

# **VAL AV NIVÅ PÅ REDOVISNINGEN AV HÄLSOASPEKTER I MKB INOM VÄGSEKTORN**

**– en introduktion om när och hur hälsoaspekter blir viktiga att beskriva**

**Delrapport 1 från projektet**

**Bättre metoder att beskriva hälsopåverkan av vägtrafikens miljökonsekvenser**

**Projektledare/redaktör: Bertil Forsberg**

**Umeå universitet  
Yrkes- och miljömedicin  
Institutionen för folkhälsa och klinisk medicin  
2004**

## **Förord**

Denna rapport är inte någon fullständig instruktion för hur man ska behandla hälsoaspekterna i en miljökonsekvensbeskrivning, MKB, för ett vägprojekt, utan syftar till att ge en vägledning kring när alternativen, miljön och berörd befolkning motiverar att man i en MKB kvantitativt jämför alternativens konsekvenser med avseende på exponering och/eller hälsopåverkan. En MKB måste naturligtvis alltid anpassas till det enskilda fallet, men det finns ändå generella förhållanden och underlag man kan utgå ifrån när man ska avgöra vad som är en rimlig nivå för bedömning och redovisning av miljöförändringarnas hälsokonsekvenser. Sådana utgångspunkter presenteras i rapporten.

Hur kvantifieringar av exponering och hälsokonsekvenser bör utföras när de är motiverade, kommer att behandlas i en senare metodrapport från projektet BÄTTRE METODER ATT BESKRIVA HÄLSOPÅVERKAN AV VÄGTRAFIKENS MILJÖKONSEKVENSER.

Rapporten har utformats av projektgruppen (Bertil Forsberg [projektledare/redaktör], Lars Modig, båda Umeå universitet, Mats Hammarqvist och Martin Almgren, Ingemansson samt Karin Persson, Karin Sjöberg och Marie Haeger-Eugensson, IVL Svenska Miljöinstitutet AB) efter synpunkter från Vägverkets projektansvarige Inga-Maj Eriksson och en särskild referensgrupp

## Innehållsförteckning

1. Introduktion.....	4
Bakgrund och syfte.....	4
Möjliga ambitionsnivåer .....	4
Exempel på ambitionsnivåer vid olika steg i MKB-processen .....	5
2. Vägledning till val av rimlig ambitionsnivå.....	7
Bedömning av hälsoaspekter utifrån befintlig information.....	7
Beräkning av exponeringsnivåer .....	7
Skattning av hälsokonsekvenser.....	8
3. Buller och bullerstörning.....	9
Bostadsområden .....	9
Vård- och undervisningslokaler .....	9
Industri- och arbetslokaler.....	10
Natur- och kulturmiljöer.....	10
Ljudnivåer för bullerfrihet.....	10
Känsliga grupper .....	12
Enkel beräkningsmodell för ljudnivå .....	12
Enkel beräkningsmodell för bullerstörning.....	14
Referenser kapitel 3.....	16
4. Luftföroreningar och luftföroreningseffekter på befolkningen.....	17
Bakgrundsbelastning .....	17
Lokala haltbidrag.....	18
Geografiskt läge och lokal meteorologi .....	20
NO <sub>2</sub> .....	21
PM <sub>10</sub> .....	21
Meteorologi .....	24
Särskilt känsliga miljöer.....	26
Framtida utveckling.....	27
Luftföroreningseffekter på befolkningen .....	28
Antal extra fall av inläggning för hjärtsjukdom per år.....	29
Referenser kapitel 4.....	31
5. Befolkningsdata och register .....	32

# 1. Introduktion

## Bakgrund och syfte

Inom projektet BÄTTRE METODER ATT BESKRIVA HÄLSOPÅVERKAN AV VÄGTRAFIKENS MILJÖKONSEKVENSER, är huvudsyftet att utveckla underlag och metoder för att förbättra kvaliteten på hälsoeffekternas hantering och beskrivning i MKB för vägprojekt. Ett moment är att underlätta särskiljandet av de fall där hälsoaspekterna kan motivera väsentliga utredningsinsatser, ifrån fall där dessa aspekter är obetydliga och kan avhandlas med korta motiveringar eller redovisningar. Syftet med denna skrift är att ge en vägledning kring när alternativ, miljön och berörd befolkning motiverar att man i en MKB kvantitativt jämför alternativens konsekvenser för människors exponering och hälsa snarare än enbart skillnader i emissioner och miljöbelastning.

Hälsoaspekter på miljökonsekvenserna kan beroende på projektets skede och karaktär naturligtvis belysas mer eller mindre ingående i en MKB. Nedan diskuteras tre kvalitativt skilda nivåer, där den basala och för vägprojekt sannolikt vanligaste bygger på att generell kunskap om de aktuella hälsoaspekterna kompletteras med information av betydelse för det specifika projektet. När sådan information inte utgör ett tillräckligt säkert underlag för att bedöma hälsoaspekterna, är nästa steg att genom beräkningar skaffa ett bättre underlag över hur människors exponering kan påverkas av projektet. Om olika alternativ avsevärt skiljer sig i fråga om exponeringsförhållanden, kan man ytterligare tydliggöra hälsoaspekterna genom att göra kvantitativa skattningar av hälsokonsekvenser, under förutsättning att antalet berörda personer är tillräckligt stort för att göra beräkningarna meningsfulla.

## Möjliga ambitionsnivåer

Figur 1:1 illustrerar de tre olika nivåerna för redovisning av hälsoaspekter som ovan nämnts. Gult motsvarar den enklaste varianten baserad på befintliga data och rött den högsta ambitionsnivån, där projektspecifika hälsokonsekvenser skattas för olika alternativ.

Första nivån (gul) bygger på befintlig information och förväntas användas då projektet är av liten betydelse ur hälsosynpunkt, t.ex. då exponeringen är minimal, såsom en vägkorridor genom ett obebyggt område, eller vid en obetydlig förändring såsom en ny bro efter en redan befintlig väg. Med befintlig information menas såväl litteratur som mätdata som redan finns och som gäller eller kan tillämpas på det aktuella objektet.

Nästa nivå (orange) tas till om projektet antas medföra förändringar av befintliga exponeringsnivåer (buller och luftföroreningar) som inte är obetydliga, t.ex. nyetablering av en väg i ett område som där befolkningen berörs, en betydande ombyggnation av en befintlig väg eller då projektet misstänks kunna leda till exponeringsnivåer nära gällande normer eller riktvärden. Om nivåerna redan före projektet ligger nära normer eller riktvärden bör denna ambitionsnivå väljas så snart förändringarna inte bedöms bli obetydliga.



Figur 1:1. Alternativa ambitionsnivåer

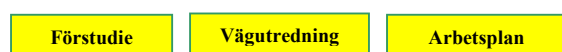
Exponeringsberäkningens detaljeringsgrad måste anpassas efter karaktären på berört område samt efter befolkningens storlek och fördelning inom området. Väntas förändringen i befolkningens exponering vara helt obetydlig, kan beräkningens syfte begränsas till att kunna jämföra med gällande lagstiftning (visa hur den mest belastade delen beräknas klara normer/riktvärden). Om alternativen kan antas påverka befolkningsexponeringen bör en mer detaljerad beräkning genomföras, och antalet berörda redovisas inom olika koncentrationsintervall och lämpligen även sammanvägt som skillnader i befolkningsexponering. Den mindre detaljerade beräkning ska vara uppbyggd så att den normalt överskattar exponeringsnivån.

Den mest ambitiösa nivån (röd) innebär att vissa typer av hälsokonsekvenser skattas i kvantitativa termer, t.ex. förändringar i antal besvärade samt antal vård- eller dödsfall som skillnader i luftföroreningshalter kan ge, eller förändringar i antalet störda av buller. Dessa kvantifieringar är välmotiverade när den berörda befolkningen är stor, särskilt om det finns alternativskiljande exponeringsförhållanden av betydelse. Konsekvenser som ännu inte är möjliga att skatta kvantitativt beskrivs även i dessa fall kvalitativt.

### Exempel på ambitionsnivåer vid olika steg i MKB-processen

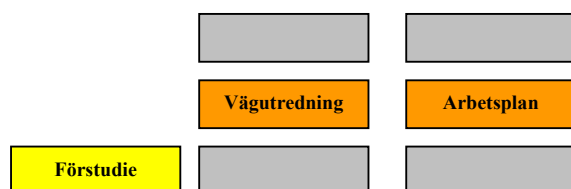
Utgångspunkten i en MKB för ett vägprojekt är förstudien, vilken skall baseras på befintliga data om det för projektet aktuella området. Beroende av vad som kommer fram vid förstudien kan MKB för eventuell vägutredning och senare arbetsplan behöva lyftas till olika detaljeringsnivå vad avser hälsokonsekvenserna av miljöpåverkan. Nedan beskrivs några olika möjliga kombinationer av ambitionsnivåer tänkbara vid upprättandet av MKB för vägprojekt.

Figur 1:2 illustrerar det enklaste exemplet, där MKB i alla faser helt baseras på befintlig information. En sådan situation förväntas ofta vid mindre projekt såsom uppsättandet av viltstängsel, obetydliga åtgärder på redan befintliga vägar eller ett projekt i ett helt obebyggt område. Beroende av projektstorleken kan materialet i förstudien användas mer eller mindre direkt i den eventuella vägutredningens och arbetsplanens MKB.



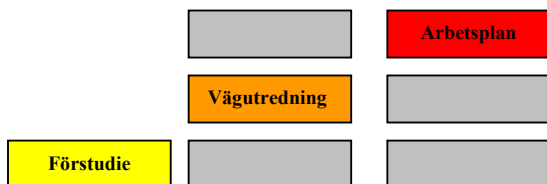
Figur 1:2. MKB i alla faser byggd på befintlig information

I figur 1:3 framgår en situation där vägutredning och arbetsplan lyfts upp en nivå. Här är projektet större och exponeringsförändringen förväntas vara av betydelse. Finns det alternativa vägkorridorer och projektet berör en icke obetydlig befolkning, bör beräkningar av exponeringsförändring alternativt befolkningsexponeringen genomföras. Om arbetsplanen avser förhållanden som beskrivits i vägutredningen behövs inte nya beräkningar utföras såvida inte beräkning skall göras för val av åtgärder, t ex bulleravskärmning eller fönsterbyte.

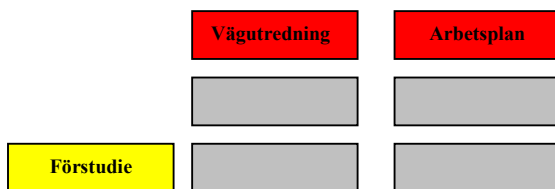


Figur 1:3. MKB med exponeringsberäkning för vägutredning och arbetsplan

Om ett projekt genomförs i ett område med stor befolkning bör vägutredningens alternativ jämföras utifrån skillnader i exponeringsfördelning och förändrad total befolknings-exponering. Beroende av den berörda befolkningens storlek kan man sedan gå vidare med en kvantifiering av hälsoeffekter i arbetsplanen (Figur 1:4) eller redan inom vägutredningen (Figur 1:5).



**Figur 1:4.** MKB med exponering i vägutredning och skattning av hälsokonsekvenser i arbetsplan



**Figur 1:5.** MKB med skattning av hälsokonsekvenser i vägutredning och arbetsplan

## 2. Vägledning till val av rimlig ambitionsnivå

Här presenteras en *vägledning till valet mellan de tre olika nivåerna* för redovisning av hälsoaspekter i MKB som ovan presenterats, liksom vissa råd om hur ambitionsnivån och innehållet kan motiveras. Hur bedömningar och beräkningar bör genomföras när nivån har fastställts behandlas här bara i den mån de behövs för valet av nivå. För råd och exempel gällande utförandet hänvisar vi till en senare metodrapport från detta projekt (planerad utgivning i mars 2004), samt annan litteratur om MKB (exempelvis VV:s MKB-handbok) respektive miljöhälsosamband.

### Bedömning av hälsoaspekter utifrån befintlig information

En bedömning av möjliga hälsoaspekter i vid bemärkelse skall alltid ske redan vid förstudien om inte förändringen kan antas bli helt obetydlig. Bedömningen bör inledningsvis bygga på befintliga miljö- och befolkningsdata, normer, miljömål, rekommendationer, litteratur mm. Bedömningen bör så långt som möjligt (beroende på hur konkreta alternativ som föreligger) omfatta följande aspekter:

- Antal personer/hushåll berörda av miljöförändringar
- Känsliga miljöer (med hög belastning eller särskilda krav)
- Luftföroreningar
- Buller/vibrationer
- Barriärer/visuella effekter som kan få sociala/hälsomässiga konsekvenser
- Risk för olyckor med farligt gods samt andra säkerhetsaspekter
- Betydelse för färdmedelsval som kan ge konsekvenser för hälsan, t.ex. möjligheter att gå och cykla.

Av bedömningen bör framgå hur förväntad miljöpåverkan är geografiskt fördelad i området, så att områden (befolkningar) som påverkas i flera avseenden (och kumulativa effekter) kan identifieras. I vissa fall är vägkorridorer så breda eller tekniska lösningar så oklara att det kan vara svårt att mer exakt ange berörda områden. I stadsmiljö kan det vara nödvändigt att beakta att storleken på dag- respektive nattbefolkning (boende) i vissa områden avsevärt kan skilja sig åt. En MKB kan avse geografiska områden var för sig eller vara uppdelad efter typ av påverkan, t.ex. på hälsa.

### Beräkning av exponeringsnivåer

Beräkning av exponeringsnivåer för luftföroreningar och buller kan beroende på situationen göras olika noggrant och omfattande. Olika delområden kan beskrivas olika ingående. Resultaten kan dessutom redovisas med olika upplösning och i relation till befolkning, känsliga miljöer etc. med olika hög ambitionsnivå. Beräkningarna genomförs för väg-utredning och/eller arbetsplan. Beräkningarna kan kompletteras eller valideras av mätningar, särskilt om det föreligger osäkerhet kring beräkningarnas tillförlitlighet med hänsyn till speciell topografi, lokalklimat etc. Om följdverkningarna av projektet kan tänkas beröra områden utanför det projekterade området kan även en vidare konsekvensbeskrivning vara motiverad. I de fall man arbetar med breda vägkorridorer där den slutliga vägdragningen är oklar kan man behöva göra en känslighetsanalys med redovisningar av maximal respektive minimal påverkan.

Beräkning av exponeringsnivåer för olika alternativ bör om inte skillnaderna bedöms obetydliga\* alltid göras när man bedömer:

1. att nivåerna genom trafikemissioner kan komma att ligga nära miljökvalitetsnorm (MKN)\*\* eller riktvärde\*\*\*
2. att bakgrundsbelastningen i luft inom berörda områden redan bedöms ligga över nedre utvärderingströskeln för trafikrelaterade luftföroreningar, NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, bensen och/eller CO (enligt MKN), eller att bakgrundsbelastning för buller ligger över riktvärdet och människor kan förväntas vara störda av buller, om inte förändringarna vid ett genomförande bedöms obetydliga
3. att den kumulativa effekten av andra planerade projekt kan öka bakgrundsbelastningen i luft till över nedre utvärderingströskeln för NO<sub>2</sub> eller PM<sub>10</sub> (enligt MKN)
4. att total befolkningsexponering (för något agens) med något alternativ kan komma att öka jämfört med nollalternativet

\*/ Skillnaderna bör kunna bedömas vara obetydliga vid mindre projekt och obetydliga åtgärder på redan befintliga vägar när inget alternativ innebär förändring av trafikmängder eller emissionernas närhet till bebyggelse och befolkning.

\*\*/ För luftföroreningar bedöms lämpligen om sådana nivåer kan uppkomma med hjälp av nomogram som tagits fram av SMHI, se kapitel 4.

\*\*\*/ För buller bedöms lämpligen om sådana nivåer kan uppkomma med hjälp av den förenklade beräkningsmodell som har tagits för denna vägledning, se kapitel 3.

### Skattning av hälsokonsekvenser

Kvantitativa uppskattningar av hälsokonsekvenser till följd av luftföroreningar och/eller buller för olika alternativ bör göras då:

- aktuella alternativ kan innebära betydande skillnader i total befolkningsexponering för avgaser och/eller buller  
**eller**
- högst exponeringsnivå för en punkt respektive högsta befolkningsexponering totalt sett kan erhållas med olika alternativ  
**om**
- antal berörda personer är tillräckligt stort för att i kombination med exponeringsalternativen göra beräkningarna meningsfulla och tolkningsbara \*\*\*

\*\*\*/

Beträffande vad som krävs för att motivera skattningar av hälsokonsekvenser hänvisas till kapitel 3-4.



### 3. Buller och bullerstörning

I detta kapitel diskuteras inledningsvis vilka slags områden som har en särskild känslighet för buller. Därefter presenteras en bullermodell med vilken man enkelt och snabbt kan få en uppfattning om vilken ungefärlig ljudnivå en väg ger på olika avstånd. Syftet är att sådana enkla beräkningar skall kunna identifiera situationer som motiverar beräkningar med mer sofistikerade modeller. Slutligen presenteras schablon över störningsförekomsten (%-andel) vid olika bullerbelastning, som kan användas ihop med beräknade ljudnivåer och befolkningsdata för att avgöra om skillnader i antal störda kan vara meningsfullt att skatta mer noggrant.

#### Bostadsområden

Generellt sett är bostadsområden för permanentboende och fritidsboende känsliga för buller. ”God bebyggd miljö” är ett av de 15 nationella miljömålen som beskrivs i det nationella miljö kvalitetsmålet proposition 1997/98:145 – ”Svenska miljömål”. Detta innefattar att människor inte ska utsättas för skadliga bullerstörningar.

I samband med Infrastrukturpropositionen, 1996/97:53 fastställde riksdagen i mars 1997 bullerriktvärden. Den dyggnsekvivalenta ljudnivån vid fasad bör inte överskrida 55 dB(A) vid nybyggnad eller väsentlig ombyggnad av trafikinfrastrukturen. Dock kan bullerdämpande åtgärder på fasad, för att nå 30 dB(A) inomhus, accepteras om man kan visa att det är tekniskt omöjligt och ekonomiskt orimligt att komma ned till 55dBA utanför bostaden. Inom många större tätorter accepteras idag dyggnsekvivalenta ljudnivåer upp emot 60 dB(A) vid nybyggnad under förutsättning att boendet erhåller en tyst sida med avsevärt lägre ljudnivå vid fasad. Vid vägbyggnadsåtgärder och vid ny bebyggelse kan sådana lösningar accepteras om man kan visa att det är tekniskt omöjligt och ekonomiskt orimligt att nå riktvärdesmål vid bostäder. Man ska alltså ha beaktat möjlighet att sänka hastigheten för biltrafiken mm.

För bostadsområden med låg bakgrundsnivå har Naturvårdsverket föreslagit (BRÅD, 1991) ett lägre riktvärde än för områden med buller från andra aktiviteter än själva boendet: 45-50 dB(A). Detta synsätt styrks av följande resonemang. Om man beräknar andelen störda eller mycket störda med respektive utan tillkommande trafikljud så kommer förändringen att bli större ju lägre bakgrundsljudnivå området har. Motsvarande tankegångar finns i resonemanget om att i ett område som redan är belastat av en hög bullernivå har en måttlig förändring av ljudnivån vid bostaden mindre betydelse för störningsförekomsten.

I de fall där man inte överskrider riktvärden enligt den av oss presenterade förenklade beräkningsmodellen (nedan) kan en förenklad hantering av miljökonsekvenserna vara rimlig. Observera dock att bostadsområden med låg bakgrundsljudnivå (utanför städer) som erhåller tillskott från en planerad väg, behöver detaljstuderas, om bidraget från den nya vägen är i storleksordningen 45-50 dB(A).

#### Vård- och undervisningslokaler

I undervisningslokaler är det mycket viktigt att taluppfattbarheten är hög. Denna kan försämrats av utifrån kommande störningar som trafikbuller. Även för vårdlokaler det viktigt med god taluppfattbarhet samt att eftersträva minsta möjliga risk för buller som stör eller väcker patienterna. Byggnader med sådana lokaler i områden med låg bakgrundsljudnivå (vanligtvis utanför städer) som enligt den förenklade beräkningsmodellen (nedan) erhåller tillskott från planerad väg i storleksordning 45-50 dB(A) bör detaljstuderas. Förekomst av lokaler med individer särskilt känsliga för bullerstörning ska beaktas. Det kan vara skolor för

personer med hörselnedsättning eller personer som inte fullt behärskar svenska språket. I förskolor med sovrum gäller också att ljud från trafik inte ska väcka de sovande.

### **Industri- och arbetslokaler**

Arbetslokaler och industriområden är i normalfallet mer tåliga för buller än andra områden. I vissa speciella fall förekommer dock aktiviteter som är mer ljudkänsliga än andra.

Inspelningsstudios för film och musik är ett exempel på känsliga aktiviteter.

I de fall där man konstaterar att det inte finns några speciellt känsliga verksamheter kan en förenklad hantering av bullerkonsekvenserna vara rimlig för industri- och arbetsplatsområden. I arbetslokaler med tyst verksamhet, t ex kontor, är det rimligt att man ska kunna samtala och tala i telefon utan problem.

### **Natur- och kulturmiljöer**

Förslag på nationella mål för folkhälsan har också utarbetats (SOU 2000:91). Dessa består av 18 övergripande mål med tillhörande delmål. Som exempel på mål beskrivs vikten av bullerfria grönområden nära människors bostad, då det visat sig att detta är en viktig del av människans rekreation.

I forskningslitteraturen om buller i rekreationsområden utomhus saknas information för att kunna dra slutsatser om kvantitativa dos-responssamband. Det verkar dock rimligt att anta att naturupplevelsen påverkas i större grad av tillkommande buller än vad som är fallet inom normala bostadsområden.

Det finns några studier som visar att det ställs olika krav på bullernivåer inom samma naturområde. Vid området kring parkeringsplatser accepteras högre ljudnivåer än längre in i området. Det finns två typer av naturområden som kan urskiljas, dels är det ostörda områden där man inte förväntar sig att höra samhällsliga bullerkällor och dels är det rekreationsmiljöer i närheten av vägar och tätorter där man accepterar en hörbar bakgrundsljudnivå från samhället. Störningsgraden beror i stor utsträckning på vilken grupp av människor som nyttjar området. Friluftsmänniskor har större krav på tysthet än andra grupper.

På senare tid har det även utförts karteringar av hela kommuner där tysta områden identifieras. Exempel på sådana utredningar är Huddinge, Habo-Mullsjö och Lerums kommun. Vid MKB eller planärende i samband med vägutbyggnad bör detaljerade studier utföras om dessa *tysta områden* ligger inom 1,5 kilometer från planerad utbyggnad.

Den norska miljövårdsmyndigheten, Statens Forurensningstilsyn, har försökt att ange riktvärden för vilka ljudnivåer som kan störa olika typer av frilufts- och rekreationsområden; ”Stöj i frilufts- och rekreationsområden” Rapport 94:21. Inom ett samverkansprojekt har motsvarande arbete utförts i Sverige. Samverkansprojektet redovisade sitt arbete i skriften ”Ljudkvalitet i natur- och kulturmiljöer – Förslag till mått mätetal och inventeringsmetoder”, 2002-12-18. Nedan presenteras en sammanfattning av dessa förslag.

### **Ljudnivåer för bullerfrihet**

För att det ska vara möjligt att uppnå god ljudkvalitet bör följande ljudnivåer inom olika slag av områden ej överskridas. De förslag till mätetal som anges ska enbart ses som underlag i det fortsatta arbetet och utgör exempel på utformning av mått. Fortsatt arbete får utvisa mätetalens lämplighet och behov av justeringar.

#### *Områden helt utan samhällsbuller*

Värdet 40 dBA bör inte få överskridas mer än totalt 10 min per vecka. Detta innebär att avståndet till större vägar och järnvägar bör vara minst 4 km. Varje bullerhändelse pågår ca 1-2 minuter och högst 10 stycken per vecka. De ljud som ska höras är endast naturens egna; vattenljud, vindsus, lövprassel och djurens aktiviteter.

#### *Områden med mycket begränsat samhällsbuller*

Värdet 40 dBA bör inte få överskridas mer än 5 min per dag. Detta innebär att avståndet till större vägar och järnvägar bör vara minst 2 km. Varje bullerhändelse pågår ca 1-2 minuter och högst 5 stycken per dag. De ljud som ska höras är endast naturens egna; vattenljud, vindsus, lövprassel och djurens aktiviteter. Viss acceptans för hörbart samhällsbuller finns hos dem som besöker området.

#### *Friluftsområden i kommunala översiktsplaner*

Värdet 45 dBA bör inte få överskridas mer än 60 min per dag (kl. 06 – 22; 60 – 120 bullerhändelser). Detta innebär att avståndet till större vägar och järnvägar bör vara minst 1 km. Friluftsområden, där även tystnaden är en viktig kvalitet, är områden där man knappast förväntar sig en total frihet från samhällsbuller. De ljud man hör bör dock vara låga, och man bör inte höra samhällsbuller hela tiden. De ljud man vill höra och som hör till området är främst naturens egna ljud. Det är vattenljud, vindsus och lövprassel, fåglarnas sång och andra djurs läten. Ljud som orsakas av andra människor kan ibland upplevas som störande, men kan också vara positiva. Ljud som kan uppfattas som ”tillhörande” området upplevs oftast positiva. Det kan vara ljud från tamdjur eller jordbruksmaskiner i kulturellt präglade områden. I skogsområden är det knappast några människoskapade ljud som upplevs som positiva. Ljud som uppenbarligen hör samman med områdets skötsel kan dock accepteras. Det kan vara spårmaskiner på vintern eller underhåll av leder eller anläggningar på sommaren.

#### *Tätortsnära rekreationsområden*

Värdet 45 dBA bör inte få överskridas mer än 120 min per dag (kl. 06 – 22; 120 – 240 bullerhändelser). Avståndet till större vägar och järnvägar bör ändå vara minst 0,5 km för att de flesta ska uppleva god miljökvalitet. Under de flesta dagar betyder dock detta avstånd, att man kan höra bruset från större vägar under större delen av tiden. Överskridandetiden bör därför begränsas till högst 2 tim per dag. Ljud från samhället kan förväntas höras i stor omfattning. De ljud man vill höra och som hör till området är främst naturens egna ljud. Det är vattenljud, vindsus och lövprassel, fåglarnas sång och andra djurs läten. Ljud från andra människor hörs ofta, men kan vara positiva. Ljud som kan uppfattas som ”tillhörande” området upplevs oftast positiva. Det kan vara ljud från tamdjur eller jordbruksmaskiner i kulturellt präglade områden. I skogsområden är det knappast några människoskapade ljud som upplevs som positiva. Ljud som uppenbarligen hör samman med områdets skötsel kan dock accepteras. Det kan vara spårmaskiner på vintern eller underhåll av leder eller anläggningar på sommaren.

#### *Parker*

Den ekvivalenta ljudnivån under den tid parken besöks bör ligga 10-20 dBA under nivån i omgivningen, eller på högst 45 - 50 dBA, vilketdera som ger den högsta ljudnivån. I parker är god ljudmiljö snarast en relativ tystnad i förhållande till ljudnivåerna på omgivande gator. Samtidigt tillför det ett upplevelsevärde om den absoluta ljudnivån är så låg att man kan höra fågelsång och lövprassel. Ljud från den omgivande staden finns ständigt närvarande, men behöver inte upplevas som negativa.

### Känsliga grupper

De för buller särskilt känsliga grupperna utgörs av äldre, sjuka, skiftarbetare, personer med hörselnedsättning, personer som inte behärskar svenska språket samt de personer som själva upplever sig vara bullerkänsliga.

### Enkel beräkningsmodell för ljudnivå

Nedan presenteras en enkel beräkningsmodell som är avsedd att grovt beräkna ljudnivåerna från en väg, i syfte att avgöra om dessa i kombination med befolkningsdata motiverar mer detaljerade beräkningar eller ej. Modellen tar inte hänsyn till lokala förhållanden som topografi och skärmning, vilket kan hanteras i mer sofistikerade beräkningsmodeller. Modellen är härledd ur den nordiska beräkningsmodellen för vägtrafikbuller (Naturvårdsverket rapport 4653, 1996)

Modellen består av sex steg:

1. Tag fram data angående antal fordon, hastighet och andel tung trafik
2. Använd diagram 3:1 (nedan) för att ta reda på utgångsvärde,  $L_{A,eq0}$  för aktuell fordonshastighet
3. Addera korrektion för tung trafik enligt tabell 3:1 (nedan)
4. Addera korrektion för trafikmängd utifrån diagram 3:2 (nedan)
5. Subtrahera erhållet värde med 55 dB(A) om det är avståndet till denna ljudnivå som eftersöks
6. Använd diagram 3:3 (nedan) för att få fram avstånd till eftersökt ljudnivå alternativt ljudnivå vid ett bestämt avstånd

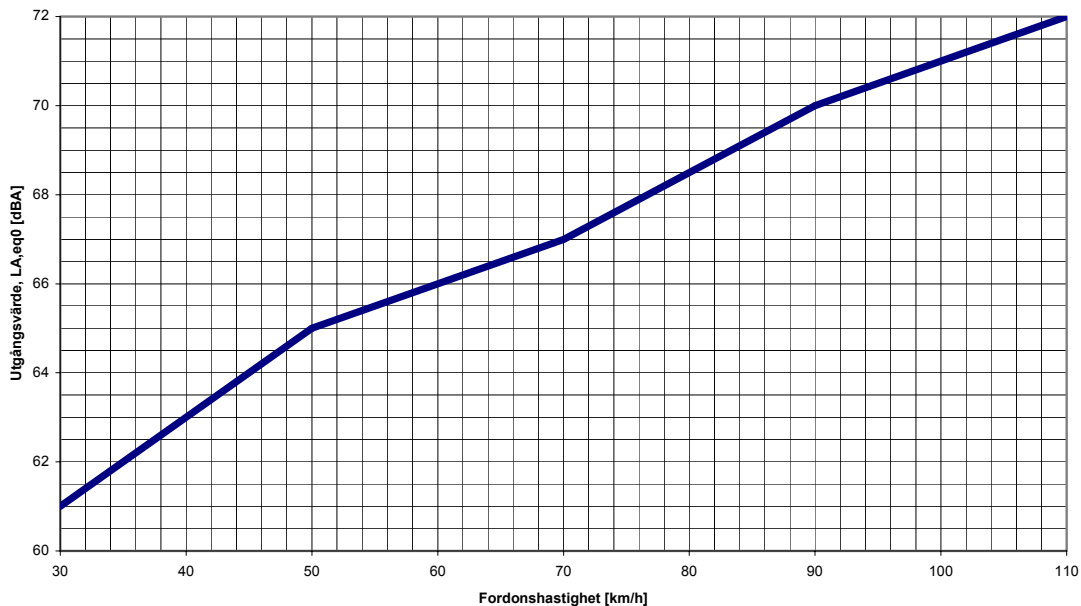
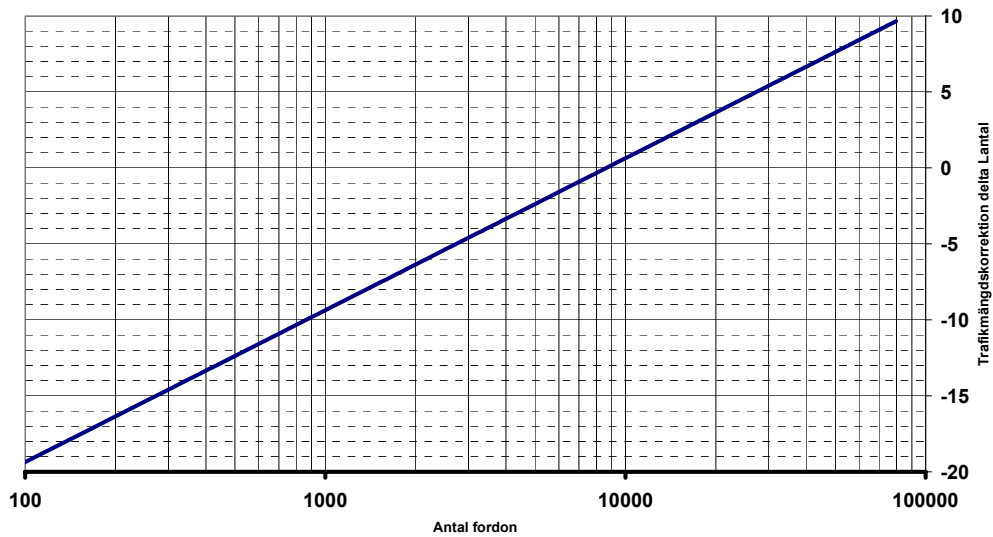


Diagram 3:1. Utgångsvärde

**Tabell 3:1**

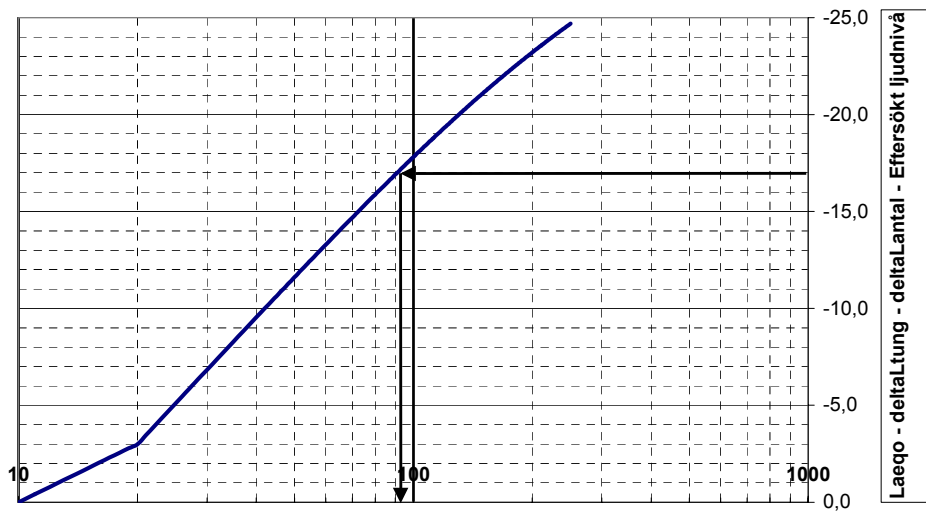
Andel tung trafik [%]	$\Delta L_{tung}$
0	0
5	1
10	2
15	3

trafikmängdskorrektion



**Diagram 3:2** Korrektion av utgångsvärde utifrån trafikmängd

Avstånd till eftersökt ljudnivå



**Diagram 3:3** Korrektion utifrån avstånd (m)

**Exempel:**

En ny väg beräknas ha trafik enligt följande:

7000 fordon/årsmedeldygn

5% tung trafik

70 km/h

70 km i timmen ger ett utgångsvärde enligt tabell ovan på  $L_{A,eq0} = 67$  dB(A)

5% tung trafik ger en korrektion på  $\Delta L_{tung} = +1$  dB

7000 fordon/årsmedeldygn ger en korrektion på  $\Delta L_{antal} = -1$  dB

För att söka det avstånd där 55 dB(A) uppnås summerar man värden ovan och

Modellen är förenklad och tar inte hänsyn till skärmning, minskat vinkelbidrag eller luftabsorption. Vägbanan är i nivå med omkringliggande mark och mottagarpunkten 2 meter över mark.

- i. Modellen bedöms i normalfallet räkna ut något höga ljudnivåer.
- ii. I områden där sträckan mellan mottagare och väg är akustiskt hård (sjö, asfalt eller liknande hårda ytor) kommer man på längre avstånd att underskatta ljudnivåerna med den förenklade modellen.
- iii. I terräng med stora höjdskillnader och fri sikt underskattas också ljudnivån.
- iv. I villaområden med fristående enbostadshus kan man schablonmässigt ansätta att första husraden ger en dämpning på 3 dB. Detta värde inkluderas när man beräknar ljudnivån i andra husraden. Husrad nummer två kan öka denna dämpning till 5 dB. Man bör inte generellt tillgodoräkna sig mer dämpning för ytterligare husrader.

**Enkel beräkningsmodell för bullerstörning**

Nedan presenteras ett underlag som är avsett att uppskatta ungefärlig störningsförekomst (%) i olika lägen i syfte att avgöra om detta exponerings-responsförhållande i kombination med exponerings- och befolkningsdata motiverar mer detaljerade störningsskattningar eller ej. Modellen tar inte hänsyn till lokala förhållanden som tidigare bullersituation eller andra miljöförhållanden.

Bullerstörning presenteras ofta som andelen människor i ett område som anser sig vara störda eller mycket störda. EU har presenterat en metod att klassificera andelen störda respektive mycket störda. Den i den enskilda studien ursprungligen använda störningsskalan; inte alls - mycket störda, 1-5, ABCD, 1-100 o.s.v. omräknas till en skala från 1 till 100. Andelen störda (A %) definieras som andelen vilka enligt den omräknade skalan angivit ett värde över 50 (av max 100) och andelen mycket störda (HA %) definieras som de som överskrider värdet 72. (A står för "annoyed" och HA för "highly annoyed".)

De mest genomarbetade sammanvägningarna avseende dos-responssamband vad gäller buller från trafik har utförts av Miedema & Oudshoorn (2001) till vad som kallats en "EU-kurva". Denna analys presenterar dos-responssambandet utifrån  $L_{den}$  respektive  $L_{dn}$  (d = "day", e = "evening" och n = "night"). Detta är värden som viktat buller kvälls- och nattperioderna något mer än buller under dagtid. Det finns dock enligt Berglund, Lindvall och Nilsson (2002) ingen vetenskaplig litteratur som stöder denna viktning av natt och kväll för vägtrafik, dock kan det anses vara ett rimligt antagande att det stämmer. I Sverige anges riktvärde som en ekvivalent ljudnivå över ett årsmedeldygn,  $L_{A,eq,dygn}$ . Nedan presenteras en tabell där andelen mycket störda respektive andelen störda är omräknade och presenterade i relation till ekvivalent ljudnivå över ett årsmedeldygn. Vid beräkningen har det antagits en trafikfördelning under

dygnet med 72 % trafik under dag, 20 % trafik under kväll och 8 % trafik under natt. Med andra kända dygnsfördelningar rekommenderas att man använder sig av  $L_{den}$  alternativt  $L_{dn}$ .

Intervall LA,eq,dygn	Mycket störda	Störda
41-45	1,7%	6,7%
46-50	3,6%	11,7%
51-55	6,8%	18,9%
56-60	12,0%	28,6%
61-65	19,0%	39,4%
66-70	28,4%	51,5%
70-	39,6%	63,4%

Tabellen ovan redovisar en situation där det är vägtrafik som ger upphov till områdets buller. Andra trafikslag har vid samma ljudnivå en annan andel av befolkningen som är störda respektive mycket störda. Grovt kan man säga att vid en lika dygnekvivalent bullerexponering är flyg mer störande än vägtrafik och tågtrafik mindre störande. I en situation då det är flera trafikslag som ger inverkan på bullermiljön ska det poängteras att det är svårt att uppskatta den totala andelen som är störda av trafikbuller.

I de fall som det inte finns ett underlag som anger antalet boende i det studerade området föreslås att följande genomsnittsvärde används:

Mätenhet	Antal boende per mätenhet
Småhus	3
Lägenhet	2
Meter fasadlängd och våning	0,2
Fönster	0,6

**Exempel:**

Om man i ett projekt konstaterar att 50 småhus får en höjning från intervallet 46-50 dB(A) till 51-55 dB(A) förväntas  $50 \text{ hus} \times 3 \text{ personer/hus} \times (18,9\% - 11,7\%) = 10,8$  fler personer att bli störda. Om 200 lägenheter får en sänkning från intervallet 61-65 dB(A) till 51-55 dB(A) förväntas  $200 \text{ läg.} \times 2 \text{ personer/lägenhet} \times (39,4\% - 18,9\%) = 82$  färre personer bli störda.

Notera att det är frågan om ett statistiskt underlag så att antalet störda vid olika alternativ ska avrundas på för projektet relevant sätt. Det reella utfallet av antalet som anser sig störda beror på ett flertal olika frågor där t.ex. inställning till projektet, erhållen information och andra lokala och aktuella frågor påverkar.

Det finns data som visar att de sammanvägda dos-responssamband som redovisats av Miedema & Oudshoorn ("EU-kurvan) underskattar störningsförekomsten i norska samhällen (Klæboe, pers med, 2003), vilket även torde kunna gälla för Sverige. Kurvan stämmer i Norge bra som en beskrivning av störningsförekomsten inomhus.

### Referenser kapitel 3

- Berglund B, Lindvall T, Nilsson E (2002). Inventering av kunskapsläget för störningsstudier av trafikbuller. Institutet för Miljömedicin, Karolinska Institutet
- Miedema H.M.E, Oudshoorn C.G.M (2001). Annoyance from transportation noise: Relationship with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals. Environmental Health Perspective, 109, 409-416.
- SOU 2000:52. Miljömålskommitténs slutbetänkande
- SOU 2000:91. Nationella mål för folkhälsan
- BRÅD, Buller från vägtrafik - Allmänna råd Remissutgåva, Naturvårdsverket 1991
- Ljudkvalitet i natur- och kulturmiljöer - Förslag till mått, mätetal och inventeringsmetod, Naturvårdsverket 2002
- Bullerskyddsåtgärder- Allmänna råd för Vägverket, Vägverket publikation 2001:88



## 4. Luftföroreningar och luftföroreningseffekter på befolkningen

I detta kapitel diskuteras inledningsvis *vilka slags områden som har en särskild känslighet för luftföroreningar*. Några exempel redovisas utifrån skisser. För att på ett enkelt sätt identifiera de lokalt alstrade halterna från en väg har s.k *nomogram* tagits fram av SMHI, vilka presenteras här. Syftet är att enklare beräkningar skall kunna identifiera situationer som motiverar beräkningar med mer sofistikerade modeller. Slutligen presenteras *diagram över hälsopåverkan* vid olika luftföroreningsbelastning, som kan användas ihop med beräknade haltförändringar och befolkningsdata för att snabbt avgöra om skillnader i antal fall eller personer som påverkas kan vara meningsfullt att skatta mer noggrant.

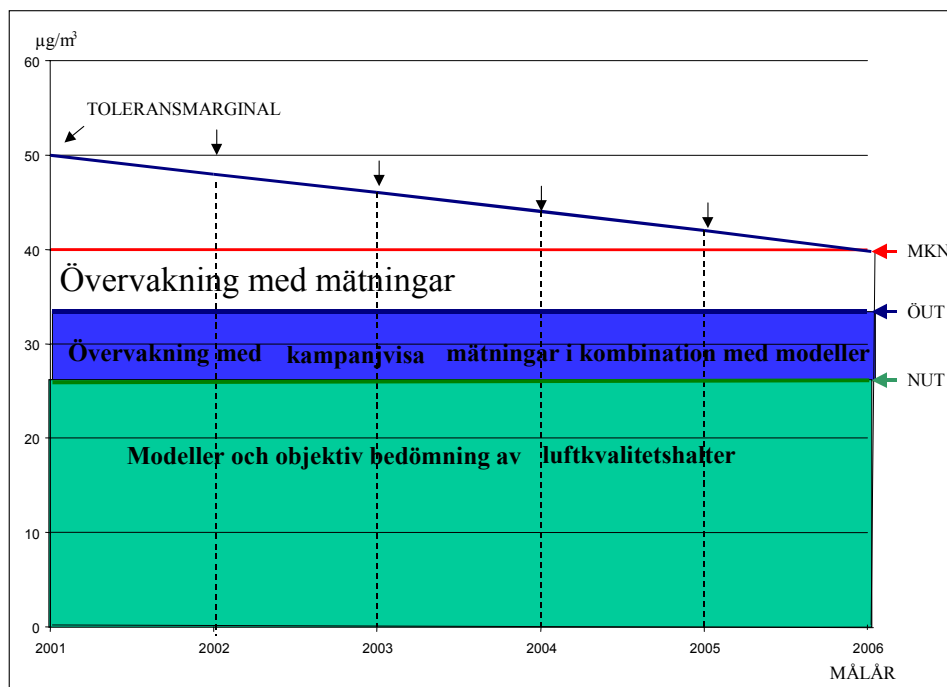
Det finns olika angreppssätt för att väga samman och värdera luftföroreningar från vägtrafik ur hälsosynpunkt. Ett enkelt sätt är att beräkna nettoförändringarna i *utsläppen* till luft. Då tar man dock inte hänsyn till den påverkan på *haltförändringar* i omgivningsluften som styrs av var utsläppen sker och spridningsförutsättningarna där. Platsen för haltförändringarna är viktig att känna till för att kunna uppskatta hur stor andel av befolkningen som påverkas. Exempelvis berörs fler människor av ett utsläpp som sker i en tätort än i glesbygd.

Vid bedömningen av i vilken omfattning man behöver göra exponeringsberäkningar i en MKB bör man beakta:

- Bakgrundsbelastning
- Lokala haltbidrag
- Geografiskt läge, meteorologi/spridningsförutsättningar
- Känsliga miljöer (pga av antalet människor eller särskilda krav på området)
- Mellanårsvariationer
- Framtida utveckling

### **Bakgrundsbelastning**

Förekommande halter av luftföroreningar har sitt ursprung i utländska, nationella, regionala och lokala emissioner. Oavsett om förändringen som MKB:n behandlar avser landsbygd eller tätort bör man därför beakta den bakgrundsbelastning som råder i området. Om bakgrundsbelastningen (haltnivån på landsbygd) av någon av de trafikrelaterade luftföroreningarna (här berörs främst NO<sub>2</sub> och PM<sub>10</sub>) i de områden som en MKB berör bedöms ligga över den nedre utvärderingströskeln enligt miljökvalitetsnormer, se Figur 1, bör en exponeringsberäkning utföras. Om projektets miljöpåverkan kan antas bli obetydlig, och särskilt vid halter under nedre utvärderingströskeln, är dock exponeringsberäkningar mindre motiverade just för miljökonsekvensbeskrivningen.

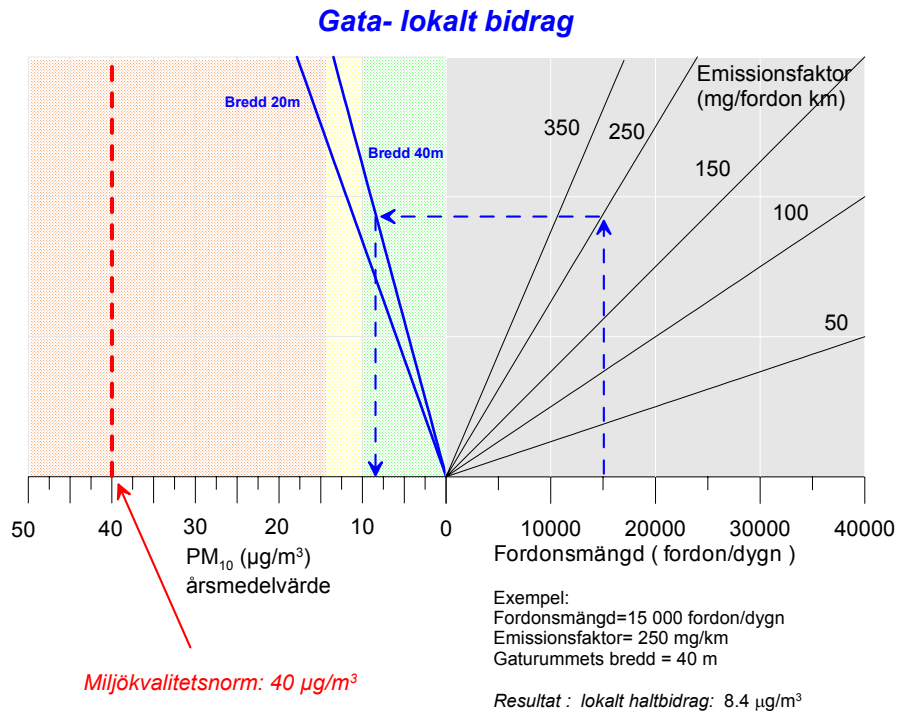


**Figur 4:1** Schematisk bild över utformningen av miljö kvalitetsnormer (MKN), där exemplet gäller för MKN för  $\text{NO}_2$  som årsmedelvärde.  
 ÖUT= övre utvärderingströskel, halter > ÖUT indikerar att mätningar är nödvändiga.  
 NUT= nedre utvärderingströskel, ÖUT < halt > NUT innebär att en kombination mellan mätningar och modellberäkningar är tillåten. Vid halt < NUT är det tillåtet att enbart använda modelleringsmetoder.  
 Toleransmarginal: den halt som utöver MKN kan tolereras för tiden innan normen ska vara uppfylld.

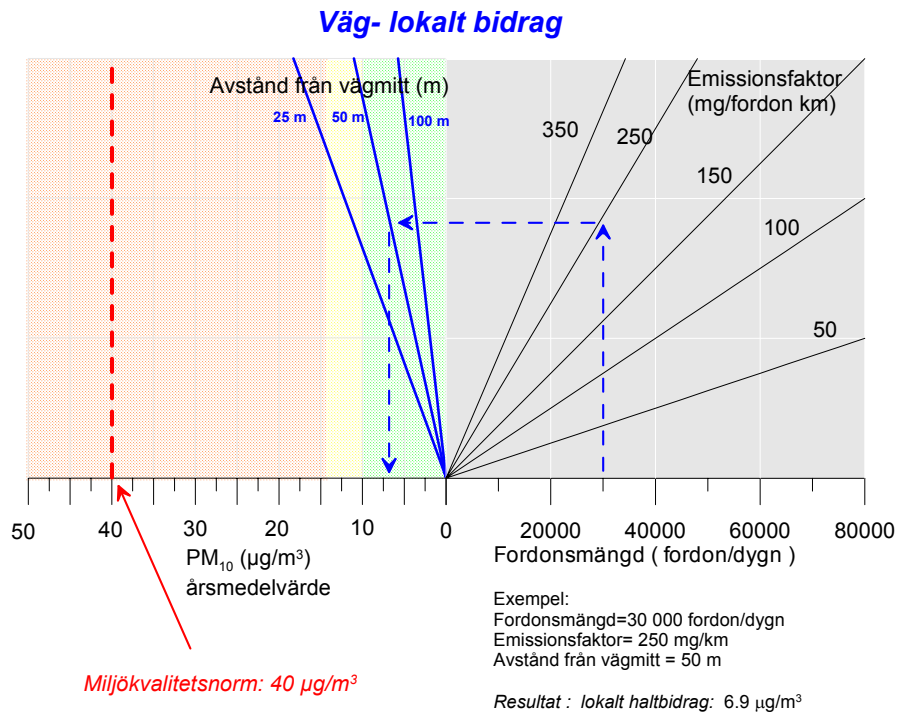
Inom ramen för det nationella luftövervakningsprogrammet, som finansieras av Miljöövervakningsenheten vid Naturvårdsverket, mäts halter av bl.a.  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$ , sot,  $\text{PM}_{10}$  och ozon i bakgrundsluft på landsbygden. Mätstationerna ingår i det europeiska samarbetsprojektet EMEP inom ramen för konventionen om långväga transport av gränsöverskridande luftföroreningar. Även inom det s.k. Urbanmättnätet utförs mätningar av  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$  och  $\text{O}_3$  i regional bakgrundsluft. Data från samtliga dessa mätningar finns tillgängliga via datavärden, IVL, ([www.ivl.se](http://www.ivl.se)).

### Lokala haltbidrag

Ett enkelt sätt att uppskatta haltbidraget från en väg respektive gata är att använda sig av, de av SMHI framtagna, nomogram (Foltescu, V. 2001), se Figur 4:2-4:5. Från nomogrammen kan man utläsa det lokala haltbidraget som en väg/gata ger upphov till. Väg definieras här som en öppen landsväg medan gata representerar gaturum i tätorter. Emissionsfaktorer finns framtagna och presenterade i Vägverkets Handbok för vägtrafikens luftföroreningar ([http://www.vv.se/publ\\_blank/bokhylla/miljo/handbok/flik6/Flik6\\_9.htm#Emissionsscenariot\\_abell](http://www.vv.se/publ_blank/bokhylla/miljo/handbok/flik6/Flik6_9.htm#Emissionsscenariot_abell)).

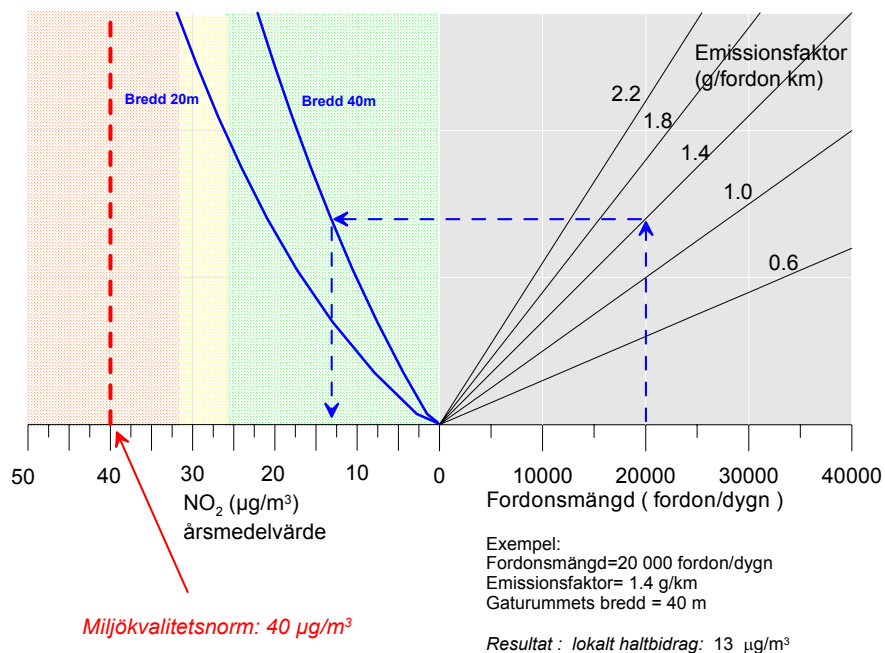


**Figur 4.2** Nomogram för beräkning av lokala bidrag från gaturum till årsmedelhalter av  $\text{PM}_{10}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).



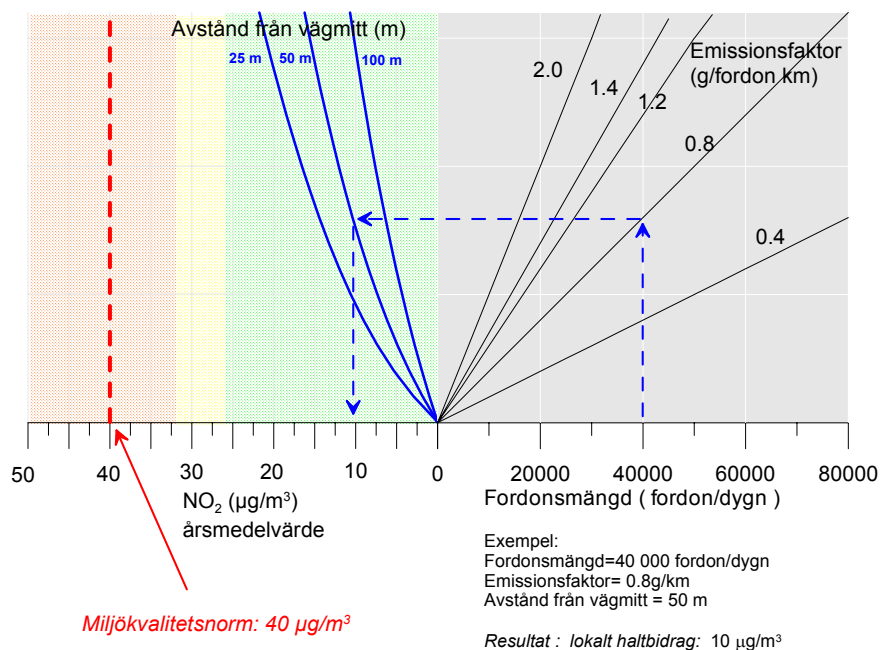
**Figur 4:3** Nomogram för beräkning av lokala bidrag från öppen väg till årsmedelhalter av  $\text{PM}_{10}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

### Gata- lokalt bidrag



Figur 4:4 Nomogram för beräkning av lokala bidrag från gaturum till årsmedelhalter av NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>).

### Väg- lokalt bidrag



Figur 4:5 Nomogram för beräkning av lokala bidrag från öppen väg till årsmedelhalter av NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>).

### Geografiskt läge och lokal meteorologi

Det geografiska läget i landet har stor betydelse för vilka halter som ett utsläpp till luft resulterar i, dels som en följd av varierande spridningsförhållande och dels på grund av

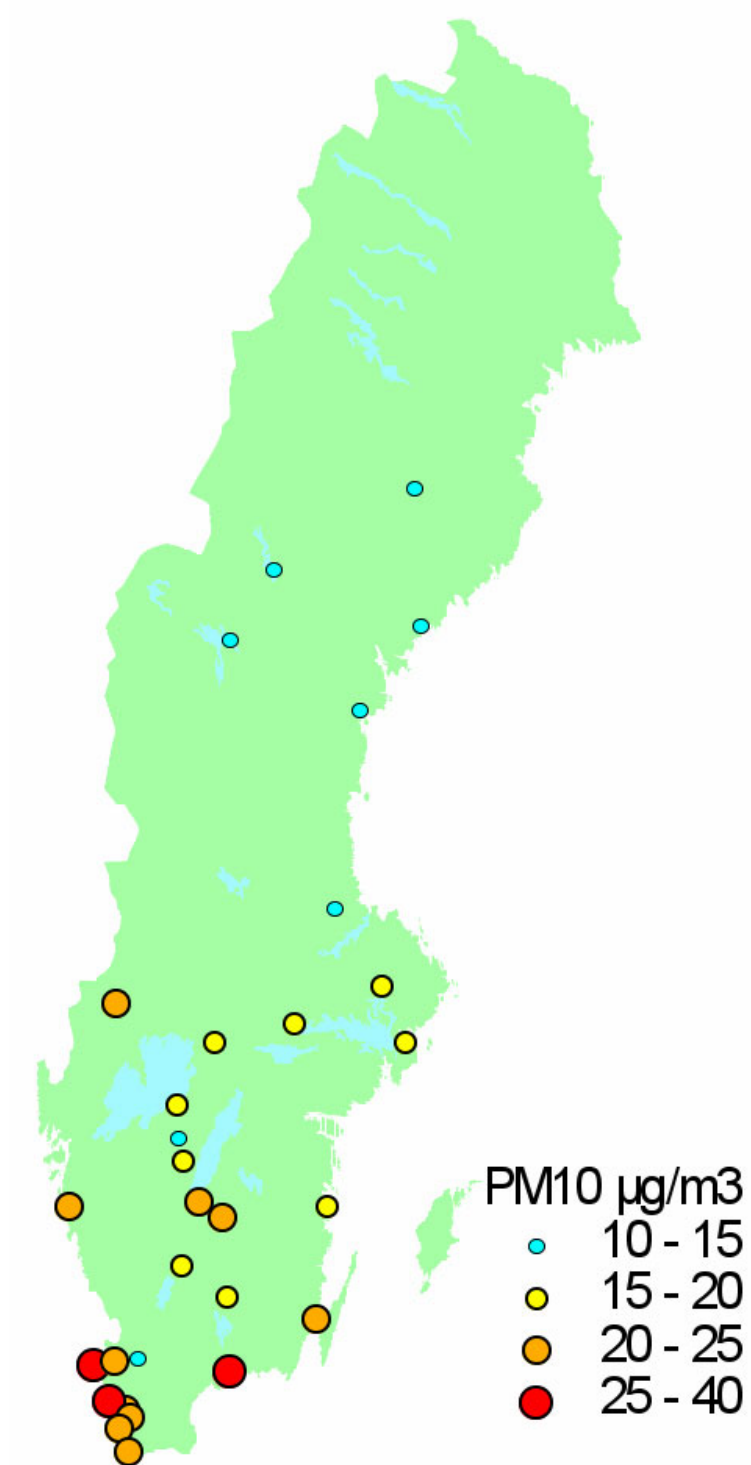
bakgrundsbelastningen av luftföroreningar. I Figur 4:6 a o b och 4:7 illustreras haltförhållanden för  $PM_{10}$  och sot samt  $NO_2$  över landet utifrån mätningar i tätorter inom bland annat Urbanmättnätet samt på landsbygd från mätningar inom EMEP vinterhalvåret 2002/03.

## **$NO_2$**

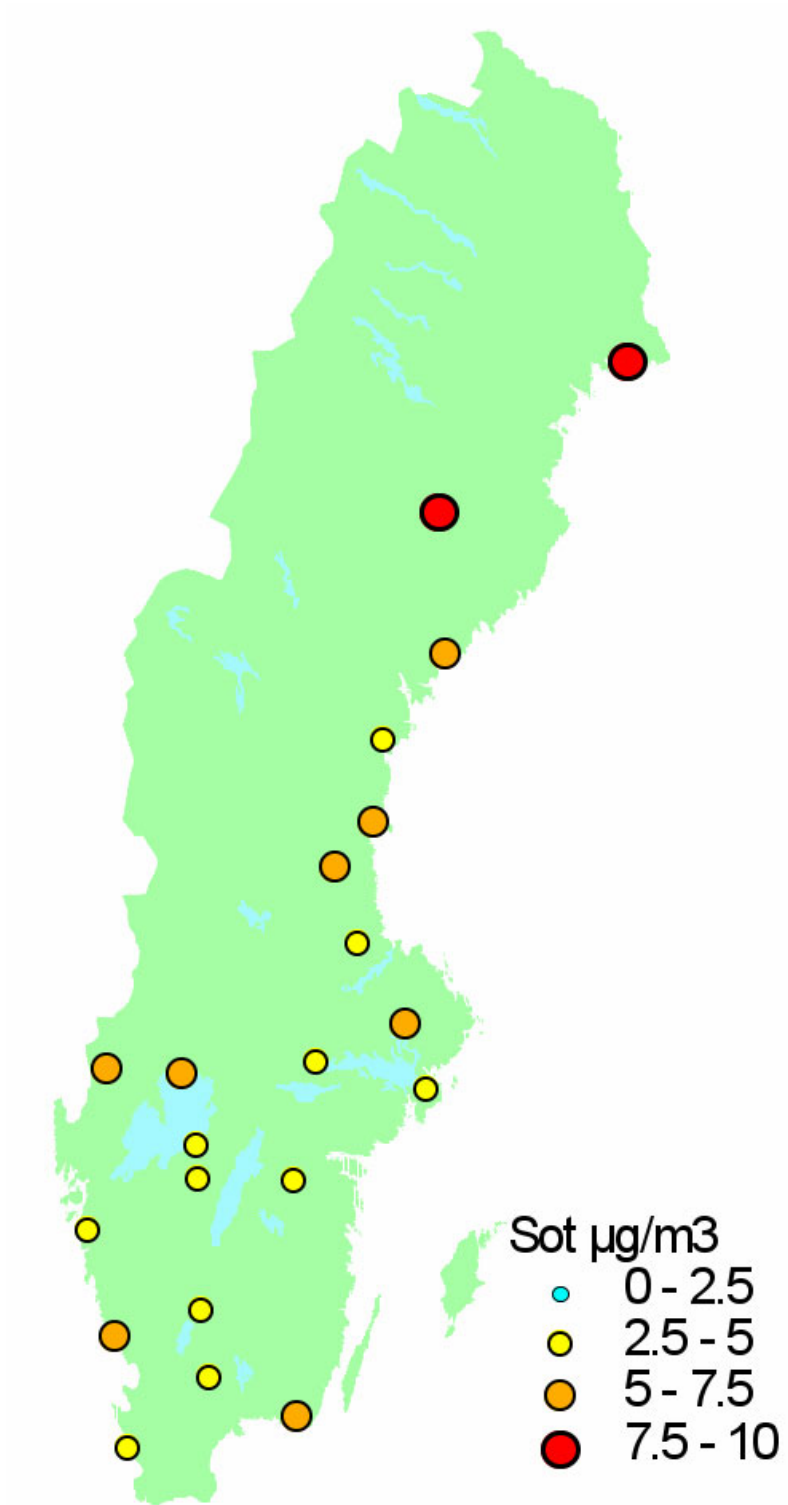
Halterna av  $NO_2$  på svensk landsbygd är vanligtvis mycket låga jämfört med halterna i tätorter och rådande miljö kvalitetsnormer (MKN). Nivåerna för årsmedelvärden av  $NO_2$  är mellan 1 och 5  $\mu g/m^3$ , där lägsta halter generellt förekommer i norra Sverige och högst i södra Sverige. Den nedre utvärderingströskeln (NUT) för  $NO_2$  som årsmedelvärde är 26  $\mu g/m^3$ . I tätorternas urbana bakgrund varierar årsmedelvärdena för  $NO_2$  mellan ca 10 och 30  $\mu g/m^3$ . Den nord-sydliga gradienten för halterna på landsbygd gäller ej generellt för den urbana bakgrunden, se Figur 4:7.

## **$PM_{10}$**

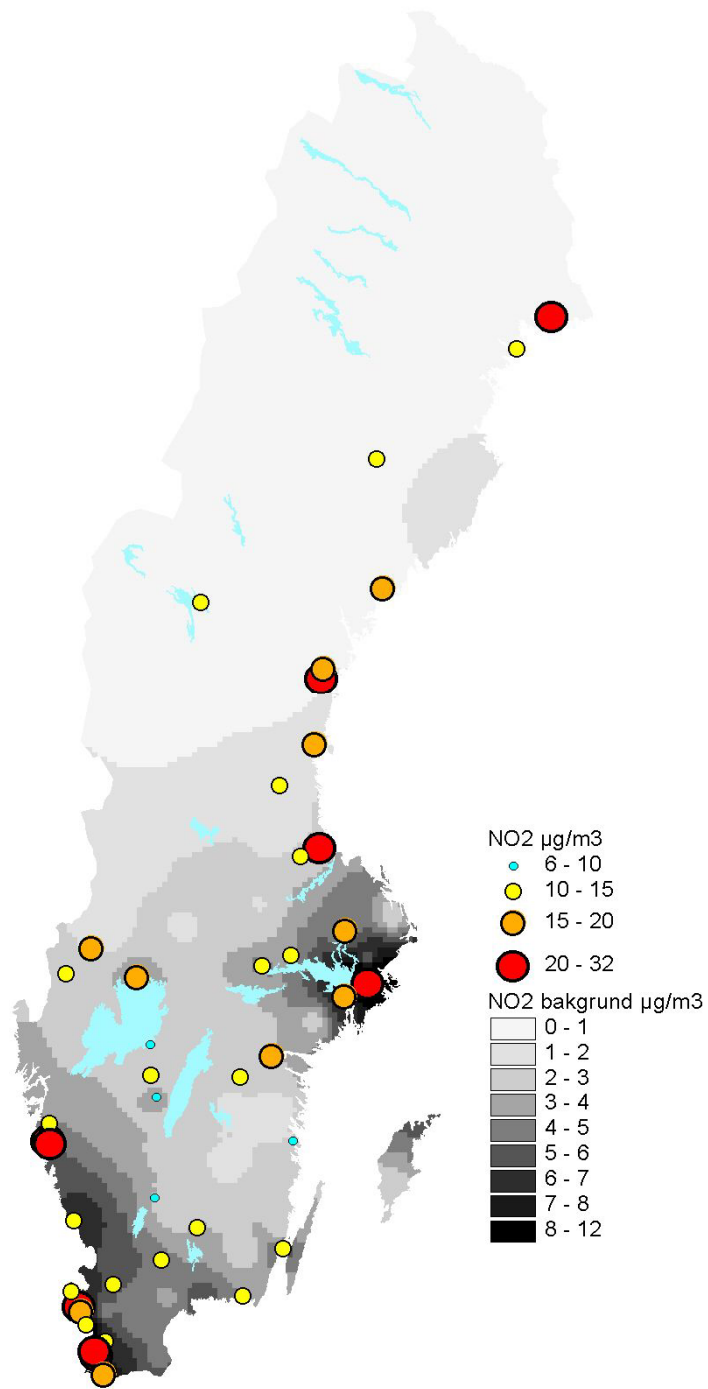
Till skillnad från tätorternas  $NO_2$  - halter utgör bakgrundsbidraget en stor andel av  $PM_{10}$ -halterna i tätorter. Halterna på landsbygden, d.v.s långdistanstransporterat  $PM_{10}$ , varierar också geografiskt och är generellt högre i södra än i norra Sverige. Årsmedelvärdena varierar mellan ca 12 och 18  $\mu g/m^3$  i urban bakgrund och mellan (Aspvreten, Vavhill) mellan ca 7 - 13  $\mu g/m^3$  på landsbygd, vilket innebär att en stor andel av halterna i urban bakgrund är långdistanstransporterat. De lokala källorna i en tätort medför en förhöjning av halterna i gaturum med i storleksordning 10-20  $\mu g/m^3$ . Gaturummet är starkt påverkat av resuspension (uppvirvling av vägdamm, däckslitage mm). För ett årsmedelvärde av  $PM_{10}$  i ett gaturum som varierar mellan ca 25-40  $\mu g/m^3$  är andelen resuspension ca 40-70%, långdistans transport ca 20-50% och andra källor ca 10% (Areskoug, 2002)



**Figur 4:6 a** Vinterhalvårsmedelvärden av  $\text{PM}_{10}$  i tätorternas urbana bakgrund vinterhalvår 2002/03.



**Figur 4:6 b** Vinterhalvårsmedelvärden av sot i tätorternas urbana bakgrund vinterhalvår 2002/03.



**Figur 4:7** Uppmätta vinterhalvårsmedelvärden av PM<sub>10</sub> och sot samt NO<sub>2</sub> i svenska tätortersurbanabakgrund samt bakgrundsstationer inom EMEP-nätet.

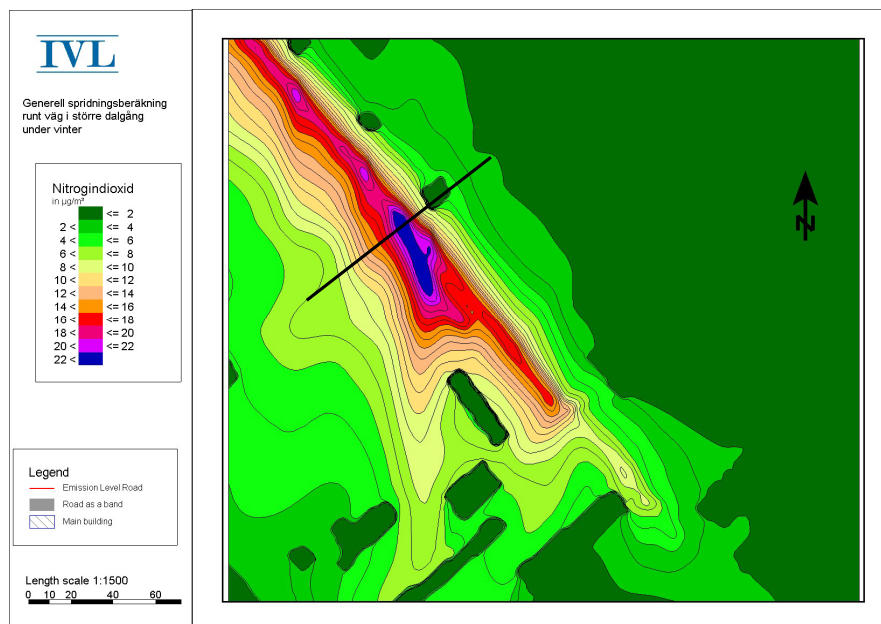
### **Meteorologi**

Meteorologin har en avgörande betydelse för vilka halter som uppstår till följd av utsläpp. Beroende på väder uppstår skillnader i haltnivåer från år till år, s.k mellanårsvariationer. Man bör därför ta hänsyn till vilka meteorologiska betingelser som rått för de uppmätta halter man har tillgång till.

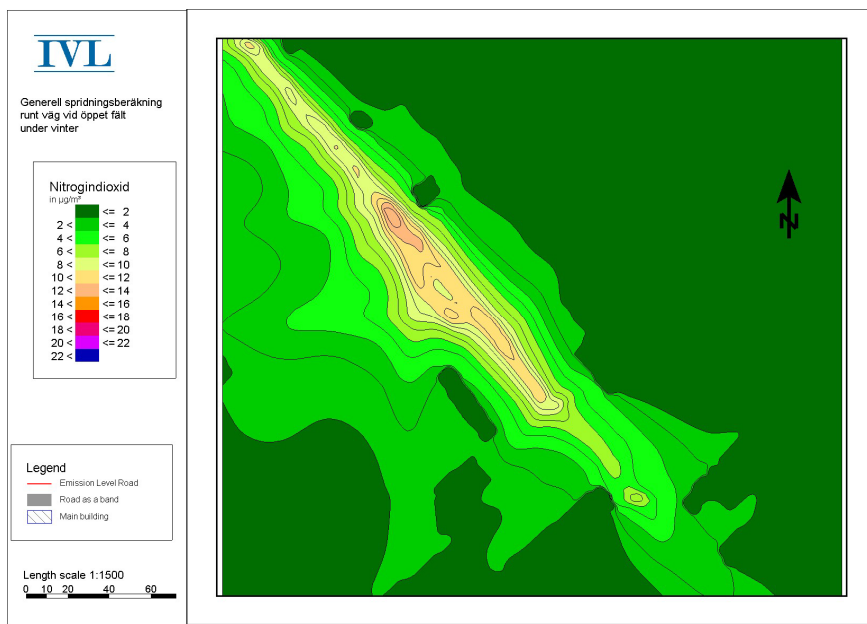


Genom att försöka uppskatta de ur spridningssynpunkt ogynnsamma *lokalklimatologiska förhållanden* kan man förutse var halterna kan bli förhöjda. Typiska sådana områden är där stora topografiska skillnader förekommer, dalgångar, svackor i terrängen, lägen bakom eller mellan berg/större skogar. Förekommer någon/några av ovanstående förutsättningar är omblandningen vanligtvis försämrad med förhöjda halter som följd och risk för överskridanden av miljö kvalitetsnorm. Exemplet i Figur 4:8 och 4:9 illustrerar haltberäkningar längs en vägsträcka, dels genom en större dalgång, dels på öppet fält belägen i Västra Sverige för samma period (januari).

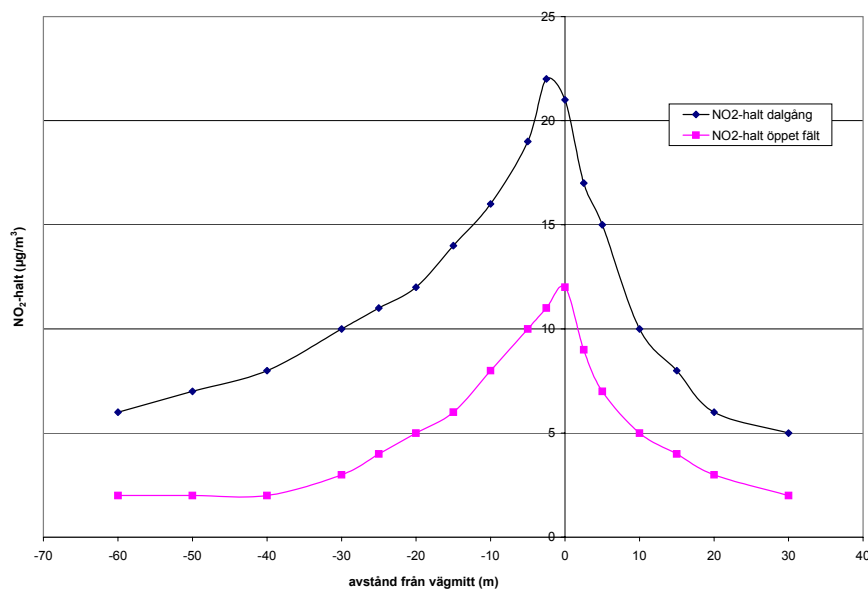
Meteorologin är platsspecifik. Haltavtagandet har beräknats längs en linje tvärs vägen och halterna presenteras i Figur 4:10. Vindriktningsförhållandena är de samma vid de båda platserna. Spridningsförutsättningarna för luftföroreningar kan även förändras till följd av förändring av *bebyggelsestruktur*. Om t.ex. flera närliggande hus är höga kan antas att omblandningen i markplan försämras och i bostadsområden som har en kompakt byggnadsstruktur med trånga gator resulterar detta vanligen i förhöjda halter.



**Figur 4:8** Halternas spridning längs en väg i en dalgång.



**Figur 4:9** Halternas spridning längs en öppen väg.



**Figur 4:10** Haltgradienten från en väg belägen i en dalgång samt på ett öppet fält (Västra Sverige, januari).

### Särskilt känsliga miljöer

Särskilt känsliga miljöer i övrigt avseende exponering är områden där belastningen redan är hög och där många människor vistas (stadskärnor, bostadsområden mm) eller miljöer där andra särskilda krav föreligger (skolor, daghem, sjukhus, idrottsplatser mm). Här bör man tillämpa en hög detaljeringsgrad (emissiondata, modellupplösning) vid exponeringsberäkningar.

### **Framtida utveckling**

Analysen av den framtida luftföroreningssituationen bör baseras på:

- bakgrundssituationen idag men även i framtiden, det vill säga den storskaliga utvecklingen (prognoser från EMEP). Idag har internationella överenskommelser om utsläppsminskningar redan medfört minskande bakgrundshalter av vissa luftföroreningar och sannolikt kommer minskningarna att fortsätta
- utvecklingen lokalt vad gäller framtida energisystem, infrastruktur, industri utsläpp m.m. och därmed den påverkan som detta kan ha på de lokala förhållandena.
- övriga planerade nationella/internationella åtgärder såsom utsläppskrav på fordon, miljözoner mm
- jämförelser med gällande miljö kvalitetsnormer och miljömål ([www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se))

## Luftförorenings effekter på befolkningen

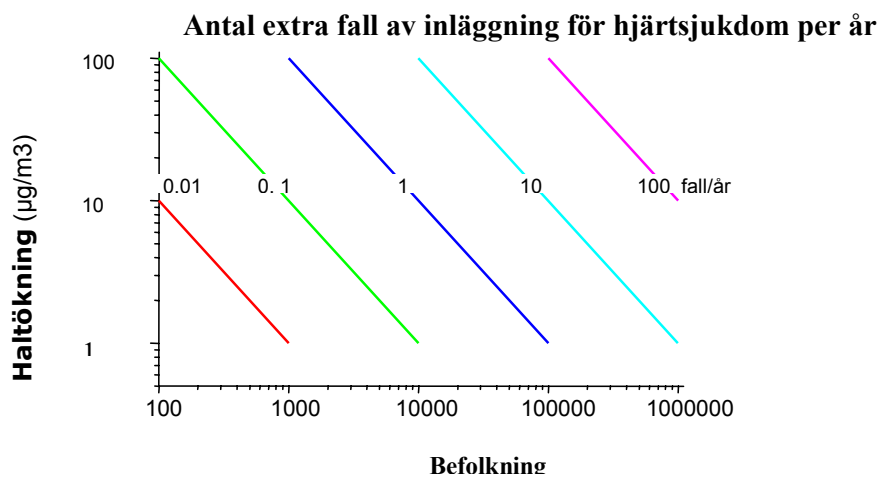
Kvantitativa uppskattningar av hälsokonsekvenser till följd av luftföroreningar bör göras då aktuella alternativ kan innebära betydande skillnad i total befolkningsexponering för avgaser eller högsta punkt exponering respektive högsta befolkningsexponering totalt sett kan erhållas med olika alternativ. Det kan dock bli mindre meningsfullt och motiverat att göra detaljerade skattningar om antalet berörda i kombination med storleken på skillnad i exponering gör att det rimligen handlar om väldigt små tal. Då borde det räcka med att t.ex. konstatera att effekten enligt en grov skattning bedöms bli mindre än 0,01 extra fall per år.

Som underlag för en bedömning av om befolkningen i det aktuella fallet är tillräcklig stor för närmare kvantifieringar av olika effekter hänvisas presenteras nedan *diagram över hälsopåverkan* vid olika luftföroreningsbelastning, som kan användas ihop med beräknade haltförändringar och befolkningsdata för att snabbt avgöra om skillnader i antal fall kan vara meningsfulla att skatta mer noggrant. För kvantifieringar av hälsokonsekvenser vilka skall redovisas i en MKB, krävs exponeringsdata från spridningsmodeller och/eller mätningar. Nomogram lämpar sig inte som underlag. Hur dessa skattningar bör gå till kommer att beskrivas och exemplifieras i en senare rapport från projektet.

De effekter av luftföroreningar som utifrån tillgänglig kunskap främst kan vara aktuella att skatta kvantitativt är långtidseffekten för dödligheten, korttidseffekten för vårdstillfällen samt betydelsen för subjektiva besvär, d.v.s. inte alla typer av effekter. En rad andra effekter av avgaser diskuteras, t.ex. uppkomst av allergi och astma, men är olämpliga att försöka kvantifiera på grund av osäkerhet om orsakssambanden och brist på kvantitativa exponeringsresponsdata. Ofta är dock samband som kan användas inte särskilt trafikförorenings-specifika och avser genomsnittshalten i det samhälle/område där man bor, inte just utanför bostaden. Kvävedioxid används ofta i hälsostudier som en indikator på avgaser, vilket inte betyder att NO<sub>2</sub> behöver vara den viktigaste komponenten ur hälsosynpunkt.

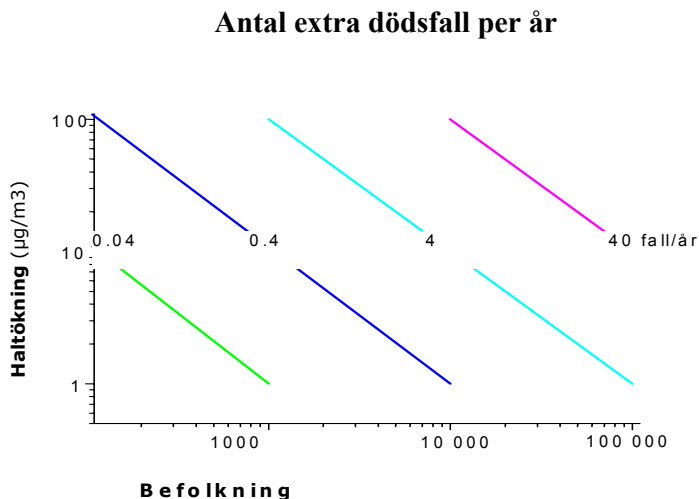
Beträffande *inläggning på sjukhus* har vi här valt att beskriva hur antalet akuta inläggningar för hjärtsjukdom påverkas av partikelhalten (mätt som PM<sub>10</sub>), eftersom dessa är mer vanliga än inläggningar för astma och luftvägssjukdomar, och påverkas ungefär lika starkt av föroreningarna. PM<sub>10</sub> är i de flesta studier en generell indikator på partiklar.

Figur 4:11 skall tolkas så att om 1000 personer får årsmedelhalten höjd med 10 µg/m<sup>3</sup> så resulterar det i 0,1 fall ytterligare fall per år, baserat på att antalet akuta inläggningar för hjärtsjukdom antas vara 1 per 100 och år, samt att de ökar med 1 % per 10 µg/m<sup>3</sup> ökad halt av PM<sub>10</sub>, vilket utifrån den europeiska studien APHEA2 är rimligt.



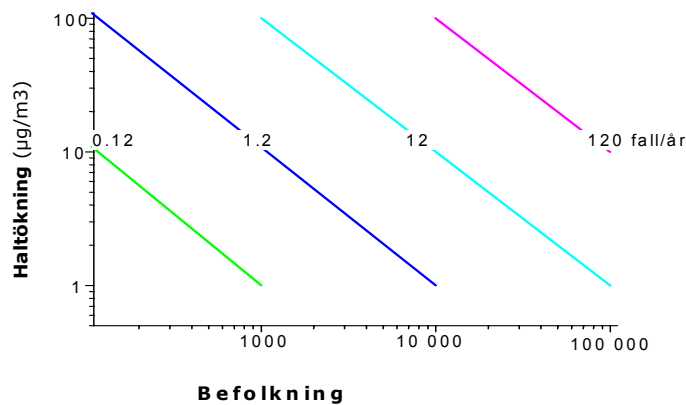
**Figur 4:11.** Linjerna visar hur många extra fall per år som kan förväntas när den urbana bakgrundshalten av PM<sub>10</sub> höjs visst mycket för ett visst antal personer. Antal akuta inläggningar för hjärtsjukdom antas i exemplet vara 1 per 100 personer och år, samt antas öka med 1% per 10µg/m<sup>3</sup> ökad halt PM<sub>10</sub> (Le Tertre et al, J Epidemiol Community Health 2002;56:773-779).

För *dödlighet* har vi dels valt att anta samma exponerings-respons samband som baserat på nordamerikanska studier utnyttjats i flera europeiska beräkningar, inklusive APHEIS (Figur 4:12), dels senare resultat från Nederländerna där relationen till NO<sub>2</sub> i bostadens närområde också beskrivits (Figur 4:13).



**Figur 4:12.** Linjerna visar hur extra dödsfall per år som kan förväntas när en befolkning med ett visst antal dödsfall per år får en viss ökning av den urbana bakgrundshalten. Dödligheten antas öka med 4% per 10 µg/m<sup>3</sup> ökad halt av PM<sub>10</sub> (APHEIS, Health Impact Assessment of Air Pollution in 26 European Cities, www.apheis.net)

### Antal extra dödsfall per år

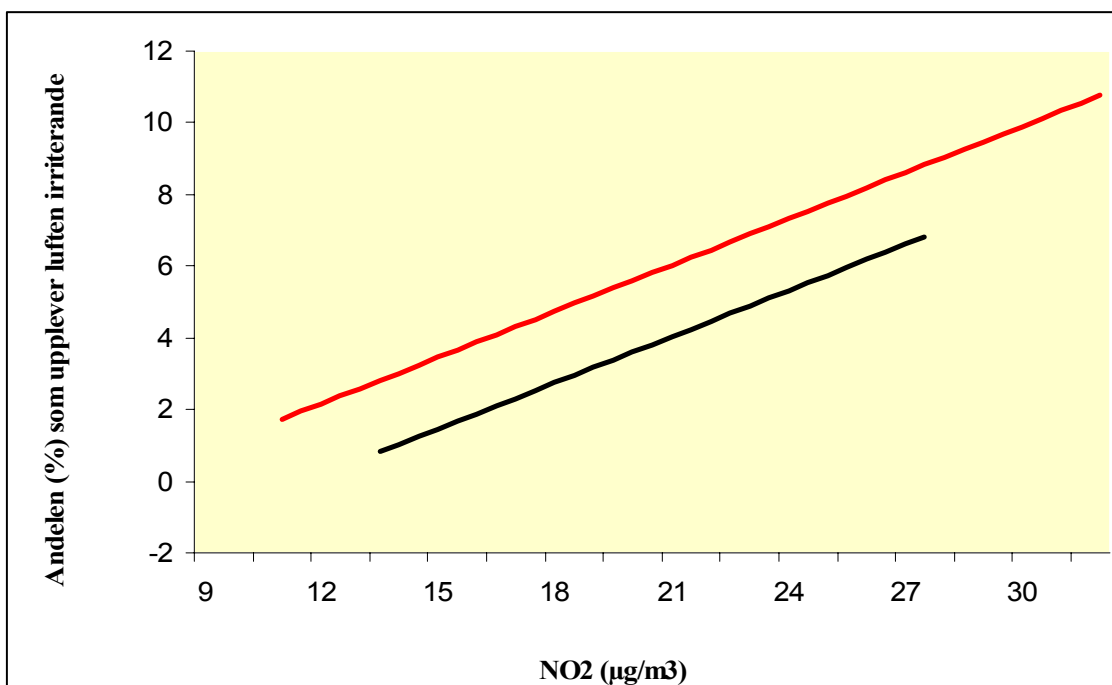


**Figur 4:13.** Linjerna visar hur många fler dödsfall per år som kan förväntas när en befolkning med ett visst antal dödsfall per år får en viss haltökning i bostadens närområde. Dödligheten antas öka med 12 % per 10µg/m<sup>3</sup> ökad halt av NO<sub>2</sub> (Hoek et al, Lancet 2002;360:1203-9).

Om 1000 personer får medelhalten höjd med 10 µg/m<sup>3</sup> av PM<sub>10</sub> respektive NO<sub>2</sub>, så resulterar det i 0,4 respektive 1,2 dödsfall ytterligare per år, baserat på att antalet dödsfall antas vara 10 per 1000 personer och år. Frekvenserna som anges för dödlighet och sjukhusinläggningar är schabloner baserade på stora befolkningsunderlag och är att betrakta som typiska värden. Detta innebär att siffrorna kan variera beroende av befolkningens sammansättning i specifika projekt. En äldre befolkning har exempelvis högre frekvens än en yngre.

Subjektiva *besvär relaterade till luftföroreningar* beskrivs här som andel vuxna som dagligen eller nästan dagligen upplever ortens utomhusluft som irriterande i relation till uppmätt 6-månadersmedelvärde. Två studier visar att antalet som upplever luften som irriterande ökar med nästan 0,4 personer per 100 för varje µg/m<sup>3</sup> som kvävedioxidhalten ökar. Detta skall tolkas så att om 1000 personer får halten höjd med 10 µg/m<sup>3</sup> av NO<sub>2</sub> så kommer 40 fler att uppleva dessa besvär (figur 4:14).

### Besvärsförekomstens haltberoende



**Figur 4:14.** Sambandet mellan uppmätt 6-månadsmedelvärde av kvävedioxid vid centralt placerade mätstationer, och procentandelen vuxna i ett slumpurval som dagligen eller nästan dagligen upplever luften där irriterande. Figuren baseras på två svenska studier med 55 orter (Forsberg et al, *Occup Environ Med* 1997;54:44-48) respektive 12 orter.

#### Referenser kapitel 4

Foltescu V, Gidhagen L, Omstedt G. 2001. Nomogram för uppskattning av halter av PM<sub>10</sub> och NO<sub>2</sub>. SMHI rapport nr 102.

Forsberg, B & Bylin G Uteboken – en bok för alla som bryr sig om en hälsosam utomhusluft. Statens Folkhälsoinstitut och Naturvårdsverket, Stockholm, 2001.

Forsberg B, Stjernberg N, Wall S. People can detect poor air quality well below guideline levels - A prevalence study of annoyance reactions and air pollution from traffic. *Occup Environ Med* 1997;54:44-48.

Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm S, van den Brandt PA. Association between mortality and indicators of traffic related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* 2002;360:1203-09.

Le Tertre A, Medina S, Samoli E, Forsberg B, Michelozzi P, Boumghar, Vonk JM, Bellini A, Atkinson R, Ayres J, Sunyer J, Schwartz J, Katsouyanni K. Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities. *J Epidemiology Community Health* 2002;56:773-779.

WHO. Air Quality Guidelines, 2nd edition. Geneve, 2000.

## 5. Befolkningsdata och register

En MKB kan vara strukturerad enligt olika principer, t.ex. ha en geografisk uppdelning och därmed lyfta fram effekterna för olika berörda områden och befolkningar. Uppläggningsen kan även följa berörda intressen eller typ av påverkan. Oavsett vald struktur är det viktigt att ur hälsosynpunkt bedöma konsekvenserna för olika berörda befolkningar och känsliga verksamheter (t.ex. daghem, skolor, sjukhus, vattentäkt) som finns eller påverkas i omgivningen till aktuell trafiken (befintlig väg och eventuell ny väg).

Information om var människor bor och vistas, liksom var känsliga verksamheter finns, redovisas med rimlig detaljering beroende på projektets karaktär. Enklare uppskattningar av antal berörda (planeringsår) kan bygga på antaganden om antal personer per hus, lägenhet, löpmetrar fasad etc. Även om sådana skattningar används, måste man naturligtvis beakta att olika bostadsområden avsevärt kan skilja sig åt exempelvis beträffande genomsnittlig familjestorlek.

Vanligtvis bör de mest tillförlitliga uppgifterna om verksamheter och befolkning kunna erhållas via berörd kommun. Kommuner köper fortlöpande uppdaterad digitaliserad information av Riksskatteverket (RSV) från folkbokföringsregistret (aviseringsregistret). Registret innehåller bland annat personuppgifter inklusive adresser och fastighetsbeteckningar. En full redogörelse för vad registret skall innehålla ges i *Lag om behandling av personuppgifter i skatteförvaltningens folkbokföringsverksamhet (SFS 2001:182)*.

Ett fullständigt digitaliserat utdrag från aviseringsregistret är endast tillgängligt myndigheter och kommuner, dock finns möjlighet för företag att köpa vissa uppgifter från ”SPAR-registret”. SPAR är ett statligt persondataregister som tillhandahåller begränsad information ur befolkningsregistret till allmänheten (SFS 1998:527). Uppgifter såsom folkbokföringsadress, inkomst och förmögenhet kan inhämtas för personer över 16 år. Sökningen kan göras med vissa urvalskriterier t.ex. åldersintervall, geografi, län, kommun, postnummer, födelsetid mm.

Liknande information om ålder och kön mm, i aggregerad form, kan erhållas från SCB i form av ”nyckelkodsområden”. Nyckelkodsområden är specifika områden som kommunen själv väljer t.ex. bostadsområden.

Innehållet och användandet av personregister regleras i flera lagrum bland annat i Personuppgiftslagen (SFS 1998:204), Lagen om behandling av personuppgifter i skatteförvaltningens folkbokföringsregister (SFS 2001:182) och Lagen om det statliga personadressregistret (SFS 1998:527).

Fastighetsregistret är ett centralt register vilket handhas av Lantmäteriets huvudkontor i Gävle. Här ifrån kan kommuner prenumerera på uppdaterade fastighetsregister över sin kommun tillsammans med vissa övriga uppgifter. I dagsläget har ca 190 kommuner byggt upp en egen databas över kommunens fastigheter, vilken kontinuerligt uppdateras via lantmäteriet (muntligt lantmäteriet). För övriga kommuner finns möjligheten att via en direkt uppkoppling gentemot lantmäteriet ta fram de uppgifter som behövs, utan att skapa en egen data bas. Fastighetsregistret finns att tillgå för andra utöver myndigheter och kommuner, tillgängligheten är dock begränsad beroende av syftet med användningen samt med vissa restriktioner vad avser personuppgifter (Lag om fastighetsregister, SFS 2000:224).



Genom att kombinera fastighets- och befolkningsregistret i en kommun, via ett GIS-system, skapas en viktig informationskälla för att beräkna och uppskatta antalet berörda av t.ex. ett vägprojekt. Med hjälp av GIS-systemet kan antalet och sammansättningen av människor inom vissa avstånd från vägen sammanställas och utgöra grunden för bedömningen av projektets hälsopåverkan. Ett GIS-baserat fastighets- och adressregister kan även kombineras med ytor (zoner) modellerade vid spridningsberäkningar av buller och luftföroreningar.

I skrivande stund är befolkningsregistret kopplat till fastighetens mittpunkt och inte till byggnad eller adress inom fastigheten, vilket är ett problem. Stora fastigheter medför således risk för över- alternativt underskattning av exponeringen då t.ex. modellerade bullernivåer kopplas till fastighetens koordinat. En lösning på problemet är att fördela befolkningen efter byggnadsyta eller ännu bättre byggnadsvolym. Byggnadsyta finns sannolikt att tillgå från samtliga kommuner med ett uppbyggt GIS-system, medan tillgången på data över byggnadshöjder är mer varierande. Lantmäteriet har dock för Telecombranschens räkning karterat hushöjder i 27 städer, vilket är ett alternativ om data saknas hos kommunen. Via kommunens register finns även möjlighet att skilja mellan bostadshus och övriga byggnader vilket är viktigt om befolkningen fördelas på byggnader.

Hanteringen av registerdata är reglerad i Sekretesslagens (1980:100) 7 kap 16§ vilken hänvisar till Personuppgiftslagen (1998:204). PuL ställer vissa krav hur persondata behandlas, och behandling av personuppgift innefattar bland annat samkörning av data ( 3§ PuL). I lagens 9 och 10 §§ anges grundläggande krav på behandling samt när behandlig är tillåten.

Ett alternativ till ovanstående är att köpa koordinatsatta befolkningsdata från SCB. SCB kan ta fram aggregerade data (GIS-format) för specifika områden eller buffertzoner som beställaren anger, där antalet personer inom respektive området och andelen inom respektive ålderskategori samt kön redovisas. Uppgifter för specifika fastighetsbeteckningar redovisas inte utan en sekretessprövning. Ett exempel på tillämpning är vid redovisning av antalet och ålderssammansättningen av personer bosatta på olika avstånd från en tänkt eller befintlig vägsträckning. Alternativt kan områdena avgränsas efter t ex spridningsberäkningar för buller och luftföroreningar och utgöra grund för en exponeringsbedömning. Ett problem med SCB:s data är att de endast ges för de definierade områdena, vilket innebär ändringar av områden kräver ett nytt uttag av data.