) som utgjør grunnlaget for det nasjonale målet om 25% reduksjon i støyplage innen 2010. En del svakheter ved SPI påpekes; vanskeligheter med å bruke internasjonale data for norske plagereaksjoner, behov for å skille på plager utenfor og i bolig, samt at "ikke plaget" teller i SPI.

Ut fra dette og at indeksen bør skille mellom plageomfanget ved enkelbelastning i forhold til situasjoner med flerbelastning foreslås en revisjon av målet og beregningsgrunnlaget.

Summary:

Combined environmental effects of road traffic

In 1998 a strategic trans-institutional Norwegian Research Council programme (SIP) *Combined effects of road traffic* was established. The Public Roads Authority, Ministry of Transport and Communication and Ministry of Environment, were responsible for the initiative and allocated € 0.7 mill to the programme.

An important task was to investigate more closely why exposure-effect relationships failed to predict people's responses. One hypothesis was that environmental exposures could have combined effects and work synergetically thus producing what we have dubbed an *Area-effect*.

As noise, air pollution and other environmental exposures are usually dealt with separately in research as well as in praxis, a novel approach was warranted. The task undertaken in the SIP was therefore to analyse the combined effects of road traffic and establish exposure-effect relationships adapted to different situations. This report summarises the most important results in a format tailored for a broader audience than the scientific papers that the programme has resulted in.

Community survey data base

As part of the research programme a community survey database comprising 19 000 respondents from 17 community surveys and 50 sub-areas, has been established. Exposure estimates calculated on the basis of noise, air pollution or vibration modelling are available for about 8 000 respondents. The exposure indicators are of good quality and offer a good spread of values. They are thus ideal for analysing combined effects, and the modifying effects of interview period, city area, impact of demographic variables etc.

Standardisation work

To compare the results from different surveys a standardisation of measurement and calculation methods have to be undertaken. The programme has thus contributed to the establishment of a new Norwegian Standard for the measurement and assessment of vibration in dwellings from road and rail traffic NS 8176. The research programme has contributed to standardised question formats for use in future socio-vibrational surveys, Nordtest Method, NT ACOU 106. Members of the SIP also made contributions to a technical specification

ISO/TS 15666:2002 on the assessment of noise annoyance in socio-acoustic and social surveys.

Noise, air pollution and health

With respect to the relationship between traffic and health, focus is usually on mortality, sickness and trauma. But the concept of health also encompasses physical as well as social and psychological well being. The programme focusses on these less serious aspects of the environmental exposures such as annoyance and disturbances.

With respect to self-reported health questions, our research show that individual differences such as age, gender, smoking behaviour, chronic disease, are the most important variables. For analyses of annoyance reactions, it is the environmental exposures that are the most potent variables. However, self-reported sensitivity is important for the degree of environmental annoyance.

Combined effects shown

Road traffic gives rise to environmental exposures such as noise, air pollution, vibrations and the risk of accidents. These environmental exposures are perceived as annoying and also lead to insecurity. The analyses take the relationship between these environmental exposures and annoyance as a departure point for studying combined effects.

Important results are

- Sensitivity to environmental exposures play an important role. However, combined effects are still present when analysing "robust" persons.
- Road traffic noise does not alone account for people's noise annoyance while air pollution alone does not explain people's annoyance with dust/grime or exhaust/odour.
- When people are exposed to several environmental exposures, they become more annoyed than when exposed to a single.
- The whole neighbourhood plays a role, not only exposure at people's apartment.
- Traffic reductions lead to better neighbourhood soundscape than apartments exposed to similar noise levels in before the traffic reductions.

When the noise exposure in the neighbourhood is

not taken into account, but only the noise levels in front of the apartments most exposed facade, the environmental problems will tend to be underestimated. Apartments shielded by distance or intervening building structures from a main road, seemingly have a very low noise exposure. However when residents leave the apartment for shopping, visiting friends and neighbours, playing or taking a walking or cycling trip, they encounter the high noise levels associated with the major road.

The results from the research programme indicates that this exposure also plays a role for noise annoyance when in- and outdoors at home.

Dynamic relationships needed

Exposure-effect relationships (dose-response) are important tools for the authorities. They tell how strongly people react to different amounts of noise, vibrations and air pollution. Together with environmental mappings, they can be used to define problem areas and need for improvement.

The results from the research programme implies that for planning purposes and for environmental improvement programmes it is necessary to utilise different exposure-effect relationships depending on whether we have a single-exposure or multi-exposure situation.

In multi-exposure situations, measures targeting a single exposure will have less effect than static exposure effect relationships promise, while multi-improvement packages may provide larger effects than static exposure-effect relationships indicate.

In single-exposure situations single measures targeted towards the specific exposure may have better effect than static exposure effect relationships indicate because the static exposure-effect relationships are estimated on the basis of data with multi-exposure situations mixed in.

Ignoring combined effects mean that cost benefit analyses and societal benefit analyses become faulty. The authorities therefore risk taking actions that prove little effective and may neglect to put into operation measures that are cost effective. By taking combined effects into account, exposure-effect relationships can better be used also for prediction of dynamic changes, such as traffic reductions, noise insulation programs or other measures. This will provide a substantially improved input to cost benefit analyses.

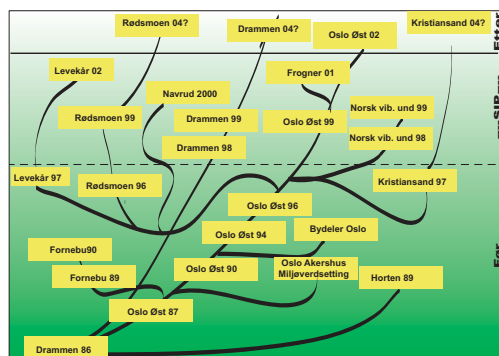


Figure S.1: Community surveys before, during and after the strategic institute programme. The programme builds upon as well as serves the separate survey research projects.

The effects of the multiple improvements with regard to road traffic noise, insecurity, air pollution etc. resulting from traffic reductions as the result of bypasses or environmental tunnels can be eight times as high as when the noise level is reduced.

Som results from the research programme are:

- Packages of measures targeting not only the situation at the residence but the whole neighbourhood will have greater effect than spot efforts.
- Environmental improvements targeting larger areas such as environmental zones will have better effects than spot efforts.
- In addition to targeting black spots, "grey" areas with intermediate environmental exposures need to be improved.
- Local authorities must seize the opportunity road construction and bypasses provide to restrict traffic in areas that are relieved of traffic. by downsizing and environmentally upgrading former major streets, twice the environmental benefits can be harvested.
- Measures targeting the noise source (vehicles) tyre/road surface noise will have better effects than targeting single houses with noise insulation.

Tverrfaglig forskning på miljøplager

Bakgrunn og formål for SIP'en

Det strategiske tverrinstitusjonelle programmet "Samspill mellom trafikk, miljø, helse og velferd" ble etablert under Norges Forskningsråd (NFR) i 1998 og løp ut 2002. SIP'ens formål har vært å analysere trafikkenes samlede miljøvirkninger og å utarbeide virkningskurver (dose-responskurver) for ulike belastningssituasjoner. SIP'en hadde fire delmål eller hovedoppgaver:

- Utvikle dialogen mellom og etablere en felles plattform for forskningsmiljøene.
- Foreta tverrfaglige analyser og metodeutvikling på basis av foreliggende data fra lokale miljøundersøkelser, herunder opprette en felles miljødatabase.
- Faglig oppdatering og kvalitetssikring av resultater vha internasjonale artikler.
- Gi en kunnskapsmessig base for utvikling av planleggingsverktøy som kan håndtere ulike miljøproblemer og samspill mellom dem på en ensartet måte.

Miljøundersøkelser i felles base

Programmet analyser bygger på data fra flere norske byområder, se Figur 19.1. Særlig er data fra undersøkelser av effekter av store trafikale endringer i Oslo Øst og Drammen benyttet, se Figur 19.2 og 19.3. Oslo Øst var Norges mest trafikkbeltede byområde med E6 gjennom bydelen. I 1987 ble E6 lagt i tunnel og trafikken i det lokale gatenettet ble regulert (miljøgater, avstengning, innsnevring). Boliger og friarealer ble opprustet gjennom Miljøbyen Gamle Oslo. Dette har resultert i store forbedringer av miljøsituasjonen i området,

I undersøkelser i Oslo Øst [U11] hadde en funnet en betydelig større reduksjon i folks plager enn forventet, når trafikken ble redusert, jfr Figur 12.1 side 26. Dette resultatet var en viktig motivasjon for forsterket faglig innsats for å undersøke hypoteser om mulige samspill effekter kunne være en forklaring til denne "overreaksjonen" på trafikkendringer.

I Drammen arbeides det også med en omfattende omlegging av hovedvegnettet. Formålet med vegpakken er blant annet å avlaste sentrale byområder for trafikk [U5].

Budsjett og finansiering

Statens vegvesen (VD), Samferdselsdepartementet (SD) og Miljøverndepartementet (MD) sto bak initiativet om en SIP. SD og MD har bidratt med midler kanalisert via NFR. Vegmyndighetene har bidratt både med midler til SIP'en og til gjennomføring av de mange før/etterundersøkelsene som inngår i datagrunnlaget. Rammen for SIP'en, på i alt 5,5 mill kr, har vært i tråd med det opprinnelige budsjett, med den forskjell at SIP'en har strukket seg over fem i stedet for fire år.

Deltakere og referansegruppe

Transportøkonomisk institutt (TØI) v/Ronny Klæboe har vært prosjektleder for SIP'en. Forskere fra Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norges Geotekniske Institutt (NGI), Folkehelseinstituttet, Kilde Akustikk A/S, SINTEF og TØI har deltatt i arbeidet. Hovedbidragsyterne er presentert på side 54–55. I tillegg til disse har en rekke forskere og medarbeidere ved de ulike institusjonene bidratt direkte og indirekte.

En referansegruppe med representanter fra norske og nordiske forskningsmiljøer samt fra oppdragsmiljøene har fulgt prosjektet. Ved avslutningen deltok; Bertil Forsberg Universitetet i Umeå, Hans Bendtsen Veidirektoratet Danmark, (nå Atkins Danmark A/S), Sidsel Kålås VD, Per Andre Torper SD, Anne Johannessen MD, Erling Røsten Statens forurensningstilsyn (SFT), Sigurd Solberg Kilde Akustikk AS, Svein Knudsen NILU, Bo Engdahl Folkehelseinstituttet (nå Brekke og Strand AS) og Marika Kolbenstvedt TØI.

Tidligere medlemmer er; Anne Marstein MD/ Statens vegvesen, Torill Borvik SFT, Olav Rostad, SD, Dag Petter Sødal MD, Per Egil Pedersen SD, Asbjørg Nes SFT, Jocelyne-Clench Aas NILU, Sigurd Træmoen SFT.

Trivsel viktig for helse

Trafikk gir flere typer helsevirkninger

Vi kan grovsortere trafikkenes negative helsevirkninger i fire:

1. Sykdom, død og skader som en direkte følge av trafikk, f.eks. trafikkulykker.
2. Sykdom/sykkelighetstilstander hvor en antar at trafikk (støy, luftforurensning etc) er en av flere faktorer som utløser denne tilstanden. Eksempler på dette er blant annet lungekreft, hjertekarsykdommer, forhøyet blodtrykk, luftveisinfeksjoner, forkjølelse/influensa, hodepine, allergi, astma og også psykiske lidelser.
3. Tilstander som (uansett om trafikken medvirket til oppkomst) antas å bli forverret eller bli vanskeligere å leve med som en følge av trafikk. Dette gjelder for eksempel astma, søvnproblemer, hørsels- og bevegelseshemninger.
4. Trafikkforholdene skaper betingelser for levemåter/livsvilkår og daglige problemer som kan disponere for senere dårlig helse/sykdom. Forstyrrelser og avbrudd i aktiviteter, manglende lufting av bolig, mindre bruk av uteområder, begrensning av fysisk aktivitet og sosial isolasjon er eksempler.

Helse mer enn død og ulykker

Oppmerksomheten rundt trafikk og helse spørsmål er i stor grad rettet mot død, sykdom og skade. Spesielt er dette tilfelle for trafikkulykkene og i forbindelse med trafikkforurensningen. Fokus er således ofte satt på toppen av helsepyramiden, jfr. Figur 3.1, hvor alvorlighetsgraden er høy. Analysene i SIP'en tar utgangspunkt i verdens helseorganisasjons (WHO) definisjon av helse:

”Ved helse må forstås at mennesket ikke bare er fri for sykdom og svakhet, men at det nyter fullstendig fysisk, psykisk og sosialt velvære.”



Andelen av befolkningen som berøres

Figur 1.1: Helsepyramiden. De alvorligste tilstandene øverst, og mindre alvorlige nederst. Langt flere berøres av de svakere reaksjonene. Selv svake virkninger kan summere seg opp til et omfattende problem.

Helse omfatter i henhold til en slik definisjon også tilstander i den lavere delen av helsepyramiden. Helse er derved en sosial indikator på et høyt generalitetsnivå, og ikke bare et spørsmål om enten syk eller frisk.

Når er trivsel helsemessig relevant?

Spørsmålet blir da når graden av mistrivsel og opplevelser kan sies å være helsemessig relevant. Ett kriterium er når opplevelsene gir opphav til adferdsendringer og reduserer livskvaliteten til de som blir berørt. SIP'en dokumenterer at byforurensningen og akutte luftforurensningssituasjoner hindrer astmatikere og andre fra å oppholde seg ute. Både støy og forurensning medfører at store deler av bybefolkningen sover med vinduer og dører lukket, noe som bidrar til inneklimateproblemer. Trafikken medfører søvnforstyrrelser.

Trafikkforurensning, støy og utrygghet bidrar også til at nærområdene, som særlig er viktige for barns utfoldelse og utvikling, ikke blir brukt i så stor grad som ønskelig. I Oslo Øst med tidligere E6 gjennom byområdet, vurderte 75% av barnefamilierne å flytte på grunn av trafikken. Angst og utrygghet for barna legger beslag på foreldrenes oppmerksomhet og ressurser.

Trafikken fungerer som en barriere som hindrer ”naturlig” utfoldelse. Manglende fysisk daglig utfoldelse i form av gang- og sykkelturner medfører at befolkningen blir inaktiv, noe som øker faren for overvekt.

Miljøplager kan bidra til stress

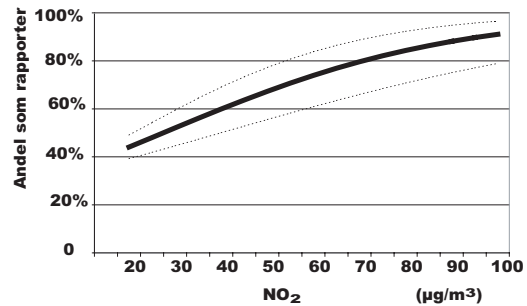
En rekke kroppslige tilstander kan gi opphav til helsesyntomene som folk merker. Miljøundersøkelsene omfatter bare de som er vanlige i befolkningen. Mange av symptomene vil variere med individuelle kjennetegn som alder og kjønn, og med livstilsfaktorer som røyking mv. For å måle den mulige effekten av luftforurensning og støy på forekomsten av ulike helsesyntomer i befolkningen, er det nødvendig å kontrollere statistisk for slike variable, slik at man kan isolere miljøvirkningene.

Det er også mulig å ha en hypotese om at daglige plager kan gi opphav til helseproblemer i snevrere medisinsk forstand. Støy som en stressor kan eksempelvis ha virkninger på immunsystemet og dermed medføre at vi blir mere sårbare for luftforurensning- og infeksjoner. Her gjenstår imidlertid mye forskning.

For subjektive helsesyntomer er miljøpåvirkninger svake forklaringsfaktorer relativt til individvariable som alder og kjønn, røykeatferd, kroniske sykdommer mv. For folks opplevelse av miljøulempene i form av plager viser analysene at det er miljøbelastningen som er viktigste forklaringsfaktor. Individvariablene betyr således mindre for oppfattelsen av plage. Støysensitivitet viser seg imidlertid å være en god indikator på sårbarhet også for andre miljøulempene. Hvilken retning årsaks-virkningsforholdene går, er vanskelig å fastslå i miljøundersøkelser. Den viktigste funksjonen er derfor å undersøke hvilke sammenhenger som er såpass sterke at de bør gjøres til gjenstand for spesifikke undersøkelser.

Økt miljøbelastning - flere helsesyntomer

I analysene av hovedvegomleggingen i Oslo Øst, der trafikken ble lagt i miljøtunneler utenom Vålerenga/Gamlebyen-området, ble det gjennomført analyser [A2] av sammenhengen mellom de ulike luftforurensningskomponentene og ulike helsesyntomer. Det ble også undersøkt om støy kunne være en forklaring på de samme symptomene. Det finnes ikke idag kriterier for hvor mye opp-



Figur 3.2: Trethet øker signifikant med forurensningsnivået (periodegjennomsnitt NO₂). Kurven gjelder en gift mann med 9 års utdanning, og som ikke røker. 95%-konfidensintervall med stiplede linjer.

levde helsesyntomer som er "akseptable". Kurvene indikerer imidlertid at en 10 mikrogramms reduksjon av luftforurensningsnivået som hovedvegomleggingen bidro til, reduserte andelen personer som rapporterer at de blir ofte trøtte med 5-10%, jfr Figur 3.2. Hvor mye støyreduksjonen bidro til reduksjonen i trøtthet relativt til luftforbedringene er et mer komplisert spørsmål, som vi ikke kan svare på ut fra de foreliggende analysene.

Trivsel må nok i seg selv

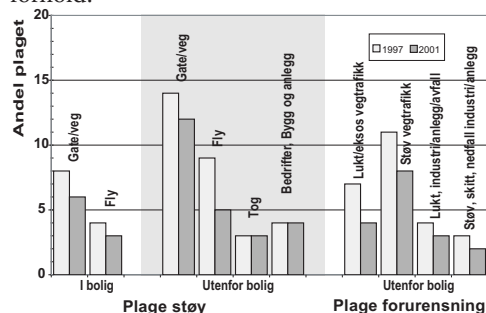
At bymiljøet har en helsemessig betydning synes klart. Spesielt legges det i dag vekt på daglig aktivitet som et viktig sykdomsforebyggende tiltak. En innsats for å fremme trivsel behøver imidlertid ikke bare å begrunnes ut fra de helsemessige aspektene, men er god nok som begrunnelse alene.

Undersøkelser av bomiljøet i norske byområder viser at trafikkrelaterte problemer i form av støy, forurensning og utrygghet er det som oftest nevnes når folk skal liste opp negative faktorer ved bymiljøet. Dette er et åpent spørsmål som stilles tidlig i spørreskjemaene og skulle således gi et bilde av hvilken prioritet folk gir trafikkulempene. Studier der folk bes verdsette miljøulempene viser det samme. I undersøkelser av boligpriser analyseres statistisk hvor mye folk er villig til å betale for en bolig med et godt lokalmiljø i forhold til et med støy og luftforurensning. Slike studier viser også at folk er villige til å betale betydelige beløp for å unngå støy og forurensning.

Eksposering til flere miljøulemper vanlig

Nasjonal referanse etablert

I 1997 ble de nasjonale levekårs- (LKU) og boforholdsundersøkelsene slått sammen. Dette ga en mulighet for å modernisere spørsmålene om folks reaksjoner på miljøulemper slik at disse ble mer like de som var utviklet gjennom miljøundersøkelsene [U10]. Alle som ble intervjuet ble spurt om de var utsatt for hhv plaget av følgende miljøulemper utenfor bolig: vegtrafikkstøy, flystøy, togstøy, støy fra bedrifter, bygg og anlegg, lukt/eksos fra vegtrafikken, støy fra vegtrafikken, lukt fra industri/anlegg/avfall samt røyk/støv/nedfall fra industri og anlegg, jfr Figur 2.1. Det ble ikke spurt om problemer knyttet til vibrasjoner, utrygghet, barriereeffekter, nabostøy eller visuelle/estetiske forhold.

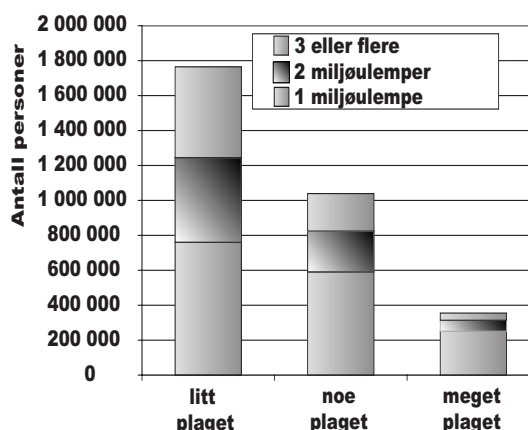


Figur 2.1: De viktigste miljøplagene i Norge. LKU 1997 og 2001. N=ca 3 500 i hver av undersøkelsene.

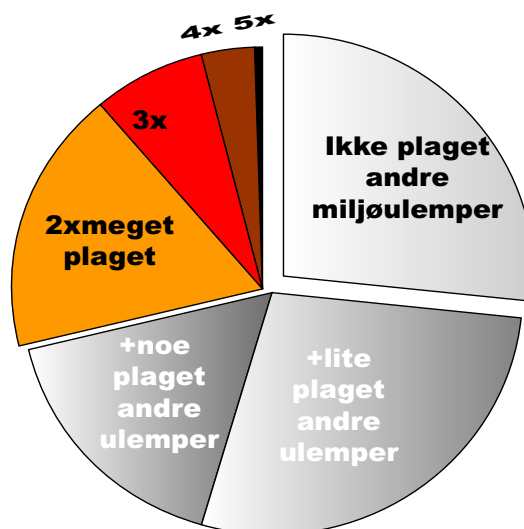
Folk ofte utsatt for flere ulemper

Som en del av SIP'en ble det gjennomført en egen analyse av i hvilken grad folk utsettes for enkeltbelastninger og i hvilken grad de kan sies å være multibelastet [K17]. Ca 1 million mennesker rapporterte at de var berørt av mer enn en ulempe. Av de vel 1 million som var *noe + meget plaget*, var ca halvparten like mye plaget av minst en av de andre miljøulempene. Av de ca 350 000 som var *meget plaget* sa vel 100 000 at de var meget plaget av flere ulemper samtidig, jfr Figur 2.2. Av de resterende 250 000 var mer enn halvparten en del eller litt plaget av flere ulemper.

I 2001 ble det gjennomført en ny levekårsundersøkelse [U12]. Figur 2.3 illustrerer at svært få av de som er *meget plaget* bare plages av den



Figur 2.2: Personer med ulik grad av plage, etter hvor mange ulemper de med tilsvarende grad av plage de utsettes for. LKU 1997. N=3 361.



Figur 2.3: Antall personer som er meget plaget av minst en miljøulempe ute ved bolig etter i hvilken grad de også er berørt av andre miljøulemper. LKU 2001. Bare litt over en fjerdedel er uberørt av andre miljøulemper.

ene miljøulempen de er meget plaget av (utskåret kakestykke). En relativt klar konklusjon av denne sammenstillingen, er at det å være plaget av én miljøulempe i Norge oftest betyr at man er plaget av flere ulemper.

Dette betyr at amspillsproblematikk er det normale og ikke unntaket. På sett og vis er dette ”selvsagt”. I tillegg til at vegtrafikken bidrar med støy og luftforurensning, finner vi forbrenningsanlegg, industriforurensning, støy fra skinnegående trafikk og fly i byområdene der de fleste av oss bor.

Helhetlig perspektiv gir ny innsikt

Fokus på samspill systematiserer kunnskapen på en annen måte enn når enn studerer enkeltproblemer. Det er snakk om et skifte i tenkemåte fra det partielle til en større helhet. Et slikt skifte får konsekvenser for hvordan man organiserer kunnskap og data.

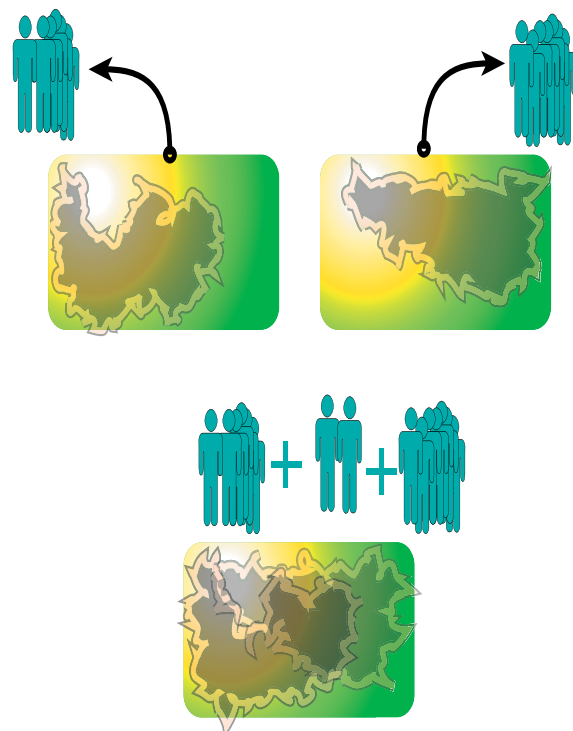
I tillegg til kunnskap om enkeltbelastninger vil en i et samspillsperspektiv etterspørre kunnskap om hvem som utsettes for flere belastninger på en gang og kunnskap om hvor mange som samlet berøres der det finnes flere belastninger. I tillegg til oversikter over områder uten luftforurensning eller områder med lave støyverdier vil en også definere og kartlegge områder som er totalt uberørt, jfr Figur 2.4. Denne type kunnskap gir basis for nye grep og prioriteringer i miljøforbedringsarbeidet.

Diskrimineres bybefolkningen?

Retningslinjer og grenseverdier tar oftest utgangspunkt i hver enkelt miljøulempe for seg. Resultatene fra levekårsundersøkelsene tyder på at dette gir et lite dekkende bilde av belastningssituasjonene i storbyene.

Det er i byområdene en oftest vil finne situasjoner med mange miljøbelastninger. Hver for seg kan nivåene på miljøulempene godt oppfylle gjeldende grenseverdier og retningslinjer. Samtidig vil en vurdering basert på den samlede belastningen gi et bilde av et multieksponert område med en akkumulasjon av plager. Ofte vil en også finne den mest sårbare befolkningen nettopp i de områdene som er mest miljøbelastet.

Vi kan derfor stille spørsmål om fokuseringen på enkeltproblemer medfører at områder der det er en opphopning av problemene – i praksis sentrale områder i våre største byer og tettbygde områder – diskrimineres i offentlig miljøpolitikk. I så fall bør vi innarbeide et mer helhetlig perspektiv i kartlegging og tiltaksplanleggingen i byområdene.



Figur 2.4: Prinsippskisse. Når en betrakter to miljøulemper vil influensområdene til sammen dekke et større område enn hver alene, noe som reduserer områder uten forurensning. Der de overlapper hverandre oppstår multibelastninger.

Eksponering til luftforurensning

Flere komponenter inngår

Vi ser i denne rapporten først og fremst på samspill mellom ulike miljølempere som støy og luftforurensning. Luftforurensning består imidlertid av flere forurensningskomponenter som nitrogenoksyder (NO_x), støvpartikler (PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$), benzen, karbonmonoksyd (CO) mv. Å analysere betydningen av enkeltkomponenter forutsetter detaljerte og nøyaktige beregninger av ulike situasjoner med relativt mye av en komponent, men relativt lite av en annen. En slik variasjon er det vanskelig å finne i enkeltundersøkelser. SIP'en har ved å framskaffe data fra flere byområder gitt bedre muligheter for å identifisere hvor mye de ulike komponentene eller miljølempene bidrar til helsesyntomer og plager. I framstillingen her, bruker vi imidlertid indikatorer for luftforurensning som generelle indikatorer.

Beregninger flere byområder og år

Miljøundersøkelsene har trukket fordel av kompetansen NILU (Norsk institutt for luftforskning) har opparbeidet seg over tid [A2, A9-13, K1-2, K21-22]. I miljøundersøkelsene i Oslo Øst ble utendørs konsentrasjonen av NO_2 , PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$ beregnet for 488 reseptorpunkter/adresser og for hvert enkelt individ. Beregningsmodellen EPISODE 2.1 som tar hensyn til samtlige kilder i området, vind og spredningsforhold ble brukt. Både periodegjennomsnitt, maksimalverdier og 98-prosentiler ble beregnet. Ved at NILU tok vare på utslipps- og meteorologiske data for de tidligere Oslo Øst undersøkelsene, ble det i SIP-en mulig å nyttiggjøre seg forbedringer i beregningsverktøyene og rekalkulere forurensningsbelastningen for alle respondentene på nytt for alle undersøkelsesår med forbedrede beregningsmodeller.

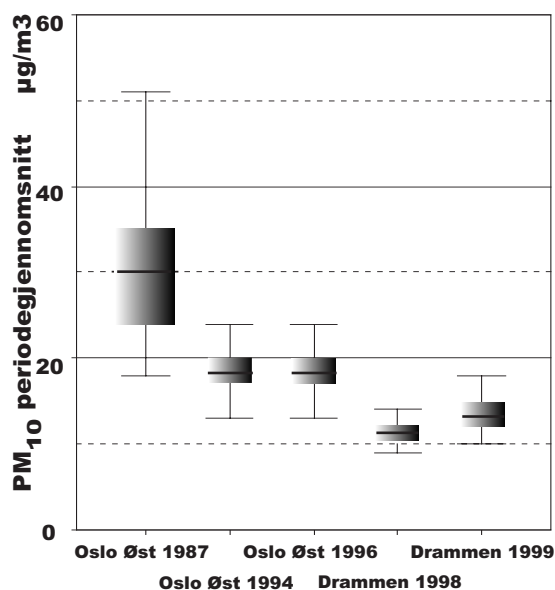
Nøyaktige mål for hver bolig

Forurensningsberegningene har således vært langt mere nøyaktige enn de som normalt benyttes for å gi oversikter over en forurensningssituasjon. Poenget har vært å kunne tallfeste små eksponeringsforskjeller ved boligen til hver enkelt respondent med en rimelig grad av nøyaktighet.

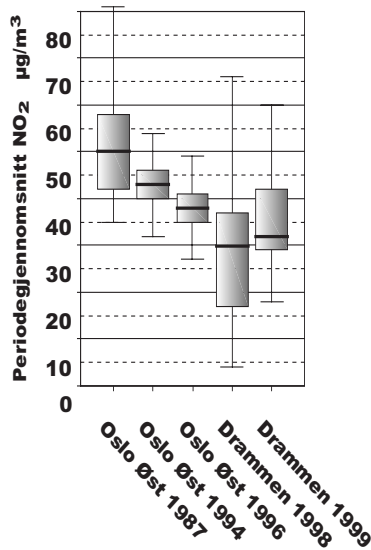
Vi bygger derfor på beregninger av forurensningen hver time på døgnet tre måneder i strekk. Beregningen av utslipp fra industri, havn og veg tar hensyn til at aktivitetene varierer over døgnet. De kjemiske prosessene i atmosfæren som sammen med meteorologiske forhold medfører at komponentsammensetningen og forurensningskonsentrasjonene forandrer seg modelleres også. Spesielt vil mengden av ozon som kommer til området bestemme hvor mye av nitrogenoksydene som blir til NO_2 . Beregningene tar hensyn til nedbør og fuktighet (spesielt PM_{10}), temperaturinversjoner mv. På basis av spredningsmodeller kalibrert mot de faktiske nivåene registrert ved målestasjoner, får vi indikatorer på luftforurensningsnivået for hver enkelt person som er intervjuet om bomiljøet.

God variasjon i data for analyser

Luftforurensningsnivåene bestemmes både av den helt lokale trafikken, trafikken i byområ-



Figur 3.1: Variasjonen i intervjupersonenes eksponering til PM_{10} i ulike miljøundersøkelser. Spredningen innen et byområde ved ett tidspunkt er mindre enn mellom byområder og tidspunkt. Bymiljøtabasen.



Figur 3.2: Variasjonen i intervjupersonenes eksponering til NO_2 i de ulike miljøundersøkelser. Bymiljø-databasen.

det som helhet, områdebestemte komponenter og forurensning fra andre områder og utland. Topografien kan være forskjellig og forurensningsnivåene i større byer kan ligge høyere enn i mindre byer. En viktig målsetting i SIP'en var derfor å få luftforurensningsdata for et område i tillegg til Oslo Øst. Ved miljøundersøkelsene i Drammen i 1998 og 1999 [U5] ble NILU's nyeste beregningsverktøy Airquis benyttet.

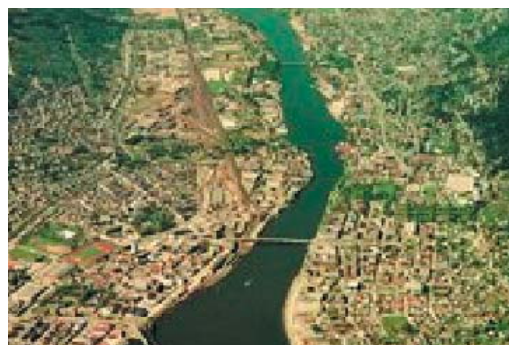
Dette betyr at vi har flere års data med ulike meteorologiske forhold, med og uten piggdekkrestriksjoner og økende katalysatorbruk. Slik variasjon øker mulighetene for å analysere betydningen av hver enkelt forurensningskomponent for menneskelige reaksjoner. Den praktiske konsekvensen er at sammenhengene blir betydelig mer presise, og effekten av de ulike forurensningskomponentene lettere å skille. Analysene blir ikke så forstyrret av spesielle faktorer som bare gjelder ett av byområdene som inngår.

Det framgår eksempelvis av Figur 3.1 og 3.2 at det er større normal variasjon mellom byområdene

enn mellom trafikkbelastete og ikke-trafikkbelastete boliger i ett område. Dette innebærer at et område med stor trafikk det ene året kan ha mindre forurensning enn et mindre trafikkert område et annet år eller i en annen by. Slike forskjeller gjør det betydelig lettere å skille virkningene av luftforurensning fra andre miljølemper, noe som tilsier at en ikke bør analysere data fra kun ett byområde ad gangen.

Byforurensning over plageterskel

Ved å sammenholde opplysningene om vanlige luftforurensningsverdier med opplysningene om hvilke nivåer folk reagerer på, kan vi finne ut i hvilken grad luftforurensningsnivåene i norske byområder utgjør noe stort problem. En slik analyse viser at luftforurensningsnivåene i norske byområder er godt merkbare for folk, se Figur 3.2 som viser NO_2 -nivåene og 4.3 på side 9 som viser i hvilken grad folk reagerer ved gitt NO_2 -nivå. At folk merker luftforurensning er også vist internasjonalt [L6]. Det er her viktig å være klar over at vi bruker NO_2 -nivåene som en generell indikator. Andre forurensningskomponenter kan bidra til den subjektive opplevelsen av luftforurensningen. Høye gjennomsnittsverdier er også indikatorer for forurensningstopper, som kan være de nivåene folk "egentlig" reagerer på.



Figur 3.3: Et av studieområdene er Drammen. Nye miljøtunneler og et nytt hovedvegssystem gir muligheter for å redusere trafikkbelastningen i sentrale byområder.

Nasjonale kurver for eksos- og støvplage

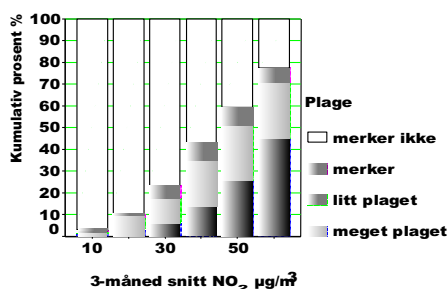
Luftforurensning også miljøstressor

I tillegg til de direkte helsemessige konsekvensene i form av sykdom, fysiologiske virkninger og helsesyntomer, kan det å være utsatt for luftforurensning oppfattes som en miljøstressor på lik linje med støy, vibrasjoner og utrygghet. På åpne spørsmål om hvorfor folk oppfatter vegtrafikken som plagsom, oppgis plage av støv/skitt og eksos/luft som årsak rett etter støy.

Både støy og luftforurensning medfører at folk lufter mindre, sover med vinduer stengt, og unnlater å bruke parker og uteområder. Mens støy gir konsentrasjonsproblemer, forstyrrelser av aktiviteter og søvn, medfører luftforurensning at en må vaske oftere, og at utemiljøet blir skittent. Luftforurensning kan være spesielt plagsomt for astmatikere og andre med kroniske luftveisproblemer [A1-2, K1-2, K14, K18].

Periodegjennomsnitt indikator

På basis av miljøundersøkelsene i miljødatabasen hvor det er beregnet luftforurensningsverdier, kan en lage nasjonale virkningskurver. Disse viser sammenhenger mellom luftforurensningsindikatorer og reaksjoner i form av plage fra hhv støv/skitt og eksos/luft. Forurensningsmålene må forstås som generelle indikatorer på hele luftforurensningssituasjonen. Vi har anvendt periodegjennomsnittene som indikator, men det betyr ikke



Figur 4.1: Andel som plages i ulik grad ved ulike forurensningsnivåer. Virkningskurver viser det samme, men er mer presise, ettersom hele datamaterialet benyttes.

nødvendigvis at det er dette nivået folk reagerer på. Boliger der periodegjennomsnittet er høyt vil også ha høye nivåer i rushtiden, og forurensningstopper under ugunstige meteorologiske og klimatiske forhold. Områder der det er mye av en type forurensning kan også ha mye av en annen.

Alle plagegrader modelleres

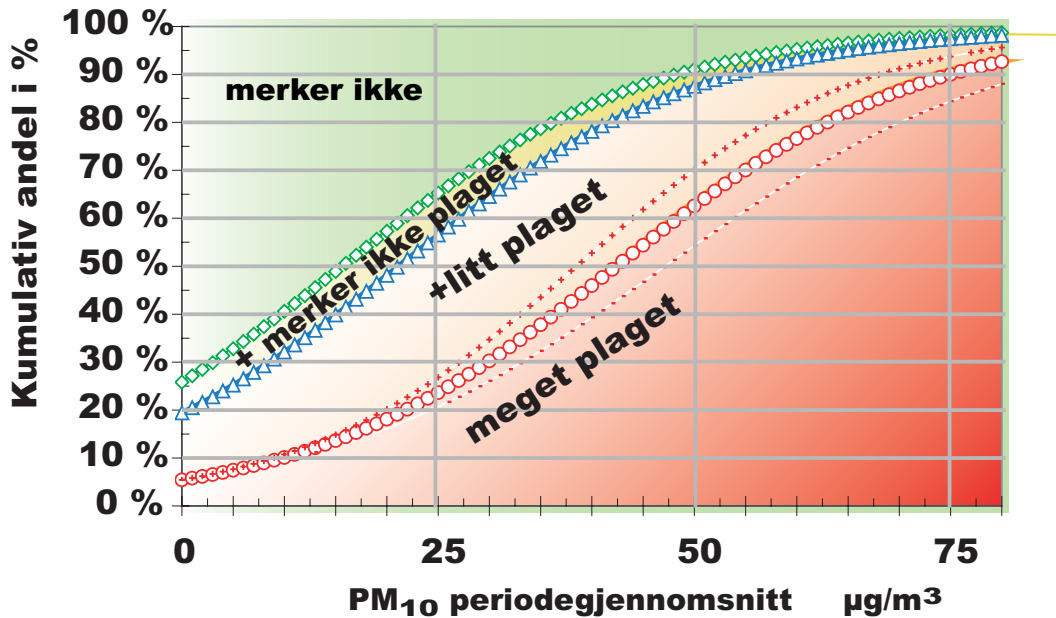
I analysene av Oslo Øst ble det beregnet virkningskurver på basis av personer som rapporterte at de var *meget plaget* eller alternativt *plaget*. Når en undersøker hver av plagekategoriene for seg, blir verdifull informasjon om de øvrige plagekategoriene ikke utnyttet. I SIP'en har vi benyttet en metodikk som utnytter hele datamaterialet. I tillegg til at virkningskurvene for hver plagekategori blir mer presis, får man en indikasjon på hvor mye forurensningen må øke for at gjennomsnittspersonen skal velge neste plagekategori. I praksis kan dette leses ut som den horisontale avstanden mellom de S-formede virkningskurvene, jfr Figur 4.2 og 4.3.

Å merke er å plages

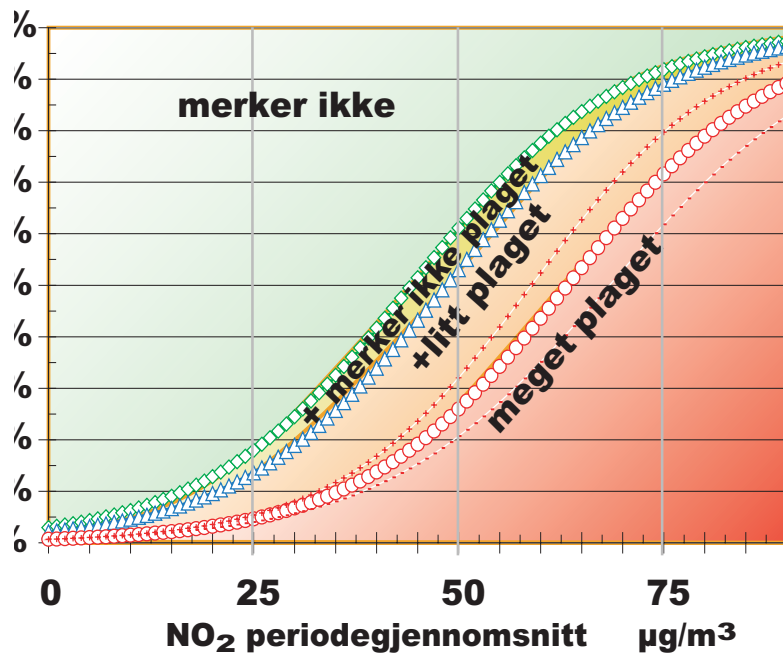
For noen miljølemper må eksponeringen øke relativt mye fra man merker ulempen til at den oppleves som plagsom. Slik er det for støy. Når det gjelder opplevelsen av eksosluft fra vegtrafikken, viser analysene at det skal svært liten økning i forurensningsnivået før man blir plaget av eksosluft, jfr Figur 6.3. Det samme gjør seg gjeldende for opplevelsen av støv/skitt, jfr Figur 6.2. Det er svært få av de som rapporterer at de merker forurensningen som angir at de ikke er plaget.

Kronisk forurensning verst ?

Vi fant at gjennomsnittsverdiene var bedre indikatorer på luftforurensningsplager enn maksimalverdiene. Dette kan ha sammenheng med at ekstremnivåene som oppstår en sjelden gang ved ugunstige vindretninger, har mindre å si enn de høye forurensningsnivåene som regelmessig kommer på grunn av trafikkforurensning og boligens beliggenhet. Indikatorene på ekstemverdiene er mangelfulle på den måten at de ikke kombinerer varighet med nivået av forurensningen.



Figur 4.2: Virkningskurver for sammenhengen mellom eksponeringen til støvpartikler som kan pustes inn og andelen av befolkningen som uttrykker ulik grad av plage. Kurvene er kumulative slik at nederste kurve viser andelen som er meget plaget, den neste andel som er meget og/eller litt plaget, etc. I figuren er det med stiplede linjer tegnet inn et 95% konfidensintervall for beregnet andel meget plaget. Bymiljødatabasen. N ca 4 500.



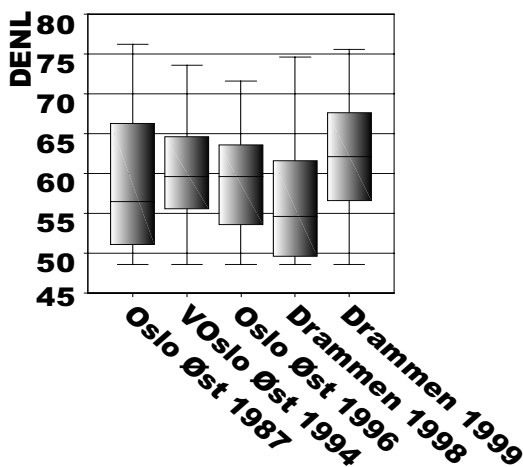
Figur 4.3: Virkningskurver for sammenhengen mellom eksponeringen til NO₂ og andelen av befolkningen som uttrykker ulik grad av plage med lukt/eksos. Kurvene er kumulative slik at nederste kurve viser andelen som er meget plaget, den neste andel som er meget og/eller litt plaget, etc. I figuren er det med stiplede linjer tegnet inn et 95% konfidensintervall for beregnet andel meget plaget. Bymiljødatabasen. N ca 4 500.

Nasjonale virkningskurver for støyplage

SIP-metodikk danner grunnlag

Miljødatabasen gir gode mål på vegtrafikkstøybelastningen – jfr Figur 5.1, og støyplage rett utenfor bolig for tilsammen 4 000 personer. For plager i bolig foreligger i tillegg data fra flere andre byområder. En tredelt støyplageskala samt om støyen høres gir 4 responskategorier. Støybelastningen er også for plager i boligen beregnet som nivået **utenfor** fasade. Miljødatabasen gir derved grunnlag for å etablere nasjonale virkningskurver for støy. Disse kurvene, jfr Figur 5.2 og 5.3, gir:

- Opplysninger om hvor mange som er plaget av vegtrafikkstøy ved ulike døgnkvalentmål i hht Nordiske beregningsmetode og det nye EU-målet på vegtrafikkstøy DENL [L35].
- Muligheter for å sammenligne plagereaksjoner i Norge, med de som framkommer i internasjonale støyundersøkelser.
- Et utgangspunkt for å undersøke i hvilken grad bidrag fra andre miljølemper medfører at slike gjennomsnittskurver for reaksjoner i enkelt- og multibelastede byområder blir misvisende.



Figur 5.1: Variasjon i støyverdier mellom ulike byområder. Median, området som dekker halvparten av verdiene (skraverte bokser) og sjeldnere verdier.

Nordisk beregningsmetode brukt

Alle støyberegninger er gjort ved å anvende nordisk beregningsmetode for støy. Vanligvis var det nok å ta hensyn til 1 eller 2 veglenker. Spesielt for et komplisert område i Oslo Øst bidrar støy fra trafikken over Lodalen med av- og påkjøringsramper og skrånende terreng til at en også må ta i bruk mere kompliserte støyberegningsverktøy. SINTEF bidro derfor med en slik terrengmodell for beregning av støybelastningen i Ekebergskråningen og mot St. Halvards gate[R13-19].

Støyberegninger harmonisert

Et problem ved kartlegging av endringer i miljøbelastninger over tid er at beregningsmetodikken stadig blir mere sofistikert. Dersom forbedringene medfører at anslagene på støynivået endres fra et år til et annet, så kan forandringene i beregningsmetodikken influere resultatene. Det som framstår som ”støyendringer” kan i realiteten være bytte av beregningsmetodikk. Beregningene er derfor gjennomgått med sikte på å sikre kompatibilitet.

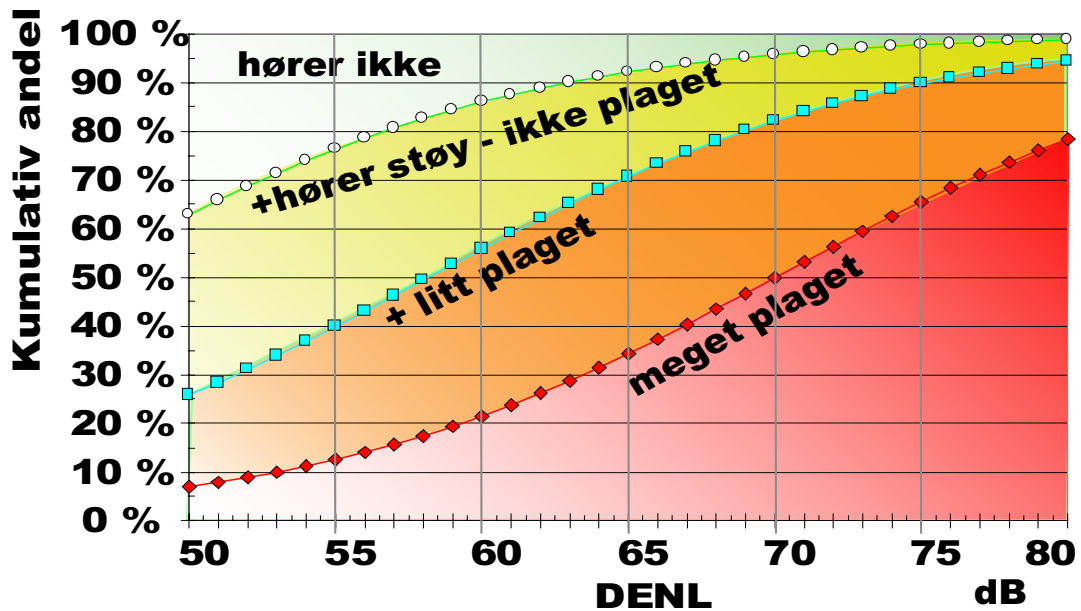
Hva er DENL (eller L_{den})

For å lette sammenligningene med internasjonale virkningskurver er støybelastningen oppgitt i DENL (Day, Evening, Night Level) hvor støy på kveldstid og natt straffes med hhv 5 og 10 dB. Støyverdiene oppgis imidlertid uten fasaderefleksjon. Dette medfører at DENL verdiene ligger noe lavere enn de norske døgnkvalentnivåene med fasaderefleksjon.

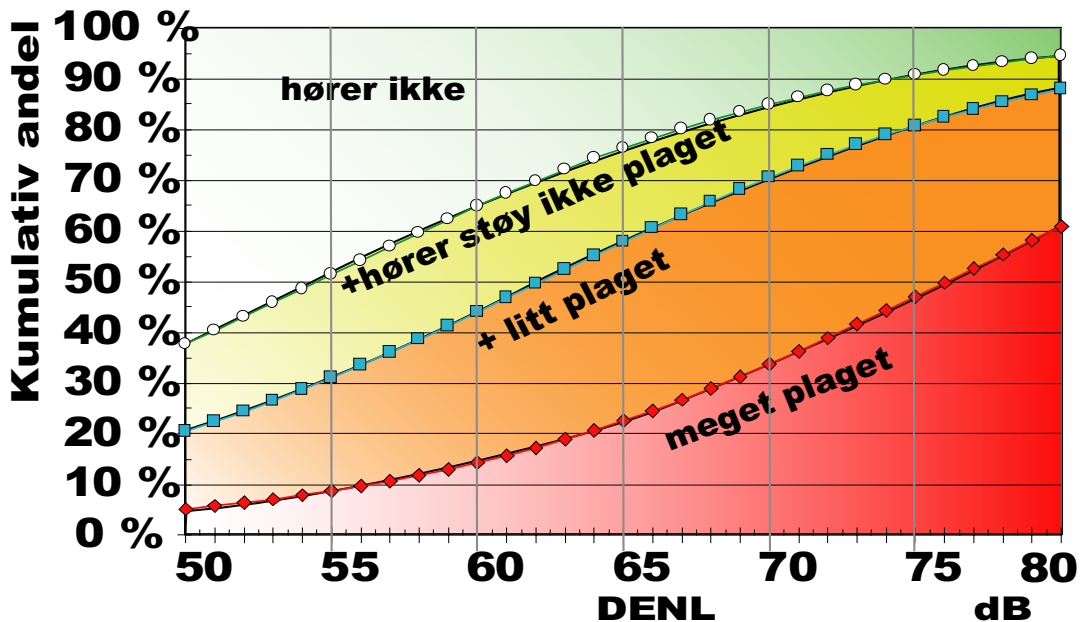
$$L_{den} = 10 \lg \frac{1}{24} \left(12 * 10^{\frac{L_{døgn}}{10}} + 4 * 10^{\frac{L_{kveldstid} + 5}{10}} + 8 * 10^{\frac{L_{natt} + 10}{10}} \right)$$

Konvertering fra døgnkvalentverdier anno 1987 til DENL verdier anno 1996, ble gjennomført i hht til følgende beregning:
 $DENL = L_{96} + 2,6 = (L_{87} - 3) + 2,6 = (L_{87} - 1) - 3 + 2,6 = L_{87} - 1,4$.

Her angir L_{96} døgnkvalentverdien i hht Nordisk beregningsmetode anno 1996 uten, og L_{87} med fasaderefleksjon).



Figur 5.2: Kumulative virkningskurver for grad av plage utenfor bolig ved ulike utendørs støynivåer (DENL) i dB. Bymiljødatabasen. N=3 957.



Figur 5.3: Kumulative virkningskurver for grad av plage i bolig ved ulike støynivåer (DENL) ute ved fasade i dB. Bymiljødatabasen. N=3 957. Ideelt sett burde innendørs plage vært analysert i forhold til støynivåer i boligen, men ettersom vi bare har mål på støy utenfor bolig er det det som er benyttet. Støynivåene i boligen ligger i snitt ca 30 dB lavere enn nivåene utenfor fasade.

Nasjonale kurver for vibrasjoner i bolig

Bidrag til NS 8176

Arbeidet med ny vibrasjonsstandard NS 8176 ble satt i gang parallellt med SIP-arbeidet [A3-A6]. Vibrasjonsverdier [A14] beregnet av NGI, jfr Figur 6.1, ble brukt som mål på vibrasjonsbelastningen fra tog og tungtrafikk i bolig. Vibrasjonsundersøkelsene som inngikk som del av dette arbeidet, tok utgangspunkt i de erfaringene en hadde fra de norske miljøundersøkelsene. Arbeidet innen SIP'en med ordinale logit-modeller [A5,K10] ble også benyttet i analysene for vibrasjonsstandard- en. Data om andelen som plages av vibrasjoner, jfr Figur 6.2, er derfor sammenlignbare med andelen som plages av støy og luftforurensning fra miljøundersøkelsene.

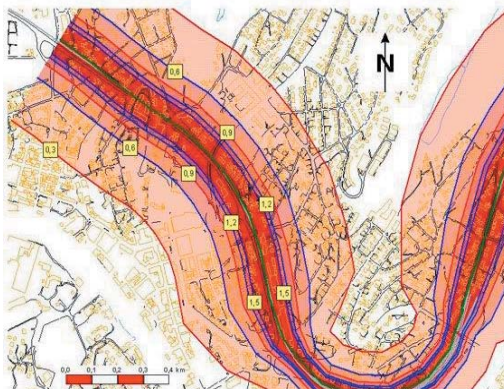
Samspill vibrasjoner og støy?

Data fra den norske vibrasjonsundersøkelsen i 1998 gir ikke alene grunnlag for samspillsanalyser. Tvertimot ble den gjennomført på en måte som skulle minimere samspillsproblematikk. Hensikten var å få på plass en standard for målinger og opplevelse av vibrasjoner i normale situasjoner, og ikke situasjoner med tilleggspolere. Man hadde imidlertid også med spørsmål om støyplage i bolig. Analysene viste at de som var plaget av støy var mer plaget av vibrasjoner ved en gitt vibrasjonsverdi enn de som ikke var plaget. Et slikt resultat kan imidlertid også skyldes at de samme

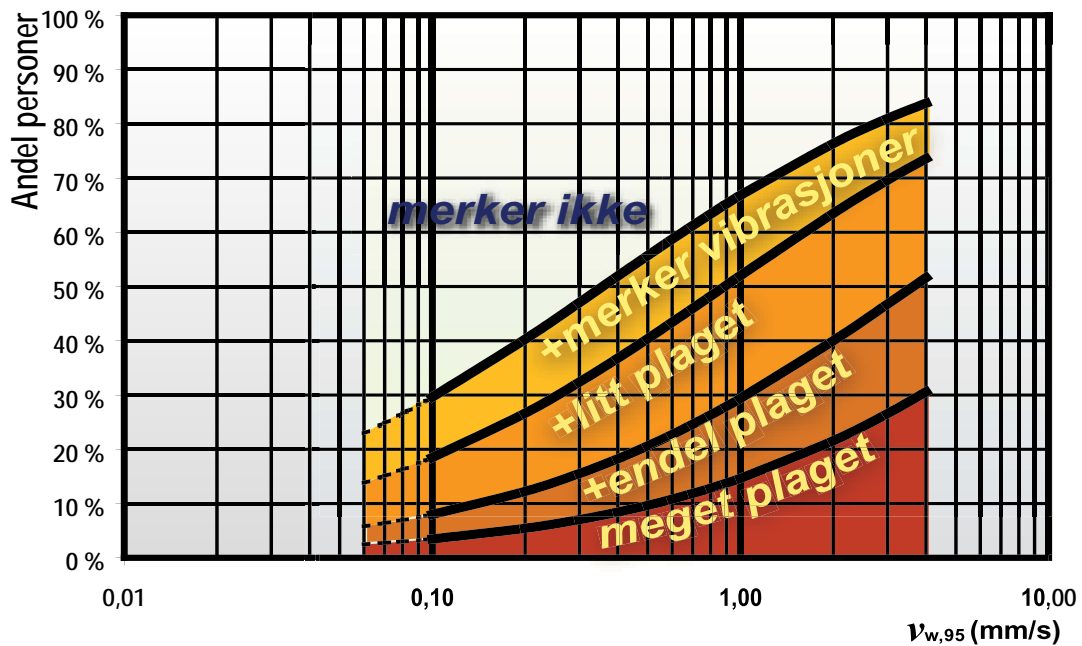
personene er sensitive til både støy og vibrasjoner, og vi kan derfor ikke trekke noen konklusjoner om samspill. Analyser av avstanden fra skinnegang og vegbane tydet også på at avstanden ikke hadde en selvstendig betydning ut over det at den inngår i vibrasjonsverdiene noe som tyder på at valget av studieområder der vibrasjonsproblematikken dominerte var vellykket.

Dataproblemer hindret analyser

En mulighet for likevel å studere samspill var å kople sammen den norske undersøkelsen med en mer omfattende svensk sosioakustisk undersøkelse [E8] hvor det var beregnet støy og spurt både om støyplage og plage av vibrasjoner. På basis av tidligere svenske målinger av vibrasjoner i områdene, ble vibrasjonsverdiene konvertert til det norske vibrasjonsmålet, $v_{w,95}$, definert i NS 8176. Analyser av støy og vibrasjoner viste klare indikasjoner på samspill og at begge forurensningsindikatorene bidro til hhv. støy- og vibrasjonsplage. Målingene som tjente som utgangspunkt for beregninger til andre boliger i området, var imidlertid foretatt i hus der det hadde forekommet klager. Det kunne derfor være fare for at vibrasjonene der var større og ikke representative for de boligene beregningene ble generalisert til å gjelde for. Det var også usikkerhet knyttet til hvordan vibrasjonsverdiene var skalert. Analysene måtte derfor forkastes.



Figur 6.1 Vibrasjoner kan bre seg flere hundre meter fra jernbanelinja. Områder i Fredrikstad. Illustrasjon NGI.



Figur 6.2: Plagereaksjoner ved ulike vibrasjonsverdier. Den Norske Vibrasjonsundersøkelsen 1998. Kumulative virkningskurver. N=1 427.

Tilleggsdata kan gi nye muligheter

I etterkant av Norsk Vibrasjonsundersøkelse 1998 er det foretatt en egen fastsettelse av støyverdier til en del av boligene som inngår i analysene. Vibrasjonsverdier er i tillegg beregnet for endel av materialet i Oslo Øst. Variasjonen i vibrasjonsverdiene kan være litt liten i dette materialet. Analyser av disse tilleggsdataene har det ikke vært anledning til å gjennomføre i SIP'en. De er imidlertid lagt inn i bymiljødatabasen, og kan analyseres i eventuelt nye prosjekter [R14,R3B].

Eksponeringsmålet for støy er et energiekvivalentmål der både antallet støyhendelser og størrelsen av disse hendelsene teller. Vi konkluderte imidlertid med at antallet vibrasjonsbegivenheter ikke syntes å ha stor betydning for å forklare andelen som ble plaget av vibrasjoner. Ved studier av samspill vil det være en fordel om dataene kunne inngå i et internasjonalt prosjekt, slik at en fikk med flere

jernbanestrekninger med varierende trafikk. Da vil det også bli mulig å sjekke ut i hvilken grad antall hendelser og varigheten av disse betyr noe i tillegg til selve vibrasjonsverdiene. Imidlertid ser det ut som også andre forskere konkluderer med at det er selve vibrasjonsverdiene som betyr mest, slik vi fant i det i den norske undersøkelsen.

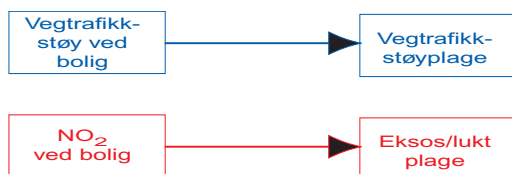
Like plagenivå gir økt plage totalt

Fra en litteraturgjennomgang [A1] kan en slå fast at i situasjoner med både støy og vibrasjoner vil vibrasjonene dominere når vibrasjonsverdiene er høye og støyverdiene moderate. Motsatt vil det være støyen som dominerer opplevelsen når støyverdiene er høye og vibrasjonsverdiene moderate. Når miljøulempene er mer likeverdige med hensyn på hvilken grad av plage de gir opphav til, er det mer usikkert hvilken som vil dominere. Det man vet, er at en kombinasjonspåvirkning oftest gir større grad av sjenanse.

Samspill støy og luftforurensning ?

Trafikk gir flere miljølempere

Trafikken er felles kilde til støy, vibrasjoner, luftforurensninger, utrygghet, estetiske virkninger, barrierer mv. Likevel er det vanlig at trivsel- og helsevirkningene av disse fenomenene studeres hver for seg. Ulike faggrupper tar for seg "sine" problemer. På internasjonale konferanser om virkninger av luftforurensning er det få akustikere tilstede, og få eksperter på luftforurensninger deltar på internasjonelle begivenheter innen støyforskningen. Blant myndigheter og etater er det ofte forskjellige personer som har ansvar for tilstanden, grenseverdier og retningslinjer og tiltakene på de ulike områdene. Utgangspunktet for arbeidet med virkningskurver internasjonalt og tiltak for å redusere plager fra de ulike miljølempene, er at en kan analysere de ulike miljøbelastningene separat i henhold til en enkel modell, jfr Figur 7.1. Som vi skal se, holder denne modellen ikke vann.



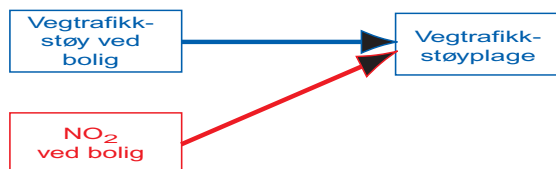
Figur 7.1: Virkningskurver tar ofte utgangspunkt i at hver miljølempa har separate effekter.

Støy og luftforurensning viktigst

I miljøundersøkelsene stilles det et åpent spørsmål om hva det er som gjør at folk oppfatter vegtrafikken som plagsom. Svarene viser at det er støy og dernest luftforurensning som utgjør de viktigste årsakene. For de yngste og eldste er utrygghet et ytterligere problem. Utrygghet på grunn av trafikken er imidlertid lite undersøkt fra et bomiljøperspektiv, og vi mangler en utrygghetsindeks for ulike bo- og trafikksituasjoner. For de mest fremtredende problemene, støy og luftforurensning, har vi gode forurensningsindikatorer. Det er derfor nærliggende å starte undersøkelser om samspill mhp disse miljølempene [A1,K8].

Betrakter man støy og luftforurensning som miljøstressorer, eller at begge medfører plager,

er et naturlig spørsmål i hvilken grad disse miljølempene spiller sammen. I hvilken grad, jfr Figur 7.2, kan vi snakke om synergi-effekter eller samspill i statistisk forstand – dvs at virkningene av en miljølempa i form av plager blir sterkere når folk også er utsatt for den andre?



Figur 7.2: Problemstillingen i SIP'en: Innebarer en økt luftforurensning at vegtrafikkstøyplagen øker.

Slike analyser er vanskelige fordi man må ta hensyn til flere forurensningsindikatorer på samme tid, og også til betydningen av individuelle forskjeller i form av sensitivitet mv. Ettersom det er flere mulige forklaringsmodeller, må en ha de alternative kausale modellene klart for seg. Undersøkelsene ble derfor foretatt i flere trinn.

Folk ofte multiplaget

De nasjonale levekårsundersøkelsene, jfr side 11, viser at det er en opphopning av plager i byområder og der folk bor langs trafikkerte veier. Personer som er plaget av en miljølempa er ofte plaget av flere. Levekårsundersøkelsene mangler imidlertid mål på den faktiske belastningen. Det lar seg derfor ikke gjøre å fastslå hvilken sammenheng det er mellom belastningsnivåer og de ulike miljøplagene. Opphopningen kan skyldes faktorer som virker hver for seg eller det kan være slik at områder som er eksponert for en type forurensning også er eksponert for andre.

I miljøundersøkelsene foreligger det imidlertid gode belastningsdata. SIP'en fokuserer på analyser av data fra Oslo Øst [U11] og bruker også data for Drammen [U5].

Andre plager øker med forurensning

Det første steget i undersøkelsen av samspill var derfor å undersøke i hvilken grad eksponering for en miljølempa samvarierer

med plager av andre miljøproblem. Figur 7.3 illustrerer modellen med luftforurensning som utgangspunkt. Som det framgår av Figur 7.4, var folk mere plaget ikke bare av eksos/luft, men også av støy og støv/skitt der NO_2 -mengden økte. Når luftforurensningsmengden økte rapporterte de også større grad av utrygghet.

Om vi ser på antall forskjellige miljøplager som funksjon av vegtrafikkstøybelastningen finner vi det samme mønsteret. Når støybelastningen øker så øker ikke bare vegtrafikkstøyplogen, men også luftforurensnings- og andre plager, jfr Figur 7.5.

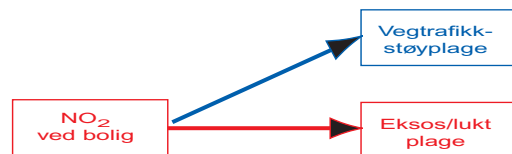
Opphopning pga korrelasjon

En opphopning av problemer med økende luftforurensnings- eller støynivåer behøver imidlertid ikke å innebære at det er denne forurensningen eller støyen som er årsak, slik som antydning i Figur 7.3. Dersom det er en positiv korrelasjon mellom miljøulempene i byområdene, kan vi ha en situasjon som vist i Figur 7.6. Det viser seg da også at vegtrafikkstøy- og luftforurensningsmålene i miljødatabasen korrelerer positivt (ca. 0,50). Dette tilsier at der det er mye støy, er det også mye luftforurensning og omvendt.

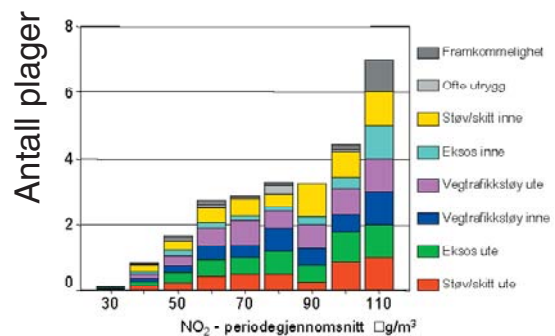
Korrelasjon ikke alltid positiv

En slik positiv korrelasjon vil være vanlig i byområder der den vesentlige kilden til miljøulempene er vegtrafikk, men ikke alltid. Når for eksempel en flyplass ligger i utkanten av en forurenset bykjerne, vil flystøyen kunne øke samtidig som luftforurensningen minker og vice versa. Det samme vil ofte være tilfelle i situasjoner der en har punktkilder med industriutslipp mv.

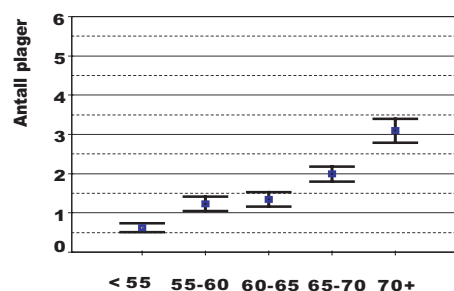
Ettersom korrelasjonen i vårt tilfelle er positiv må vi forsøke å skille mellom den opphopning av miljøplager som er direkte forårsaket av at miljøulempene opptrer sammen, og den opphopningen som skyldes et eventuelt samspill mellom miljøulempene. Disse analysene tar først for seg i hvilken grad folk reagerer separat på de ulike ulemper og deretter i hvilken grad en kan si at miljøulempene virker sammen.



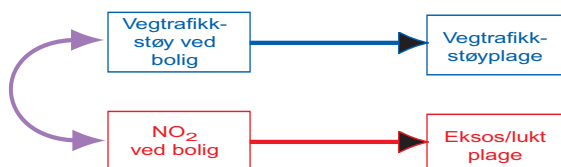
Figur 7.3: Modell Trinn 1: Har luftforurensningsnivåene også betydning for andre miljøplager?



Figur 7.4: Også plager av andre miljøulempene enn luftforurensning øker med forurensningsnivå. Oslo Øst. N=2500.



Figur 7.5: Antallet plager øker også med vegtrafikkstøybelastningen. Konfidensintervallene rundt antallet plager er tegnet inn. Oslo Øst. n=2 500.

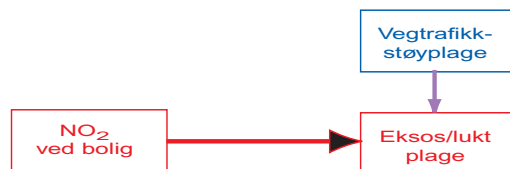


Figur 7.6: Opphopning av miljøulempene kan simpelthen skyldes at miljøbelastningene er korrelerte.

Folk reagerer ikke separat på miljøplager

Gir plage opphav til flere plager?

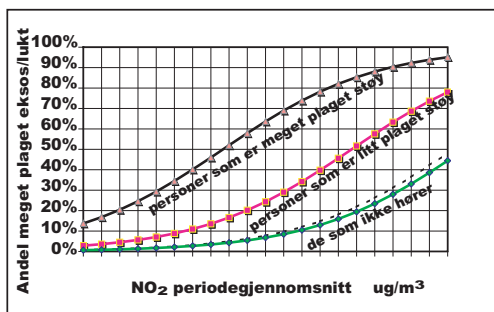
Vi kan forbedre analysene av opphopningen av miljøplager en smule ved å stille et mer presist spørsmål. Er folk som er plaget av en miljølemppe mer plaget av en annen miljølemppe enn det de "burde ha blitt" gitt belastningsnivået av denne, jfr Figur 8.1?



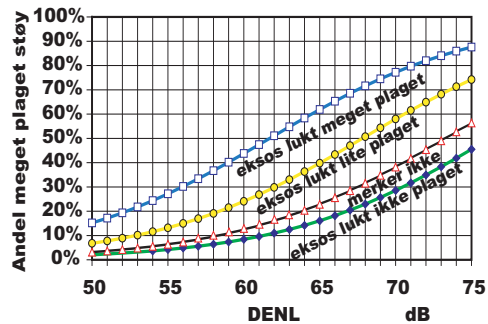
Figur 8.1: Modelltypene i trinn 2: Gir vegtrafikk-støyplage økt sannsynlighet for å bli plaget av eksos/luft?

Hvis plager av eksos/luft bare skyldes luftforurensningsnivåene på stedet, og støyplagen ikke hadde noen selvstendig betydning, ville vi forvente at personer i ulike støyplagegrupper ville være like plaget av luftforurensning når vi kontrollerte for forurensningsnivå. Virkningskurver for andelen som er meget plaget av eksos/luft som funksjon av luftforurensning indikert med NO₂ for hver av de ulike støyplagegruppene burde da bli omtrent like.

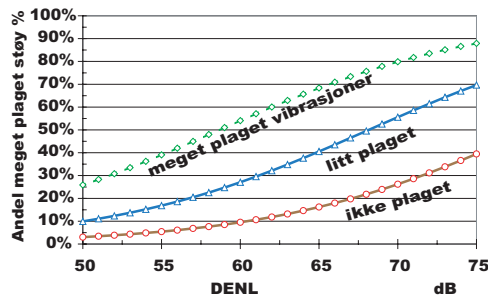
NB: Disse kurvene avviker fra de vi har vist tidligere - her er det ikke ulike grader av plage som funksjon av nivået på miljøbelastningen vi ser på - men bare de som er meget plaget. Så lager vi



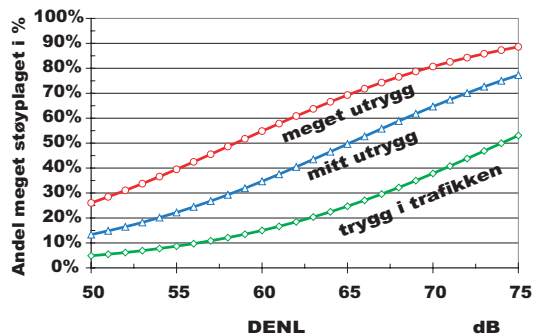
Figur 8.2: Virkningskurver for de som er meget plaget av eksos/luft. Separate kurver for personer med ulik grad av støyplage. Det burde vært en og samme kurve hvis reaksjonene var uavhengig av hverandre.



Figur 8.3: Andel personer som er meget plaget av støy etter støybelastning. Separate kurver for personer med ulik grad av plage av eksos/luft. Det burde vært en og samme kurve hvis reaksjonene var uavhengig av hverandre.



Figur 8.4: Andel personer som er meget plaget av støy etter støybelastning. Separate kurver for personer med ulik grad av plage av eksos/luft. Kurvene burde ligget oppå hverandre hvis plagene er uavhengige.



Figur 8.5: Andel personer som er meget plaget av støy etter støybelastning. Separate kurver for personer med ulik grad av plage av eksos/luft. Kurvene burde vært like dersom utrygghet ikke hadde betydning.

en kurve for de som er *ikke plaget*, en for de som er *litt plaget* mv av en av de *øvrige* miljøulempene. Hvis plagen av en ulempe var uavhengig av graden av plage på en annen så burde kurvene være helt like og ligge oppå hverandre slik at vi bare så én kurve. Vi ser imidlertid at folk som er plaget av støy er betydelig mere plaget av eksos/lukt ved et gitt luftforurensningsnivå enn de som ikke er plaget av vegtrafikkstøy, jfr Figur 8.2. Tilsvarende er folk som er plaget av luftforurensning mere plaget av støy ved et gitt støynivå enn det som gjelder gjennomsnittet i befolkningen, jfr Figur 8.3. Vi kan derfor slutte at folks grad av plage ikke er uavhengig av hvilke andre plager de rapporterer. Folk reagerer ikke på hver enkelt miljøulempe separat.

Tilleggsulemper gir økt plagethet

I SIP-arbeidet har vi i tillegg til plager av luftforurensning og støy undersøkt i hvilken grad vi får det samme bildet når folk er plaget av vibrasjoner og utrygghet i trafikken. Hypotesen er at de som er plaget av tilleggsulemper reagerer sterkere enn det støbelastningen de er utsatt for alene tilsier. Disse analysene viser at det er klare signifikante sammenhenger mellom hvor plaget man er av andre miljøulemper og hvordan man reagerer på støyplage, jfr Figur 8.4 og 8.5.

Dette kan indikere at det er et samspill mellom miljøulempene og at de virker sammen. Men helt sikre kan vi ikke være. Resultatene våre kan også forklares helt eller delvis av at de samme personene er generelt negative til "alt" eller at de generelt er mer sensitive til miljøforurensning.

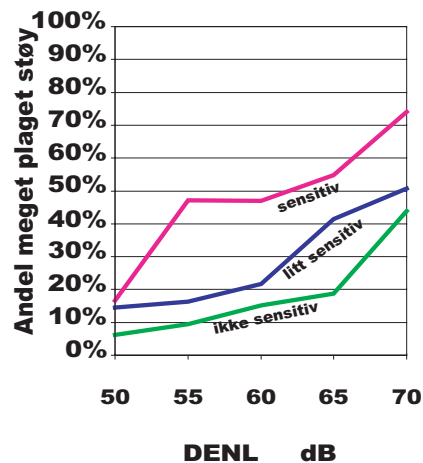
Negativitet ikke årsak til samspill

I engelsk litteratur finner en uttrykket "negativ affectivity" for å angi folk som er negative til alt [L41]. I våre miljøundersøkelser finner vi få slike personer. De fleste personene i våre undersøkelser nevner flere kvaliteter ved boområdet sitt enn ulemper. Det er klart forbundet med emosjonelle omkostninger å angi at man bor i et område med miljøproblemer. Alle virkningskurvene går mot null når belastningsnivåene er lave, eller det finnes gode alternative forklaringer for hvorfor de ikke gjør det.

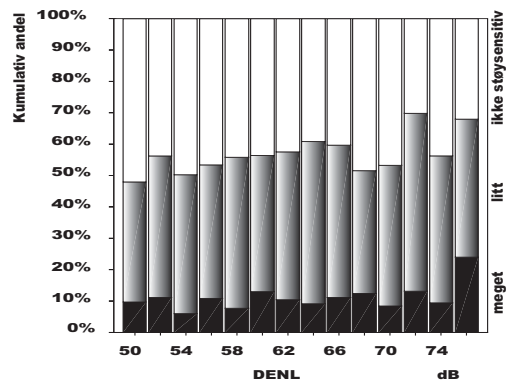
Vi kan uten videre avvise at dette er årsaken til samspillsvirkningene.

Sensitivitet mulig forklaring?

Fra støyforskningen vet vi at støysensitive reagerer mye sterkere på støy enn det folk som ikke er støysensitive gjør [R2,R4]. Dette gjelder også i miljøundersøkelsene, jfr Figur 8.6. Støysensitivitet er en personlig egenskap som viser seg å være lite korrelert med faktisk støbelastning jfr. Figur 8.7.



Figur 8.6: De som er sensitive til støy, reagerer sterkere på støy enn de som ikke er sensitive.

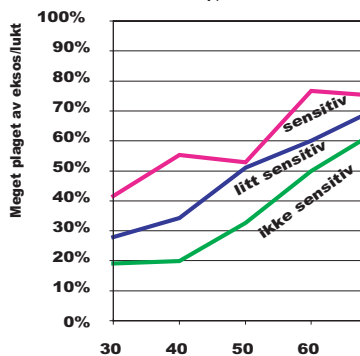


Figur 8.7: Personer som oppgir at de er støysensitive etter støbelastning. Det er liten sammenheng mellom støbelastning og sensitivitet.

Dette er i tråd med resultater fra internasjonale undersøkelser [R4].

Støysensitive reagerer også sterkere på luftforurensning

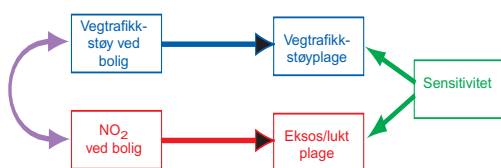
I SIP'en har vi også vist at støysensitive reagerer sterkere på luftforurensning, jfr Figur 8.8. Støysensitivitet kan således oppfattes som en generell miljøsensitivitetsfaktor, se også [L43].



Figur 8.8: De som er sensitive til støy, reagerer også sterkere på luftforurensning enn de som ikke er sensitive.

Er det generell sensitivitet som ligger bak samspillseffektene? En slik hypotese kan ikke avvises uten videre. Når de som letter plaget av støy også lettere rapporterer plaget av luftforurensning, vil det kunne se ut som om plaget av en miljølemp forsterker effekten av andre miljølemp.

I "virkeligheten" er begge plagene i hht en slik modell forårsaket av egenskaper ved personen selv, jfr Figur 8.9. Sammenhengene vist i Figur 8.2 – 8.5 blir da å forstå som spuriøse, dvs at de ikke er relle.

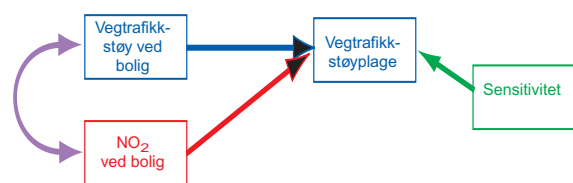


Figur 8.9: Opphopning av plager kan forstås til dels som et resultat av korrelerte miljølemp og til dels pga generell sensitivitet til miljølempene.

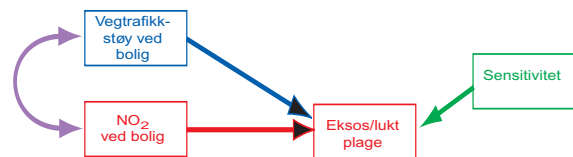
Vi kan således ikke si noe om resultatene i Figur 8.3 til 8.5 på side 16 skyldes større samlet miljøbelastning, eller om de samme personene er sensitive til flere av miljølempene, (eller har andre egenskaper som gjør at de lettere angir at de blir plaget).

Analyser av "robuste" viser fortsatt samspill

Det vi imidlertid kan gjøre er å sile vekk de som er mest sensitive og se om vi da dreper samspillseffektene, eller om samspillet fortsatt er tilstede. Støysensitivitet og utrygghet kan brukes som indikatorer for generell sensitivitet. Vi har derfor gjentatt analysene med den halvparten av personene i miljøundersøkelsene som var mest "robuste" i den forstand at de verken rapporterte at de var "litt støysensitive" eller "litt utrygge". Også for denne gruppen fant vi samme mønster; personer som var mer plaget av den ene miljølemp var mer plaget av den andre ved et gitt belastningsnivå. Sammenhengene er klart signifikante statistisk sett og substansielle, det er snakk om relativt kraftige virkninger.



Figur 8.10: Modell for støyplage der både støynivåer og luftforurensningsnivåer inngår som uavhengige variable sammen med støysensitivitet og demografiske variable.



Figur 8.11: Modell for eksos/luftplage der både støynivåer og luftforurensningsnivåer inngår som uavhengige variable sammen med støysensitivitet og demografiske variable.

Miljøulempene virker sammen

Statistisk testing av om miljøulempene virker sammen

En tredje tilnærming, *La Piece de Resistance*, er å la både støy- og luftforurensningsnivåene inngå som uavhengige variable, jfr Figur 8.10 og 8.11. Vi kan da teste statistisk i hvilken grad folks plage av støy kan forklares av støybelastningen alene eller om det objektivt beregnede nivået av luftforurensning også har betydning. Tilsvarende for plage av luftforurensning. Vi ser om plage av eksos/luft og støy/skitt kan forklares av luftforurensningsindikatorer alene eller om støynivået også spiller en rolle.

Vi har vist at miljøulempene samvirker

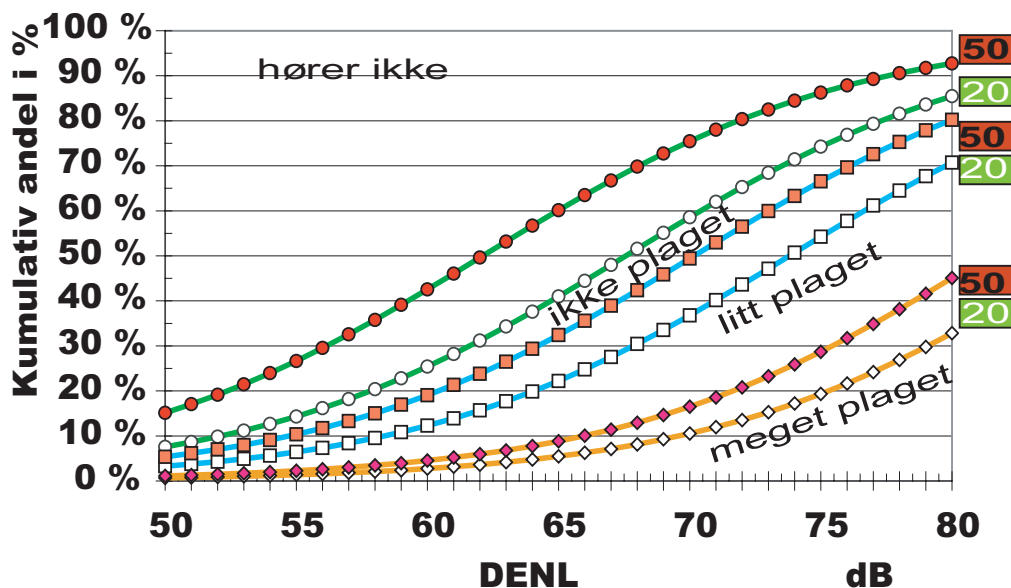
Disse multivariate analysene av moderat korrelerte data gir som resultat at vi må forkaste en modell om at støy alene forklarer støyplage og at luftforurensningsnivå alene forklarer luftforurensningsplager. De multivariate analysene indikerer at at både støy- og luftforurensningsnivået har betydning for folks opplevelse av hhv støy og

luftforurensning. Dette er i tråd med samspillshypotesen. Sammenhengene er kontrollert for kjønn, alder, røyking, sivilstand, om folk har barn under 10 år, yrkesaktivitet og utdanning.

Vi konkluderer på basis av undersøkelsene i tre trinn, spesielt de to siste, at trafikks ulike miljøeffekter, direkte eller indirekte spiller sammen og gir opphav til større problemer enn når de opptrer hver for seg. Dette er et viktig resultat som har betydning for de fleste tiltak for å redusere miljøulempene, jfr Figur 9.1.

Vi har imidlertid ikke vist hvorfor

Vi kan imidlertid ikke si noe detaljert om hvorfor det er sånn. Det er en "black box model" der begge inngangsverdiene påvirker begge utgangsverdiene. Vi har således slått fast at å bare se på en av inngangsverdiene (støy eller luft) ikke holder for å forklare reaksjonene (hhv støyplage og luftforurensningsplage). Vi har imidlertid ikke forklart hvorfor det er slik.



Figur 9.1: Andel personer som er meget plaget av støy etter støybelastning. Separate kurver for personer med som utsettes for hhv 20 og 50 µg/m³ NO₂. Bymiljødatabasen. N= ca. 4 000.

Miljøstress årsak til samspill?

Ulike typer stress

Innen stressforskning har det ofte vært de store og dramatiske begivenhetene (Life events) som har stått i sentrum for undersøkelser av stresspåvirkninger. Sykdom, bortfall av ektefelle eller det å miste en jobb, og få økonomiske problemer opplevs ofte som stressende. Når en person utsettes for flere hendelser på en gang, kan livssituasjonen oppfattes som spesielt vanskelig og stressreaksjonen være sterkere.

En annen type stress er den som man utsettes for daglig i form av daglige fortredeligheter (eng. hassles), at man glemmer nøkler, hvor man har ting, forsinkelser på grunn av trafikk, kollektivsystem mv. Studier viser at denne type daglige ulemper, som hver for seg er ubetydelige, akkumulert kan ha stor innvirkning på livskvalitet og helse.

Miljøulemper er eksempler på en tredje type stressor. I følge J Campbell [L0] karakteriseres miljøulempene (Ambient Stressors) ved at de er kroniske, uhåndterbare for den enkelte og lite akutte. Vi tenker da spesielt på plage og trivselsvirkningene. (For spesielt sårbare personer - allergikere kan høye forurensningsnivåer gi akutte helseplager - for normalbefolkningen er det risikoen for helseplager på lengere sikt som er viktigst).

Kognitiv modell for stress

Stressbegrepet i SIP'en [R0] har tatt utgangspunkt i arbeid som er utført i Bergen av Ursin og medarbeidere [L33]. Her defineres stress ut fra en kognitiv modell for stress, CATS (Cognitive Activation Theory of Stress).

Forskermiljøet tar utgangspunkt i homeostatisk balanse/ubalanse og fysiologi, og hvor stressreaksjoner forklares som alarmsignaler på homeostatisk ubalanse. Modellen er kognitiv, fordi den forutsetter at stressopplevelse og stressreaksjoner er svært individuelle, og dessuten avhengige av hva slags forventninger individet har til utfallet av gitte situasjoner.

Levine og Ursin definerer fire underklasser av stress: selve stresstimuleringen, stressopplevelsen, stressreaksjonen og i tillegg kommer opplevelsen og tolkningen av stressreaksjonen.

Læring, forsvar og mestring

Forenklet kan vi si at hjernen lagrer to typer begivenheter. Hjernen kan lagre relasjoner mellom stimuli, dette kalles klassisk betingning og fører til en stimulusforventning. Den andre typen begivenheter som blir lagret i hjernen er sammenhengen mellom våre reaksjoner og handlinger og konsekvensene de får. Dette kalles instrumentell betingning og fører til en responsforventning.

Alle stimuli tolkes og filtreres i hjernen. Det som virker truende eller negativt for en person vil ikke nødvendigvis oppleves slik for en annen. To mekanismer som fungerer som «filtre» i hjernen er forsvar og mestring. Forsvar er en psykologisk mekanisme som forandrer relasjonen mellom to begivenheter, ved å fornekte, forvrengte eller bortforklare ubehagelige og truende fenomener.

Mestring er definert som en positiv responsforventning, det vil si at individet opplever at en situasjon er håndterbar eller tålbart og samtidig at håndteringen eller gjennomlevingen får et positivt resultat. Dette er altså en læringsprosess, og det som er viktig er det enkelte individs vurdering, ikke den objektive prestasjon. Det motsatte av mestring er håpløshet, som kan beskrives som en negativ responsforventning. Når et individ ikke har noen kontroll eller påvirkning over situasjonen utvikles hjelpeløshet. I CATS-terminologi vil dette altså si at responsforventningen er tilnærmet null. Både håpløshet og hjelpeløshet er kognitive modeller for depresjon.

Stresstimuli oftest psykiske

Det finnes ingen felles fysiske trekk eller karakteristika for stimuli som fører til stressreaksjoner. Det finnes ingen typiske karakteristika som amplitude, varighet, type energi eller kompleksitetsgrad.

Den eneste felles forutsetningen er at stimuli oppfattes av individet. Det er imidlertid alminnelig enighet om at det er psykisk belastning og stimuli som hyppigst oppleves og rapporteres som stressende.

Stressreaksjon

Stressreaksjonen oppstår når det er uoverensstemmelse mellom det personen forventer og det som virkelig skjer. Stressreaksjonen skiller seg egentlig ikke fra den generelle vekke- eller aktiveringsreaksjon, som er den hjernemekanismen som holder oss våkne. Denne reaksjonen har innvirkning på de fleste fysiologiske systemer, det endokrine systemet, det autonome systemet, immunsystemet og biokjemien i hjernen.

Trafikkulempene som stressorer

Fellesnevneren for ulike miljøulempere er først og fremst at de alle opptrer som miljøstressorer "Ambient stressors". De ulike miljøulempene medfører kostnader i form av at folk forstyrres og hemmes i sine daglige aktiviteter.

I et mestringsperspektiv tar en utgangspunkt i at personer har et begrenset sett med ressurser til rådighet – med andre ord en psykisk budsjettrestriksjon. Ut fra dette vil en forvente at når en del av ressursene "forbrukes" til å håndtere problemene knyttet til ett av miljøproblemene, blir det mindre igjen til de andre.

Samspillsvirkninger opptrer når de samlede påkjenningene overstiger kapasiteten den enkelte har til å tåle dem. Innenfor en slik forståelsesramme blir det også viktig å forstå hvordan folk opplever å være utsatt for en miljøbelastning. Miljøstress er en type kronisk stress, som lett kan skape en avmaktfølelse i forhold til omgivelsene.

For å si noe nærmere om hvilken forklaring som ligger til grunn for samspillseffektene, er det nødvendig med studier der en ser på miljøstress som del av en samlet stressbelastning [S5] der også tradisjonelle stressfaktorer inngår. Stress er heller ikke eneste mulige forklaringsmodell.

Andre forklaringsmodeller mulig

SIP'en har demonstrert at miljøulempene virker sammen. En kombinasjon av flere belastninger gir sterkere plagereaksjoner enn forventet. Hvorfor det er sånn har vi imidlertid ikke rukket å avklare i løpet av SIP-arbeidet. Noen alternativer til en stresshypotese er:

- Opplevelsen i seg selv en totalitet - man oppfatter bymiljøet som helhet. Svar på spørsmål om enkeltulempere er en refleksjon av hvordan man opplever det samlede miljøet.
- Hver av miljøulempene kan gi opphav til holdninger der en misliker trafikken, myndighetene eller begge deler. Slike holdninger kan lett smitte over og farge opplevelsen av andre miljøulempere. SIP'en dokumenterer at de som er plaget misliker myndighetenes innsats [S4]. Retningen på kausaliteten er her ikke gitt.
- Sensitivisering eller kryss-sensitivisering er en annen type mekanisme der påvirkning over en viss tid gjør at selve nervesystemet overreager. SIP'en peker på behovet for å undersøke sensitivitet nærmere ettersom de som er sensitive til en miljøulempe også er det til andre.

Sårbare kan være multisårbare

I våre undersøkelser er støysensitive langt oftere plaget, ikke bare av støy, men også av luftforurensning. Å ta vare på sårbare grupper tilsier at en tar hensyn til at de kan være multisårbare. Samtidig er det viktig å slå fast at analyser av den mest robuste delen av befolkningen viser klare sammenhenger mellom miljøbelastninger og plager og samspill, jfr side 18. Sensitivitet er således ingen forklaring på samspill - bare en indikator på hvilke grupper i befolkningen som først, og sterkest rammes.

Sensitivitet, plager og helse

Sensitivitet, helsesyntomer og plager hører sammen [S19-20, L16, L38], uten at det mulig å slå fast hvilke sammenhenger som rår. SIP'en motiverer for å analysere miljøulempere som miljøstressorer med likeartede virkninger. Dette gir et mulig inntak til nye analyser på området. Viktige forskningsmessige spørsmål er i hvilken grad sensitivitet til støy og forurensning er en stabil personlig egenskap, hvilke typer sensitivitet som hører sammen, og i hvilken grad sensitivitet er en indikasjon på økt risiko også for helseproblemer.

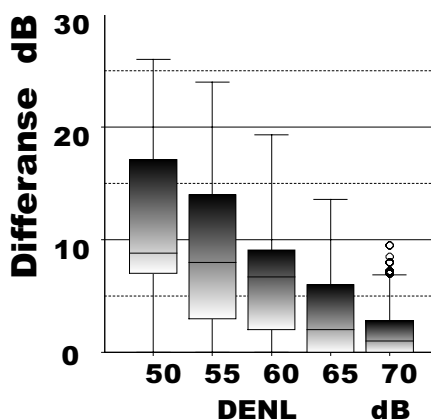
Nabolagets betydning for plage ved bolig

Støy i nabolag ekstrabelastning

Miljøundersøkelser undersøker en oftest støybelastningen ved bolig. Dette tjener som utgangspunkt for å anslå plagegraden i og utenfor bolig. Det tilsvarende gjelder for andre miljølemper. For støy benyttes ofte støybelastningen ved den mest eksponerte siden av en bolig. Det tas således verken hensyn til om boligen er belastet fra to sider samtidig, eller hvordan støybelastningen er i hele nabolaget.

Ettersom det kan være vanskelig å redusere den generelle støybelastningen i byområdene vesentlig, er det stor oppmerksomhet knyttet til i hvilken grad det finnes "stille sider" eller rekreasjonsområder i nærheten av boligen jfr det svenske MISTRA prosjektet [E8]. I SIP'en har vi sett på den motsatte problemstillingen - i hvilken grad det utgjør en ekstra belastning at lydlandskapet (vegtrafikkstøybelastningen i nabolaget) preges av støy langs hovedgater [K8-9, K11, K13, K15, A6-7].

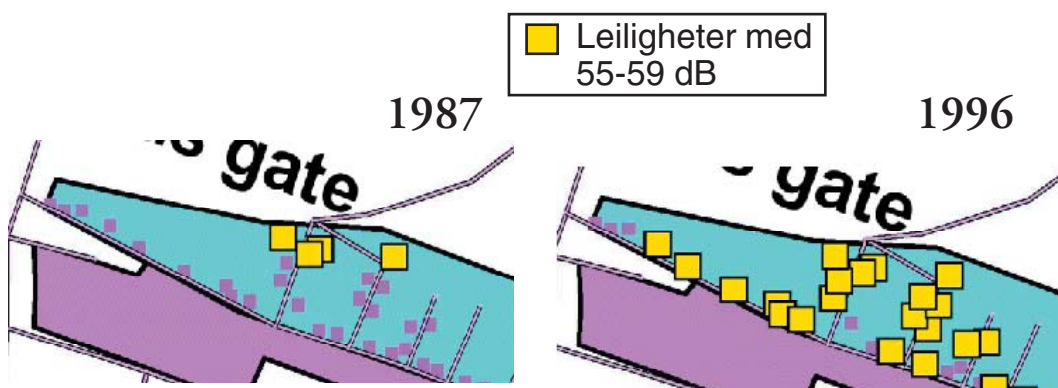
Riktignok trekker personer som har en bolig mot bakgård, eller i sidegate et stykke fra trafikkerte hovedgater fordel at boligen skjermes fra trafikkstøyen, jfr Figur 10.1. Når de besøker venner og kjente i nabolaget, går turer, sykler eller leker, handler eller venter ved holdeplasser utsettes de imidlertid for trafikkstøyen i nabolaget.



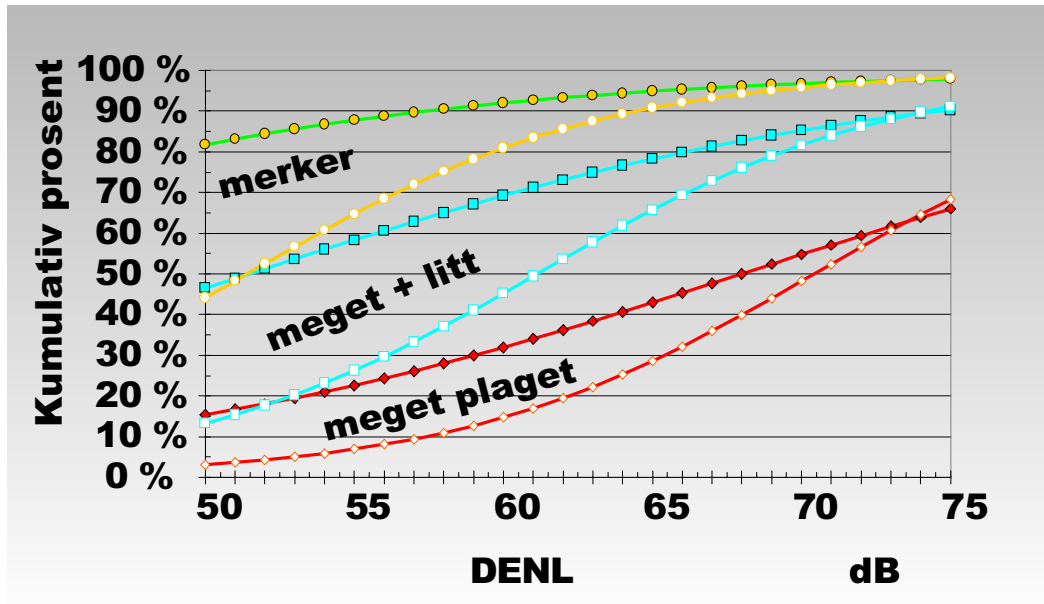
Figur 10.2: Hvor mange desibel støynivået i nabolaget maksimalt overstiger støynivået ved bolig etter støynivået ved bolig. Miljødatabasen. N=4 000.

Godt skjermede boliger kan ha betydelig dårligere nabolag

Boliger som er utsatt for samme støybelastning kan ha svært forskjellig vegtrafikkstøybelastning i nabolaget, jfr Figur 10.2. Naturlig nok er det de boligene som har lavest støynivå som har størst potensiale for at støynivået i nabolaget overstiger støynivået ved boligen.



Figur 10.1: Leiligheter med ekvivalent støybelastning 55-59 dB i førsituasjonen i Oslo Øst 1987, og etter trafikkreduksjoner i ettersituasjonen i 1996. Mens nabolaget i førsituasjonen oftest består av hovedveger med betydelig høyere trafikk, er nabolaget i ettersituasjonen mer homogent. (Små firkanter = høyere støynivåer).



Figur 10.3: Virkningskurver for støyplage utenfor bolig. Et sett der trafikkstøyen i nabolaget ligger på 75 dB (fylte symboler) og et hvor støynivået i nabolaget ikke overstiger støynivået ved boligen (hvite "hull").

Ulike nabolag - ulike kurver

Vi har laget virkningskurvene for støyplage som funksjon av støynivået ved bolig, men hvor det nå skiller mellom boliger i et lydlandskap preget av høye støyverdier og et hvor støyen i nabolaget ikke overstiger støynivået ved boligen. Støyplagen er svært forskjellig i de to situasjonene, jfr Figur 10.3.

Virkningskurvene i situasjoner med et mer støyende nabolag ligger høyere enn når lydlandskapet er mer homogent. Det tilsier at støyplagen i slike situasjoner er høyere enn det vi skulle forvente av ordinære gjennomsnittskurver.

Virkningskurvene i slike lydlandskap er også flatere. Det tilsier at effekten av enkelttiltak ved boligen vil ha mindre effekt i multibelastede situasjoner enn tidligere antatt.

Ignorering av nabolag gir to typer feil

Ordinære virkningskurver for gjennomsnittet av befolkningen forsøker å forklare støyplagen i både enkelt- og multibelastede situasjoner. Dette gir en type blandingskurver som ligger mellom de egentlige virkningskurvene. Som det framgår av Figur 10.3 innebærer det å ta gjennomsnittet av såvidt forskjellige sett kurver at de ordinære virkningskurvene gjør to typer feil. En feiltype gjelder

anslagene på problemomfanget ved særlig lave støynivåer, den andre gjelder effekten av tiltak.

Plagemengden eller grad av plage (nivået)

- Undervurderes når nabolaget er støybelastet
- Overvurderes når støyen i nabolaget ikke overstiger støynivået ved bolig

Effekten av tiltak (helningsvinkelen)

- Overvurderes når nabolaget er støybelastet
- Undervurderes når støyen i nabolaget ikke overstiger støynivået ved bolig

For personer som bor i boliger lokalisert med fasade mot en hovedgate, er støynabolaget oftest ikke verre enn ved boligen. Det er således de nederste kurvene som skal brukes. At kurvene ligger lavere, tilsier at plageomfanget ikke er så stort ved lave støynivåer som vi ville ha trodd. Samtidig er de brattere. Dette betyr at tiltak vil ha større effekt enn det en ville ha trodd fra de ordinære blandingskurvene.

Dagliglivets estetiske landskap

Områdekvaliteter og miljøplager

Det er gjerne de vakre bygningene, store naturopplevelsene, vakre utsiktene som en tenker på når en snakker om estetikk. Dagliglivets estetikk eller hvordan folk opplever bymiljøet i det daglige, er lite utforsket. Sentralt for SIP'en er spørsmålet om omgivelsenes utforming også har en betydning for hvordan folk opplever miljøulempene i området. Kan en kompensere for miljøulempene i middels trafikkerte gater ved å oppruste et område visuelt?

Innen SIP'en har vi kommet kort med å analysere sammenhenger mellom de estetiske kvalitetene og folks opplevelse av byområdet som helhet. Det er i første omgang manglende verktøy for å kunne kvantifisere forskjellene i de estetiske kvalitetene mellom ulike bygater og byområder som mangler. I miljøundersøkelsene og i SIP'en er det gjort en liten start på å "oversette" folks umiddelbare oppfatninger av de estetiske kvalitetene i sitt nærmeste boområde til kriterier som veg- og byplanmyndighetene kan bruke. Utviklingen av et slikt "nytt" forskningsområde krever kontinuerlig innsats over tid. Gevinsten er mer målrettet bruk av estetiske virkemidler og at målgruppen for tiltakene setter større pris på innsatsen.

Skjønnhetskurransen

I forbindelse med miljøundersøkelsene er det gjort en del studier av i hvilken grad folk har en oppfatning om hva det vil si at en gate er stygg eller pen. Hensikten var å få fram hvilke faktorer folk selv la vekt på. En slik dagliglivsforståelse av estetikk gir et annet inntak til byområdenes utseende enn det profesjonelle arkitekter, byplanleggere eller landskapsutformere har.

Det viste seg at folk legger vekt på ulike ting når de skal nevne hva de liker med et område. For noen er et stille og rent område vakkert. Andre legger vekt på mere urbane kvaliteter som at det er liv og at det skjer noe i området.

En analyse av hvilke hoveddimensjoner som folk tar utgangspunkt i [K3], viste at naturen, planter og vegetasjon, bygninger og selve vegen var viktigst.

Vedlikehold og renhold viktig

Mens profesjonelle aktører kan ha en tendens til å legge hovedvekt på design og utforming, legger folk mer vekt på at områder vedlikeholdes og holdes rene. De peker også ofte på faktorer som gjør at man ikke kan utnytte områdene som opprinnelig forutsatt. I et byområde i Oslo Øst var folk utrygge for kriminalitet og narkotikamisbruk knyttet til parkanleggene. Da hjelper det lite om områdene "ser bra ut".

I forbindelse med støyskjerming vil noen synes det er en fordel at den visuelle forstyrrelsen fra biltrafikken fjernes. Andre vil kunne irritere seg over en lite estetisk skjermøsning eller følelsen av å være inneklemt eller å måtte gå omveier for å krysse vegen.

Opplevelsesaspektene avhenger av hvilken tilstand den som opplever befinner seg i. Stresser man avgårde for å rekke bussen til jobben, er det noe helt annet enn å rusle en søndagstur gatelangs. Det blir derfor en utfordring ikke bare å håndtere den individuelle variasjonen i bedømmingen av hva som er stygt og pent, men også å få en oppfatning om når vi er mottakelige for de estetiske opplevelsene.

Trafikkerte veger ofte stygge

Analysene av hovedvegomleggingen i Oslo Øst viser at trafikkerte gater ofte også oppfattes som stygge [K3]. Det er mange mulige årsaks-virkningsforhold som kan gi et slikt resultat. Analysene er ikke tilstrekkelig detaljerte til at det går an å fastslå om den visuelle opprustningen av områdene etter trafikkreduksjoner har bidratt til reduksjonen i miljøplager i området, og således utgjør en del av samspillseffektene.

Gir forskjønnning mindre plager?

I forbindelse med en undersøkelse av en opprustning av Kirkevegen forbi Frogner i Oslo, var en utfordring å undersøke om det estetiske inntrykket av gaten, og det nære forholdet til Vigelandsanlegget har en betydning for hvordan folk opplever miljøulempene jfr Figur 11.1. Ettersom detaljerte luftforurensningsmål mangler, har undersøkelsen konsentrert seg om støybelastningen. Hypotesen

var at befolkningen ville være mindre plaget enn befolkningen som ble utsatt for tilsvarende støybelastning i Oslo Øst, og som ikke hadde samme estetiske kvaliteter.

En ekstra vanskelighet var at spørsmålene som ble brukt i Frognerundersøkelsen var modernisert i forhold til tidligere miljøundersøkelser og antallet plagekategorier økt fra 3 til 4. Plagebetegnelsen *litt plaget* var imidlertid felles.

Analysene utelukkende basert på de som var *litt plaget* tydet på at folk reagerer på støy på omtrent samme måte på Frogner som i Oslo Øst [U6]. Det kunne derved se ut som det ikke vil være så mye å hente ved å bedre området ytterligere.

En ulempe med sammenligningen basert på *litt plaget* var at en ikke fikk tatt hensyn til vurderingene til de som var *meget* og *en del* plaget. Disse svarkategoriene kan være mer robuste mhp å undersøke samspillseffekter mellom utforming og miljøplager. Det kan også stilles spørsmål ved om kategorien *litt plaget* som del av en 4-delt er det samme som *litt plaget* i en 5-delt skala.



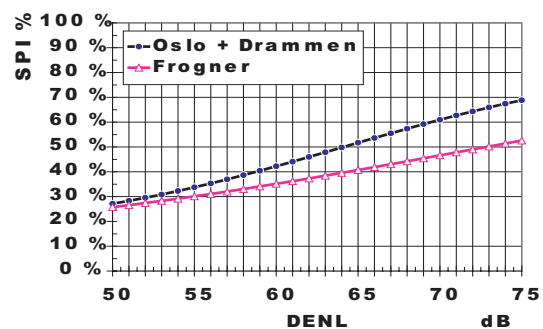
Figur 11.1: Utsnitt fra Kirkevegen i Oslo fra Majorstua mot Frogner plass. Området har gode estetiske kvaliteter og nærhet til Vigelandsanlegget. Harald Aas

Harmonisering av plagekategorier

Ved å harmonisere svarkategoriene kan en utnytte hele svarmaterialet, jfr Figur 16.4 side 33. Når en således også tar hensyn til de som er meget og en del plaget, viser det seg at Frognerbefolkningen er signifikant mindre plaget enn de som er utsatt for tilsvarende trafikkbelastning i Oslo Øst, jfr Figur 11.2. Isolert sett gir dette et visst belegg for å anta at de estetiske omgivelsene og tilgang til rekreasjonsområder kan ha en betydning også for hvor mye trafikk en tolererer.

En sammenligning av folks reaksjoner mellom enkeltområder er imidlertid ikke uproblematisk. Når vi kun sammenligner reaksjoner i et fåtall byområder kan det også være mange andre forskjeller mellom byområdene. Befolkningen langs Kirkeveien som ble undersøkt, har også en noe annen sammensetning av støybelastningen enn det som befolkningen i Oslo Øst har. Vi finner forholdsvis flere som bor mot godt beskyttede gårdsplasser uten vindu som vender ut mot hovedvegene. Det er derfor ikke mulig av en enkelt slik undersøkelse å avgjøre om det estetiske inntrykket har hatt betydning eller ikke.

Forskjellen i plagegrad mellom Oslo Øst og Frogner er imidlertid såpass forskjellig at det kan være verdt å forfølge denne hypotesen ytterligere.



Figur 11.2: Gjenomsnittlig plagegrad (SPI) ulike undersøkelser. Bymiljødatabasen. N=hvh ca. 4 000 og 400 (Frogner).

Hvorfor område-effekt?

”Overreaksjoner” på trafikkendringer

Støyforskersamfunnet har lenge vært oppmerksomme på at statiske virkningskurver ikke predikerer endringer i plager etter ulike støytiltak. Spesielt viser en rekke undersøkelser [L8-10, L15, L19, L39,] at endringene i folks plager etter trafikkendringer er større enn forbedringene eller forverringene i selve støysituasjonen skulle tilsi - folk synes å over reagere.

At folk reagerer sterkere på så vel økninger som minking av trafikk enn det en på forhånd ville tro er ikke enkelt å forklare. Effekten av støyreduksjoner som følge av støyskjermer har nemlig vist seg å være mindre enn forventet. Vi snakker her om langtidseffekter, og ikke om de mere spontane psykologiske reaksjonene.

De tre virkningskurvene for sammenhengen mellom vegtrafikkstøynivå og støyplager som ble utviklet på basis av miljøundersøkelsene i 1987 før og i 1994 og 1996 etter hovedvegomleggingen i Oslo Øst illustrerer fenomenet med ”overreaksjoner” etter trafikkendringer. Dersom det bare var støybelastningen ved bolig som spilte en rolle for støyplagen burde kurvene vært identiske og ligget oppå hverandre. Men folk er betydelig mindre plaget ved en gitt støybelastning i 1994 og 1996 etter trafikkreduksjonene enn i 1987. Dette innebærer

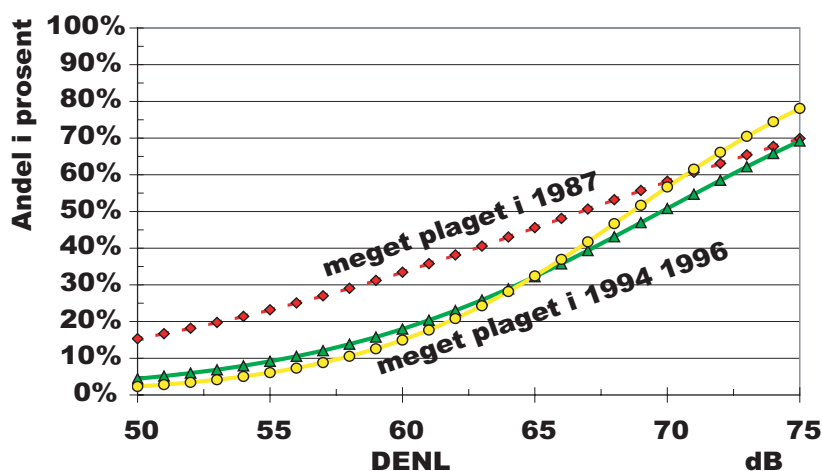
at befolkningen trekker dobbelt fordel av trafikkreduksjonene og dermed støyendringene. De får redusert støy ved boligen, noe som medfører at de følger virkningskurvene ned mot venstre.

I tillegg til denne forventede gevinsten trekker de også fordel av at selve kurven flytter seg nedover etter trafikkendringene. Dermed får de en ekstra plagereduksjon i bonus.

Samspill mulig forklaring ?

Dersom virkningskurvene for støy hadde vært rene støykurver, så ville fenomenet enkelt kunne forklares ved at virkningskurvene for støy ikke tok hensyn til samspillseffekter.

Imidlertid er ingen av virkningskurvene for støy rene ”støy”kurver. Riktignok er de konstruert ved å analysere støyplager i områder med lite støy i forhold til støyplager i områder med mye støy. De tar derfor ikke eksplisitt hensyn til forekomsten av andre miljølempere. Men ettersom støynivået er positivt korrelert med trafikkmengde og luftforurensning viser kurvene støyplager som resultat av den kombinerte virkningen av støybelastning ved bolig, i nabolag samt luftforurensningsnivå. ”Støy”-kurvene har således implisitt innbakt samspillsvirkninger pga korrelasjonen mellom støynivåene og nivået på de øvrige miljølempene i området.



Figur 12.1: Virkningskurver for støyplage utenfor bolig i tre miljøundersøkelser i Oslo Øst. Kurven fra 1987 stammer fra situasjonen for trafikkreduksjoner, mens 1994 og 1996 er etter omfattende trafikkreduksjoner. Vi ser her bare på områdene som har fått en reduksjon i trafikkbelastningen. N=2 500,

Hvorfor endrede virkningskurver?

Når høye støynivåer ved bolig hvert av årene også indikerte at det er støy i nabolaget og høye luftforurensningsverdier – hvorfor endrer da virkningskurvene seg?

Svaret framkommer først når vi ser på forholdet mellom miljølempene i hhv før- og ettersituasjonen. I ettersituasjonen utsettes en bolig med en gitt støybelastning ved fasade for betydelig mindre luftforurensning og bolignær trafikk enn i førsituasjonen, jfr Figur 12.2 og 12.3. Støynabolaget er bedre enn det tilsvarende støybelastede boliger hadde før hovedvegomleggingen, jfr Figur 12.4.

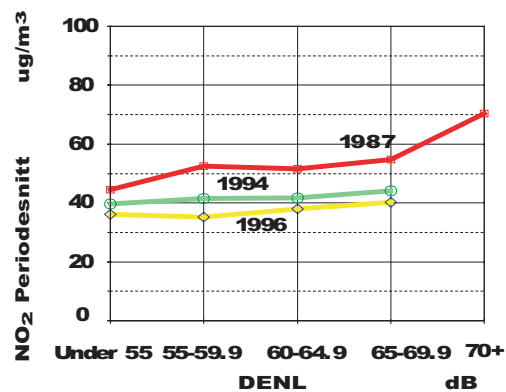
Støyendringene (som indikator på endringer i samlet støy- og forurensningsbelastning tar således ikke tilstrekkelig hensyn til at nivået på de øvrige miljølempene endrer seg mer ved trafikkendringer på et hovedvegnett enn det selve støyendringene skulle tilsi [K5,K15-16].

Samspill kan også resultere i at forventet effekt uteblir

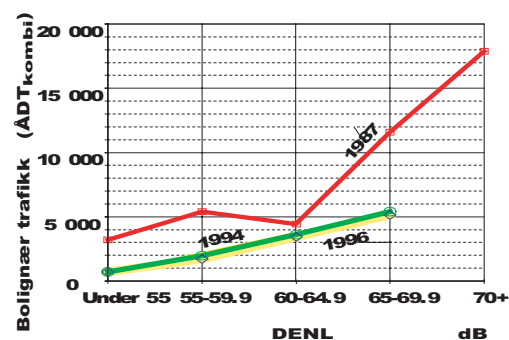
Hadde vi studert effekten av en fjerntliggende motorveg som hadde fått redusert trafikk, kunne vi fått motsatt effekt. Støyendringene vil da kunne overestimere endringen i den samlede miljøbelastningen som faktisk fant sted. Samspill er også her mekanismen, men resultatet blir forskjellig.

Det er i støyforskningen disse fenomenene har vært studert. For å undersøke i hvilken grad tilsvarende fenomener gjelder virkningskurver for luftforurensningsplager, er det nødvendig med mer detaljerte analyser. Støy reduseres relativt sett lite i forhold til bedringen i luftkvalitet. Dette tilsier at plagereduksjonen ikke blir så stor som forventet. Endringene i den bolignære trafikken kan imidlertid være relativt større enn luftforurensningsendringene og trekke i retning av synergi.

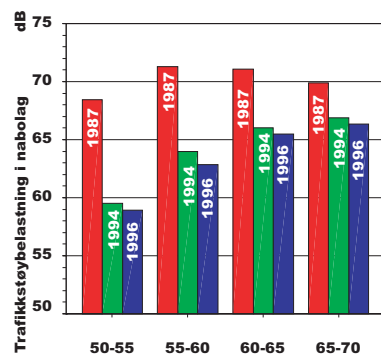
For oppfatningen av bomiljøkvalitet er det støy som er viktigst. Her undervurderes plageendringene ved trafikkendringer langs hovedgater med bebyggelse kraftig. Hvordan trafikkendringer vil slå ut i sovebyer der vegene ikke er ”bruks”-gater, men først og fremst tjener som biltransportører til og fra bolig, er vanskeligere å si.



Figur 12.2: Det var mer luftforurensning ved et gitt støynivå i førsituasjonen. Oslo Øst 1987-1996.



Figur 12.3: Det var mere bolignær trafikk ved et gitt støynivå i førsituasjonen. Oslo Øst 1987-1996.



Figur 11.4: Boliger med støybelastning 56-60 dB hadde i førsituasjon en støybelastning i nabolaget på 72 dB. I ettersituasjonen lå snittet på 58 dB. Oslo Øst 1987-1996.

Forståelsesmodellen i SIP'en

Modellen sammenfatter de viktigste sammenhengene

I SIP arbeidet har vi videreutviklet den enkle modellen for sammenhenger mellom miljølempere og miljøplager, jfr Figur 7.1 side 14. Vi startet med samspill mellom støy og luftforurensning, fant deretter ut at også støynabolaget spilte en rolle, og endte opp med en modell der alle disse tre komponentene sammen med selvrapporert støysensitivitet har en betydning for opplevelsen av både støy og forurensning, jfr Figur 13.1.

Modellen vi har endt opp med omfatter ikke alle miljølempene og heller ikke alle virkningene. Det vi har gjort er imidlertid å fange opp de viktigste sammenhengene i en og samme modell.

Denne modellen er en forståelsesmodell som gir inntak til hvordan tiltak av ulike typer virker.

Punkttiltak som lokal støyskjerming vil eksempelvis bare ha virkning på pilene fra boksen "vegtrafikkstøy ved bolig" til hhv støypil og plage av luftforurensning. Tiltak av typen støysvak asfalt langs en hovedveg vil ha en direkte effekt på støyen ved bolig for boligene langs fasaderekken. For de

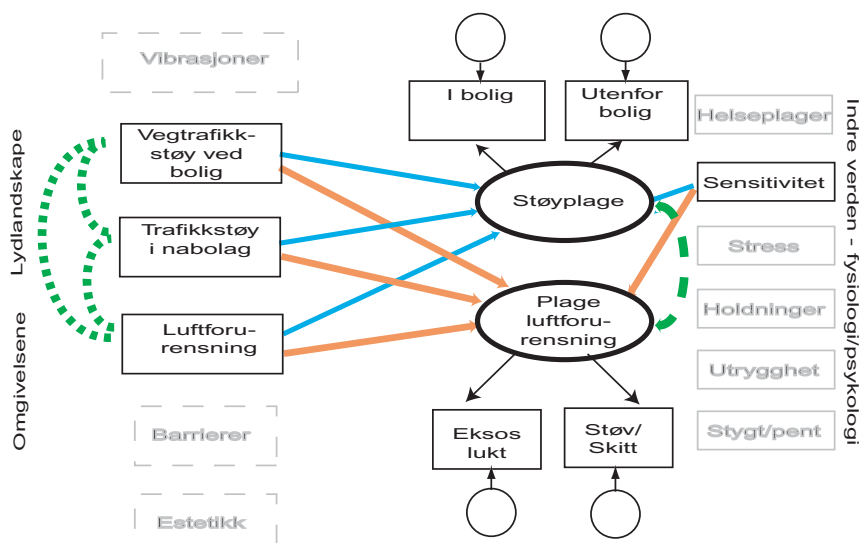
boligene som ligger i annen husrekke, vil både støynivå ved bolig reduseres og støynabolaget bli relativt bedre.

Er det et tiltak av typen endring i fartsgrensene vil tiltaket også kunne medføre endrede lokale utslipp til luft. Vegen må imidlertid være sterkt trafikkert dersom fartsendringen skal få noen stor betydning.

Når det gjelder tiltak som endrer et helt område, vil mange av komponentene endre seg samtidig. I situasjoner der trafikken øker eller minker vesentlig vil vi som tidligere dokumentert få synergi eller samspillseffekter.

Modellen kan også brukes aktivt

Forståelsesmodellen i SIP'en kan også brukes aktivt for å unngå kansellasjonseffekter og for å fremme synergi. Generelt vil områdetiltak av type miljøsoner eller tiltakspakker som bedrer mange miljølempere ha relativt bedre effekt enn tiltak bare langs isolerte gatestrekninger. Tiltak langs gatestrekninger der det bor mange folk vil vanligvis være langt mere effektive enn punkttiltak der bare enkeltboliger får en bedring.



Figur 13.1: Forståelsesmodellen i SIP'en. Grå bokser er miljølempere og virkninger vi antar har betydning, men som ikke er innarbeidet i modellen ennå. Vi trenger å vite mer om barrierevirkninger og hvorfor de gir opphav til utrygghet, og vi trenger å vite mer om stress og holdninger for å forklare samspillseffektene.

Hovedvegomlegging bør suppleres med lokale tiltak

Supplerende tiltak øker miljøgevinsten av vegomlegging

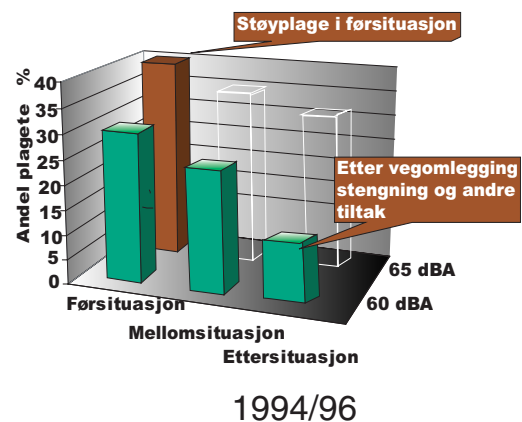
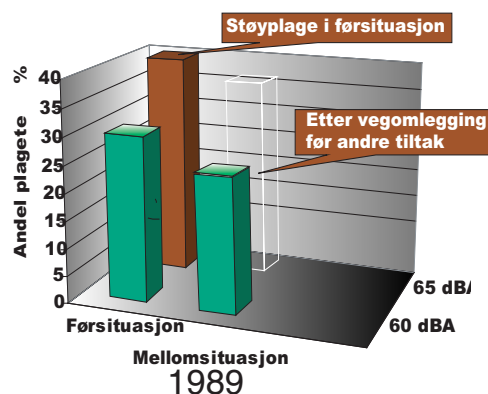
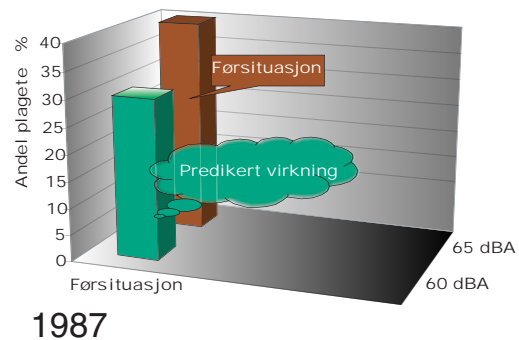
Hovedvegomleggingen i Oslo Øst ga bedre framkommelighet på hovedvegnettet. Mer trafikk ble avvirket med høyere hastighet. Lokal forurensning avhenger imidlertid også av hvor nær boligene trafikken går, vindretninger mm. Ettersom trafikken ble ledet vekk fra boligområdene gjennom miljøtunneler, ble støybelastningen i undersøkelsesområdet til dels halvert. Luftforurensningsnivåene sank på grunn av trafikkendringene, og på grunn av at bilparken ble mer moderne. Et mål som anga trafikkbelastningen nær hver enkelt bolig ble konstruert for å fange endringen i gatemiljøet for hver bolig. Ut fra dette målet på bolignær trafikk ble trafikkbelastningen halvert som følge av de trafikale endringene i området [U11].

Et slik miljøforbedring ville vært umulig å oppnå om ikke hovedvegomleggingen ble supplert med tiltak for å begrense trafikken i det avlastede vegnettet, jfr Figur 14.1.

Oslo Øst har blitt populært

Fra å være et utflyttingsområde der nær sagt alle barnefamiliene ønsket seg vekk, er Oslo Øst blitt et populært område å bosette seg. Utryggheten knyttet til de store trafikkmengdene er redusert, og det satses på opprustning av bygningsmassen, grøntarealer og virksomheter i området. Opprustningen av de gamle områdene i form av miljøgater samt nedgradering av de overdimensjonerte gateløpene, har sannsynligvis også bidratt til å redusere miljøplagene i de trafikkbelastede områdene. Vi har også indikasjoner fra Frognerundersøkelsen på at plagenivåene kan være lavere når omgivelsene er både vakre og tilgangen til rekreasjonsområder god.

Hvor stort bidraget fra estetiske og veg- miljømessige kvaliteter gir til en samspillseffekt er imidlertid vanskelig å fastslå uten egne undersøkelser der en kan klassifisere et større antall veger etter estetiske kvalitetskriterier. Det er en utfordring å finne fram til egnete kriterier med utgangspunkt i dagliglivets estetikk eller bylandskapsopplevelse.



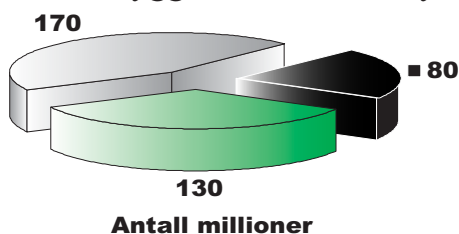
Figur 14.1: Endringer i miljøbelastning i ulike faser av hovedvegomleggingen Oslo Øst 1987-1996

Miljøforbedring bør omfatte midlere miljøbelastninger

Midlere belastninger bør reduseres

EU-området kan deles i "sorte", "grå" og "grønne" områder. Inndelingen er i forbindelse med de nye EU-direktivene om nye støymål, brukt til å diskutere størrelsen av ulike støypoblemer og til en begynnende felles innsats for å bekjempe støypoblemerne i EU.

EU -Innbyggere utsatt for støy



Figur 15.1: En oversikt over støybelastningen i EU-området 1996. Sorte flekker over 65, grå over 55 og grønne under 55 dB.

En konklusjon fra dette arbeidet er at mens man til dels har lykket i å redusere de mest akutte problemene i de "sorte" områdene, så brer støyen seg både i rom og tid. Det er etterhvert færre plasser og tider på døgnet uten trafikk, og rekreasjonsområder i form av brukbare grønne områder minsker sterkt. Spesielt vekker utbredelsen av de "grå" områdene bekymring.

I områder med midlere belastning bor 170 millioner av EU's befolkning mot 80 millioner i de sorte områdene, jfr Figur 15.1. Utvider man kartleggingen til å omfatte luftforurensning, vibrasjoner, utrygghet mv vil antallet som bor under mellomstore belastninger øke vesentlig. Problemet gjør seg spesielt gjeldende i de store byene.

Tre ulike forbedringsstrategier

Den første strategien er å sørge for at forholdene tilfredsstillende kravene til godt levelige vilkår. Mhp støy og vibrasjoner innebærer dette at en ikke skal utsettes for mer enn et akseptabelt nivå av disse miljøulempene i bolig mv. Denne strategien kan i hovedsak bare brukes ved utbygging av nye

infrastrukturtiltak eller nye boliger. Her er handlefriheten større og kostnadene mindre enn når en skal gjøre noe med bygninger eller vegger allerede utbygde områder.

Den andre hovedstrategien er et oppryddingsregime der en sørger for å bedre forholdene der det er absolutt verst. Grenseverdiforskriften er et eksempel på dette. Det er et rettighetsorientert regime, der det ikke spørres om pengene kunne vært anvendt bedre på andre måter eller i andre områder der tiltakene kunne kommet flere til gode. Tiltakene retter seg mot toppen av problempyramiden. Her brukes store ressurser på få boliger eller på akutsituasjoner.

Den tredje strategien vurderer tiltak med nyttekostnadsanalyser og ut fra om tiltakene er samfunnsøkonomisk lønnsomme. Det vesentlige er om en kan få til en effektiv reduksjon av problemene, ikke at alle omfattes av løsningene eller at de verste områdene fokuseres. Dette regimet kan ha et stort potensiale for å effektivisere miljøinnsatsen og medføre forbedring av miljøsituasjonen i norske byområder, men er foreløpig lite utviklet.

En slik alternativ strategi medfører at tiltakene bør prioriteres på tvers av sektorer og etater, og mellom myndighetsnivå, noe som det kan være vanskelig å finne gode praktiske løsninger på.

Fordelingsvirkningene forskjellige

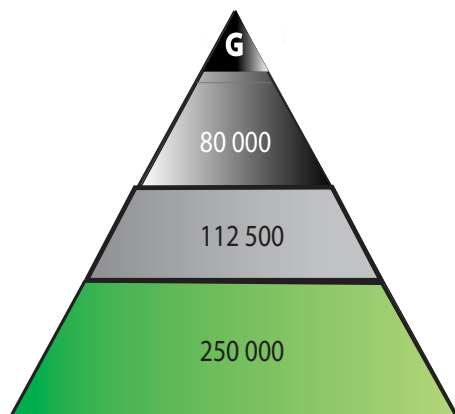
Tiltak som er rettet mot de sorte flekkene vil ofte også kunne ha en god fordelingsmessig effekt. Det er de ressursvakerne som ikke like lett kan flytte, forebygge eller på annen måte unngå miljøulempene som blir boende i de mest utsatte områdene. Når innsatsen settes inn der den trengs mest, vil den komme disse gruppene til gode.

Dersom tiltak for å redusere en miljøulempen settes inn der de har mest nytte, vil de ofte komme der det er lettest å få til noe, dvs for de som har enkle belastninger. Det er i slike situasjoner enkelttiltak har god effekt. Dette vil ofte være områder som relativt sett er bedre stilt. Fordelingsprofilen blir da ikke like god.

Generelle tiltak og grenseverdier

Pengene som i dag går til miljøtiltak tar stort sett sikte på å utbedre forholdene for de som har det verst og til å hindre forverring i forbindelse med nyanlegg. Ettersom de fleste av oss bor i områder som er godt etablerte og uten at det i de første årene er påtenkt ny infrastruktur, mangler en politikk for å redusere miljølempene for folk flest.

Generelle tiltak rettet mot kilden, f.eks. i form av støvsvake vegdekker, bildekk som ikke støyer så mye, piggdekkrestriksjoner mv har et potensial for å bedre situasjonen for mange i eksisterende byområder. Problemet med tiltakene er pr i dag at de ikke kan innføres raskt, at standardisering/krav må foretas i EU først, og at det mangler tilstrekkelig kunnskap for å sette dem i verk. For andre tiltak som fartsreduksjoner mangler politisk vilje. Ideen om miljøfartsgrenser må modnes noe før dette tiltaket kan tas i bruk. Som følge av arbeidet i SIP'en ser vi behovet for generelle tiltak – og forsøksvirksomhet med noen av de mest aktuelle.



Figur 15.2: Antall støyplasser i hhv grønne, grå og sorte områder i Norge. I spissen av trekanten kommer de støyplasser som faller inn under grenseverdiforskriften. Tall fra SFT og LKU 97.

Generelle tiltak kan, selv om de først og fremst er motivert av samfunnsøkonomiske overveielser, også være effektive mht å redusere miljøbelastningen for de som er mest utsatt. Motorer med mindre utslipp, piggdekkrestriksjoner, mer støysvak asfalt og bildekk, samt partikkelfiltre for diesel- og bensinbiler, gir bedringer i den kroniske miljøbelastningen.

I prinsippet kan en tenke seg at generelle tiltak rettet mot kilden eller fartsreduksjoner settes inn istedet for spesifikke fasadeisoleringstiltak, lokal støyskjerming mv. Disse generelle tiltakene vil kunne ha bedre effekt i og med at større deler av utendørsområdene får en bedre miljøkvalitet, og ved at tiltaket derved gavner flere. Den bedre økonomien i generelle tiltak kan i teorien frigjøre ressurser som i dag benyttes til kostbar utbedring og således legge til rette for utvidet bruk av generelle tiltak.

Miljøregistrering og tiltaksanalyser

At multibelastninger er det vanlige bør føre til at kartleggingen av de enkelte miljøproblemer gjøres på en slik måte at en kan se ulike problemer i sammenheng.

Grafiske informasjonssystemer (GIS) er en måte å synliggjøre ulike egenskaper ved et område i form av å legge informasjonen i gjennomsiktige lag oppå hverandre. Det må legges til rette for at resultatene fra verktøy for støykartlegging som VSTØY, nasjonal kartlegging av støy, lokale luftforurensningsoversikter mv gjøres tilgjengelige og kan utveksles på egnede formater.

Da vil en kunne definere problem- og tiltaksområder ut fra den samlede belastningen, og se samlede virkningene av tiltak. Kunne en også framstille grafisk de samlede konsekvensene for befolkningen i form av koter for plagenivåer, omfang av søvnforstyrrelser mv istedet for dagens støy- og luftforurensningskoter ville mye være vunnet.

Passer EU-kurver for Norge?

Regionale eller sentrale kurver

En viktig diskusjon i forbindelse med fremtidige støyretningslinjer fra EU er om en skal benytte en felles virkningskurve for EU, eller om en bør bygge på regionale sammenhenger. I utformingen av det norske plagereduksjonsmålet på 25% innen 2010 har en bygget på EU-kurver. Det er derfor av interesse å se i hvilken grad norske virkningskurver overensstemmer med de som framkommer internasjonalt.

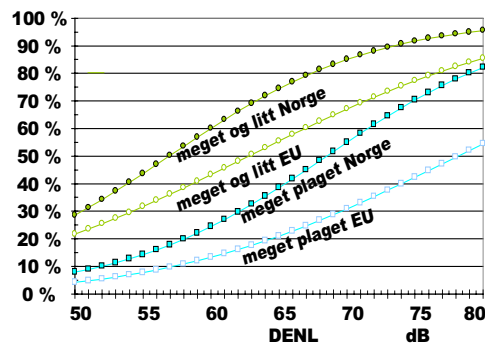
Som del av SIP'en og arbeidet med forskningsrådets støyforskningsprogram er dataene fra de norske undersøkelsene og resultatene fra arbeidet i EU sammenliknet. Et problem har vært at norske undersøkelser bygger på tre plagekategorier samt spørsmål om en hører støyen eller ikke, mens internasjonale kurver ofte gjengis med fire eller fem plagekategorier.

Virkningskurvene som Oudshoorn og Miedema utviklet i 2001 [L35] bygger imidlertid på en statistisk modell som gjør det mulig å beregne andelen som er plaget uavhengig av antallet svarkategorier som brukes. Vi kan således lage "EU-kurver" med tre plagekategorier. Disse kurvene kan deretter sammenlignes direkte med de norske miljøundersøkelsene som også har tre plagekategorier etter at svaralternativene *hører ikke* og *ikke plaget* er slått sammen for sammenlignbarhetens skyld. De norske støyerdiene er også konvertert til DENL-verdier for kompatibilitetens skyld.

Nordmenn mer plaget enn i EU

En sammenligning av virkningskurvene for støyplage utenfor bolig tyder på at befolkningen i Norge reagerer sterkere på støy enn i EU, jfr Figur 16.1. Bakgrunnen for forskjellene kan være ulike aktivitetsmønstre, ulike type boliger (trebygninger). Det kan også være ulikheter i støyberegningene, spørsmålstillinger mv som kommer til uttrykk.

Uansett årsak peker de relativt store forskjellene på at det kan være problematisk å anvende EU-kurvene direkte. I internasjonale undersøkelser spør en ofte etter plage "at home" eller "hjemme" uten å spesifisere situasjonen utenfor eller i bolig. Faktisk viser kurvene for hvor plaget folk er i bolig, jfr



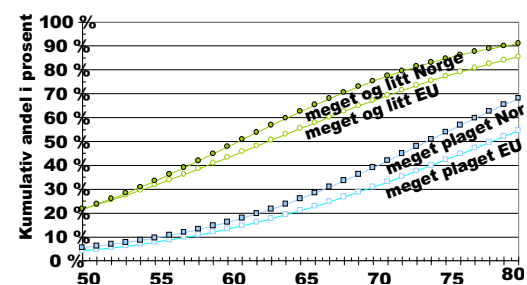
Figur 16.1: Nasjonale kurver for støyplage rett utenfor bolig og EU-kurvene (uspesifisert). Bymiljødatabasen. N= ca. 4 000. Miedema og Oudshoorn 2001.

Figur 16.2, et større samsvar mellom norske data og EU-kurvene, men også her ligger reaksjonene i Norge noe over de i EU. Forskjellen mellom de norske kurvene og EU-kurvene er imidlertid neppe kun et uttrykk for denne forskjellen i angivelse av plagested. I hht norske undersøkelser er støyplagen "hjemme" først og fremst et uttrykk for støyplagen utenfor bolig.

SPI-kurver fra EU lite treffsikre

Fra virkningskurvene er det mulig å beregne den gjennomsnittlige plagen ved å gi hver plagegrad en score som tilsvarer alvorlighetsgraden, jfr. Figur 16.4 Disse scorene multipliseres med andelen i befolkningen som rapporterer denne graden av plage ved de ulike støyerdiene og som kan leses ut fra virkningskurvene.

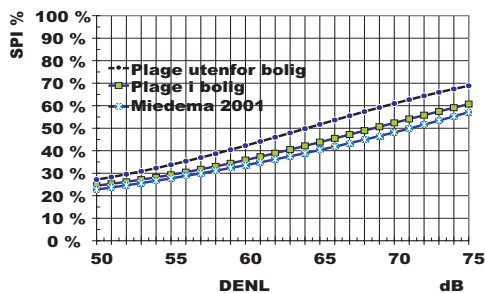
Som det framgår av Figur 16.3 ligger den nor-



Figur 16.2: Nasjonale kurver for støyplage i bolig og EU-kurvene (uspesifisert). Bymiljødatabasen. N= ca. 4 000. Miedema og Oudshoorn 2001.

Hva er SPI

Mens enkelte land bygger miljøpolitikken på andelen personer som er *meget plaget* eller *highly annoyed*, tar andre utgangspunkt i andelen som er *middels plaget*. Den norske støyplageindeksen SPI kan sies å være en videreutvikling, ettersom alle plagegradene teller med i hht en plagescore. *Meget plaget* i en tredelt skala får scoren 83,3%, mens *litt plaget* får 50% og *ikke plaget* 16,6%. Ved å multiplisere plagescorene med andelen som rapporterer ulike plagegrader, som fås fra virkningskurvene, får man gjennomsnittlig plagegrad/SPI ved ulike støynivåer.



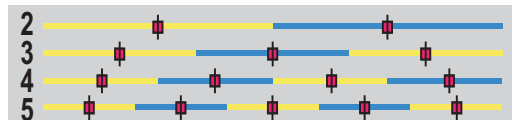
Figur 16.3: Nasjonale virkningskurver for plage av vegtrafikkstøy (SPI). To byer og 18 byområder med varierende trafikk inngår. Bymiljødatatabasen. N= 4 000. Miedema 2001.

ske SPI-kurven for utendørs støyplage over det som er beregnet av Miedema og Oudshoorn for vegtrafikkstøy [L35]. Kurven for støyplage i bolig er derimot omtrent den samme.

Ettersom SPI-kurvene skal brukes til å predikere støyplagen utenfor bolig, er dette mager trøst. Kurvene som benyttes for å lage støyplageindeksen bør revideres i hht til norske reaksjonsmønstre hvis de skal fange inn støyplagen utenfor bolig.

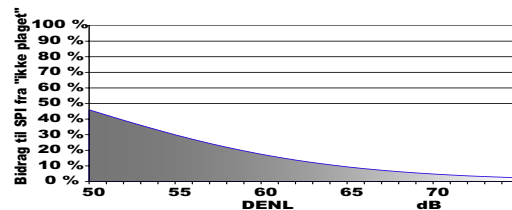
Ikke-plagete bør fjernes fra SPI

I SPI-beregningene gis også de som er *ikke plaget* en "liten" score. Ettersom det kan være svært mange som ikke er berørt eller plaget, vil den lille plagemengden likevel akkumuleres til store verdier. I områder uten store belastninger slik som



Figur 16.4: En kontinuerlig plageskala fra 0-100% inndeles like deler avhengig av antallet plage kategorier. Deretter velges skåren lik midtpunktet i de resulterende plagegradsintervallene. Miedema 2001.

i levekårsundersøkelsene er dette uholdbart. Men problemet er også stort i vanlige miljøundersøkelser og spesielt ved lave belastningsverdier. Faktisk kan halvparten av "plage"mengden ved lave verdier bestå av personer som ikke er plaget i det hele tatt,



Figur 16.5: Andel av plagemengden (SPI) som utgjøres av personer som ikke er plaget.

jfr Figur 16.5.

Paradokset skyldes at lave plageskårer tillegges betydning, mens det for mange politikere først og fremst vil se det som en samfunnsoppgave å gjøre noe med de som er meget eller en del plaget. At folk som ikke plages nevneverdig teller med i plageindeksen medfører at virkningskurvene blir mindre bratte enn det de ellers ville være. Gjennom dette undervurderes effekten av tiltak. Samtidig blåses "problemene" ved lavere støynivåer opp.

Verdsetting av støyplage

Ved overgang fra en type støyplageindeks til en annen er det behov for å tilpasse miljøverdsettingen til de nye kurvene. Det er da to hensyn som må tas; at plager verdsettes på samme måte (avhengig av absolutt plagenivå ganger verdsetting) og at like støyreduksjoner skal ha samme verdi (helningsvinkel ganget verdsetting). Tar man bare utgangspunkt i ett av perspektivene kan verdsettingen bli feil [S26,27].

Tiltaksanalyser krever dynamiske kurver

Statiske kurver gir oftest feil svar

Som SIP-arbeidet har demonstrert, kan statiske virkningskurver som ikke tar hensyn til belastningssituasjon og samspill mellom miljøulemper, ikke gi noen særlige gode svar på hva som blir nytteeffekten av ulike tiltak. Konsekvensen kan bli at myndighetene satser på tiltak som gir liten plagereduksjon i forhold til innsatsen, og at man unnlater å sette inn tiltak som kan ha god effekt.

Det er ikke behov for stor innsats for å få virkningskurver som håndterer flerbelastede byområder og enkle belastningssituasjoner på en differensiert måte. En situasjon med og uten støy i nabolag kan tjene som eksempel.

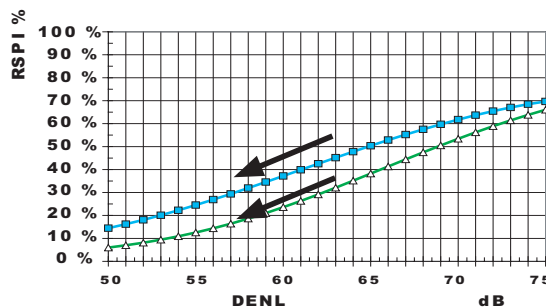
RSPI-kurver som utgangspunkt

Ettersom vi ikke ønsker at folk som er *ikke plaget* skal telle med, har vi laget reviderte SPI-kurver (RSPI) der vi har tatt ut de ikke plagete fra plagemengden. Resonnementene blir de samme uansett om vi velger å jobbe med plagegrader, SPI'er eller RSPI'er. Vi kan da lage to RSPI kurver:

- En kurve gjelder for områder som er homogene uten flerbelastninger (uten støy i nabolaget)
- En kurve for flerbelastede områder (med støy i nabolaget)

De to statiske RSPI kurvene viser den plage-reduksjon (eller økning) en får ved en gitt støyendring, i hhv en belastet og en ikke-belastet situasjon. I en homogen situasjon der det ikke er tilleggslastninger, blir effekten av en 5 dB støyreduksjon fra 65 til 60 dB: 40 minus 20 = 20 prosentpoengs plagereduksjon, jfr Figur 17.1. Her brukes den nederste virkningskurvene, mens i den flerbelastede situasjon bruker vi den øverste kurven,

Forskjellen mellom plagekurvene innebærer at anslaget på plagemengden ved 65 dB i en flerbelastet situasjon ligger over plagemengdene i en homogen situasjon. Ettersom helningsvinkelen er omtrent den samme for begge kurvene vil imidlertid effekten av tiltak som reduserer støyen



Figur 17.1: Ved endringer i støy ved bolig angir forflytninger langs den nederste RSPI kurven endring i plage under enkeltbelastning, mens forflytninger langs den øverste kurven angir plageendringer i en flerbelastningssituasjon.

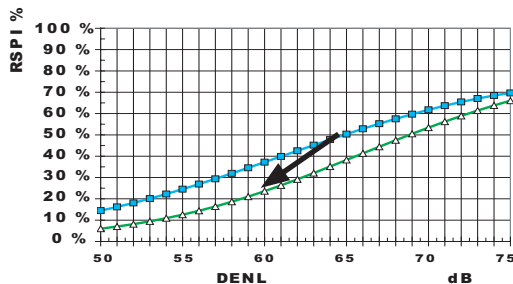
være noenlunde den samme for hver av de to situasjonene.

Å følge kurven ikke nok når belastningssituasjonen endres

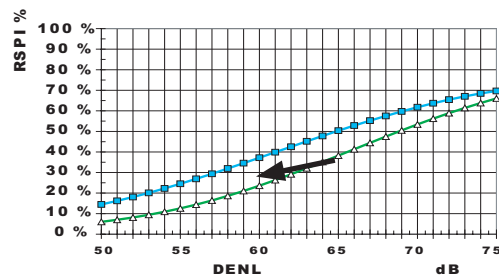
Disse statiske sammenhengene gjelder når vi har samme type belastningssituasjon i før- og etter-situasjonen. Tiltak hvor trafikken flyttes, eller på annen måte reduseres drastisk, vil i tillegg til å redusere støybelastningen ved boligen, endre en flerbelastet ikke homogen situasjon (mye støy i nabolaget) går over til en enkeltbelastningssituasjon (ikke vesentlig mer støy i nabolaget enn ved boligen - hovedgaten har fått redusert trafikk eller er borte).

Da forflytter vi oss ikke bare mot venstre langs de statiske kurvene men skifter kurve. Kurvehoppet fra øverste til nederste kurve representerer effekten av at omgivelsene har endret seg i tillegg til at støybelastningen ved boligen har blitt mindre, jfr Figur 17.2

Vanlige virkningskurver skjuler denne forskjellen ettersom de beregnes på basis av et data-materiale som både inneholder enkelt- og flerbelastningssituasjoner. De er således ikke i stand til å oppdage at tiltakenes karakter medfører at belastningssituasjonen endres positivt eller negativt.



Figur 17.2: Ved endring i belastningssituasjon, må en bytte kurve. Når vi går fra en fler- til enkeltbelastet situasjon vil en støyreduksjon på 5 dB gi en RSPI-reduksjon på 20% - det dobbelte av det en statiske kurve ville indikere.



Figur 17.3: Når en får en reduksjon i støyen ved bolig i en enkeltbelastningssituasjon forflytter man seg langs den nederste SPI kurven. Er det en støyskjerm vil man imidlertid øke forskjellen til nabolaget og en beveger seg oppover mot en flerbelastet situasjon.

Kurvehopp gir dynamisk virkningskurve

Mellom de to statiske RSPI kurvene får vi en dynamisk virkningskurve - en kurve som viser hva som skjer når ikke bare en faktor endrer seg, men flere. Beskrivelsen av endringen, som nå er langt større enn det vi skulle forvente fra de statiske kurvene, ligner den vi startet med i SIP'en Figur 11.1. Men, mens det vi startet med i SIP'en var en beskrivelse - en illustrasjon, er det nå et modellberegnet resultat ut fra bymiljødatabasen med sine 4 000 respondenter vi kan presentere. Tok vi også med effekten av redusert luftforurensning ville effekten av samspillet framstått enda klarere.

Dynamiske kurver tilsier at punkttiltak kan være lite effektive

En støyskjerm som settes opp foran en bolig, men hvor nabolaget ikke nyter godt av tiltaket, vil gi en støyreduksjon ved boligen. Da forflytter man seg langs RSPI kurven mot venstre, men kurven for enkeltbelastninger passer ikke lenger. Støyskjermingen skaper en forskjell mellom støybelastningen ved bolig og i nabolaget. Sammenlignet med boliger som har samme støybelastning ved boligen men hvor nabolaget ikke på samme måte er støybelastet er situasjonen noe dårligere, jfr Figur 17.3. Derfor beveger man seg samtidig

noe oppover fra enkeltbelastningssituasjonen. Her er omgivelsene noe mere ugunstige enn i enbelastningssituasjonen. Dette kan være en forklaring på at en del undersøkelser av støyskjerming ikke viser like god effekt som tiltak som endrer trafikken. Tiltaket reduserer støyen ved boligen, men har ikke gjort noe med omgivelsene. Plagegraden reduseres da ikke like mye som om støyendringen hadde skjedd ved en farts- eller trafikkreduksjon langs hovedgate.

Dynamiske kurver tilsier at generelle tiltak kan ha god effekt

Det faller naturlig å tro at fasadeisolering som bare gir en reduksjon i støybelastningen i boligen, ikke vil redusere støyplagen tilnærmedesvis så mye som støyreduksjonen i bolig skulle tilsi. Dette gjøres nå til gjenstand for et eget forskningsprosjekt. Isolasjonstiltak settes imidlertid inn for de boligene hvor folk har det verst. En må også vurdere effekten på andre reaksjonsmål enn plager - blant annet søvnforstyrrelser og muligheten for å kunne utføre inneaktiviteter uten for store problemer.

Forskningen i SIP'en støtter imidlertid forsøkene på å finne fram til generelle virkemidler som kan bedre støysituasjonen utenfor bolig, og da helst i et helt nabolag ad gangen.

Standardisering av miljøundersøkelser

Miljøundersøkelser etter ens mal

På bakgrunn av erfaringer trukket over tid, er flere aspekter ved miljøundersøkelsene standardisert. Dette sikrer at resultater fra ulike undersøkelser blir sammenlignbare, og legger grunnlag for å kunne vurdere ulike byområder mot hverandre. Dette bør ikke bli en tvangstrøye - forskningens vesen er tross alt innovasjon, men manglende standardisering er i dag et viktig hinder fra å komme videre.

Ved miljøundersøkelser bør en eksempelvis ikke trekke tilfeldige utvalg. Slike utvalg får med seg alt for mange personer som er lite utsatt og for få som er sterkt utsatt. Målrettede utvalg som dekker variasjonen i belastningene, i befolkningen og i områdene som blir undersøkt er bedre. En ulempe er at resultatene ikke kan blåses opp direkte som i gallupundersøkelser. Isteden må en anvende statistiske modellverktøy for å beregne effekten av tiltak eller endringer.

I miljøundersøkelsene velges ofte et utvalg av delområder som har forskjellig trafikk, eller hvor en forventer seg ulike type endringer som følge av tiltak eller trafikkendringer. Ved å velge fokuserte områder, er det betydelig lettere å framskaffe gode trafikk- og belastningsdata. Det er også lettere å få nøyaktige mål på endringer når en både har gode mål i før- og ettersituasjonen.

Forvaltningen vil også framover ønske å undersøke effekter av ulike tiltak og investeringer. Dette gjelder ikke minst vegetatens program for før-etter undersøkelser (FEU). I slike nye studier bør en:

- Dra nytte av det utviklingsarbeid som er gjort i tilknytning til SIP'en gjennom å bruke de opplegg for intervjuer og registrering av belastning som nå finnes
- Bruke standarder der disse finnes. Dette gjelder først og fremst spørsmål om opplevelse av vibrasjoner i bolig, og spørsmål om støyplage.
- Bidra til den videre kunnskapsutvikling gjennom at data fra nye undersøkelser føyes til miljø-databasen som er bygget opp - jfr side 38.

Standardisering av eksponering

Det finnes en rekke eksponeringsmål som benyttes for å indikere nivået av støy, vibrasjoner og luftforurensning. Nytt EU-direktiv om støy vil standardisere på et vektet døgnekvivalentnivå DENL [L35], mens NS 8176 standardiserer eksponeringsmålet for vibrasjoner [E2]. Det er viktig ikke bare å standardisere selve målet som benyttes, men også sørge for at verktøyene og beregningene er sammenlignbare. For luftforurensning vil det eksempelvis være lurt å standardisere på Airquis som allerede er brukt i miljøundersøkelsene. For vegtrafikkstøy vil det ventelig bli etablert egne verktøy i EU-regi slik at en ikke får forskjeller mellom landene på grunn av beregningsverktøyet.

NORDTEST Method		NT ACOU 106
		Approved 2001-05
		1(21)
ACOUSTICS:		UDC 613.16.856.04
ASSESSMENT OF ANNOYANCE CAUSED BY VIBRATIONS IN DWELLINGS FROM ROAD AND RAIL TRAFFIC BY MEANS OF SOCIO-VIBRATIONAL AND SOCIAL SURVEYS		
Key words: Noise, vibration, dwelling, annoyance, road, rail, traffic, socio-vibrational, social survey, test method		
CONTENT		
1 Introduction	2	7.3 Testing environment 5
2 Scope	2	7.4 Pre-conditioning of test samples 6
3 Field of application	2	7.4.1 Placement of the annoyance questions 6
3.1 Survey types where the method is applicable	2	7.4.2 Introduction 6
3.2 Limitations	2	7.5 Test procedure and data processing 6
4 References	2	7.6 Verbal annoyance questions 6
5 Definitions	2	7.6.1 English version with filter 6
5.1 Socio-vibrational surveys	2	7.6.2 English version without filter 7
5.2 Social surveys	3	7.7 Numeric annoyance rating question 7
5.3 Annoyance	3	7.8 Questions for changes in the vibration situation 7
5.4 Annoyance question	3	7.8.1 Filter version 7
5.5 Filter questions	3	7.8.2 Without filter 7
5.6 Exposure-effect relationships	3	7.9 Applicability 7
5.7 Modifying factors	3	7.10 Measurement of noise annoyance 7
6 Sampling	3	7.11 Questions on disturbances and other vibration effects 7
6.1 Systematic sampling for establishing exposure-effect relationships	3	8 Survey test file output 8
6.1.1 Sub-area selection when data are analysed separately	4	9 Data file output 8
6.1.2 Sub-area selection when data are part of a pooled data set	4	9.1 Respondent anonymity 8
6.1.3 Probability sampling within sub-areas	4	9.2 Required data file items 8
6.2 Representative sampling for assessing prevalence	4	9.2.1 Survey and sub-area information 8
6.3 Non-response	4	9.2.2 Responses to the vibration annoyance questions 9
6.3.1 Non-response in exposure-effect studies	4	9.2.3 Distance, vibration and vibration exposure measures 9
6.3.2 Non-response in prevalence studies	5	9.2.4 Distance to sound source and sound levels when available 9
6.4 Definition of the response rate	5	10 Acceptance or rejection of the results 9
7 Test method	5	ANNEXES
7.1 Principle	5	A National annoyance questions (informative) 10
7.1.1 Magnitude estimation by categorical rating	5	B Data file output specifications (informative) 12
7.1.2 Magnitude estimation by numeric rating	5	C Data handling to preserve anonymity (informative) 19
7.1.3 Questions about changes in the vibration situation	5	D Vibration and vibration exposure measures (informative) 20
7.2 Equipment	5	E Literature (informative) 21

Figur 18.1: Metodikk i miljøundersøkelsene i Norge og Sverige har sammen med Nordiske erfaringer dannet basis for Nordtest Metode ACOU 106 [E3]

Standardisering av reaksjonsmål

Mens det finnes en rekke internasjonale standarder og norske metoder for beregning og måling av ulike eksponeringsmål, finnes det ikke på samme måte standarder for hvordan man skal måle de menneskelige reaksjoner på miljøulepene. I ulike miljøundersøkelser brukes reaksjonsmål som sjenanse, plager eller forstyrrelser. Oftest brukes verbale kategorier som ”meget plaget”, men de verbale skalene har ofte forskjellig antall kategorier og med forskjellige gradsbetegnelser. Tallskalaer fra 0 til 10 er også benyttet. Med det lille antallet miljøundersøkelser som gjøres verden over, er det viktig å standardisere ikke bare eksponeringsmålene, men også reaksjonsmålene.

SIP-arbeidet sammen med arbeidet med den Norske Vibrasjonsundersøkelsen 1998 ga grunnlag for arbeid med en Nordtest metode om måling av menneskelige reaksjoner til vibrasjoner i bolig. Denne finnes nå som Nordtest metode NT ACOU 106..

Innen ISO's støyseksjon var det også satt i gang et arbeid for å standardisere støyreaksjonsmålene

ISO-spesifikasjon for spørsmål om støyplage:

Hvis du tenker på det siste året, hvor plaget er du av støy fra vegtrafikken når du er hjemme? (voldsomt/ekstremt plaget, mye plaget, middels plaget, litt plaget, ikke plaget).

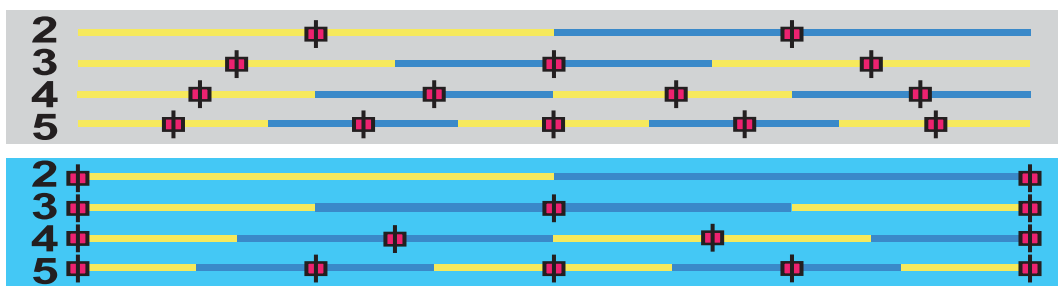
hvor SIP-medarbeidere også deltok. Dette arbeidet resulterte i en teknisk spesifisering [E1], men altså ikke en standard. Bakgrunnen var uenighet om i hvilken grad man kunne nøye seg med å standardisere spørsmålsformuleringene eller om andre deler av undersøkelsene også burde standardiseres.

Sett i forhold til at tiltakene for å gjøre noe med utendørs og innendørssituasjonen er forskjellige, er det en ulempe at ISO-spørsmålet ikke skiller mellom situasjonen utenfor og i bolig. Ved bruk av spørsmålsformuleringer i nye norske miljøundersøkelser tillempes derfor ISO-spørsmålet slik at en skiller mellom plage i og utenfor bolig.

Virkningskurver og nye spørsmål

Mens mer likeartede spørsmål gir bedre muligheter for å sammenligne resultatene fra ulike land, avviker den nye standardiseringen noe fra det Miedema la til grunn for sine EU-kurver. Det lar seg derfor ikke gjøre å sammenligne nye resultater mot kurvene til Miedema [L35] direkte. Noen tilleggsvurderinger vil være nødvendig.

Den tekniske spesifikasjonen til ISO angir fem-delt plageskala og verbale kategorier som dekker kategorien 0 ”Ikke plaget” og 100 ”Ekstremt plaget”. Miedemas skala deler skalaen fra 0 til 100 i like deler. En fem delt skala starter derfor med en score på 10%. I ISO metodikken er svarkategoriene spesialdesignet for å få svar som spenner over hele plageskalaen fra 0 til 100.



Figur 18.2: To skalaer for tallfesting/skåring av plagegrad. Øverst skalaen som brukes av Miedema [L35] og som ligger til grunn for virkningskurver brukt som grunnlag for Norges nasjonale målsetting om å redusere støyplagen [E6]. Nederste skala er utviklet av støyforskere for å kunne sammenligne resultater mellom land. Her er svarkategoriene spesialutviklet for å starte på 0 og ende på 100.

Bymiljødatabase etablert i SIP'en

Omfatter 17 miljøundersøkelser

En stor andel av de norske miljøundersøkelserne de siste 15 årene, som særlig vegmyndighetene har framskaffet, er lagt inn i en egen bymiljødatabase. Bymiljødatabaseen omfatter ca 17 miljøundersøkelser, med mer enn 50 delområder og 19 000 respondenter, jfr Figur 19.1. Kjernen i miljødatabaseen er de omfattende undersøkelsene i Oslo Øst og i Drammen, jfr Figur 19.2 og 19.3. Her har vi gode data om faktisk belastning, støynivå, luftforurensning og folks reaksjoner på de samme belastningene.

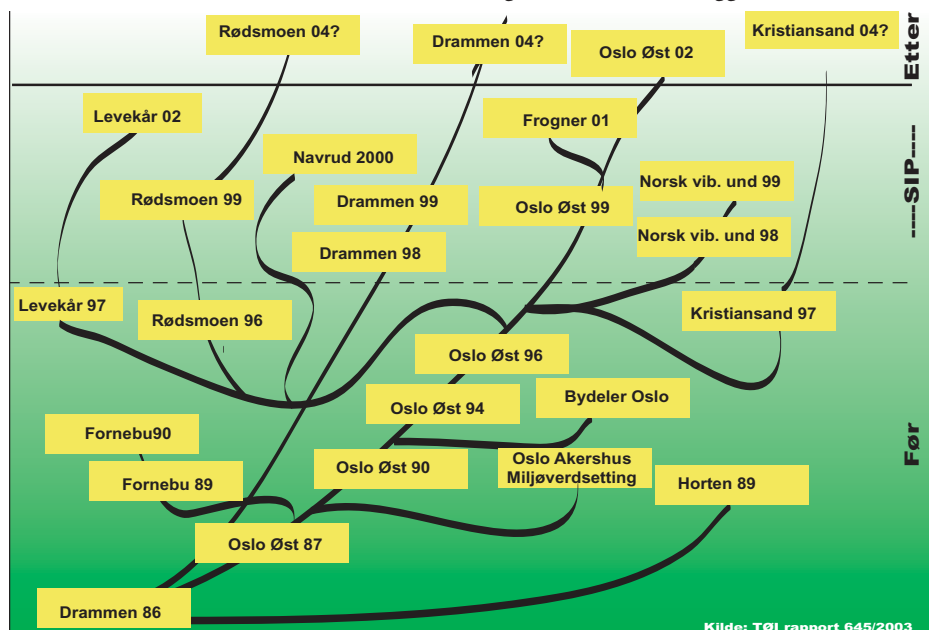
For levekårsundersøkelsene og noen andre undersøkelser er det først og fremst folks reaksjoner som er registrert. Bymiljødatabaseen har levert datagrunnlaget for analysene spesielt i sluttfasen av SIP'en. Ved at databasen omfatter flere miljøundersøkelser blir også det samlede datamaterialet mer representativt for norske byområder som helhet, og et nasjonalt referansegrunnlag mer enn en samling enkeltundersøkelser.

Basen gir adgang til flere analyser

Bymiljødatabaseen gir enklere tilgang til den datakapital som er bygd opp. Bymiljødatabaseen gjør det mulig å se resultatene fra nye undersøkelser mot et bakteppe av informasjon om andre byområder. Bymiljødatabaseen gir dermed en målestokk for i hvilken grad det er "mye" eller lite av et problem i et område.

I tillegg kan nye problemstillinger belyses ved hjelp av de opplysningene som allerede er samlet inn i tidligere undersøkelser, og en kan bruke forskningsmidlene til analyser og formidling i stedet for at mesteparten går til datainnsamlingen.

Et eksempel på slik bruk er sammenfatningen som gjøres i støyforskningsprogrammet av støy og støyplager. En slik sammenfatning gir i neste omgang grunnlag for å sammenligne norske med utenlandske virkningskurver. Virkningskurver for luftforurensningsplager og luftforurensning er en annen oppgave det kan være aktuelt å følge opp. I det norske støyforskningsprogrammet planlegges også analyser av sammenhengen mellom trafikkstøy og søvnkvalitet som ligger i databasen.



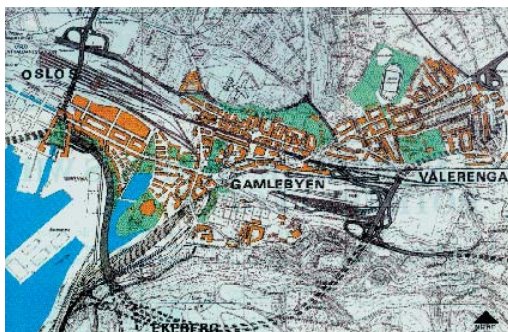
Figur 19.1: Undersøkelser før, under og i forlengelse av SIP'en. SIP'en bygger på, og oppunder enkeltundersøkelsene.

Noen av variablene som inngår i basen

Tabell 19.1: Oversikt over noen av de miljøplagene og eksponeringsmålene som de ulike miljøundersøkelsene har informasjon om. Bymiljø databasen 2003.

	Oslo Øst 1987	Oslo Øst 1994	Oslo Øst 1996	Rødsmoen 1996	Vib.und. 1997/1998	Drammen 1986	Svartdal 1999	Drammen 1998	Drammen 1999	Rødsmoen 1999	Kristiansand 1997	Frogner 2001	Fornebu 1989	Salangen 2001	Levekår 1997/2001
Antall respondenter	N 1028	1078	1097	659	1503	958	465	1191	376	147	417	400	3337	250	6613
Miljøplager/utrygghet															
Vegtrafikk	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x		
Vegtrafikkstøy utenfor bolig	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Vegtrafikkstøy i bolig	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Flystøy utenfor bolig														x	
Flystøy i bolig	x												x		
Togstøy i bolig	x	x	x		x		x								
Togstøy utenfor bolig															x
Vibrasjoner tog					x										
Vibrasjoner veg					x							x			
Støv/skitt	x	x	x				x	x	x		x	x	x		
Eksos/lukt	x	x	x					x	x		x	x	x		x
Utrygghet	x	x	x				x				x				
Indikatorer miljølempere:															
Vegtrafikkstøy (Laeq)	x	x	x	x	x			x	x			x			
Luftforurensning (NO2)	x	x	x					x	x						
Luftforurensning (PM10)	x	x	x					x	x						
Luftforurensning (PM2,5)	x	x	x					x	x						
Vibrasjoner (vw95)					x										
Flystøy (EFN)													x		

Kilde: TØI rapport 645/2003



Figur 19.2 Hovedvegomleggingen i Oslo Øst, kan karakteriseres som et "naturlig" eksperiment, som gir muligheter for å analysere betydningen av trafikk og trafikkendringer på folks opplevelse. SIP'en har trukket fordel av de brede miljøundersøkelsene i området som særlig vegmyndighetene har finansiert.



Figur 19.3: Vegpakke Drammen gir et potensiale for å redusere problemene fra vegtrafikken i sentrale byområder. Skal potensialet utnyttes, indikerer arbeidet i SIP'en at hovedvegomleggingen må suppleres med lokale tiltak for å redusere trafikken og gjenopprette tidligere trafikkarealer for beboerne.

TORNADO - prioritering av tiltak

Usikkerhet reduserer nytten av nyttekostnadsanalyser

Ulike tiltak har ofte flere effekter. Hver av disse effektene har en rekke virkninger på økonomi, helse og trivsel som igjen har en kostnad eller gevinst. Nyttetekostnadsanalyser sammenfatter en slik kompleksitet og gir informasjon om hvor mye nytten eventuelt overstiger kostnadene. Når nyttekostnadsbrøken er positiv indikerer det at tiltaket bør settes i verk.

Usikkerheten knyttet til de ulike leddene i beregningene og til resultatet gis imidlertid ofte en utilfredsstillende behandling. Risikoen ved å satse på nye og spennende tiltak undervurderes ofte. Dette er et resultat av at effektanslagene knyttet til denne type tiltak paradoksalnok framstår som sikre på grunn av manglende erfaringstall mhp faktisk implementering, levetid mv. Når tiltaket faktisk settes ut i livet dukker disse usikkerhetskomponentene opp, og synliggjør at de opprinnelige effektanslagene var overoptimistiske. Spesielt tydelig framkommer dette i nyttekostnadsanalyser av framtidige tiltak som f.eks støysvake vegdekker og bildekk som støyer mindre enn dagens.

Når usikkerheten ignoreres, vil beslutningstakere lett kunne få ubehagelige overraskelser i fanget. De kan derfor i neste omgang vegre seg mot prioriteringer som stammer fra denne type analyser.

Prioriteringsverktøy som tar hensyn til usikkerhet og samspill

I tilknytning til SIP'en har vi derfor påbegynt arbeid med et prioriteringsverktøy Tornado [S28]. Verktøyet skal sammenfatte virkninger av ulike tiltak på en måte som tar mer eksplisitt hensyn til usikkerheten. Dette gjøres ved å eksplisitt angi usikkerheten på anslagsverdiene for de ulike komponentene som inngår i nyttekostnadsanalysen. I tillegg til anslaget lages det en sannsynlighetsfordeling som sier noe om hvor godt anslaget er. Dersom vi har presis kunnskap blir usikkerhetsintervallet smalt, dersom vi har upresis kunnskap blir usikkerhetsintervallet bredt. Ved hjelp av simuleringer der de ulike anslagene tillates å variere

innenfor de respektive usikkerhetsintervallene, og hvor alle beregningene tar hensyn til dette nye settet av verdier, får en også en sannsynlighetsfordeling for nyttekostnadsbrøken.

Ofte vil usikkerheten knyttet til selve nyttekostnadsbrøken ikke være stor nok til at det rokker ved lønnsomheten til tiltaket - bare hvor lønnsomt det er. Eller eventuelt at tiltaket med overveiende sannsynlighet er ulønnsomt.

I andre situasjoner vil usikkerheten innbære at en ikke vet om tiltaket er lønnsomt eller ikke. Da kan en oversikt over hvor stort bidraget fra de ulike elementene i nyttekostnadsvurderingen til den endelige usikkerheten være nyttig. De største postene i usikkerhetsbudsjettet vil angi på hvilke punkter en mest effektivt kan forbedre beslutningsgrunnlaget. I SIP-sammenheng har det først og fremst vært muligheten for å bygge inn beregninger av samspillseffekter som er søkt ivaretatt i Tornado. Dersom en differensierer mellom effekter i belastede og ikkebelastede situasjoner, vil nyttekostnadsanalysene gi et bedre grunnlag for korrekte avveiiinger. Dette vil komme tiltak som har flere positive effekter som virker synergetisk til gode, og medfører at en ikke setter inn enkelttiltak i situasjoner der disse har dårlig effekt.

Hensyn til innfasing av nye tiltak

Den norske støymålsettingen har en tidsfrist for når målet skal oppnås (2010). Dette skjerper en problemstilling om hvilke tiltak som bør tas i bruk når. Skal man gjennomføre dagens relativt ineffektive tiltak, eller vente på morgendagens effektive og kanskje billige tiltak? Bruk av nye støysvake vegdekker, er et eksempel på nye teknologiske løsninger som kan bety mye for muligheten til å redusere støyen utenfor bolig. I Tornado vil en bygge inn kunnskap om slike fremtidige løsninger.

Fram til 2005 vil etatene arbeide for å tilfredsstillende grenseverdiforskriften. Dette bør ikke være til hinder for at vegetaten oppdaterer kunnskapen om støysvake vegdekker under norske forhold. Da vil en kunne slippe tempotap dersom myndighetene velger å satse på denne type tiltak etter 2005.

SIP-Publikasjoner

Viitenskaplige artikler

- [A1] Klæboe, R, Kolbenstvedt, M, Clench-Aas, J and Bartonova, A. 2000
Oslo traffic study - part 1: an integrated approach to assess the combined effects of noise and air pollution on annoyance. *Atmospheric Environment* 34(27), 4727-4736.
- [A2] Clench-Aas, J, Bartonova, A, Klæboe, R and Kolbenstvedt, M. 2000
Oslo traffic study – Part 2: quantifying effects of traffic measures using individual exposure modeling. *Atmospheric Environment* 34(27), 4737-4744.
- [A3] Turunen-Rise, I H et al. 2002
Vibration in dwellings from road and rail traffic – Part I: a new Norwegian measurement standard and classification system. *Applied Acoustics* 64(1), 71-87.
- [A4] Klæboe, R, Turunen-Rise, I H, Hårvik, L and Madshus, C. 2002
Vibration in dwellings from road and rail traffic – Part II: Exposure–Effect relationships based on ordinal logit and logistic regression models. *Applied Acoustics* 64(1), 89-110.
- [A5] Klæboe, R et al. 2002
Vibration in dwellings from road and rail traffic – Part III: Towards a common methodology for socio-vibrational surveys. *Applied Acoustics* 64(1), 111-120.

Artikler under utarbeiding

- [A6] Klæboe, R and Solberg, S. 2003
The impact of the neighbourhood soundscape on road traffic noise annoyance. To be submitted to *Journal of Noise and Health*.
- [A7] Klæboe, R, Kolbenstvedt, M, Solberg, S and Lercher, P. 2003
Overreaction to noise changes after road traffic changes - a model. To be submitted to *Journal of Noise and Health*.

- [A8] Klæboe, R, Fyhri, A, Skogli, A and Kolbenstvedt, M. 2003
The Norwegian community survey database on transportation nuisances. Planned paper.

Relevante artikler utenom SIP

- [A9] Clench-Aas, J m fl. 1999
Air pollution exposure monitoring and estimating - Part I. Integrated air quality monitoring system. *J. Environ. Monit.* 1, 313-319.
- [A10] Walker, S E m fl. 1999
Air pollution exposure monitoring and estimation - Part II. Model evaluation and population exposure. *J. Environ. Monit.* 1, 321-326.
- [A11] Guerreiro, C, Clench-Aas, J and Bartonova, A. 1999
Air pollution exposure monitoring and estimation - Part III. Development of new types of air quality indicators. *J. Environ. Monit.* 1, 327-332.
- [A12] Clench-Aas, J, Bartonova, A, Grønskei, K E and Walker, S-E. 1999
Air pollution exposure monitoring and estimation - Part IV. Urban exposure in children. *J. Environ. Monit.* 1, 333-336.
- [A13] Clench-Aas, J et al. 1999
Air pollution exposure monitoring and estimating - Part V. Traffic exposure in adults. *J. Environ. Monit.* 1, 337-340.
- [A14] Madshus, C, Bessason, B and Hårvik, L. 1996
Prediction model for low frequency vibration from high speed railways on soft ground. *Journal of Sound and Vibration* 193(1), 195-203.
- [A15] Klæboe, R, Amundsen, A, Fyhri, A and Solberg S. 2003
Road traffic noise exposure - annoyance relationships for Norway. To be submitted to *Applied Acoustics*.

Konferansebidrag

- [K1] Bartonova, A m fl. 1999
Air Quality Modelling in Assessing Impacts of Traffic Measures in Oslo. Graz, Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics. 8th International Symposium, Transport and Air Pollution 76. pp X 15, X 24.
- [K2] Clench-Aas, J, Bartonova, A, Klæboe, R og Kolbenstvedt, M. 1999
Quantifying effect of traffic measures using individual exposure modeling. Graz, Austria, Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics. 8th International Symposium, Transport and Air Pollution 76. pp 581, 590.
- [K3] Fyhri, A og Klæboe, R. 1999
Exploring the impact of visual aesthetics on the soundscape. Ft. Lauderdale, INCE. Proceedings of the 1999 international congress on noise control engineering .
- [K4] Hårvik, L og Madshus, C. 1998
Ny norsk standard for vibrasjoner fra samferdsel. Oslo, Norges Geotekniske Institutt. Geoteknikkdagen 1998 pp 1, 13.
- [K5] Klæboe, R. 1998
The combined effects of road traffic - implications for environmental guidelines. Sydney, Noise Effects '98 PTY Ltd. Proceedings of the 7th international congress on noise as a public health problem 1. pp 264, 268.
- [K6] Klæboe, R. 1999a
Methodology for assessing community reactions to vibrations in dwellings. Progress report. Oslo, Institute of Transport Economics. Working paper SM1010/1999.
- [K7] Klæboe, R. 1999b
Ordinal logit models for assessing degrees of annoyance in environmental surveys. Washington, INCE. Proceedings of the 1999 international congress on noise control engineering 3. pp 1645, 1648.
- [K8] Klæboe, R. 2000
Analysing the impacts of combined environmental effects – can structural equation models (SEM) be of benefit? Nice, INCE. Proceedings of the 2000 international congress on noise control engineering 4. pp 2311, 2317.
- [K9] Klæboe, R. 2001
The possible impact of the neighbourhood soundscape on exposure-effect relationships. den Haag, INCE. Internoise 2001 4. pp 1739, 1744.
- [K10] Klæboe, R. 2002
Ordinal logit models for modelling people's reactions to environmental exposures. Internet symposium 2002: Noise annoyance, stress and health effects.
- [K11] Klæboe, R og Fyhri, A. 2001
Neighbourhood soundscape research – a detour into causality. Roma, ICA. ICA 2001
- [K12] Klæboe, R, Fyhri, A, Hårvik, L og Madshus, C. 1999a
Vibration in buildings from road and rail traffic -- Exposure-effect relationships. Proceedings of the 1999 international congress on noise control engineering
- [K13] Klæboe, R, Fyhri, A og Solberg, S. 2002
The neighbourhood soundscape of an Oslo West city area and the residents' perception of its quality . Cancun, Mexico, Presentatiton
- [K14] Klæboe, R, Kolbenstvedt, M, Clench-Aas, J og Bartonova, A. 1999b
A holistic approach to assess traffic measures. Graz, Austria, Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics. 8th International Symposium, Transport and Air Pollution 76. pp 573, 580.

Konferansebidrag (forts..)

- [K15] Klæboe, R, Kolbenstvedt, M og Fyhri, A. 2000
Changes in the Sound- and Urbscape following Traffic changes in Oslo East. Oldenburg, DEGA e.V. Fortschritte der Akustik - DAGA 2000 1. pp 112, 113.
- [K16] Klæboe, R, Kolbenstvedt, M, Lercher, P og Solberg, S. 1998
Changes in noise reactions -- the evidence for an area-effect? Auckland, New Zealand Acoustical society inc. Proceedings of the 1998 international congress on noise control engineering
- [K17] Kolbenstvedt, M og Klæboe, R. 1999
Environmental annoyance in Norway 1997. Ft. Lauderdale, INCE. Proceedings of the 1999 international congress on noise control engineering pp 1343, 1346.
- [K18] Kolbenstvedt, M, Klæboe, R, Clench-Aas, J og Bartonova, A. 1999
Environmental impacts of traffic diversion measures in Oslo. Study design and main results. Graz, Austria, Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics. 8th International Symposium, Transport and Air Pollution 76. pp X 7, X 14.
- [K19] Sælensminde, K og Klæboe, R. 2000
A cost-efficiency study of various measures for reducing road traffic noise annoyance in Norway. Nice, INCE. Proceedings of the 2000 international congress on noise control engineering 5. pp 3423, 3428.
- [K20] Turunen-Rise, I H og Klæboe, R. 1999
A new standard on measurement, assessment and classification of Vibrations from landbased transport. Ft. Lauderdale, INCE. Proceedings of the 1999 international congress on noise control engineering .
- [K21] Walker, S E, Slørdal, L H, Guerreiro, C og Grønskei, K E. 1999
Development and evaluation of the urban dispersion model EPISODE used in Evaluating Traffic Diversion Measures in Oslo. Graz, Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics. 8th International Symposium, Transport and Air Pollution 76. pp X 25, X 32.
- [K22] Walker, S E m fl. 1998
Development and evaluation of the urban dispersion model EPISODE. Garmisch-Partenkirchen, EUROTRAC-2. EUROTRAC-2 Symposium .

Rapporter fra SIP'en

- [R0] Aasvang, G M, Ihlebæk, C, Ursin, H og Engdahl, B. 2000
Trafikkmiljø, stress og helse. Oslo, Folkehelse. Rapport 3/1999.
- [R1] Clench-Aas, J og Bartonova, A. 1998
Miljøundersøkelsene hovedveiomlegging Oslo Øst. Trafikkforurensning og selvrapporterte symptomer på helse og trivsel. Samlede resultater fra tverrsnittundersøkelsene for 1987, 1994 og 1996. Kjeller, Norsk institutt for luftforskning. Oppdragsrapport OR 36/98.
- [R2] Fyhri, A. 1999
Støyopplevelse - Faktorer og forhold som har betydning. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI notat 1131/1999.
- [R3] Hårvik, L. 1998
Norsk standard for vibrasjoner fra samferdsel, NS 8176. Dosedata fra norsk og dose-responsdata fra svensk sosiologisk undersøkelse. Oslo, Norges Geotekniske Institutt. Rapport 515159.
- [R3b] Hårvik, L. 2000
Vurdering av trafikkvibrasjoner i Gamlebyen og Vålerenga - Estimering av vibrasjonsdoser. Oslo, NGI. Rapport 983030-1.
- [R4] Klæboe, R. 1998a
Befolkningsreaksjoner på vegtrafikkstøy. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI notat 1115/1998.
- [R5] Klæboe, R. 1998b
Bosatte i intervjuområder og forurensningssoner. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI notat 1123/1998.
- [R6] Klæboe, R. 1998c
Trafikk, luftforurensning og plager - Analyser av hovedvegomleggingen i Oslo Øst. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI rapport 404/1998. 82-48+0-0064-8
- [R7] Klæboe, R og Bjørnskau, T. 2000
Kartlegging av endringer i støyplage for å anslå effekten av støytiltak. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI notat 1173/2000.
- [R8] Klæboe, R og Fyhri, A. 1999
Opplevelse av vibrasjoner i bolig fra veg- og skinnegående trafikk. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI rapport 443/1999.
- [R9] Klæboe, R og Grue, B. 1999
The Sampling Method in the 1998 Norwegian Travel Survey. An analysis of estimator properties using Wés Var. Oslo, Institute of Transport Economics. TØI working report 1135/1999.
- [R10] Klæboe, R og Öhrström, E. 1999
Måling av grad av plage fra vibrasjoner i boliger fra veg- og skinnegående trafikk. Forslag til en Nordtest-metode. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI rapport 458/1999.
- [R11] Kålås, S og Kolbenstvedt, M. 2002
Samspill - trafikksens miljø- og helsevirkninger. Referat/oppsummering fra Nordisk arbeidsmøte om erfaringer og muligheter for samarbeid. Oslo, Statens vegvesen. MISA 01/14.
- [R12] Richardsen, H og Sylte, A A. 2000
Trafikktall for 1999. Drammen, Statens vegvesen Buskerud.
- [R13] Solberg, S. 1997
Miljøundersøkelser Ekeberg. Beregnet vegtrafikkstøy. Voss, KILDE Akustikk AS. Rapport R980.
- [R14] Solberg, S. 1999
Vegtrafikkstøy for respondenter - TØI. Voss, KILDE Akustikk AS. Rapport R1146.
- [R15] Solberg, S. 2001a
Nattlige støyepisoder fra vegtrafikk i by. Voss, KILDE Akustikk AS. Notat N1200.

Arbeidsdokumenter fra SIP'en

- [R16] Solberg, S. 2001b
Vegtrafikkstøy Drammen 1998-1999. Voss, KILDE Akustikk AS. Rapport R1211.
- [R17] Solberg, S. 1995
Miljøundersøkelser Vålerenga og Ekeberg. Enkel beregning av vegtrafikkstøy. Voss, KILDE Akustikk AS. Rapport R763.
- [R18] Storeheier, S A. 1997
Miljøundersøkelser Vålerenga og Ekeberg. Beregning av vegtrafikkstøy for Ekeberg-skråningen. Trondheim, Sintef Tele- og datateknikk. Report
- [R19] Storeheier, S A og Olsen, H. 1995
Miljøundersøkelser Vålerenga og Ekeberg. Beregning av vegtrafikkstøy for Ekeberg-skråningen. Trondheim, SINTEF Tele og datateknikk. Rapport STF40 A95031.
- [S4] Fyhri, A. 2000b
Støyplager og holdninger til myndighetene. Analyser av data fra Oslo Øst 1999. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM1224/00.
- [S5] Fyhri, A. 2000c
Støyplager og opplevelse av stress - Analyser av data fra Oslo Øst og Rena 1999. Oslo, Transportøkonomisk Institutt. Arbeidsdokument 1221/2000.
- [S6] Klæboe, R. 1998a
Endring over tid eller geografisk forskyving. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM0932.
- [S7] Klæboe, R. 1998b
Miljøsoner og områdebaserte tiltak i by som supplement en optimal transportpolitikk. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM0884/1998.
- [S8] Klæboe, R. 1999a
Vurderinger for SFT i forbindelse med nasjonale støymål. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument 1029/99.
- [S9] Klæboe, R. 1999b
Forsterker miljølempene hverandre? Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM1041/1999.
- [S10] Klæboe, R. 1999c
Metodikk for undersøkelse av befolkningssreaksjoner på vibrasjoner i bolig. Delrapport til Nordtest. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM1010/1999.
- [S11] Klæboe, R. 1999d
SIP: Trafikk, miljø og helse. Vedlegg 1 til Framdriftsrapport 31/7 1999. Prosjektnummer 127871/520. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM1042/1999.

Arbeidsdokumenter fra SIP'en

Arbeidsdokumenter er å forstå som underlagsdokumenter som normalt ikke er offentlige. De er likevel ført opp her for fullstendighetens skyld. Forfatter kan gi tillatelse til innsyn.

- [S1] Bjørnskau, T og Klæboe, R. 2000
Instruments for detecting causes of changes in noise annoyance. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM1206/2000.
- [S2] Fyhri, A og Klæboe, R. 1998
Betydning av støybelastning i arbeid og på arbeidsreise for støyreaksjoner ved bolig. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM0881/97.
- [S3] Fyhri, A. 2000a
Beregning av avstander fra nærmeste vei til et sett boliger - En Arc View oppskrift. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM1110/2000.

Arbeidsdokumenter fra SIP'en (forts..)

- [S12] Klæboe, R. 2000a
Beregning av ADTkombi - Indikatorberegning med ArcView/Avenue. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM1187/2000.
- [S13] Klæboe, R. 2000b
Nasjonale støymål som ramme for støyforskningen. Innlegg på NFRs idedugnad om satsing på støyforskning 24.2.00. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM1114/2000.
- [S14] Klæboe, R. 2000c
Neighbourhood Soundscapes. Describing, assessing the importance of, and mapping relative quiet- and noisiness. A research proposal. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Working report SM1203/2000.
- [S15] Klæboe, R. 2000d
SIP: Samspill mellom trafikkmiljø, helse og velferd. Arbeidsprogram 2000. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM1122/2000.
- [S16] Klæboe, R. 2000e
SIP: Samspill trafikkmiljø, helse og velferd. Bakgrunnsdokument for referansegruppemøte 4, 23. Mai 2000. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM1145/2000.
- [S17] Klæboe, R. 2000f
SIP: Samspill trafikkmiljø, helse og velferd. Referat fra referansegruppemøte 4. - 23. Mai 2000. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM1184/2000.
- [S18] Klæboe, R. 2000g
Trips/Emma til ArcView. Overføringsprosedyre. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM1149/2000.
- [S19] Klæboe, R og Amundsen, A H. 2001a
Subjective health complaints, sensitivity and exposure to road traffic noise. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Working report SM1297/2001.
- [S20] Klæboe, R og Amundsen, A H. 2001b
Subjective health complaints, sensitivity and exposure to road traffic noise and vehicular air pollution. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Working report SM1300/2001.
- [S21] Klæboe, R og Kolbenstvedt, M. 1999
SIP: Samspill mellom trafikkmiljø, helse og velferd. Bakgrunnsdokument til møte i Referansegruppen 25. januar 1999. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM0984/1999.
- [S22] Kolbenstvedt, M og Klæboe, R. 1999a
SIP: Samspill mellom trafikkmiljø, helse og velferd. Referat fra møte 3 i referansegruppen, 13.09.1999. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM1068/1999.
- [S23] Kolbenstvedt, M og Klæboe, R. 1999b
SIP: Samspill mellom trafikkmiljø, helse og velferd. Referat fra møte II i referansegruppen, 25.1.99. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM0992/1999.
- [S24] Kolbenstvedt, M og Klæboe, R. 1999c
SIP: Samspill trafikkmiljø, helse og velferd. Bakgrunnsdokument for referansegruppemøte 3, 13.9.1999. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM1056/1999.
- [S25] Sælensminde, K og Klæboe, R. 1999a
Kostnadseffektivitetsberegninger av ulike støyreduksjonstiltak. Oslo, Transportøkonomisk Institutt. Arbeidsdokument SM1033/1999.

Arbeidsdokumenter fra SIP'en (forts..)

- [S26] Sælensminde, K og Klæboe, R. 2000a
Implications of altering the principal noise annoyance index from people highly annoyed to a mean annoyance response. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Working report SM1130/2000.
- [S27] Sælensminde, K og Klæboe, R. 2000b
*Støyplageindeks (SPI) i stedet for personer sterkt plaget (PSP)?
Hvordan støyproblemet måles kan ha betydning for valg av tiltak, fordelings-
effekter og målsettingen om støyreduksjoner.* Oslo, Transportøkonomisk institutt. Arbeidsdokument SM1131/2000.
- [S28] Sælensminde, K og Klæboe, R. 2000c
TORNADO-A tool for ranking noise reduction measures on the basis of cost-benefit and uncertainty analyses. Oslo, Transportøkonomisk institutt. Working report SM1132/2000.

Andre referanser

Rapporter fra norske miljøundersøkelser

- [U1] Frøysadal, E og Kolbenstvedt, M. 1990 *Miljøprioritert hovedveg i Horten*. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI notat 917/90.
- [U2] Fyhri, A. 1998 *Bomiljø i Kristiansand*. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI notat 1117/98.
- [U3] Fyhri, A. 2000a *Støy fra forsvarets øvingsvirksomhet. Mellomundersøkelse Rødsmoen 1999*. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI notat 1178/2000.
- [U4] Fyhri, A. 2000b *Svaridalstunnelen 1999 - Førundersøkelse miljøvirkninger*. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI notat 1171/2000.
- [U5] Fyhri, A. 2001 *Vegpakke Drammen. Førundersøkelse av bomiljøet 1998/1999*. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI rapport 549/2001.
- [U6] Fyhri, A. 2002 *Best i vest? Opplevelse av trafikk og miljø på Frogner/Majorstua og Vålerengal Gamlebyen*. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI rapport 585/2002.
- [U7] Hjorthol, R, Kolbenstvedt, M, Klæboe, R og Nondal, T. 1990 *Bytrafikk, bomiljø og helse - resultater fra NTNF-programmet Trafikk og miljøes førundersøkelser på Vålerenga/Gamlebyen i Oslo 1987*. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI rapport 73/1990.
- [U8] Klæboe, R og Fyhri, A. 1996 *Bomiljøet rundt Rødsmoen øvingsområde 1996*. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI notat 1054/1996.
- [U9] Klæboe, R og Fyhri, A. 1999 *Opplevelse av vibrasjoner i bolig fra veg- og skinnegående trafikk*. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI rapport 443/1999.
- [U10] Kolbenstvedt, M. 1998a *Miljøbelastninger og levekår. Noen resultater fra levekårsundersøkelsen 1997*. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI notat 1104/1998.
- [U11] Kolbenstvedt, M. 1998b *Miljøkonsekvenser av hovedvegomlegging Oslo Øst. Oppsummering av studier 1987-1996*. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI Rapport 405/98.
- [U12] Kolbenstvedt, M og Klæboe, R. 2002 *Miljøplager i Norge 1997-2001*. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI rapport 592/2002.
- [U13] Kolbenstvedt, M, Klæboe, R og Kjørstad, K N. 1990 *Flytrafikk, bomiljø og helse - resultater fra en intervjuundersøkelse rundt Fornebu 1989*. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI rapport 65/1990.
- [U14] Stangeby, I. 1990 *Opplevelse av trafikkmiljøet før og etter åpningen av Vålereng-tunnelen*. Oslo, Transportøkonomisk institutt. TØI notat 948/90.

Andre rapporter/standarder

- [E1] ISO/TC43/SC1/WG49. 2003
Acoustics -- Assessment of noise annoyance by means of social and socio-acoustic surveys. ISO Technical Specification, ISO TS/15666:2003.
- [E2] NBR. 1999
Vibrasjoner og støt- Måling i bygninger av vibrasjoner fra landbasert samferdsel og veiledning for bedømmelse av virkning på mennesker. Oslo, Norges Byggstandardiseringsråd. Norsk Standard NS 8176.
- [E3] Nordtest. 2003
Acoustics: Assessment of annoyance caused by vibrations in dwellings from road and rail traffic by means of socio-vibrational and social surveys. Nordtest Method, NT ACOU 306.
- [E4] Rypdal, K, Haakonsen, G, Schøning, P og Stave, S E. 2001
Towards a national indicator for noise exposure and annoyance. Oslo, Statistics Norway. Documents 2001/3.
- [E5] SFT. 1998
Veiledning til forskrift om grenseverdier for lokal luftforurensning og støy. Oslo, Statens forurensningstilsyn. Rapport 98:03.
- [E6] SFT. 2000
Mulige tiltak for å redusere støy - framskrivninger til 2010 og oppsummering på tvers av kilder. Oslo, SFT. Rapport TA 1714/2000.
- [E7] Öhrström, E og Skånberg, A. 1995
Effekter av exponering för buller och vibrationer från tågtrafik-undersökning i 15 tätorter. Göteborg, Göteborgs Universitet. Avdelningen för Miljömedicin. 1/95.
- [E8] Kihlman, T, Berglund, B, Öhrström, E og Kropp, W. 2001
Ljudlandskap för bättre hälsa. Göteborg, Mistra, Vägverket och Vinnova. Årsrapport 2001.

Artikler

- [L0] Campbell, J M. 1983
Ambient Stressors . *Environment and Behaviour* 15(3), 355-380.
- [L1] EU-Commission. 1996
Future noise policy. Brussels, European commission. Green Paper COM (96)540.
- [L2] Evans, G W, Colome, D S and Shearer, F. 1988
Psychological reactions to air pollution. *Environmental Research* 45, 1-15.
- [L3] Fields, J M, deJong, R G, Brown, A L, Flindell, I H, Gjestland, T, Job, R F, Kurra, S, Lercher, P, SchuemerKohrs, A, Vallet, M and Yano, T. 1997
Guidelines for reporting core information from community noise reaction surveys. *Journal of Sound and Vibration* 206(5), 685-695.
- [L4] Fields, J M, deJong, R G, Gjestland, T, Flindell, I H, Job, R F S, Kurra, S, Lercher, P, Vallet, M, Yano, T, Guski, R, Felscher-Suhr, U and Schumer, R. 2001
Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: Research and a recommendation. *Journal of Sound and Vibration* 242(4), 641-679.
- [L5] Feingold L S and Feingold M S. 2002
Development of Exposure-Response Relationships between Transportation Noise and Community Annoyance. Japan Net-Symposium on "Annoyance, Stress and Health Effects of Environmental Noise" November - December 2002.
- [L6] Forsberg, B, Stjernberg, N and Wall, S. 1997a
People can detect poor air quality well below guideline concentrations: A prevalence study of annoyance reactions and air pollution from traffic. *Occupational and Environmental Medicine* 54(1), 44-48.
- [L7] Forsberg, B, Stjernberg, N and Wall, S. 1997b
Prevalence of respiratory and hyperreactivity symptoms in relation to levels of criteria air pollutants in Sweden. *European Journal of Public Health* 7(3), 291-296.
- [L8] Griffiths, I D and Raw, G J. 1986
Community and individual response to changes in traffic noise exposure. *Journal of Sound and Vibration* 111(2), 209-217.
- [L9] Griffiths, I D and Raw, G J. 1987
Response to changes in noise exposure: Testing a model. *Applied Acoustics* 21, 89-95.
- [L10] Griffiths, I D and Raw, G J. 1989
Adaption to changes in traffic noise exposure. *Journal of Sound and Vibration* 132(2), 331-336.
- [L11] Grimwood, C J, Link, M K and Wright, P. 1998
Incidence of and attitude to environmental noise in England and Wales. Auckland, New Zealand Acoustical Society Inc. Proceedings of INTER-NOISE 1998.
- [L12] Guski, R, Schuemer, R and Felscher-Suhr, U. 1999
The concept of noise annoyance: how international experts see it. *Journal of Sound and Vibration* 223, 513-527.

Artikler (fortsett)

- [L13] ISO/TC43/WG49. 2003
Acoustics - Assessment of noise annoyance by means of social and socio-acoustic surveys. Charlottenlund, Denmark, ISO. Technical Specification ISO/TS: 15666:2003.
- [L14] Job, R F S, Hatfield, J, Carter N, L, Peplow, P, Taylor, R and Morrel, S. 1999
Reactions to Noise: *The Roles of Soundscape, Environscape and Psychscape.* Washington, INCE. Proceedings of the 1999 international congress on noise control engineering. 3 1309-1314.
- [L15] Job, R F. 1988
Over-reaction to changes in noise exposure: The possible effect of attitude. *Journal of Sound and Vibration* 126(3), 550-552.
- [L16] Job, R F S. 1996
The influence of subjective reactions to noise on health effects of the noise. *Environment International* 22(1), 93-104.
- [L17] Job, R F S and Hatfield, J. 2001
The impact of soundscape, enviroscape, and psychscape on reaction to noise: Implications for evaluation and regulation of noise effects. *Noise Control Engineering Journal* 49(3), 120-124.
- [L18] Job, R F S, Hatfield J, Carter, N L, Peplow, P, Taylor, R and Morrell, S. 2001
General scales of community reaction to noise (dissatisfaction and perceived affectedness) are more reliable than scales of annoyance. *Journal of the Acoustical Society of America* 110(2), 939-946.
- [L19] Kastka, J. 1981
Zum Einfluss verkehrsberuhigender Massnahmen auf Lärmbelastung und Lärmbelästigung. *Zeitschrift Für Lärmbekämpfung* 28, 25-30.
- [L20] Kastka, J, Buchta, E, Ritterstaedt, U, Paulsen, R and Mau, U. 1995
the long-term effect of noise protection barriers on the annoyance response of residents. *Journal of Sound and Vibration* 184(5), 823-852.
- [L21] Kastka, J and Noack, R. 1987
On the Interaction of Sensory Experience, Causal Attributive Cognitive Cognitions and Visual Context Parameters in Noise Annoyance. *Environ.Sci.* 15, 345-362.
- [L22] Kim, H, Fujimoto, K, Shirakawa, H and Yasunaga, K. 1998
Attenuation of road traffic noise over the detached houses. Auckland, New Zealand Acoustical Society Inc. Proceedings of INTER-NOISE 1998.
- [L23] Langdon, F J. 1976a
Noise nuisance caused by road traffic in residential areas: Part 1. *Journal of Sound and Vibration* 47(2), 243-263.
- [L24] Langdon, F J. 1976b
Noise nuisance caused by road traffic in residential areas: Part 2. *Journal of Sound and Vibration* 47(2), 265-282.
- [L25] Langdon, F J. 1976c
Noise nuisance caused by road traffic in residential areas: Part III. *Journal of Sound and Vibration* 47(2), 241-256.
- [L26] Lazarus, R S and Folkman, S. 1984
Stress, appraisal, and coping. New York, Springer.
- [L27] Lazarus, R S, and Launier, R. (1978)
Stress-related transactions between person and environment. In L.Pervin & M.Lewis (Eds.), *Perspectives in interactional psychology.* New York, Plenum Press.

Artikler (fortsett)

- [L28] Lepore, S J, Miles, H J and Levy, J S. 1997
Relation of chronic and episodic stressors to psychological distress, reactivity, and health problems. *International Journal of Behavioral Medicine* 4(1), 39-59.
- [L29] Lercher, P. 1996a
Environmental noise and health: An integrated research perspective. *Environment International* 22(1), 117-129.
- [L30] Lercher, P, Schmitzberger, R and Kofler, W. 1995
Perceived traffic air-pollution, associated behavior and health in an alpine area. *Science of the Total Environment* 169(1-3), 71-74.
- [L31] Lercher, P and Widmann, U. 1993
Factors determining community response to road traffic noise. Nice, INRETS. Noise as a Public Health Problem, Proceeding of the 6th International Congress. 2 201-204.
- [L32] Lercher, P. 1996b
Air pollution from road traffic and health: The role of perception, behaviour and stress. Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik, Technische Universität Graz. 3. Tagung Abgasemissionen und immisionen durch den Strassenverkehr 45-55.
- [L33] Levine, S., & Ursin, H. (1991)
What is stress? In M.R. Brown, G.F. Koob, & C. Rivier (Eds.), *Stress: neurobiology and neuroendocrinology*. New York, Dekker.
- [L34] Miedema, H M and Vos, H. 1999a
Exposure-response relationships for transportation noise. Supplement to *J. Acoustical Society of America* 104(6), 1-18.
- [L35] Miedema, H M E and Oudshoorn, C G M. 2001
Annoyance from transportation noise: Relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals. *Environmental Health Perspectives* 109(4), 409-416.
- [L36] Miedema, H M E and Vos, H. 1999b
Demographic and attitudinal factors that modify annoyance from transportation noise. *Journal of the Acoustical Society of America* 105(6), 3336-3344.
- [L37] Miedema, H M E, Walpot, J I, Vos, H and Steunenbergh, C F. 2000
Exposure-annoyance relationships for odour from industrial sources. *Atmospheric Environment* 34(18), 2927-2936.
- [L38] Nivison, M E and Endresen, I M. 1993
An analysis of relationships among environmental noise, annoyance and sensitivity to noise, and the consequences for health and sleep. *Journal of Behavioral Medicine* 16(3), 257-276.
- [L39] Raw, G J and Griffiths, I D. 1990
Subjective response to changes in road traffic noise: a model. *Journal of Sound and Vibration* 141(1), 43-45.
- [L40] Selye, H. 1956
The stress of life. New York McGraw-Hill Book Co.
- [L41] Stansfeld, S A, Sharp, D S, Gallacher, J and Babisch, W. 1993
Road traffic noise, noise sensitivity and psychological disorder. *Psychological Medicine* 23(4), 977-985.
- [L42] Watson, D and Pennebaker, J W. 1989
Health complaints, stress, and distress: Exploring the central role of negative affectivity. *Psychological Review* 96, 234-254.

Artikler (fortsatt)

- [L42] WHO. 1999
Guidelines for Community Noise. Geneva,
World Health Organisation.
- [L43] Winneke, G, Neuf, M and Steinheider,
B. 1996
Separating the impact of exposure and
personality in annoyance response to en-
vironmental stressors, particularly odors.
Environment International 22(1), 73-81.
- [L44] Yamashita, T, Yano, T and Izumi, K.
1996
*Effects of a belt of trees on road road traffic
noise annoyance*. Proceedings of Internoise
1996 , 2307-2310.
- [L45] Öhrström, E, Björkman, M and Ry-
lander, R. 1988
Noise annoyance with regard to neuro-
physiological sensitivity, subjective noise
sensitivity and personality variables. *Psy-
chological Medicine* 18, 605-613.

De som var med

Marika Kolbenstvedt er avdelingsleder på avdeling for Sikkerhet og Miljø, Transportøkonomisk institutt. Hun var programkoordinator for Trafikk og Miljø-programmet og hovedansvarlig for de ulike miljøundersøkelsene i Oslo Øst som analysene bygger på. Hun var i tillegg hovedansvarlig for analysene av miljøspørsmål i levekårsundersøkelsene i 1997 og 2001. Hun er forfatter til flere av de vitenskapelige artiklene og konferansebidragene i SIP'en.



Ronny Klæboe er forskningsleder på programområdet Miljø, sikkerhet og helse ved TØI. Han har ledet arbeidet i SIP'en. Han er forfatter til flere av artiklene og konferansebidragene. Han har også bidratt til arbeidet med Norsk Standard NS 8176 Nordtest Metode NT ACOU 106 og ISO TS 14666:2003 om nye støyreaksjonsmål. Han arbeider med en doktorgrad som oppfølging av arbeidet i SIP'en om samspill.



Dr. Jocelyne Clench-Aas og Dr. Alena Bartonava har sammen med øvrige NILU forskere på modelleringssiden, bidratt til det omfattende arbeidet med luftforurensningsberegninger i særlig Oslo Øst. De har hatt hovedansvaret for analyser og vitenskapelige artikler om sammenhenger mellom luftforurensning, støy og subjektive helsesyntomer, samt er forfattere av arbeid i SIP'en på luftforurensning støy, og plager. De er også forfattere av flere konferansebidrag.



Aslak Fyhri er forsker II ved Transportøkonomisk institutt og har hatt prosjektansvaret for flere av miljøundersøkelsene og de viktige undersøkelsene i Drammen 1998 og 1999. Fyhri har spesielt arbeidet med visuell estetikk i urbane områder og sammenhengene mellom trafikkmengde og i hvilken grad gater oppleves som stygge eller pene. Han er medforfatter på flere av artiklene fra SIP'en som er under arbeid og til flere konferansebidrag.

Cand. Scient Gunn Marit Aasvang fra Folkehelseinstituttet er hovedforfatter til rapporten, Trafikkmiljø, stress og helse. Dette arbeidet er en gjennomgang av sammenhenger mellom miljølempere oppfattet som stressorer og helseeffekter. Rapporten bringer også inn perspektiver fra det norske stressforskningsmiljøet i Bergen (Holger Ursin m fl) i undersøkelser av plager. Aasvang arbeider med en doktorgrad om støy og søvnforstyrrelser.





Sivilingeniør Sigurd Solberg fra Kilde-Akustikk har stått for det meste av støyberegningene som inngår i SIP'en. Han er bidragsyter til flere av de vitenskaplige artiklene fra SIP'en som er under arbeid og flere av konferansebidragene. I tillegg til støykompetanse har Solberg vært en viktig støttespiller underveis i prosjektet og bidratt til å kvalitetssikre mye av inngangsdataene til analysene.

Iris Turunen Rise er Cand Scient og ansatt i Norges Byggstandardiseringsråd. Hun er i tillegg til å være koordinator for arbeidet med ny Norsk Standard NS 8176 også forfatter til de vitenskaplige artiklene om denne nye norske standarden for måling og bedømmning av vibrasjoner. Hennes ekspertise på standarder og standardarbeid har også kommet godt til nytte i arbeidet med ny Nordtest Metode ACOU NT 306 og utviklingen av ISO teknisk spesifisering ISO/TS 15666:2003.



Systemkonsulent, Arne Skogli har hatt hovedansvaret for å harmonisere variabelnavn og rekode variabelverdier slik at dataene fra de ulike miljøundersøkelsene skulle kunne inngå i en og samme database - bymiljødatabasen. Han er medforfatter til en av de vitenskaplige artiklene som er under arbeid fra SIP'en.



Avdelingsleder Linda Hårvik og Dr ing Christian Madshus, Norges Geoteknisk Institutt har bidratt til Norsk Standard NS 8176 og til Den norske vibrasjonsundersøkelsen 1998. Madshus og Hårvik bidro også til å utvikle selve målet og det semiempiriske beregningsverktøyet som ble benyttet for å framskaffe vibrasjonsverdier. De er forfattere til de vitenskaplige artiklene om dette arbeidet.



Dr. Scient. Kjartan Sælensminde er hovedansvarlig for oppstarten med Tornado - et verktøy for å prioritere mellom ulike tiltakspakker for å redusere miljøulempen. Et spesielt poeng er å synliggjøre graden av usikkerhet knyttet til slike beregninger og at metodikken tar hensyn til samspillseffekter. Sælensminde har i tillegg til konferansebidrag, bidratt med innspill på prioritering av støytiltak, ny støyplageindeks og verdsetting av støyplager.

Transportøkonomisk institutt

Stiftelsen Norsk senter for samferdselsforskning

- utfører forskning til nytte for samfunn og næringsliv
- har rundt 70 forskere med høy, flerfaglig samferdselskompetanse
- samarbeider med en rekke samfunnsinstitusjoner, forsknings- og undervisningssteder i Norge og i utlandet
- gjennomfører forsknings- og utredningsoppdrag av høy kvalitet innen områder som trafiksikkerhet, kollektivtransport, miljø, reisevaner, reiseliv, planlegging, beslutningsprosesser, transportøkonomi og næringslivets transporter
- driver aktiv forskningsformidling gjennom TØI-rapporter, internett, tidsskriftet Samferdsel og andre nasjonale og internasjonale tidsskrifter

Transportøkonomisk institutt

Stiftelsen Norsk senter
for samferdselsforskning
P.b. 6110 Etterstad
0602 Oslo

Telefon 22 57 38 00

www.toi.no