

Cirkulationsplatsers inverkan på vägtrafikbuller

The impact on traffic noise by roundabouts

Gustav Myhrman

REFERAT

Cirkulationsplatsers inverkan på vägtrafikbuller

Gustav Myhrman

I dagens samhälle är runt två miljoner svenskar störda av trafikbuller, samtidigt som bilismen och vägtransporterna ökar. För att få en säkrare trafikmiljö med ett jämnare körsätt är det populärt att bygga om vanliga korsningar till cirkulationsplatser.

Denna rapport fokuserar på vad som händer med bullernivåerna då trafiken passerar en cirkulationsplats. Undersökningarna har genomförts genom att beräknade bullernivåer jämförts med uppmätta värden från olika cirkulationsplatser. Arbetet inleds med en litteraturstudie om ljud- och bullerfrågor.

Bullermätningar utfördes vid totalt åtta olika cirkulationsplatser, där både ekvivalentnivåer och maxvärden samlades in. Därefter beräknades medelvärden av dessa. Ekvivalentnivåer korrigerade för variationer i trafikmängden beräknades också. Dessa olika värden jämfördes sedan med modellerade värden, beräknade med både 1996 års beräkningsmodell och med en ny modell kallad Nord2000.

Resultaten från mätningarna tyder på att ekvivalentnivåerna, vid ett bestämt avstånd från vägen, generellt minskar desto närmare cirkulationsplatsen man kommer. Även tidigare forskning i frågan tyder på att trafikbullernivåerna tenderar att minska i anslutning till en cirkulationsplats. Detta fenomen kan troligtvis förklaras med den minskade hastigheten hos fordonen runt cirkulationsplatsen.

Maxnivåerna uppvisar en större spridning mellan mätpunkterna än vad ekvivalentnivåerna gör, vilket troligen beror på att maxnivåerna är väldigt känsliga för enskilda fordonspassager. Dock visar resultat från nio av elva mätningar att även maxnivåerna ökar med avståndet till cirkulationsplatsen.

Vid jämförelse av de modellerade och uppmätta värdena visar det sig att 1996 års modell i genomsnitt visar 1,1 dBA lägre och Nord2000 visar 1,4 dBA lägre än de uppmätta värdena. Att Nord2000 i medel ger en större avvikelse än 1996 års modell kan bero på det finns betydligt fler parametrar i Nord2000 att ställa in. Därmed kan modellen bli känsligare för till exempel en felaktigt skattad fordons hastighet, acceleration eller vindstyrka.

Nyckelord: Cirkulationsplats, rondell, buller, vägtrafikbuller, Soundplan

*Institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten- och landskapslära. Uppsala universitet
Geocentrum, Villavägen 16 SE-752 36 UPPSALA
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

The impact on traffic noise by roundabouts

Gustav Myhrman

In today's society about two million people in Sweden are disturbed by traffic noise, meanwhile the traffic intensity and road transport increase. In order to achieve a safer traffic environment and a more even traffic flow it has become popular to build roundabouts out of ordinary intersections.

This paper focuses on what happens with traffic noise levels as traffic passes through a roundabout. This is done by comparing calculated noise levels with measured values from different roundabouts. The paper starts with a literature review where sound and noise are studied more carefully.

Noise measurements were carried out on a total of eight different roundabouts, both the equivalent sound pressure level and maximum levels, and average values were calculated from these. The equivalent sound pressure level was corrected for differences in traffic flow compared to yearly average traffic flow. The different values from the measurements were then compared with calculated values, both from the 1996 model and from Nord2000.

The results from the measurements suggest that the equivalent sound pressure level, at a certain distance from the road, in general decreases closer to the roundabout. Research carried out earlier also points towards the same trend. A likely explanation for this phenomenon is the lowering in speed as vehicles round the roundabout.

Maximum levels show a larger dispersion between the different measuring points than the equivalent levels; this may be explained by the larger impact on maximum levels by single vehicles passages. Although, in nine out of eleven places the maximum levels increase with the distance from the roundabout.

The comparison between modeled values and measured values shows that the 1996 model in average returns a value 1.1 dBA lower and Nord2000 returns a 1.4 dBA lower value than the measured one. The greater difference calculated with Nord2000 might be explained by the larger amount of different parameters that can be set. The model is more easily affected by, for example, an incorrect estimated vehicle speed, acceleration or wind speed.

Keywords: Roundabout, noise, traffic noise, Soundplan

Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Sciences.

Uppsala University.

Geocentrum, Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Det här examensarbetet har utförts som en avslutning på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet omfattar 30 högskolepoäng och har utförts åt Vectura i Uppsala. Ämnesgranskare har varit Conny Larsson vid Institutionen för geovetenskaper, luft- vatten- och landskapslära vid Geocentrum i Uppsala.

Det är många som har hjälpt mig under arbetets gång och alla dessa förtjänar ett stort tack. Jag vill framförallt tacka min handledare Johan Kjellin för all hjälp och alla idéer som du har bidragit med under tiden. Jag vill även tacka Carolin Haglund för svar på både möjliga och omöjliga frågor om Soundplan.

Till sist vill jag tacka min tålmodiga syster Tora Myhrman för all korrekturläsning, tack syrran!

Uppsala, december 2009

Gustav Myhrman

Copyright © Gustav Myhrman och Institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten- och landskapslära, Uppsala universitet

UPTEC W09 029, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala 2009

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Cirkulationsplatsers inverkan på vägtrafikbuller

Gustav Myhrman

I många svenska städer är det vanligt att korsningar byggs om till cirkulationsplatser, även kallat rondell. Detta är ett enkelt sätt att öka trafiksäkerheten och att uppnå ett jämnare trafikflöde. Säkerheten ökar då eventuella kollisioner sker vid en brantare vinkel, istället för rakt framifrån eller från sidan som i en vanlig korsning. Cirkulationsplatsen fungerar även som ett farthinder, vilket även det leder till en ökad trafiksäkerhet.

Allt oönskat ljud klassificeras som buller. Ljud uppkommer då ett mediums beståndsdelar trycks ihop eller dras isär, och hos trafikbuller är mediet luft. Hur pass långt ljudet sprids beror på mediets egenskaper och hos luft är det framförallt olika meteorologiska faktorer som påverkar. Detta gör att vid olika väderförhållanden kan bullret i en och samma punkt variera med flera decibel. Regeringen har anslagit olika riktvärden för hur höga ljudnivåer som är acceptabla. Dessa riktvärden gäller vid nybyggnation eller större ombyggnation, så länge det är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt. Riktvärden anger både gränser för den maximala ljudnivån och för ekvivalentnivån, som är en form av medelvärde.

Många olika faktorer påverkar bullernivån och hur långt bullret kommer att spridas. Hos dagens fordon är det framförallt motorljud, ljud från växellådan och däckets kontakt med vägen som ger upphov till trafikbuller. För personbilar är motorbullret dominerande upp till 30–50 km/h och för lastbilar upp till 50–70 km/h. Detta gör att vid de flesta vägarna kommer det mesta av bullret vara av typen däck-väg-buller. Hur mycket buller som alstras av däcken och vägen beror till exempel på typ av däck, vägbeläggningens beskaffenhet och inre vibrationer i hjulupphängningen. En av de största faktorerna till hur mycket buller ett fordon ger upphov till är dess hastighet, en högre hastighet ger mer buller.

Sen tidigare finns det en beräkningsmodell kallad den nordiska beräkningsmodellen från 1996. Modellen används för att göra beräkningar av bullernivåer med olika datorprogram, till exempel Soundplan. En ny modell för bullerberäkningar har tagits fram och den heter Nord2000. Den nya modellen skiljer sig helt från 1996 års modell, den kan bland annat ta hänsyn till väder och acceleration. I det här projektet har beräkningar utförts med båda modellerna.

Metoden som har använts för att analysera hur en cirkulationsplats påverkar trafikbullret är en kombination av bullermätningar, beräkningar med de två modellerna samt en studie av tidigare forskning i ämnet. De tidigare studierna visade att ekvivalentnivåerna tenderar att sjunka ju närmare cirkulationsplatsen man kommer och att cirkulationsplatser verkar ge upphov till mindre buller än en korsning.

Bullermätningar utfördes vid totalt åtta olika cirkulationsplatser och vid varje plats mättes bullernivåerna i två till sex olika punkter. Den första punkten låg närmast cirkulationsplatsen och sedan ökades avståndet i etapper. Då fordonen bedömdes ha uppnått sin slutgiltiga

hastighet så gjordes inga fler mätningar längre bort. Därefter beräknades logaritmiska medelvärden i varje punkt av maxvärdena och av ekvivalentnivåerna. Trafiken vid mättillfällena räknades och delades in i tunga (över 3,5 ton) och lätta fordon. Eftersom trafikintensiteten kan ha varierat mot årsmedelvärdena vid mättillfället så korrigerades ekvivalentnivåerna med hjälp av olika samband. Resultatet från bullermätningarna tyder på att ekvivalentnivåerna generellt sett sjunker allt eftersom avståndet till cirkulationsplatsen minskar, i några fall linjärt. Det förekommer fall då ekvivalentnivån ökar från en punkt till nästa då avståndet minskar. I en del fall går detta att förklara med ökad trafikintensitet eller varierande mätavstånd till vägen. De maximala nivåerna uppvisar en betydligt större spridning från punkt till punkt, men i åtta av tio mätningar så minskar maxnivåerna generellt med avståndet till cirkulationsplatsen.

I beräkningsprogrammet Soundplan gjordes bullerberäkningar utifrån både 1996 års modell och Nord2000. Detta gjordes genom att läsa in kartor över områdena där mätningarna utfördes och sedan lägga in alla mätpunkter. Sedan gjordes beräkningar i mätpunkterna som kunde jämföras med resultaten från mätningarna.

Då resultaten jämfördes visade det sig att 1996 års modell i medel visade 1,1 dBA lägre än den uppmätta medelekvivalentnivån. För Nord2000 var motsvarande siffra 1,4 dBA. Då beräknade värden jämfördes med de korrigerade ekvivalentnivåerna visade Nord2000 i medel 1,8 dBA lägre och 1996 års modell 0,8 dBA lägre. Soundplan har ännu inte någon metod för att beräkna maxnivåer med Nord2000, därför är maxnivåerna endast beräknade med 1996 års modell. Denna modell beräknade i medel en 1,6 dBA högre ljudnivå än vad som uppmättes. Skillnaden mellan de olika modellerna är liten och det är svårt att hävda att någon av dessa är bättre.

Sammanfattningsvis tyder resultaten i denna rapport på att ekvivalentnivåerna minskar närmare cirkulationsplatsen, vilket troligtvis beror på att den minskade hastigheten har större påverkan på bullernivån än ljud från accelerationer och retardationer. Maxnivåerna uppvisar en större spridning, men det finns tecken som tyder på att även dessa sjunker. Båda beräkningsmodellerna tenderar att underskatta bullernivåerna. Ingen av dem underskattar dock nivåerna mer än vad beräkningsosäkerheten kan väntas att vara.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	Inledning.....	1
1.1	Bakgrund	1
1.2	Syfte.....	1
1.3	Tillvägagångssätt	2
2	Allmänt om ljud	2
2.1	Ljudets uppkomst	2
2.2	Ljudtrycksnivå och decibel-begreppet.....	3
2.3	Ljudets avtagande med avståndet	4
2.4	Reflekterande ytor	5
2.5	Meteorologiska effekter.....	7
3	Buller.....	10
3.1	Begrepp och definitioner	10
3.2	Källor till vägtrafikbuller.....	13
3.3	Riktvärden	15
3.4	Hälsoeffekter	15
4	Trafikbuller vid cirkulationsplaster	16
5	Mätteknik	20
5.1	Mätpunkt.....	20
5.2	Väderförhållanden	20
5.3	Trafikförhållanden	21
5.4	Bakgrundsnivå	21
5.5	Korrigerig	21
5.6	Trafikuppräknig	23
5.7	Osäkerhet.....	24
6	Beräkningsmodeller	24
6.1	Nordisk beräkningsmodell från 1996	24
6.2	Nord2000.....	30
6.3	Skillnader mellan Nord2000 och 1996 års modell	36
6.4	Framtiden.....	36
7	Metod	37
7.1	Material och data	37
7.2	Mätplatser	37

7.3	Mätgenomförande.....	42
7.4	Databehandling.....	43
7.5	Modellering	43
8	Resultat.....	44
8.1	Bullermätningar	44
8.2	Modellering	46
9	Diskussion.....	49
10	Slutsats	54
	Litteraturförteckning	56
	Bilaga 1 - Härledningar och ekvationer	59
	Bilaga 2 - Jämförelse mellan Nord2000 och 1996 års modell	62
	Bilaga 3 - Räkneexempel	63
	Bilaga 4 - Resultat, figurer	65
	Bilaga 5 - Resultat, tabeller.....	76
	Bilaga 6 - Notation	82

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND

En cirkulationsplats är enligt Förordning om vägtrafikdefinitioner (2001:651):

”En plats som enligt en lokal trafikföreskrift skall vara cirkulationsplats och som är utmärkt med ett vägmärke för cirkulationsplats.”

Rent praktiskt är det en typ av vägkorsning där trafiken kör motsols runt en rondell, och trafiken inne i cirkeln har företräde framför fordon på väg in i cirkulationsplatsen. Jämfört med en traditionell korsning så är en cirkulationsplats säkrare; i en rapport av Persaud med flera (Persaud m fl, 2000) uppskattas det att olyckor med skador på människor minskat med 79 % efter att traditionella korsningar byggts om till cirkulationsplatser. Ombyggnad av en korsning till cirkulationsplats leder även till ett jämnare trafikflöde med mindre köer (Retting m fl, 2002). En cirkulationsplats fungerar också som en hastighetsdämpare, vilket dels leder till den ökade säkerheten, dels till förändrade bullernivåer.

Det finns flera studier som tyder på att buller är hälsoskadligt för människor (Babisch, 2006; Bluhm m fl, 2006; Nielsen & Öhrström, 2006; Ohm m fl, 2003). Samtliga dessa studier pekar på att många människor drabbas av olika sjukdomar och bekymmer till följd av buller, allt från stress till hjärtsjukdomar.

I Sverige finns det riktlinjer för buller antagna av riksdagen, se kapitel 3.3. Dessa riktlinjer gäller ofta vid ny- eller ombyggnation av en cirkulationsplats. Som en del i processen vid planeringen av en cirkulationsplats görs beräkningar av den förväntade bullersituationen, med hjälp av beräkningsprogram som är baserade på framtagna modeller för bullerutbredning. Den idag mest använda är den Nordiska beräkningsmodellen från 1996. Modellen saknar en metod för att beräkna buller från cirkulationsplatser eller från accelerationssträckor. En ny beräkningsmodell, Nord2000, är framtagen. Nord2000 kan beräkna buller från accelerationssträckor, men har inget specifikt sätt att hantera cirkulationsplatser. Det finns därför ett behov av att reda ut hur väl modellerna klarar av att beräkna bullernivåerna vid cirkulationsplatser, och vad som kan förväntas hända med bullernivåerna då en cirkulationsplats byggs.

1.2 SYFTE

Syftet med det här projektet är att utröna hur väl 1996 års beräkningsmodell och Nord2000 klarar av att representera bullernivåer vid en cirkulationsplats. Detta görs genom att analysera hur uppmätta trafikbullernivåer förändras i anslutning till en cirkulationsplats och jämföra dessa uppmätta nivåer med beräknade värden. I projektet ingår det även att göra en sammanfattning av tidigare forskning om hur vägtrafikbuller påverkas av cirkulationsplatser och vilka faktorer som påverkar ljudutbredning i deras närhet.

1.3 TILLVÄGAGÅNGSSÄTT

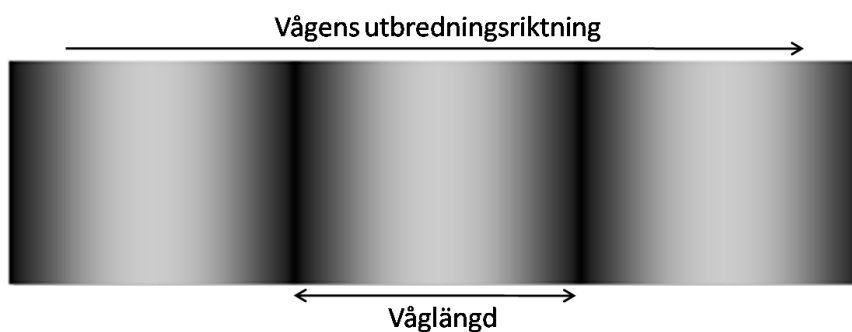
Arbetet har delats in i fyra större delmoment:

1. Litteraturstudie av ljud och buller, framförallt vad som påverkar ljudutbredning och vägtrafikbuller.
2. Fältarbete, där data samlas in. Detta sker genom ljudnivåmätningar vid ett antal olika cirkulationsplatser.
3. Modellering. Med hjälp av ett beräkningsprogram modelleras ljudnivåer för de cirkulationsplatser där tidigare mätningar utförts.
4. Utvärdering. Resultatet från modelleringen jämförs med mätdata och analyseras efter vad som framkommit under litteraturstudien.

2 ALLMÄNT OM LJUD

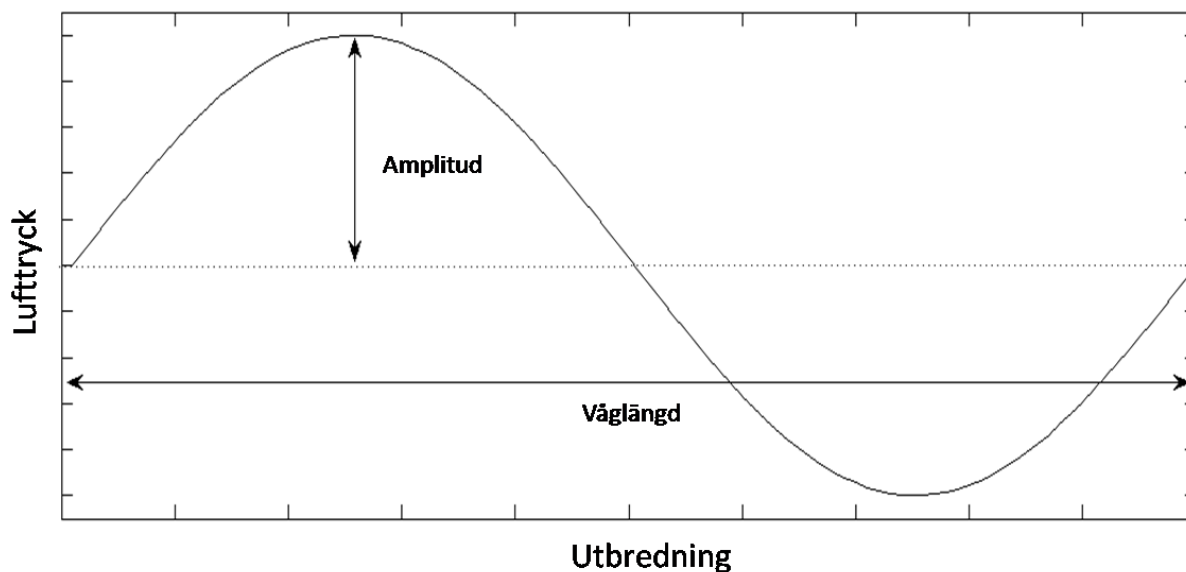
2.1 LJUDETS UPPKOMST

Ljud uppkommer då en mekanisk våg ger upphov till att ett mediums beståndsdelar trycks ihop eller dras isär, och förflyttningen sker i samma riktning som vågen sprider sig i. Denna typ av våg kallas för en longitudinell våg. Förflyttningen av molekyler leder till att mediets densitet ändras, vilket även leder till att trycket i mediet ändras, se figur 1.



Figur 1. Longitudinell våg genom ett medium. En högre densitet är markerad med en mörkare färg.

Den longitudinella vågen kan beskrivas med en sinusfunktion, se figur 2. I figuren är amplituden och våglängden markerad. Amplituden är vågens största absolutvärde, hos en ljudvåg är det den maximala förändringen i tryck jämfört med det ostörda trycket. Avståndet till att vågen börjar repetera sig själv igen är våglängden och betecknas vanligtvis med λ . Motsvarande tidsintervall, till exempel mellan två maxpunkter, kallas periodtid. Ytterligare en specifik egenskap hos en våg är dess frekvens, som anger hur många svängningar vågen hinner med per sekund.



Figur 2. Sinusvåg som beskriver en longitudinell våg. Den streckade linjen symboliserar det ostörda luftrycket.

Ljudets hastighet är beroende av frekvensen och av våglängden, och den kan beräknas med

$$c = f \cdot \lambda \quad (1)$$

där

c = ljudhastighet [m/s],

f = frekvens [1/s = Hz],

λ = våglängd [m].

Människan kan uppfatta ljud i frekvensområdet 20 Hz till 20 kHz, vilket motsvarar en våglängd på ungefär 17 meter till 1,7 cm vid 20°C, enligt ekvation (1)

2.2 LJUDTRYCKSNIVÅ OCH DECIBEL-BEGREPPET

Ljudtrycksnivån, eller bara ljudnivån, är en logaritmisk skala som används för att enkelt kunna jämföra olika ljudtryck.

Människans öra kan uppfatta tryckskillnader på ungefär 20 μPa vid 1 kHz och smärtgränsen går vid ungefär 20 Pa (Andersson, 1998), se tabell 1. Då 20 Pa är en miljon gånger större än 20 μPa är det opraktiskt att använda sig av en vanlig linjär skala; därför används den logaritmiska skalan decibel. Enheten Bel används inom signalhantering för att jämföra förhållandet mellan två signaler, och vid ljudtryck förhållandet mellan referenstrycket (20 μPa) och det faktiska trycket som jämförs. För enkelheten används i princip alltid prefixet deci framför Bel. Ljudnivån beräknas med ekvation (2).

$$L_p = 10 \log_{10} \frac{p^2}{p_{\text{ref}}^2} = 20 \log_{10} \frac{p}{p_{\text{ref}}} \quad (2)$$

där

L_p = ljudtrycksnivå [dB],

p = ljudtryck [Pa],

p_{ref} = referenstryck, 20 μ Pa.

Vid addition och andra beräkningar av ljudnivåer måste dessa först räknas om till tryck enligt följande samband

$$L = 10 \log_{10} \left(\frac{p}{p_{\text{ref}}} \right) \Leftrightarrow \frac{p}{p_{\text{ref}}} = 10^{0,1L} \quad (3)$$

För addition av flera ljudkällor används då

$$L_{\text{Aeq,tot}} = 10 \log_{10} \left(\sum_{i=1}^n 10^{0,1L_{\text{Aeq},i}} \right) \quad (4)$$

Denna ekvation gör att om två lika starka ljudkällor adderas till varandra så ökar ljudnivån med 3 dB. Om skillnaden är 5 dB mellan ljudkällorna ökar ljudnivån med endast 1,2 dB från den högsta nivån, och då skillnaden är 17 dB är ökningen mindre än 0,1 dB.

Tabell 1. Samband mellan ljudtryck, ljudnivå och exempel i vardagen (Andersson, 1998; Larsson, 2008)

Ljudtryck [Pa]	Ljudnivå [dB]	I vardagen motsvarande
110000	195	Maximalt ljudtryck
20000	180	Kanon, trumhinnan spricker
200	140	Jetplan
20–60	120–130	Smärtgräns
6,3	110	Disko
0,63	90	Startande långtradare
$6,3 \cdot 10^{-2}$	70	Stadstrafik
$2 \cdot 10^{-2}$	60	Normalt samtal
$6,3 \cdot 10^{-3}$	50	Kontorsrum
$6,3 \cdot 10^{-4}$	30	Vindbrus
$6,3 \cdot 10^{-5}$	10	Andning i ekofritt rum
$2 \cdot 10^{-5}$	0	Hörselgräns

2.3 LJUDETS AVTAGANDE MED AVSTÅNDET

En ljudvåg som sprider sig genom luften innehåller energi. Om ljudtrycket [Pa] multipliceras med luftflödet [m^3/s] kan ljudvågens effekt [W] beräknas, se bilaga 1.

Ljudintensiteten [W/m^2] är effekt per ytenhet och brukar betecknas med I . Om en punktformig ljudkälla sänder ut ljud kommer ljudvågen att ha formen av en sfär, med centrum i punkten där ljudkällan befinner sig. Då kan ljudintensiteten för sfären beräknas med

$$I = \frac{W}{4\pi r^2} \quad (5)$$

där nämnaren är arean för en sfär. Allt eftersom avståndet till källan ökar kommer ljudintensiteten att minska med kvadraten av avståndet från källan. Då kan följande samband härledas för ljudets avståndsavtagande från en punktkälla (härledning återfinns i bilaga 1)

$$L = L_0 - 20 \log_{10} \frac{r}{r_0} \quad (6)$$

där

L = ljudtrycket i punkten r ,

L_0 = ljudtrycket i punkten r_0 .

I denna ekvation framgår att om avståndet från källan dubbleras kommer ljudnivån att avta med 6 dB. Om istället en linjekälla betraktas fås följande ekvation för ljudets avståndsavtagande (härledning återfinns i bilaga 2)

$$L = L_0 - 10 \log_{10} \frac{r}{r_0} \quad (7)$$

Detta resulterar i att en avståndsfordubbling från en linjekälla ger en sänkning av ljudnivån med 3 dB. En väl trafikerad väg kan betraktas som en linjekälla, men om vägen befinner sig på ett stort avstånd kan den klassas som en punktkälla.

2.4 REFLEKTERANDE YTOR

Beroende på en ytas beskaffenhet kan den reflektera eller absorbera ljud. En hård yta reflekterar ljud, medan en mjuk yta absorberar ljudet.

Om en ljudstråle träffar en helt stel och jämn yta kommer strålen att reflekteras, och infallsvinkeln kommer att vara lika stor som utfallsvinkeln. Om ytan inte är helt stel och mediet har andra egenskaper, till exempel en högre ljudhastighet, kan ljudet sprida sig i det nya mediet (Bodén m fl, 2001). Ljudstrålens brytningsvinkel följer Snells lag

$$\eta_0 \sin \theta_0 = \eta_1 \sin \theta_1 \quad (8)$$

där

θ_i = strålens brytningsvinkel från normalen i skikt i ,

η_i = brytningsindex för skikt i .

Brytningsindex definieras som $\eta = c_v/c_m$, vilket är kvoten mellan strålens hastighet genom vakuum och genom mediet, som tillsammans med ekvation (8) resulterar i

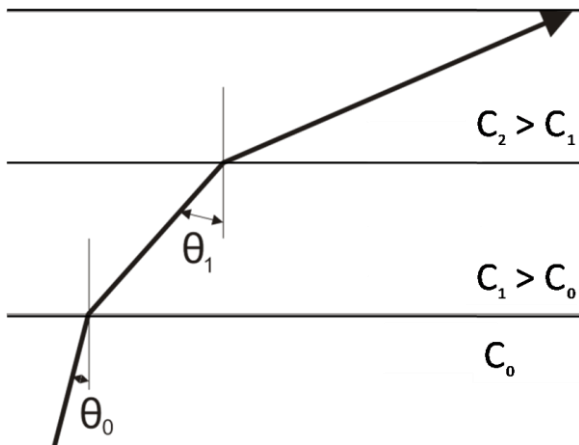
$$\frac{\sin \theta_0}{c_0} = \text{konstant} = \frac{\sin \theta_1}{c_1} \quad (9)$$

där

c_i = strålens hastighet i skikt i .

I figur 3 syns en ljudstråle på väg uppåt från ett skikt med lägre hastighet till ett skikt med högre hastighet. För att villkoret i (9) då ska vara uppfyllt så måste brytningsvinkeln från normalen öka, vilket leder till att strålen kommer att plana ut och få en mer horisontell

riktning. Motsvarande sker då strålen är på väg upp och stöter på ett skikt med lägre hastighet, brytningsvinkeln till normalen kommer att minska vilket leder till att strålen viker av ännu mer uppåt. Fenomenet att en stråle ändrar riktning under passagen mellan två medium kallas refraktion.



Figur 3. En ljudstråles väg genom olika skikt med olika hastighet. Om $C_0 > C_1 > C_2$ kommer ljudstrålen att böja av uppåt istället.

Ljudstrålen kan även reflekteras helt då den träffar ett skikt med tillräckligt liten infallsvinkel, så kallad total reflektion. Vid total reflektion så går strålen aldrig igenom skiktgränsen. Detta sker då

$$\eta_0 \sin \theta_c = \eta_1 \sin 90^\circ \quad (10)$$

vilket ger den kritiska vinkeln

$$\theta_c = \arcsin\left(\frac{\eta_1}{\eta_0}\right), \text{ där } \eta_1 < \eta_0 \quad (11)$$

Då ljud träffar en yta som inte är hård kan en del av ljudet absorberas. En del av ljudenergin kommer då att omvandlas till värme. Om materialet är poröst så kommer ljudet som tränger in i porerna att bromsas av friktionen mellan luften och materialet, och på så sätt dämpas. En lämplig porositet (porvolym/total volym) på materialet är 0,6–0,9. Då ljudet tränger in i porerna är det materialets strömningsmotstånd som avgör hur mycket det dämpas, vilket anger hur mycket lufttrycket minskar vid passage genom en centimeter av materialet.

Under det absorberande materialet finns det ofta ett reflekterande material vilket leder till att ljudet kan studsas tillbaka. På en fjärdedels våglängd från den reflekterande ytan kommer partikelhastigheten att vara som störst, vilket resulterar i att den största absorptionen kommer ske för frekvensen (Andersson, 1998)

$$f \geq \frac{c}{4\Omega} \quad (12)$$

där

Ω = det absorberande materialets tjocklek [m].

Detta gör att vid låga frekvenser, cirka 20 Hz, krävs det drygt 4 meter absorberande material för att nå maximal dämpning. Vid 20 kHz krävs det däremot endast drygt 4 millimeter dämpande material för att uppnå samma dämpning.

Exempel på hårda ytor är sjöar, betong och stenmaterial. En hård yta i kombination med refraktion kan leda till att ljudet kan breda ut sig över stora avstånd utan att dämpas markant. Mjuka ytor kan vara till exempel lucker jord och isoleringsmaterial.

2.5 METEOROLOGISKA EFFEKTER

Mediets egenskaper styr hur ljudet breder ut sig. Hos luft är det framförallt meteorologiska fenomen som påverkar ljudets förmåga att fortplanta sig.

2.5.1 Temperatur

I ekvation (1) syns sambandet mellan ljudets hastighet, våglängd och frekvens. Genom att betrakta luften som en ideal gas går det att härleda ett uttryck för ljudets hastighet beroende av temperaturen, se ekvation (13) (härledning återfinns i bilaga 1) (Bodén m fl, 2001; Larsson, 2008)

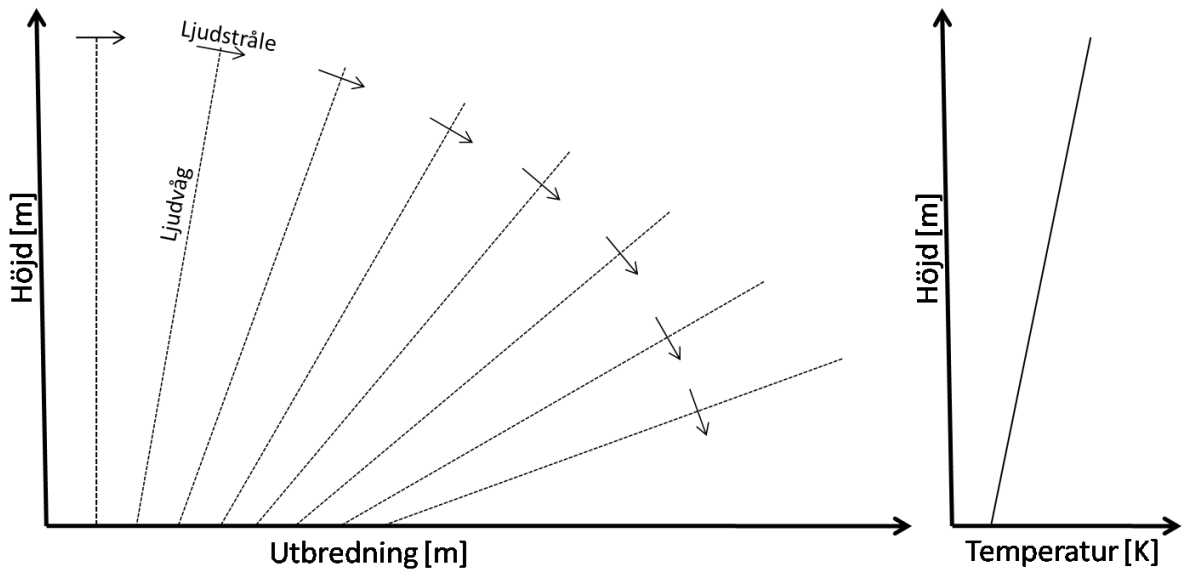
$$c = 20,05\sqrt{T} \quad (13)$$

där

T = temperaturen [K].

I ekvationen ovan framgår det att ljudet har en högre hastighet om luften är varmare, vilket kommer leda till att ljudet ändrar riktning då ljudvågen kommer till ett skikt med annan temperatur.

I figur 4 syns det hur en ljudvåg beter sig då temperaturen ökar längre upp i luften. På grund av den högre temperaturen kommer vågen att färdas snabbare i de övre luftskikten, och därmed vika av ner mot marken. Om temperaturen istället minskar med höjden kommer ljudvågorna att vika av uppåt.



Figur 4. En ljudvågs utbredning vid en positiv temperaturgradient.

Vid vissa extremfall kan temperaturinversioner uppstå. Det kan till exempel ske på klara vinterdagar då värmen vid marken stiger uppåt samtidigt som den kalla luften faller neråt. Då en ljudstråle möter en sådan skarp temperaturgradient kan så kallad total reflektion uppstå. För att det ska uppstå måste även infallsvinkeln mot skiktet vara tillräckligt liten.

I ekvation (11) om total reflektion finns villkoret att $\eta_1 < \eta_0$, vilket innebär att $c_0 < c_1$. Detta samband ger att ljud i atmosfären endast kan totalreflekteras på grund av temperaturskillnader då ljudstrålen stöter på ett varmare luftskikt.

Sätts ekvation (13) in i (10) tillsammans med att $\eta = c_v/c_m$ fås följande samband mellan den kritiska vinkeln och temperaturen

$$\sin \theta_c = \sqrt{\frac{T_0}{T_1}} \quad (14)$$

där

T_i = temperaturen i skikt i [K].

I tabell 2 ses det hur den kritiska vinkeln varierar med olika temperaturdiskontinuiteter (Larsson, 2008). Som synes måste vinkeln mot skiktet vara väldigt liten för att total reflektion skall uppstå. Värt att ha i åtanke är att ett temperaturskikt ej behöver löpa parallellt med marken, utan till exempel kan vara vågformigt. Detta gör att ljudstrålen kan färdas relativt brant, och ändå reflekteras då den träffar ett skikt.

Tabell 2. Den kritiska vinkelns variation vid olika temperatur och vid olika temperaturdiskontinuiteter (Larsson, 2008)

Temperaturdiskontinuiteten [°C]	0,5	1,0	2,0	4,0	8,0
θ_c vid +30°C	87,7°	86,7°	85,3°	83,4°	80,7°
θ_c vid -30°C	87,4°	86,3°	84,8°	82,6°	79,6°

2.5.2 Vind

Vindhastigheten påverkar ljudets hastighet enligt följande

$$c = c_0 + c_u \quad (15)$$

där

c_0 = ljudets hastighet då det är vindstill,

c_u = vindens hastighetskomponent i ljudets utbredningsriktning.

Detta innebär att vid motvind kommer ljudet att bromsas upp och vid medvind kommer ljudet få en högre hastighet.

2.5.3 Turbulens

Även turbulens påverkar ljudets utbredning genom att sprida det. Turbulens är i princip slumpartade virvlar i luften, som rör sig i tre dimensioner. Inom virvlarna varierar både vindens hastighet och riktning samt temperaturen, vilka alla påverkar ljudets utbredning. Turbulensens spridning av ljudet leder till att det inte uppstår totala ljudskuggor till följd av refraktion. Spridningen påverkar även möjligheten att skärma av ljud, samtidigt som spridningen hjälper till att få ljudet att avta.

2.5.4 Luftfuktighet

Om luften ej är mättad med vattenånga kan den antas bete sig som en ideal gas. I ekvation (A.9, bilaga 1) ersätts gaskonstanten R med

$$R_m = (1 + 0,61q)R \quad (16)$$

där

R_m = gaskonstant för fuktig luft [J/(Kg K)],

q = specifik luftfuktighet [g vatten/kg fuktig luft].

Denna ersättning ger följande samband för ljudets hastighet

$$c = 20,05\sqrt{(1 + 0,61q)T} \quad (17)$$

I tabell 3 syns luftfuktighetens inverkan på ljudhastigheten. Den maximala specifika fuktigheten gäller vid ett lufttryck på 1000 hPa, och motsvarar värdet då luften blir mättad (Larsson, 2008).

Tabell 3. Ljudhastighetens variation med fuktighet och temperatur (Larsson, 2008)

Temperatur [°C]	Maximal specifik fuktighet [g/kg]	Ljudhastighet, torr luft [m/s]	Ljudhastighet, fuktig luft [m/s]	Skillnad [m/s]
30	27,6	349,1	352,0	2,9
20	14,9	343,3	344,8	1,5
10	7,7	337,4	338,2	0,8
0	3,8	331,4	331,8	0,4
-10	1,8	325,2	325,4	0,2
-20	0,8	319,0	319,1	0,1
-30	0,3	312,6	312,7	0,1

I tabellen framgår det att luftfuktighetens betydelse för ljudets hastighet är av ringa betydelse vid låga temperaturer, och även vid högre temperaturer påverkar den hastigheten endast marginellt. Detta gör att luftfuktigheten oftast försummas vid beräkningar av ljudhastigheten.

2.5.5 Meteorologisk absorption

Ljudet avtar allt eftersom det färdas genom luften; detta beror dels på spridningen orsakad av temperatur, vind, luftfuktighet och turbulens och dels på att ljudet förlorar energi på grund av absorption. Även om det i tidigare beräkningar har antagits att luften är en ideal gas, så stämmer det inte helt. Detta visar sig genom att luften kan absorbera energi från ljudvågor, både genom molekylär absorption och genom mekanisk absorption. Den molekylära absorptionen inträffar då atomer eller molekyler exciteras till en högre energinivå. Den mekaniska absorptionen $[db/\lambda]$ sker då luften expanderar och komprimeras; friktionen mellan partiklarna leder till energiförluster. Den mekaniska absorptionens enhet visar att den har större inverkan vid högre frekvenser, ekvation (A.10, bilaga 1).

3 BULLER

Buller definieras som oönskat ljud (Andersson, 1998).

3.1 BEGREPP OCH DEFINITIONER

3.1.1 Maxnivå och tidsvägning

Den största ljudtrycksnivån som ett fordon skapar kallas maxnivå. Beroende på vilken tidsvägning mätinstrumentet är inställt på fås olika resultat. Dessa vägningar används för att jämma ut de snabba variationer som kan förekomma i ljudtrycket, en större tidskonstant ger en långsammare reaktion på en förändring i ljudtrycket. Det finns tre standardiserade tidsvägningar (Naturvårdsverket, 2001):

- Impuls, I. Tidskonstant 35 ms.
- Fast, F. Tidskonstant 125 ms.
- Slow, S. Tidskonstant 1000 ms.

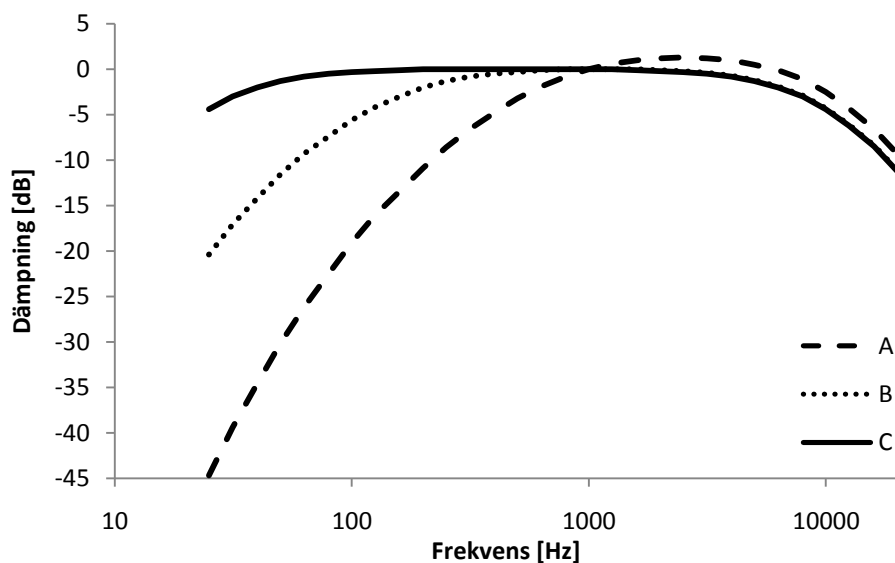
Tidsvägning F ska användas vid beräkning eller mätning av maxnivåer (Nordtest, 2002). Denna tidsvägning kan ge högre nivåer än S. F ger aldrig lägre nivåer, och vid tidsintervall på över fyra sekunder med samma maxnivå ger samtliga tidsintervall samma resultat (Naturvårdsverket, 2001).

3.1.2 Vägningfilter

Det finns ett antal olika vägningfilter, A, B, C och D. Dessa används då människans öra uppfattar ljud av olika frekvenser olika starkt, till exempel uppfattas låga och höga frekvenser som svagare jämfört med frekvenser i mellanregistret. Den typ av vägningfilter som har använts vid mätningen brukar anges efter decibelförkortningen, till exempel dBA eller dB(A).

När filtrena togs fram var tanken att vid låga ljudtrycksnivåer så skulle A-vägning användas. Vid medelhöga och vid höga ljudnivåer så skulle B- respektive C-vägda filter användas. Idag är A-vägning det mest använda, C-vägning används ibland vid mätningar av impulslyd. D-vägning förekommer främst då flygbuller mäts (Bodén m fl, 2001).

Vid mätning av trafikbuller används normalt A-vägda nivåer (Naturvårdsverket, 2001). I figur 5 syns det tydligt att A-vägningen kraftigt dämpar låga frekvenser. Vid mätningar av lågfrekvent buller, från till exempel lastbilar, finns det en risk att ljudtrycksnivån underskattas.



Figur 5. Kurvor över hur A-, B- och C-vägning varierar med frekvensen.

3.1.3 Ekvivalentnivå

Då ljudet från en trafikerad väg kan variera mycket under en mätperiod använder man sig av en ekvivalent kontinuerlig ljudtrycksnivå, eller bara ekvivalentnivå, för att karakterisera ljudets variation. Ekvivalentnivån anger hur mycket akustisk energi som en tidsperiod innehåller, och kan betraktas som ett slags medelvärde (Naturvårdsverket, 1987). Ekvivalentnivån definieras matematiskt enligt

$$L_{eq,T} = 10 \log_{10} \left(\frac{1}{t} \int_0^t \frac{p^2}{p_{ref}^2} dt \right) \quad (18)$$

där

L_{eq} = ekvivalentnivån [dB],

t = mätperiodens längd [tid],

p = ljudtryckets effektivvärde [Pa],

p_{ref} = referensvärdet för ljud i luft, 20 μ Pa.

I Sverige används den A-vägda ekvivalentnivån beräknat på ett dygn, $L_{Aeq, 24}$ där tiden 24 timmar inte alltid anges och beräknas med

$$L_{eq,24} = 10 \log_{10} \left[\frac{1}{24} (t_d 10^{0,1L_d} + t_k 10^{0,1L_k} + t_n 10^{0,1L_n}) \right] \quad (19)$$

där

L_i = ekvivalentnivå [dB] för tidsperiod i ,

d , k och n = dag, kväll och natt,

t_i = tidsperiod i .

En skattning av $L_{eq, 24}$ där noggrannheten för de flesta vägarna är $\pm 0,5$ dB kan göras med (Naturvårdsverket, 1987)

$$L_{eq,24} = L_d - 2 \text{ db} \quad (20)$$

3.1.4 L_{DEN}

EU har i sitt omgivningsbullerdirektiv tagit fram måttet L_{DEN} (day–evening–night). I L_{DEN} läggs 5 dBA på ekvivalentnivån på kvällen och 10 dBA på nattnivåerna, enligt följande

$$L_{DEN} = 10 \log_{10} \left[\frac{1}{24} (12 \cdot 10^{0,1L_D} + 4 \cdot 10^{0,1(L_E+5)} + 8 \cdot 10^{0,1(L_N+10)}) \right] \quad (21)$$

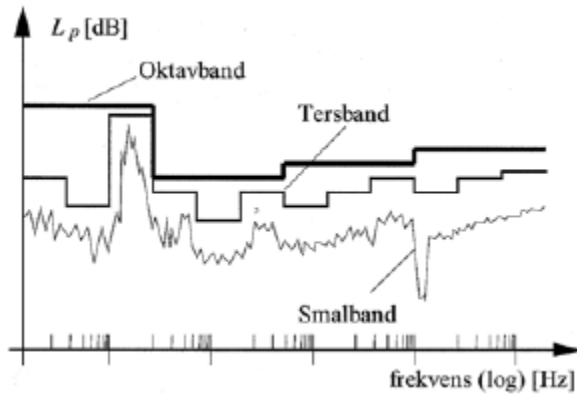
Värdena gäller för ett helt års dygnsvariationer. I Sverige delas dygnet in i dag klockan 06–18, kväll 18–22 och natt kl 22–06. EU:s standardintervall är dag 07–19, kväll 19–23 och natt 23–07. Medlemsstaterna kan frångå dessa intervall och även välja att förkorta kvällen med en till två timmar, om de meddelar EU-kommissionen detta. Dygnet måste dock alltid innehålla 24 timmar. Dessa dygnsindelningar måste även gälla oavsett bullerkälla (bil, flyg, industri och så vidare) (Naturvårdsverket, 2001).

3.1.5 Ljudexponeringsnivå

Den A-vägda ljudexponeringsnivån betecknas normalt L_{AE} (eller SEL från sound exposure level) och är en form av normaliserad ljudnivå. En ljudhändelses energiinnehåll räknas om till en ekvivalent ljudnivå som varar under 1 sekund, med samma energiinnehåll. Detta gör att ljudexponeringsnivån i vissa fall kan vara högre än maxnivån (Berglund m fl, 2002).

3.1.6 Oktavband

Genom att dela upp ett frekvensspektrum i band kan upplösningen på en mätning varieras. På detta sätt kan ett visst frekvensintervalls effekt eller energiinnehåll analyseras. Varje oktavband består av tre tersband, som även kallas tredjedelsoktavband.



Figur 6. Ett ljudspektrum indelat i oktav- ters- och smalband (Bodén m fl, 2001).

3.1.7 Fordonstyper

Fordon brukar delas in två klasser beroende på deras vikt, tunga över 3,5 ton och lätta under 3,5 ton. I framtiden kan det bli aktuellt med fler fordonsklasser, se kapitel 6.2.4.

3.1.8 Frifältsvärde

Med frifältsvärde avses en ljudnivå som inte är påverkad av reflexer från till exempel en husvägg. I kapitel 5.1 finns det beskrivet hur en uppmätt ljudnivå som är utsatt för reflexer kan korrigeras till ett frifältsvärde.

3.2 KÄLLOR TILL VÄGTRAFIKBULLER

Buller från bilar uppkommer från motor, avgassystem, turbulens och däck. Vid hastigheter under 30–50 km/h är motor- och avgasbuller dominerande för personbilar. För tunga fordon är motorbullret dominerande upp till ungefär 50–70 km/h (Vägverket, 2004). Däckbullret uppkommer då luft pressas mellan däckens mönster och vägbanan, av friktion och av vibrationer i däcken. Trots att motorerna har blivit tystare och att bilarna är mer aerodynamiska så bullrar en modern bil i princip lika mycket som för 40 år sedan. Det beror på att moderna däck ger ifrån sig mer ljud än tidigare modeller (Vägverket, 2009).

Ljudet som alstras från fordonen beror till största delen av hastigheten och av motorns varvtal (rps, revolutions per second). I tabell 4 återfinns de största källorna till trafikbuller från bilar samt ett ungefärligt samband mellan bullernivå och hastighet eller varvtal. För dessa källor varierar även frekvensområdet. Motorljud från personbilar kan variera mycket upp till ungefär 2000 Hz. Däck- och vägbuller är ofta dominerande upp till 800 Hz. Från tunga fordon alstras mycket ljud från växellådan, och beroende på lasten kan det variera upp till 20 dB. Frekvensomfånget brukar ligga i intervallet 500–1500 Hz (Jonasson & Storeheier, 2001).

Tabell 4. Olika bullerkällor och deras hastighets- eller varvtalsberoende (Jonasson & Storeheier, 2001)

Källa	Beroende
Motor	$30\log_{10}(rps)$
Aerodynamik	$60\log_{10}(v)$
Däck/väg, mekaniska effekter	$30\log_{10}(v)$
Däck/väg, aerodynamiska effekter	$60\log_{10}(v)$

Även körsättet spelar en stor roll för hur mycket buller som uppstår; häftiga inbromsningar eller accelerationer ger upphov till högre ljudnivåer. Vägverket har sammanställt några faktorer som påverkar bullernivåerna, och ungefär hur mycket de påverkar (Vägverket, 2004):

- En fördubbling av trafikmängden ger en ökning med 3 dB.
- Hastighetsökningar från 50 km/h – 70 km/h – 90 km/h – 110 km/h ger ökningarna motsvarande 4 dB – 3 dB – 3 dB.
- För varje procent som vägens lutning ökar, så ökar bullernivåerna med 0,5 dB.
- Bullerdämpande asfalt kan ge 3–6 dB lägre buller.
- 50 meter mjuk mark dämpar bullret med 7 dB extra, jämfört med 50 meter hård mark.
- En väg på en två meter hög vägbank ger 4 dB extra på 50 meters avstånd, medan en väg som är nersänkt 2 meter ger minskning av bullernivåerna med 5 dB på samma avstånd.
- Tät vegetation kan ge minskning på 1–2 dB extra över 100 meter (Vägverket, 2004). Enligt Naturvårdsverket kan ett tätt buskage på minst 5 meter kunna ge 2 dB i dämpning, och över 50 meter kan buskaget ge 3–6 dB beroende på markens kupering och hårdhet samt hur tät vegetationen är (Naturvårdsverket, 2001).
- Hög luftfuktighet kan resultera i en dämpning på 1–2 dB över 100 meter, jämfört med torr luft.
- Om vägen är blöt kan det leda till en 3 dB högre ljudnivå på 100 meters avstånd.
- Snö minskar bullret. Snön absorberar ljudet, samtidigt som snövallar kan fungera som bullerskärmar. Det kalla vädret kan dock ge upphov till inversion som kan öka bullernivåerna med runt 4 dB. Däck med dubb ger 4 dB högre buller.

Vägbeläggningens beskaffenhet påverkar hur mycket buller som alstras från kontakten mellan däcken och vägen. I tabell 5 finns några exempel på hur olika typer av beläggning påverkar bullernivåerna.

Tabell 5. Olika vägbeläggningars inverkan på buller (Kragh m fl, 2006)

Vägbeläggning	Lätta fordon [dB]	Medel och tunga fordon [dB]
Betongasfalt	0	0
Porös asfalt, under 3 år	-5,8 till -2	-3,7 till -3
Betong, borstat longitudinellt	1,3	1,7
Betong, borstat transversellt	3,7	2,1
Jämna gatstenar	3	2
Ojämna gatstenar	6	4

3.3 RIKTVÄRDEN

I mars 1997 antog riksdagen infrastrukturpropositionen, där riktvärdena för bullernivåer vid nybyggnation eller väsentlig ombyggnad finns inskrivna (Peterson & Uusman, 1996)

- 30 dBA ekvivalentnivå inomhus.
- 45 dBA maximalnivå inomhus nattetid.
- 55 dBA ekvivalentnivå utomhus.
- 70 dBA maximalnivå vid uteplats i anslutning till bostad.

Dessa riktvärden är inte rättsligt bindande, utan är endast vägledande. Vid nybyggnation ska dessa värden följas så långt det är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt. Om det ej går att uppnå utomhusvärden ska man sträva efter att uppfylla kraven för inomhusmiljön (Peterson & Uusman, 1996)

Till dessa riktvärden anger Boverket definitionerna i tabell 6 (Boverket, 2008).

Tabell 6. Boverkets definitioner av riktvärden för vägtrafikbuller

Riktvärde	Definition
30 dBA ekvivalentnivå inomhus	Avser beräknad dygnsekvivalent ljudtrycksnivå. Gäller för ett trafikårsmedeldygn i alla bostadsrum. Uteluften ska vara öppna och fönster stängda.
45 dBA maximal ljudnivå inomhus nattetid	Värdet får inte överstigas med mer än 10 dBA fler än fem gånger per natt. Instrumentet ska vara inställt på tidsvägning F och med natt avses klockan 22.00–06.00. Nivån avser beräknad ljudtrycksnivå från den fordonstypen som bullrar mest och gäller för en trafikårsmedelnatt.
55 dBA ekvivalentnivå utomhus	Gäller frifältsvärde där ingen hänsyn är tagen till eventuell fasadreflektion. Ekvivalentnivån avser beräknad dygnsekvivalent ljudtrycksnivå för ett trafikårsmedeldygn.
70 dBA maximalnivå vid uteplats i anslutning till bostad	Även detta gäller frifältsvärde utan hänsyn till fasadreflektion. Med värdet avses beräknad nivå från den mest bullrande fordonstypen under ett årsmedeldygn. Instrumentet ska vara inställt på tidsvägning F.

Enligt Boverket bör dessa allmänna råd användas då man planerar att bygga bostäder i bullerexponerade områden efter plan- och byggnadslagen (1987:10). I plan- och bygglagen finns en grundregel som innebär att lagen ska tillämpas så att människors hälsa inte äventyras (Boverket, 2008).

3.4 HÄLSOEFFEKTER

I Sverige är runt två miljoner människor utsatta för trafikbullernivåer över 55 dBA utomhus vid bostaden (Naturvårdsverket, 2009). Vid bullernivåer över 60 dBA ökar den relativa risken för att drabbas av en hjärtattack 1,1–1,5 gånger jämfört med lägre bullernivåer (Babisch, 2006). Enligt Bluhm m fl ökar risken att drabbas av högt blodtryck med 1,38 per 5 dBA högre bullernivå som en person utsätts för (Bluhm m fl, 2006).

I Tyskland kan vägtrafikbuller ligga bakom 4000 hjärtattacker, enligt det tyska Naturvårdsverket, UBA (Babisch, 2006). Detta motsvarar 0,005 % av den tyska befolkningen på drygt 80 miljoner. En rak översättning till den svenska befolkningen skulle tyda på att ca 450 hjärtattacker i Sverige har vägtrafikbuller som en bakomliggande faktor. Även danska Miljöstyrelsen har gjort en studie som pekar på att 200–500 danskar varje år dör till följd av olika hjärtsjukdomar orsakade av buller (Ohm m fl, 2003). Studien påpekar att osäkerheten är väldigt stor i dessa siffror, men motsvarande andel av den svenska befolkningen är ungefär 300–800.

Förutom hjärt-kärlsjukdomar kan buller leda till flera andra negativa hälsoeffekter, till exempel sömnstörningar, hörselskador och stress (Bluhm m fl, 2006; WHO, 2007). Hur man upplever och påverkas av buller är väldigt individuellt, men som tumregel kan man räkna med att störningarna ökar med cirka 20 procent per decibel (Vägverket, 2008).

Den mest heltäckande studien om bullers påverkan på människors hälsa i Sverige gjordes i Lerum 2006 av Västra Götalands län (Vägverket, 2008). I den studien har Lerums befolkning klassificerats efter vart de bor och hur mycket trafikbuller som bostaden är utsatt för. Studien visar på en mängd problem, varav några redovisas i tabell 7 (Nielsen & Öhrström, 2006).

Tabell 7. Några resultat från Lerumstudien

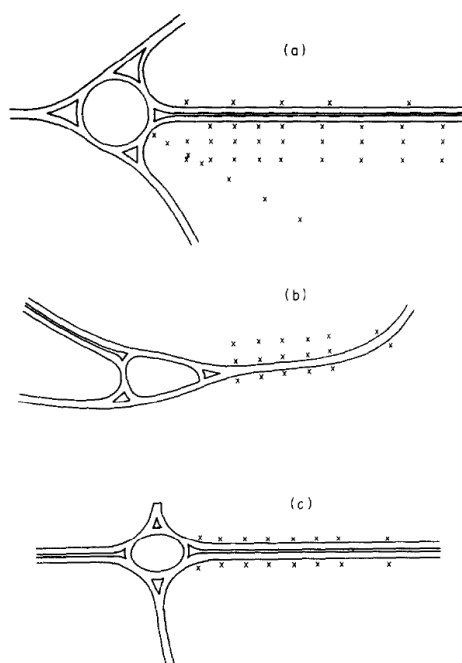
Problem	Andel av de boende i områden mest utsatta för buller [%]	Andel av de boende i områden minst utsatta för buller [%]
Dålig sömn	25	16
Mycket trött, minst en gång i veckan	50	33
Män med högt blodtryck	21	14
Vill flytta	28	4

Kostnaden för bullerstörningar har beräknats till mellan fem och tio miljarder kronor per år, vilket är ungefär lika mycket som kostnaden för dödade i trafiken varje år (SIKA, 2003).

4 TRAFIKBULLER VID CIRKULATIONSPLATSER

De flesta cirkulationsplatser är byggda så att även de fordon som ska köra rakt fram måste svänga för att runda rondellen. Detta leder till att majoriteten av alla fordon kommer att sakta ner då de passerar cirkulationsplatsen, och därmed påverkas bullernivåerna. Den totala ljudbilden runt cirkulationsplatsen kommer att påverkas av både fordonens retardation och acceleration. Genom åren har det gjorts olika studier på hur cirkulationsplatser och hur accelerations- och retardationssträckor påverkar trafikbuller. Dessa studier pekar på att det totala bullret vid anslutningsvägrarna kommer minska ju närmare cirkulationsplatsen man kommer.

I slutet av 1970-talet gjordes en studie där ljudet från individuella fordon analyserades (Lewis & James, 1978). I studien mättes ljudnivåer vid tre stycken olika cirkulationsplatser i Wales, se figur 7.

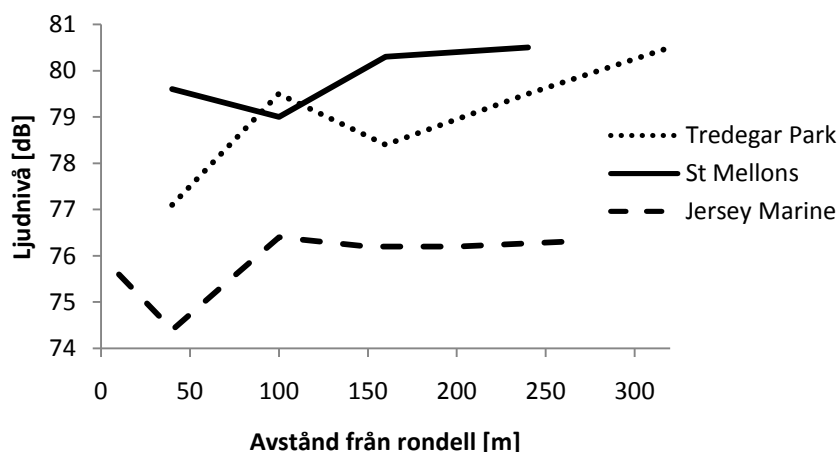


Figur 7. Cirkulationsplatserna som undersöktes. (a) Tredegar Park; (b) St. Mellons; (c) Jersey Marine. Mätpunkterna är markerade med kryss (Lewis & James, 1978).

Hastighetsbegränsningarna vid de olika platserna var

- Tredegar Park; 108 km/h på motorvägen, 80 km/h på de tre övriga.
- St. Mellons; 80 km/h.
- Jersey Marine; 96 km/h.

Figur 8 visar hur medelljudnivån förändras då lätta fordon accelererar upp i hastighet efter cirkulationsplatserna. Tunga fordon ger i medel upphov till cirka 7 dB högre ljudvolym. Ljudvolymerna fluktuerar en del då fordonen accelererar. Detta tror författarna beror på att bilarna byter växel, och därmed ändras motorernas varvtal. Detta fenomen syns även i en studie där ljudnivåerna i olika bilars motorutrymmen har mätts samtidigt som bilarna har passerat korsningar (Nijs, 1989).



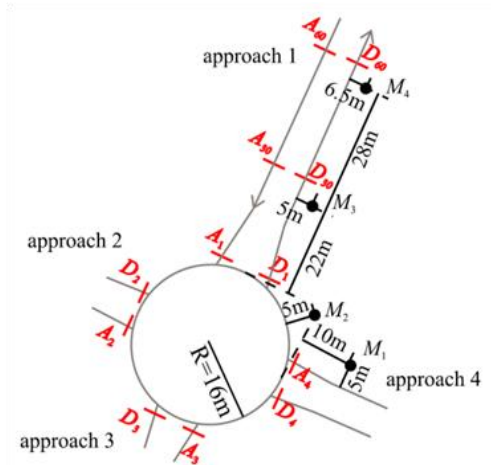
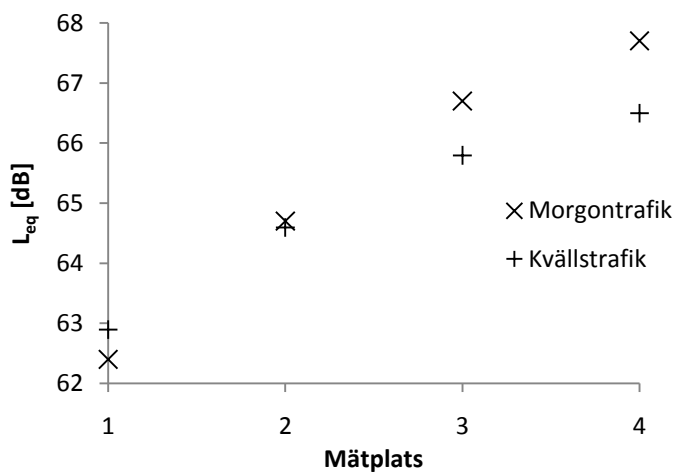
Figur 8. Lätta (< 1523 kg) accelererande fordon (Lewis & James, 1978).

Studien sammanfattas med att förändringarna hos ljudnivåerna i anslutning till cirkulationsplatserna hänger starkt samman med rådande hastighetsgräns. Ljudet från de retarderande fordonen föll stadigt medan de närmade sig cirkulationsplatsen. Vid retardationen gav de tunga fordonen upphov till cirka 6 dBA högre ljudnivå än de lätta (Lewis & James, 1978).

I en senare rapport har Lewis och James studerat helhetsljudbilden vid samma cirkulationsplatser som i figur 7. I studien har det visat sig att ljudnivån från de accelererande fordonen ligger inom ± 1 dBA från de nivåer som rådde innan fordonen började sakta ner. För retarderande fordon är motsvarande nivåer lika eller lägre än de som rådde innan (Lewis & James, 1980).

År 2004 gjordes ett examensarbete i Borås där ljud mättes vid tre korsningar och vid tre cirkulationsplatser. De uppmätta nivåerna jämfördes sedan med modellerade värden från Nord2000. I modellen har de använt sig av en konstant fart på 50 km/h, vilket var den rådande hastighetsbegränsningen vid samtliga mätplatser. Resultaten pekar på att ljudnivån sjunker ju närmare man kommer både korsningar och cirkulationsplatser. Då de modellerade med trafik på samtliga vägar som anslöt till korsningen/cirkulationsplatsen fann de att modellen gav högre värden. Detta tror författarna beror på att den faktiska hastigheten i korsningen/cirkulationsplatsen inte var 50 km/h, utan snarare knappt 30 km/h. I deras mätningar visade det sig att korsningarna gav upphov till högre ljudvolym än cirkulationsplatserna. Det skulle kunna bero på ett jämnare körsätt i cirkulationsplatsen (Bredenfeldt & Nilsson, 2004).

Chevallier m fl undersökte trafikbuller i anslutning till en cirkulationsplats i Toulouse, Frankrike (Chevallier m fl, 2009). Syftet med studien var att försöka finna en metod för att beräkna buller runt cirkulationsplatser. Resultatet från deras bullermätningar finns i figur 9.



Figur 9. Uppmätta bullernivåer samt de olika mätplatserna (Chevallier m fl, 2009).

I studien använder författarna modeller för att simulera trafikflödet genom cirkulationsplatsen, och det simulerade trafikflödet används som inparameter till ett beräkningsprogram för buller. Med denna metod modellerar författarna värden till cirkulationsplatsen enligt figur 9 som i medel visar 0,05 dB för lite och avviker som mest med 2,6 dB.

Som tidigare nämnts leder cirkulationsplatser till en generell hastighetsänkning, vilket kan betraktas som en typ av farthinder. Kokowski och Makarewicz undersökte hur ljudenergin varierar med avståndet till ett farthinder, i det här fallet ett gupp. I studien har författarna inte tittat på ljud som uppkommer vid själva passagen över farthindret, utan enbart på ljudskillnader som uppkommer av hastighetsförändringen. Därmed kan ljudet jämföras med den ljudbild som uppkommer vid anslutningsvägen till en cirkulationsplats. I studien har de inte heller tagit med ljud från tunga fordon. De har mätt ljuddosen från 198 stycken lätta fordon vid ett fartgupp. Guppet var totalt 5 meter långt och 1 decimeter högt (Kokowski & Makarewicz, 2006).

Kokowski och Makarewicz rapport visar att för denna mätplats minskar ljudnivån med ungefär 0,4 dB till följd av farthindret. Författarna påpekar att detta ej är en stor skillnad, men att det visar att nettoljudet inte ökar på grund av accelerationen.

Enligt Vägverket ökar trafikbullret i en korsning då fordonen måste stanna helt för att sedan accelerera upp i hastighet igen (Vägverket, 2004). Om fordonen når korsningen då det är grönt ljus behöver de ej sakta ner, utan kan hålla konstant fart genom den. Det leder till att ljudnivån som ett fordon bidrar med kommer att vara konstant före, genom och efter korsningen. Då passerande fordon endast behöver sakta in i väntan på omslag för att sedan accelerera upp till skyltad hastighet igen, borde ljudprofilen påminna om den runt en cirkulationsplats. I ytterligare en rapport av Chevallier med flera jämförs olika typer av metoder för att modellera trafikbuller, både vid cirkulationsplatser och vid korsningar. I rapporten kommer de fram till att en cirkulationsplats bullrar i medel 2,5 dBA mindre än en korsning (Chevallier m fl, 2009).

5 MÄTTEKNIK

Detta kapitel innehåller riktlinjer för hur en bullermätning bör genomföras. Kapitel 5.2–5.4 är baserade på Naturvårdsverkets rapport 3298 (Naturvårdsverket, 1987).

5.1 MÄTPUNKT

Då ljudet kan reflekteras och därmed förstärkas eller försvagas finns det tre standardiserade mätpunkter:

1. Frifältsmätning. Vid dessa mätningar behövs ingen korrektion. Mätpunkten ska vara vald så att avståndet till närmaste reflekterande yta, förutom marken, ska vara dubbelt så stort som avståndet till den starkaste bullerkällan. Om det finns ett fåtal mindre reflekterande ytor vars bidrag till mätpunkten är mindre än 0,5 dB, så kan man bortse från dem (Naturvårdsverket, 1987).
2. + 3 dB-mätning. Här är mätpunkten 0,5 meter från en större reflekterande yta, till exempel en fasad. Mikrofonen får ej heller placeras inom två meter från tak eller hörn på huset eller ytan. Ytans ytråhet måste vara mindre än $\pm 0,3$ meter, och mikrofonen ska ej placeras framför ett fönster. Det är även av stor vikt att undvika att ljudet kan fokuseras på mikrofonen (Naturvårdsverket, 1987).
3. + 6 dB-mätning. I detta fall är mikrofonen monterad på den reflekterande ytan, vanligtvis en fasad. Ytan måste vara jämn, ± 5 cm, och hård. För mer ingående detaljer se sidan 36–35 i Naturvårdsverkets rapport 3298 (Naturvårdsverket, 1987).

Mikrofonen placeras lämpligen på 2, 4 eller 6 meter ovanför markytan. Skillnaden mellan att placera mätaren på 1,5 meter eller på 2 meters höjd är ungefär $\pm 0,5$ dB (Nordtest, 2002).

5.2 VÄDERFÖRHÅLLANDEN

Ljudets utbredning kan påverkas mycket av olika väderförhållanden, där de med störst påverkan är vindriktningen, vindhastigheten och temperaturens förändring med stigande höjd. Om ljudet får färdas över ett längre avstånd blir påverkan av de olika väderförhållandena större. Naturvårdsverket har då ställt följande krav på vädret, beroende på avståndet från källan

- < 30 meter. Inga krav på specifika väderförhållanden, vädrets påverkan anses försumbar.
- 30–100 meter. Vindhastigheten ska vara större än 2 m/s på 10 meters höjd, om vindhastigheten är större än 1 m/s på två meters höjd kan oftast det kravet betraktas som uppfyllt. En vindkomponent från vindriktningen måste även vara i riktning från källa till mottagare.
- > 100 meter. Mikrofonen ska vara placerad på minst fyra meters höjd, där mätresultatet kan antagas gälla även för lägre höjder. Förutom att kraven på vinden i

intervallet 30–100 meter måste vara uppfyllt även här, gäller det att vindhastigheten på två meters höjd ej får vara högre än 5 m/s.

Vid dessa avstånd måste även himlen vara helt täckt av moln (8/8).

Mätningarna måste ske vid två olika tillfällen, och dessa får ej ske närmare varandra än två veckor. Av dessa mätningar ska det med högst bullernivåer räknas som det slutgiltiga resultatet.

Vid mätning ska vägen vara torr och fri från snö, tjäle och is. Detsamma gäller den omkringliggande marken som inte heller får vara vattenmättad.

5.3 TRAFIKFÖRHÅLLANDEN

Vid mätningar under dagtid finns det två fall. I det ena är man intresserad av en specifik veckodag och då krävs det att mätperioden är minst fem timmar. För det andra fallet är det tillräckligt med mätningar från en tidsperiod innehållande minst 500 fordonspassager som sedan korrigeras enligt kapitel 5.5. I båda fallen delas fordonstyperna in i tunga samt lätta fordon.

Under kvälls- och nattmätningar krävs även där 500 passager, eller hela periodens längd (en hel kväll eller natt) om mätningarna gäller en specifik kväll eller natt i veckan. Om det antalet passager ej uppnås får mätningarna fortsätta vid annat tillfälle.

Fordonens hastighet är även viktig att ha kännedom om. Om det ej går att mäta hastigheten, kan en medelhastighet försöka skattas som komplement till den skyltade hastigheten.

5.4 BAKGRUNDSNIVÅ

Bakgrundsnivån ska vara minst 10 dB lägre än den uppmätta ekvivalentnivån. Detta gäller även vindbrus, vilket framförallt kan vara av vikt vid vindhastigheter över 5 m/s.

Om det förekommer väldigt höga bakgrundsnivåer, till exempel från flygplan, kan mätningarna behöva avbrytas.

5.5 KORRIGERING

5.5.1 Ekvivalentnivå

Detta kapitel är, om inget annat anges, baserat på Nordtests instruktioner (Nordtest, 2002).

Då det är svårt att mäta ljudet i en punkt under ett helt år har man utvecklat metoder för att räkna om uppmätta ekvivalentnivåer från ett visst trafikflöde till en motsvarande ekvivalentnivå för årsmedeltrafiken. En ekvivalentnivå, korrigerad för variationer i trafiken mot årsmedelvärden, beräknas med ekvation (22).

$$L_{Aeq,\dot{A}M} = L_{Aeq,UM} + (L_{1,\dot{A}M} - L_{1,UM}) \quad (22)$$

där

$L_{Aeq,\dot{A}M}$ = den beräknade ljudnivån [dB] korrigerat för variationer i trafiken,

$L_{Aeq,UM}$ = ekvivalenta [dB] ljudnivån uppmätt under mättiden,

$L_{1,\dot{A}M}$ = ekvivalentnivå [dB] beräknat för medeltrafik per år med ekvation (23),

$L_{1,UM}$ = ekvivalentnivå [dB] beräknat med trafikförutsättningarna under mättillfället med ekvation (23).

Differensen beräknad inom parenteserna i ekvation (22) är skillnaden mellan ljudnivån beräknad från medeltrafikflödet under ett år och den beräknade ljudnivån med trafikflödet som rådde under mättillfället. Denna skillnad adderas till den uppmätta ekvivalentnivån från mätningen, och korrigeras då för variationer i trafiken som kan ha förekommit under mättillfället.

$$L_{Aeq,t}(10\text{ m}) = 10\log_{10} \left[\frac{1}{t} (n_{\text{lätta}} 10^{0,1L_{AE,\text{lätta}}} + n_{\text{tungga}} 10^{0,1L_{AE,\text{tungga}}}) \right] \quad (23)$$

där

$L_{Aeq,T}$ = ekvivalentnivå korrigerad för trafikförhållanden [dB],

t = tidsperiod [s],

n = medelantalet fordon per timme, från trafikdata över ett år eller från mättillfället,

L_{AE} = ljudexponeringsnivå [dB], vilket är den ljuddos som en fordonspassage ger upphov till.

Beräknas från ekvation (24) eller (25).

$$L_{AE,10\text{ m}}(\text{lätta}) = \begin{cases} 71,1 + 25\log_{10} \left(\frac{v}{50} \right); v \geq 40 \text{ km/h} \\ 73,5; 30 \text{ km/h} \leq v < 40 \text{ km/h} \end{cases} \quad (24)$$

$$L_{AE,10\text{ m}}(\text{tungga}) = \begin{cases} 80,5 + 30\log_{10} \left(\frac{v}{50} \right); 50 \text{ km/h} \leq v < 90 \text{ km/h} \\ 80,5; 30 \text{ km/h} \leq v < 50 \text{ km/h} \end{cases} \quad (25)$$

Ekvation (24) och (25) är baserade på empiriska data och är utgångsvärden för ljudtrycksnivåerna för de olika fordonstyperna. Vid hastigheter under 30 km/h används värdet för 30 km/h (Naturvårdsverket, 1996). I ekvation (23)–(25) beräknas ekvivalentnivån och ljuddosen vid 10 meter från källan. Eftersom det är differensen mellan två ljudnivåer som beräknas i ekvation (22) behöver värdena ej korrigeras för annat mätavstånd än 10 meter. Att då subtrahera till exempel 3 dB från varje värde gör ingen skillnad, värdet inom parenteserna kommer att förbli detsamma.

Om det finns flera mätningar från en punkt kan dessa tidsmedelvärdesbildas innan beräkningarna i ekvation (22)–(25) utförs. Detta görs med ekvation (26).

$$L_{\text{eq,TWA}} = \frac{1}{t} \sum_{i=1}^n t_i L_i \quad (26)$$

där

$L_{\text{eq,TWA}}$ = tidsmedelvärdesbildad ekvivalentnivå [dB],

t = totala mättiden [s],

t_i = tid för mätintervall i [s],

L_i = uppmätt ekvivalentnivå vid mätintervall i [dB].

5.5.2 Maximal nivå

Det vanligaste sättet att beräkna maxnivån är genom att ta fram ett logaritmiskt medelvärde av de tio högsta ljudtrycksnivåerna med

$$L_{\text{max,medel}} = 10 \log_{10} \left(\frac{1}{10} \sum_{i=1}^{10} 10^{0,1L_i} \right) \quad (27)$$

där

$L_{\text{max,medel}}$ = logaritmiskt medelvärde av de 10 högsta ljudnivåerna [dB],

L_i = den i :te högsta uppmätta ljudnivån [dB].

Boverket rekommenderar att använda denna metod så länge antalet passager av den mest bullrande fordonstypen inte överstiger tio stycken per natt. Är antalet passager fler än tio rekommenderar de att den femte högsta nivån beräknas istället, med hjälp av statistiska metoder enligt ekvation (28) (Boverket, 2008).

$$L_{\text{AF max,5}} = L_{\text{em}} - 0,05 \ln(10) s^2 + P \left(\frac{100m}{N} \right) s \quad (28)$$

där

L_{em} = energimedelvärdet av maximalnivån [dB],

s = standardavvikelsen,

m = den m :te högsta nivån,

N = antalet passager under den studerade tidsperioden,

P = en statistikfunktion, ekvation (A.11, bilaga 1).

I ekvation (28) kan de två första termerna bytas ut mot det aritmetiska medelvärdet.

5.6 TRAFIKUPPRÄKNING

I ekvation (23) är trafikflöden beräknade från årsmedeltrafiken, som är uppmätt av till exempel Vägverket eller Uppsala kommun. Då trafiken kan ha ökat eller minskat sedan mätningen utfördes ska värdena korrigeras med ekvation (29).

$$\dot{A}DT_{i+\tau} = \dot{A}DT_i \cdot k^{\tau/(t_{k2} - t_{k1})} \quad (29)$$

där

$\dot{A}DT$ = årsmedeltrafiken för år i ,

k = trafikuppräkningsstal mellan till exempel år 2006–2020, hämtat från Vägverket (Hjort & Tensskog, 2008),

τ = skillnaden i år från det året då mätningen är utförd till året det ska korrigeras till.

$t_{k2} - t_{k1}$ = skillnaden mellan de år som trafikuppräkningsstalet gäller för, till exempel för år 2020 – 2006 = 14.

5.7 OSÄKERHET

Standardavvikelsen i mätningarna kan beräknas med

$$\sigma = \sqrt{\sigma_i^2 + \sigma_k^2 + \sigma_m^2 + \sigma_r^2} \quad (30)$$

där

σ = standardavvikelsen,

σ_i = bidrag från instrumentet,

σ_k = bidrag från bullervariation hos olika fordon,

σ_m = bidrag från vädrets inverkan på ljudets spridning,

σ_r = bidrag från reflektioner.

Om mätinstrumentet är kalibrerat och i gott skick är σ_i mindre än 1 dB. Då 100 fordon har passerat är $\sigma_k \approx 1$ dB, och vid 500 passager mindre än 0,5 dB. Om instrumentet har placerats i enlighet med gällande riktlinjer så kommer σ_r att vara mindre än 1 dB. Vädrets inverkan kan försummas om området mellan mätpunkten och vägen är hård, och vädret uppfyller villkoren i kapitel 5.2, under 30 meter. Om däremot marken är porös kan σ_m vara i storleksordningen 1,5–2 dB.

Osäkerheten i mätningen kan därefter uppskattas med

$$\delta = 1,65\sigma \quad (31)$$

Detta resulterar att osäkerheten i mätningarna kan hållas under 3 dB (Naturvårdsverket, 1987; Nordtest, 2002).

6 BERÄKNINGSMODELLER

6.1 NORDISK BERÄKNINGSMODELL FRÅN 1996

All fakta om den nordiska beräkningsmodellen är hämtad från Naturvårdsverkets rapport 4653 (Naturvårdsverket, 1996).

I dagsläget är den vedertagna modellen för bullerberäkningar i Sverige den Nordiska beräkningsmodellen från 1996. Modellen kan ge både beräknade A-vägda ekvivalent- och maxnivåer (L_{Aeq} , L_{Amax}). Dessa värden beräknas utifrån vissa parametrar:

- Antalet tunga och lätta fordon och deras faktiska hastighet.
- Avståndet till mittlinjen samt vägbanans höjd över omgivningen.
- Bullerskärmarnas placering, deras höjd och tjocklek.
- Mottagarens placering i förhållande till vägbanan/skärmar, reflekterande ytor samt marken.
- Hård eller mjuk mark.
- Vägbanans bredd.
- Topografi.

6.1.1 Beräkning av L_{Aeq}

I de fall då vägen ej är helt rak och ljudet inte kan breda ut sig i alla riktningar längs vägsträckan och om trafikflödet varierar måste området delas in i delintervall. Intervallen delas in efter sträckor med likartade utbredningsmöjligheter för ljudet och likartade körförhållanden. Till exempel så delas sträckor med olika hastighetsbegränsningar in i olika intervall, och även sträckor med och utan bullerskärm. Även kurvor delas in i korta segment, som approximeras av raka vägsträckor.

Beräkningarna sker i fem steg, där det första steget är grundförutsättningarna för beräkningen och de fyra följande stegen är korrektioner för olika faktorer som påverkar ljudets utbredning. Grundförutsättningarna och korrektionerna summeras till en A-vägd ekvivalentnivå enligt följande

$$L_{Aeq} = L_1 + \Delta L_2 + \Delta L_3 + \Delta L_4 + \Delta L_5 \quad (32)$$

där

L_1 = Grundförutsättningar,

ΔL_2 = Avståndskorrektion,

ΔL_3 = Mark- och skärmkorrektion,

ΔL_4 = Övriga korrektioner,

ΔL_5 = Fasadisolering.

6.1.2 L_1 Grundförutsättningar

I det första steget beräknas ljudnivån på 10 meters avstånd från mittlinjen av en oändligt lång och rak väg. Ljudet är helt odämpat. L_1 beror av antalet fordon och dess fördelning mellan tunga och lätta, samt deras hastighet. För de olika fordonstyperna beräknas L_1 med

$$L_{1,lätta} = L_{AE,10m}(lätta) + 10\log_{10}\left(\frac{N(lätta)}{t}\right) \quad (33)$$

$$L_{1,tunga} = L_{AE,10m}(tunga) + 10\log_{10}\left(\frac{N(tunga)}{t}\right) \quad (34)$$

där

N = antalet fordon under tiden t ,

$L_{AE, 10m}$ = är ljudexponeringsnivån från respektive fordonstyp som mottagaren utsätts för enligt ekvation (23)–(25).

Ekvationerna (33)–(34) summeras slutligen till L_1

$$L_1 = 10\log_{10}\left(10^{0,1L_{1,lätta}} + 10^{0,1L_{1,tunga}}\right) \quad (35)$$

6.1.3 ΔL_2 Avståndskorrektion

Då mottagaren befinner sig på ett annat avstånd än 10 meter måste ljudtrycksnivån korrigeras för dämpningen som uppkommer av ljudets spridning i luften. En väl trafikerad väg kan antagas vara en linjekälla, där ljudet sprider sig i form av en cylinder ut från vägen. Dämpningen blir då 3 dB per avståndsfördubbling, se kapitel 2.3. I modellen beräknas avståndskorrektionen med

$$\Delta L_2 = -10\log_{10}\left(\frac{\sqrt{a^2 + (h_m - h_b - 0,5)^2}}{10}\right) \quad (36)$$

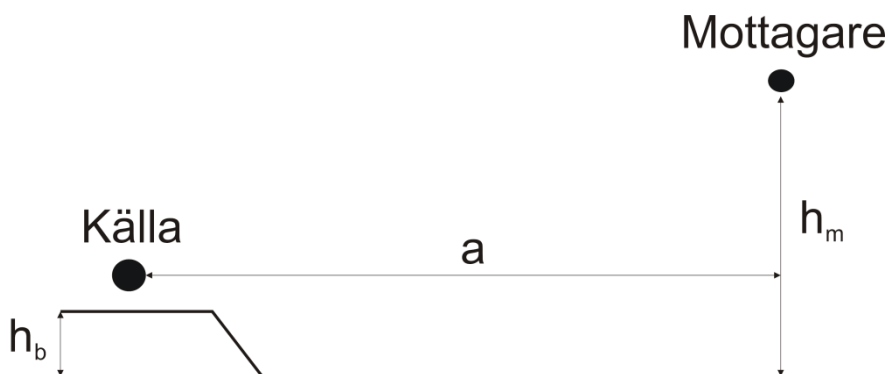
där

a = avståndet mellan källan och mottagaren,

h_b = vägbanans höjd över marken,

h_m = mottagarens höjd över marken.

I ekvationen ovan antas källan befinna sig 0,5 meter över vägbanan, se figur 10. Vid stora avstånd till vägen kan h_m och h_b försummas.



Figur 10. De olika parametrarna i avståndskorrektionen, där källan befinner sig 0,5 meter över vägbanan.

6.1.4 ΔL_3 Mark- och skärmkorrektion

Markdämpning

Källans höjd över marken är av stor betydelse för ljudets utbredning, det kan skilja upp till 5 dB om källan befinner sig på marken jämfört med en halv meter upp (Naturvårdsverket, 1996). Här antas det alltid att källan befinner sig på 0,5 meters höjd ovanför vägen, då korrektionen bland annat är väldigt känslig för markens dämpningsförmåga, väderförhållanden och källans höjd ovan väg.

Markkorrektionen delas in i två fall, ett där vägbanan är 1,5 meter över marken och ett där vägbanan är mindre än 1,5 meter ovanför marken. I det första fallet kan vägbanan betraktas som en skärm och beräkningar utföras därefter, se avsnittet om skärmkorrektion nedan. Detta gäller även då vägbanan är nedsänkt under marknivån.

I det andra fallet, då vägbanan är mellan 0–1,5 meter ovanför marken, sätts ΔL_m (markdämpningen) till noll om marken är hård. I de fall då marken klassas som mjuk sätts ΔL_m till

$$\Delta L_m = -6 \log_{10} \left(\frac{\sigma^2}{1+0,01\sigma^2} \right) \text{ om } \sigma > 1 \quad (37)$$

Om $\sigma \leq 1$ sätts ΔL_m till noll. σ beräknas med

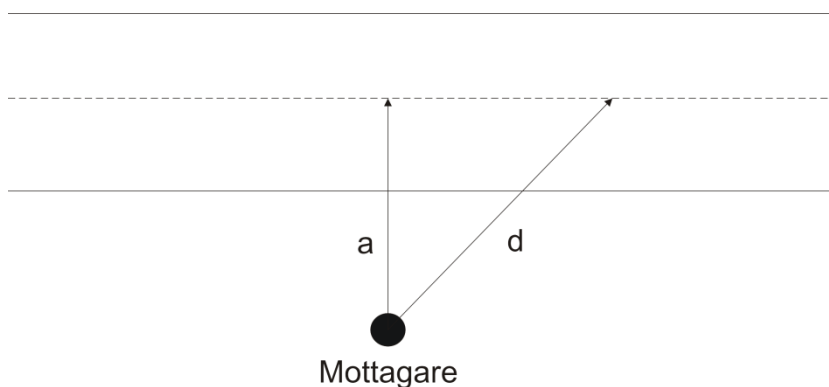
$$\sigma = \frac{d \cdot 10^{-0,3h_b}}{10h_m} \quad (38)$$

där

h_b = vägbanans höjd över marken [m],

h_m = mottagarens höjd över marken [m],

d = beräkningsavståndet längs reflektionsplanet vid beräkning av ekvivalentnivåer [m], se figur 11. Vid maxnivåberäkning är d det kortaste avståndet mellan vägbanan och mottagaren.

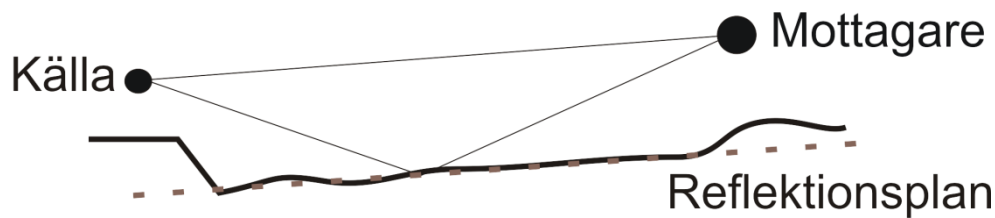


Figur 11. Avstånden a och d i förhållande till väg och mottagare.

Reflektionsplan

I modellen räknas det med att två ljudstrålar når mottagaren, den ena går rakt till mottagaren från källan och den andra reflekteras i marken. I modellen approximeras marken med ett plan där reflexerna antas följa optikens lagar. Att finna reflektionsplanet kan vara enkelt i vissa

fall, och betydligt mer komplicerat i andra fall. I figur 12 så syns ett förhållandevis enkelt fall för bestämning av reflektionsplanet.



Figur 12. Reflektionsplan.

I ett område på ungefär 20 meter av reflektionspunktens båda sidor är markens hårdhet av intresse vid beräkning av L_m , se ekvation (37).

I de fall då reflektionsplanet inte kan skattas med ögonmått så finns följande mall att använda:

- Marken får inte avvika mer än ± 1 meter från reflektionsplanet i lodrät riktning. Är marken hård ska helst avvikelser ej vara större än $\pm 0,5$ meter.
- Utsträckningen av dessa avvikelser ska vara minst 10 meter.
- Ljudstrålen som reflekteras ska kunna färdas ostört mellan källan och mottagaren. Reflektionspunkten måste finnas sig inom reflektionsplanet.
- Den slutliga reflektionspunktens giltighet ska bekräftas med speglingsmetoden.

Även om dessa punkter ej är uppfyllda så kan modellen fortfarande ge acceptabla resultat, dock med minskad tillförlitlighet. Detta kan ske, förutom vid avvikelser från ovan nämnda punkter, då till exempel reflektionspunkten ligger nära eller på kanten av reflektionsplanet.

I besvärliga situationer kan oregelbundenheter i marken sprida ljudet istället för att reflektera det. Markdämpningen elimineras då i princip helt, och ljudet kan antagas vara 3 dB lägre än vid ett beräknat fall med hård mark. Detta är dock en grov skattning.

Skärmkorrektin

Skärmkorrektin är komplicerad med ett stort antal parametrar och ekvationer, se Naturvårdsverkets rapport 4653 (Naturvårdsverket, 1996) för detaljer.

Beräkningarna utförs i två steg, i det första räknar man som om det ej fanns någon mark på mottagarsidan om skärmen. I steg två så korrigeras beräkningarna för denna mark.

I beräkningsmodellen försummas skärmens akustiska egenskaper. Modellen räknar alltså inte med om skärmen är absorberande eller inte, vilket resulterar i att om mottagaren eller källan är närmare än 10 meter från skärmen kommer modellen att överskatta dämpningen med ett par decibel. I fall då mottagaren och källan befinner sig på större avstånd så är det ett tillräckligt bra antagande.

Denna skärmkorrektin används även för vägbanor 1,5 meter över marken samt nerskurna vägar. Är slutningen brant ner till vägbanan så är beräkningen lika god i fallet med skärmar.

6.1.5 ΔL_4 Övriga korrektioner

Övriga korrektioner är en summa av följande korrektioner:

- Vinkelområde.
- Tjock skärm.
- Stigning.
- Kort avstånd till vägen.
- Reflektion från enstaka ytor.
- Multipla reflexer från sidogator, slutna gårdsrum och mellan byggnader.
- Spridning och skärmning mellan friliggande hus.
- Vägbeläggning eller däck.
- Vegetation.

För fler detaljer runt de övriga korrektionerna, se Naturvårdsverkets rapport 4653 (Naturvårdsverket, 1996).

6.1.6 ΔL_5 Fasadisolering

Ljudnivån skapad av trafikbuller i ett rum beror av tre olika parametrar. Den första är ett trafikbullerreduktionstal, som normalt uppskattas genom laboratoriemätningar. Till det värdet brukar en säkerhetsmarginal på 3 dB adderas. Ljudnivån beror även på arean hos rummets yttervägg och rummets ekvivalenta ljudabsorptionsarea. Ljudabsorptionsarean beräknas med Sabines formel

$$A' = \frac{0,16V}{t} \quad (39)$$

där

A' = ekvivalent ljudabsorptionsarea [m^2],

V = rummets volym [m^3],

t = efterklangstiden [s], normalt 0,5 sekunder för bostadsrum.

Vanligtvis dämpar fasaden mellan 25 och 40 dB, framförallt beroende på hur passa täta fönster fasaden har (Bullernätverket Stockholms län, 2009).

6.1.7 Beräkning av L_{AFmax}

Det går att bestämma olika typer av maxnivåer, som till exempel energimedelvärdet eller det aritmetiska medelvärdet. Energimedelvärdet är ett medelvärde av de högsta ljudnivåerna som uppkommer av en fordonspassage, på samma sätt som ekvivalentnivån är ett medelvärde av hela ljudhändelsen. I beräkningsmodellen är maxnivån definierad som det värde som överskrider av 5 % av fordonen. Om bullernivåerna är normalfördelade så motsvarar det +1,64 standardavvikelser.

Maxnivån beräknas efter samma princip som ekvivalentnivån, med några avvikelser. Vid beräkning av L_1 , ekvation (35), används följande samband istället för ekvation (23)–(25) för att beräkna ljudexponeringsdosen

$$L_{AE,10\text{ m}}(\text{lätta}) = 69 + 30\log_{10}\left(\frac{v}{50}\right); v \geq 30 \text{ km/h} \quad (40)$$

$$L_{AE,10\text{ m}}(\text{tungga}) = \begin{cases} 75 + 30\log_{10}\left(\frac{v}{50}\right); v > 50 \text{ km/h} \\ 75; v \leq 50 \text{ km/h} \end{cases} \quad (41)$$

Standardavvikelsen σ för lätta respektive tunga fordon beräknas med

$$\sigma(\text{lätta}) = 5,5e^{-0,7\frac{v}{50}}; v \geq 30 \text{ km/h} \quad (42)$$

$$\sigma(\text{tungga}) = \begin{cases} 10e^{-0,9\frac{v}{50}}; v > 50 \text{ km/h} \\ 4,1; 30 \leq v \leq 50 \text{ km/h} \end{cases} \quad (43)$$

Om standardavvikelserna ovan adderas till ljudexponeringsdoserna i (40)–(41) fås följande samband, med $\sigma = +1,64$

$$L_{AE,10\text{ m}}(\text{lätta}) = 69 + 30\log_{10}\left(\frac{v}{50}\right) + 9e^{-0,7\frac{v}{50}}; v \geq 30 \text{ km/h} \quad (44)$$

$$L_{AE,10\text{ m}}(\text{tungga}) = \begin{cases} 75 + 30\log_{10}\left(\frac{v}{50}\right) + 16,4e^{-0,9\frac{v}{50}}; v > 50 \text{ km/h} \\ 81,7; v \leq 50 \text{ km/h} \end{cases} \quad (45)$$

Även här antas $L_{AE}(< 30 \text{ km/h}) = L_{AE}(30 \text{ km/h})$.

Sammanfattningsvis så används ekvation (44)–(45) istället för ekvation (22)–(23) vid beräkning av ljudexponeringsnivån från respektive fordonsslag då L_1 beräknas.

Vid beräkning av maxnivåernas avståndsavtagande multipliceras logaritmuttrycket i ekvation (36) med 20 istället för med 10, i enlighet med en punktkällas avståndsavtagande i ekvation (5). Övriga korrekationer beräknas analogt med beräkningarna för ekvivalentnivån.

6.2 **NORD2000**

6.2.1 **Bakgrund**

1996 års beräkningsmodell beskriven i kapitel 6.1 bygger på modeller och metoder från 1970- och 1980-talet. 1996 bestämde det Nordiska ministerrådet att dessa modeller skulle revideras och att en helt ny beräkningsmodell skulle tas fram. Målet med den nya beräkningsmodellen var att den skulle baseras i så stor utsträckning som möjligt på fysiska samband. Samtidigt ska ljudkällan och ljudets spridning vara helt åtskilda i modellen, så att modellen kan användas vid beräkning av buller från många olika typer av källor. I modellen är både källdata och spridningsmodellerna helt nya (Kragh m fl, 2006).

6.2.2 **Giltighet**

Förutsatt att tillräckligt med indata finns kan modellen beräkna A-vägda ekvivalentnivåer eller ekvivalentnivåer i olika frekvensband. Modellen kan även beräkna maxnivåer med tidsvägning F. Maxnivån kan dock endast beräknas för individuella fordon eller en grupp

fordon i en specifik punkt. Nord2000 har inte något statistiskt verktyg för att kunna beräkna maxnivån från en grupp sammansatt av olika typer av passerande fordon.

I modellen kan vädret varieras, dock endast inom vissa ramar. Till exempel så har fall med väldigt stora vind- eller temperaturgradienter utelämnats. Genom att kombinera beräkningar från olika väderförhållanden kan årsmedelvärden beräknas, bland annat kan då L_{DEN} beräknas enligt ekvation (21).

Spridningsmodellerna klarar av att beräkna ljudnivåer för olika marktyper och olika markkombinationer. De kan samtidigt hantera upp till två bullerskärmar, som kan vara tunna eller tjocka.

Vidare så skiljer Nord2000 på motorljud och ljud alstrat från kontakten mellan vägen och däcken. Därmed kan modellen användas för att till exempel beräkna buller från olika typer av underlag, dubbdäck, accelerationer, retardation och variationer i däckbuller beroende av temperatur. Modellen kan även korrigera för uppförsbackar.

Nord2000 kan ej beräkna inomhusnivåer.

Alla beräkningar utförs i en tredjedels oktavband, se kapitel 3.1.6.

(Jonasson & Storeheier, 2001; Kragh m fl, 2006)

6.2.3 Ljudkällor

Varje fordon betraktas som en källa. Denna källa delas i sin tur in i mindre källor, som alla alstrar ljud efter vad de ska symbolisera. Källornas styrka beror av fordonstyp, vägbeläggning med mera. Ett fordon kan delas in i mindre källor enligt tabell 8. Då det än så länge saknas tillräckligt med data kommer ljud från främre delen av motorn (källa 4) och aerodynamiskt ljud från de övre delarna av fordonet (källa 6) att utelämnas i de första versionerna.

Tabell 8. Indelning av ett fordon i mindre bullerkällor (Jonasson & Storeheier, 2001)

Källa och typ av buller	Höjd över marken [m]
Källa 1. Däck/väg, motor, lågt avgasrör och aerodynamik	0,01
Källa 2. Däck/väg, motor, lågt avgasrör och aerodynamik	0,15
Källa 3. Däck/väg, motor, lågt avgasrör och aerodynamik	0,30
Källa 4. Främre delen av motorn	Faktisk höjd
Källa 5. Högt avgasrör	Faktisk höjd
Källa 6. Högre aerodynamik	Varierar från fall till fall

Vilken höjd mätaren placeras på kan ha stor inverkan på bullernivåerna. För höga frekvenser kan några centimeter påverka resultatet (Jonasson & Storeheier, 2001).

6.2.4 Fordonsklasser

I Nord2000 finns tre fordonskategorier, se tabell 9. Klassindelningen kan tyckas vara överambitiös, men det har antagits att det är lättare att kombinera gamla klasser än att senare införa nya (Jonasson & Storeheier, 2001).

Tabell 9. Fordonskategorier i Nord2000 (Jonasson & Storeheier, 2001; Kragh m fl, 2006)

Klass	Underklass	Bruttovikt [ton]	Längd [m]	Beskrivning	Valfri indata
1		< 3,5	< 5,5	Bilar	Dubbdäck, våt vägbana
	1a			Personbilar. 4 hjul, 2 axlar	
	1b			Övriga lätta fordon, bilar med släp, minibussar, husbilar etcetera. 4–6 hjul, 2–3 axlar	
2		3,5–12	5,6–12,5	Dubbelaxlade tunga fordon	
	2a			Stadsbussar	
	2b			Lättare lastbilar, 4–6 hjul, 2 axlar.	
3		> 12	> 12,5	Multiaxlade tunga fordon, släp inkluderat	Medelantal axlar
	3a			Stora bussar. 8–10 hjul, 3 axlar	
	3b			Mellanstora lastbilar. 8–10 hjul, 3 axlar.	
	3c			Tunga lastbilar. 4-axlar.	
	3d			Mycket tunga lastbilar. ≥ 6 axlar	
4				Motorcyklar	
5				Mopeder	

6.2.5 Vägbeläggning

Referensbeläggningen i Nord2000 är betongasfalt (dense asphalt concrete, DAC 11) och skelettasfalt (stone mastic asphalt, SMA 11) med en medelkornstorlek på 11 millimeter. För en hårt belastad väg i Sverige är det normalt med SMA 16 (Jonasson, 2009).

Referensbeläggningen är äldre än två år, men inte helt nersliten. Beläggningen är baserad på data från Danmark, vilken kan skilja sig mot till exempel en svensk eller norsk beläggning. Temperaturen är 20°C. Alla dessa parametrar går att ändra, om förutsättningarna avviker. Dock är det endast nödvändigt att ändra beläggningens ålder då den är yngre än två år. Totalt finns det åtta kategorier med tillhörande underkategorier för klassificering av vägbeläggning (Jonasson & Storeheier, 2001).

6.2.6 Terrängprofil

Genom att dela upp profilen mellan källan och mottagaren i korta, raka segment så kan terrängprofilen approximeras, se figur 13.



Figur 13. Approximation av terrängen (prickad linje) med raka segment (solid linje).

I beräkningsprogram som endast räknar ut bullernivåerna i en punkt görs denna approximation manuellt. Program som beräknar bullerkartor gör detta automatiskt från inlästa terrängkartor. Segmenten antas först vara helt platta, vilket i många fall är en rimlig approximation. I de fall då markens ojämnheter inte går att hantera genom att dela in profilen i kortare segment, kan sträckan klassificeras efter sin ytråhet enligt tabell 10.

Tabell 10. Klassificering av markens ytråhet (Jonasson & Storeheier, 2001)

Klass	Markens ytråhet ¹ [m]	Storlek på ojämnheter [m]
N (Nil)	0	± 0,25
S (Small)	0,25	± 0,5
M (Medium)	0,5	± 1
L (Large)	1	± 2

1. Roten av kvadratsumman från höjdavvikelsena.

Då klasserna i tabell 10 ej ännu har validerats rekommenderas det att klass N används, såvida inte det är känt att en annan klass ger ett mer tillförlitligt resultat.

Markens hårdhet klassificeras i varje segment från A till H, där A är mjukast, se tabell 11. Skärmar i terrängen klassificeras efter dess absorberingsförmåga.

Tabell 11. Markens olika hårdhetsklasser (Jonasson & Storeheier, 2001)

Klass	Strömningsmotstånd [kPas/m ²]	Beskrivning	Skärmklass, med dämpning av reflekterat ljud [dB]
A	12,5	Mycket mjukt (snö eller mossa)	
B	31,5	Mjuk skogsmark (tät mossa)	A4 (> 11)
C	80	Lös mark, ej packad (gräs, lös jord)	A3 (7–11)
D	200	Normal opackad mark (skogsmark)	A2 (4–7)
E	500	Kompakt mark och grus (parkmark)	
F	2 000	Kompakt, tät mark (grusväg)	
G	20 000	Hård mark (normal asfalt)	A1 (< 4)
H	200 000	Mycket hård mark (betong, vatten, kompakt asfalt)	A0 (ej testat)

Om ljudet färdas genom till exempel en skog eller ett tätbebyggt område kommer ljudet att spridas. Att modellera denna spridning är för komplicerat, därför används en statistisk metod för att kalkylera spridningen. Parametrar för detta finns ej att tillgå än.

6.2.7 Väder

Den meteorologiska faktorn som mest påverkar ljudets utbredning är hur ljudets hastighet varierar med höjden. I Nord2000 beräknas hastigheten med (Kragh m fl, 2006)

$$c(z) = \alpha \cdot \ln\left(\frac{z}{z_0} + 1\right) + \beta z + c_0 \quad (46)$$

där

z = höjd över mark [m],

z_0 = markens ytråhet [m],

α = den logaritmiska väderkoefficienten,

β = den linjära väderkoefficienten,

c_0 = ljudets hastighet då $z = 0$.

Samtliga parametrar i ekvation (46) beror av vilken typ av bullernivå som ska beräknas. Parametrarna α , β och c_0 måste bestämmas efter väderförutsättningarna som ska råda vid beräkningstillfället och beror av vindhastigheten, vindriktningen, atmosfärisk stabilitet och av temperaturen. Förutom dessa faktorer finns följande meteorologiska parametrar i modellen (Kragh m fl, 2006):

- Turbulensens styrka beroende av vinden [$m^{4/3}/s^2$].
- Turbulensens styrka beroende av temperaturen [K/s^2].
- Vindhastighetens standardavvikelse i utbredningsriktningen [m/s].

- Temperaturgradientens standardavvikelse [$^{\circ}\text{C}/\text{m}$].
- Relativ fuktighet [%].

Modellen kan beräkna ljudutbredning vid specifika väderförhållanden, vilket framförallt kan vara av intresse vid jämförelse med 1996 års modell. Följande värden på väderparametrarna kan då användas: $z_0 = 0,025 \text{ m}$; $\alpha = 0,25$ (motsvarande en vindhastighet på 1,5 m/s på 10 meters höjd); $\beta = 0$ (motsvarar en temperaturgradient på $0 \text{ }^{\circ}\text{C}/\text{m}$); $t = 15 \text{ }^{\circ}\text{C}$; $\text{RH} = 70 \%$; $C_w^2 = 0,12 \text{ m}^{4/3}/\text{s}^2$; $C_t^2 = 0,008 \text{ K}/\text{s}^2$; $\sigma_w = 0,5 \text{ m}/\text{s}$; $\sigma_{dt/dz} = 0$.

Om beräkningarna ska utföras för ett måttligt extremfall kan följande värden ändras från ovan: $\alpha = 1$ (motsvarar 6 m/s på 10 meters höjd); $\beta = 0,04$ (motsvarar $0,07 \text{ }^{\circ}\text{C}/\text{m}$).

Eftersom det är möjligt att variera väderparametrarna kan modellen användas för att beräkna buller efter olika väderförhållanden, vilket framförallt kan vara av intresse vid jämförelse av uppmätta värden. I fall med skiktad atmosfär kan Nord2000 inte förväntas fungera helt tillfredställande (Kragh m fl, 2006).

6.2.8 Indata

Följande parametrar kan anges (Jonasson & Storeheier, 2001; Kragh m fl, 2006):

- Trafikflöde, under ett visst tidsintervall.
- Fordonskategori (tabell 9).
- Hastighet.
- Körsätt (acceleration, retardation, uppförsbacke, med mera).
- Källposition (tabell 8).
- Vägbeläggning.
- Vägtemperatur och väder.
- Topografi och terräng.

6.2.9 Maxnivå

Vid beräkning av maxnivåer är det ett energimedelvärde som beräknas. Detta värde kan räknas om till ett aritmetiskt medelvärde med (Kragh m fl, 2006)

$$L_{em} - \bar{L} = 0,05 \ln(10) \sigma^2 \quad (47)$$

där

L_{em} = energimedelvärde [dB],

\bar{L} = aritmetiskt medelvärde [dB],

σ = standardavvikelse.

Ekvation (47) bygger på empiriska data från Tyskland. Denna omräkning kan framförallt vara av intresse om maxnivåer från Nord2000 ska jämföras med det aritmetiska medelvärdet som 1996 års modell ger (Jonasson & Storeheier, 2001).

Enligt samma princip som för 1996 års modell (kapitel 6.1.7) beräknas de maxnivåer som överstigs av 5 % av fordonen med (Kragh m fl, 2006)

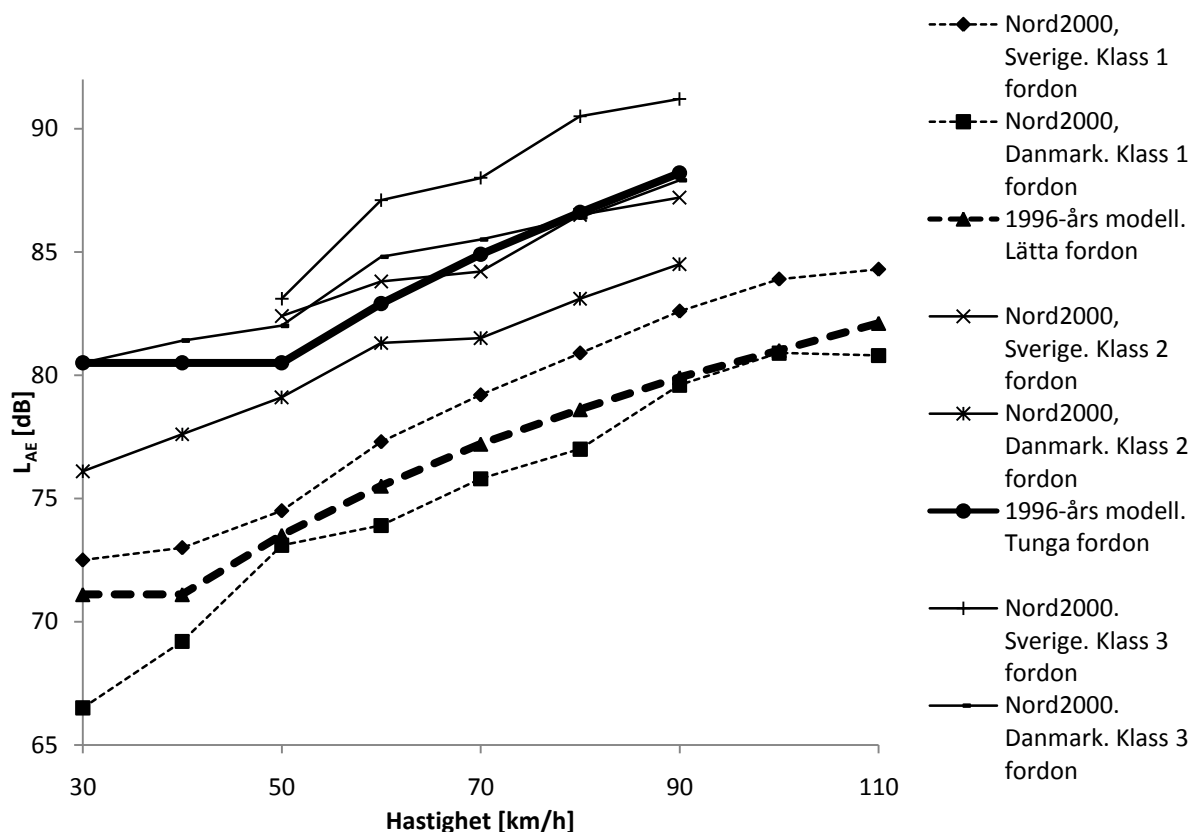
$$L_{\max,5\%} = \overline{L_{\max}} + 1,65\sigma \quad (48)$$

Modellen kan även beräkna den maxnivå som överstigs ett visst antal gånger.

6.3 SKILLNADER MELLAN NORD2000 OCH 1996 ÅRS MODELL

Då de två modellerna skiljer sig helt åt, Nord2000 bygger i en större utsträckning på fysikaliska samband. Nord2000 har även betydligt fler inparametrar att variera, så det är svårt att jämföra modellerna (Jonasson & Storeheier, 2001).

Genom att ställa in Nord2000-modellens parametrar så nära 1996 års modells värden som möjligt har jämförelser mellan de två modellerna gjorts, se figur 14 och bilaga 2. I figur 14 syns det att de svenska värdena är generellt 1–2 dB högre än de danska värdena. Även norska och finska värden är högre än de danska. Detta beror på att i Danmark används oftare en mer finkornig asfaltsblandning och mjukare vägbeläggning. Det framgår också att de nya värdena är högre än de beräknade med 1996 års modell, vilket även gäller L_{AFmax} (Kragh m fl, 2006). Dock är det så att beroende på hur man jämför går det att få i princip vilket resultat som helst, men skillnaden i L_{Aeq} är i medeltal oftast liten (Jonasson, 2009).



Figur 14. Jämförelse mellan ljudexponeringsnivåer från Nord2000 och 1996 års modell (data i bilaga 2). Tjocka linjer motsvarar värden från 1996 års modell. Streckade linjer motsvarar värden från lätta fordon.

6.4 FRAMTIDEN

Efter samtal med Hans Jonasson vid SP (Sveriges tekniska forskningsinstitut) har det framgått att det ännu inte finns något klart direktiv på om och när Nord2000 kommer att ta över efter

1996 års modell. EU vill försöka finna en kompromiss om att använda en gemensam beräkningsmodell för hela unionen.

7 METOD

I kapitel 1.3 presenterades fyra delmoment i arbetsgången för detta projekt. I det här kapitlet kommer mätgenomförandet och modelleringen att beskrivas.

7.1 MATERIAL OCH DATA

Till bullermätningarna har en ljudnivåmätare från Brüel & Kjær, modell 2250 Light, använts. Mätaren lagrar, bland annat, ett ekvivalentvärde och ett maxvärde från varje mätserie. Då mätaren är utrustad med ett minneskort kan värden från hundratals mätserier sparas. Mätaren är utrustad med en ½" mikrofon, med tillhörande vindsydd (Brüel & Kjær, 2006).

Till räkningen av antalet fordonspassager användes två stycken klickräknare.

Ljudmätaren monterades på ett 1,5 meter högt kamerastativ.

Till beräkningarna användes datorprogrammet SoundPLAN från Braunstein + Berndt GmbH, som kan beräkna buller med både 1996 års modell och med Nord2000

Förutom iakttagelser under mätningarna så har väderdata tillhandahållits av Hans Bergström vid Uppsala universitet. Data har hämtats från mätstationen i Marsta strax norr om Uppsala.

Kartmaterial tillhandahölls av Lantmäteriet eller av Uppsala kommun genom fastighetsförvaltningen vid Uppsala universitet.

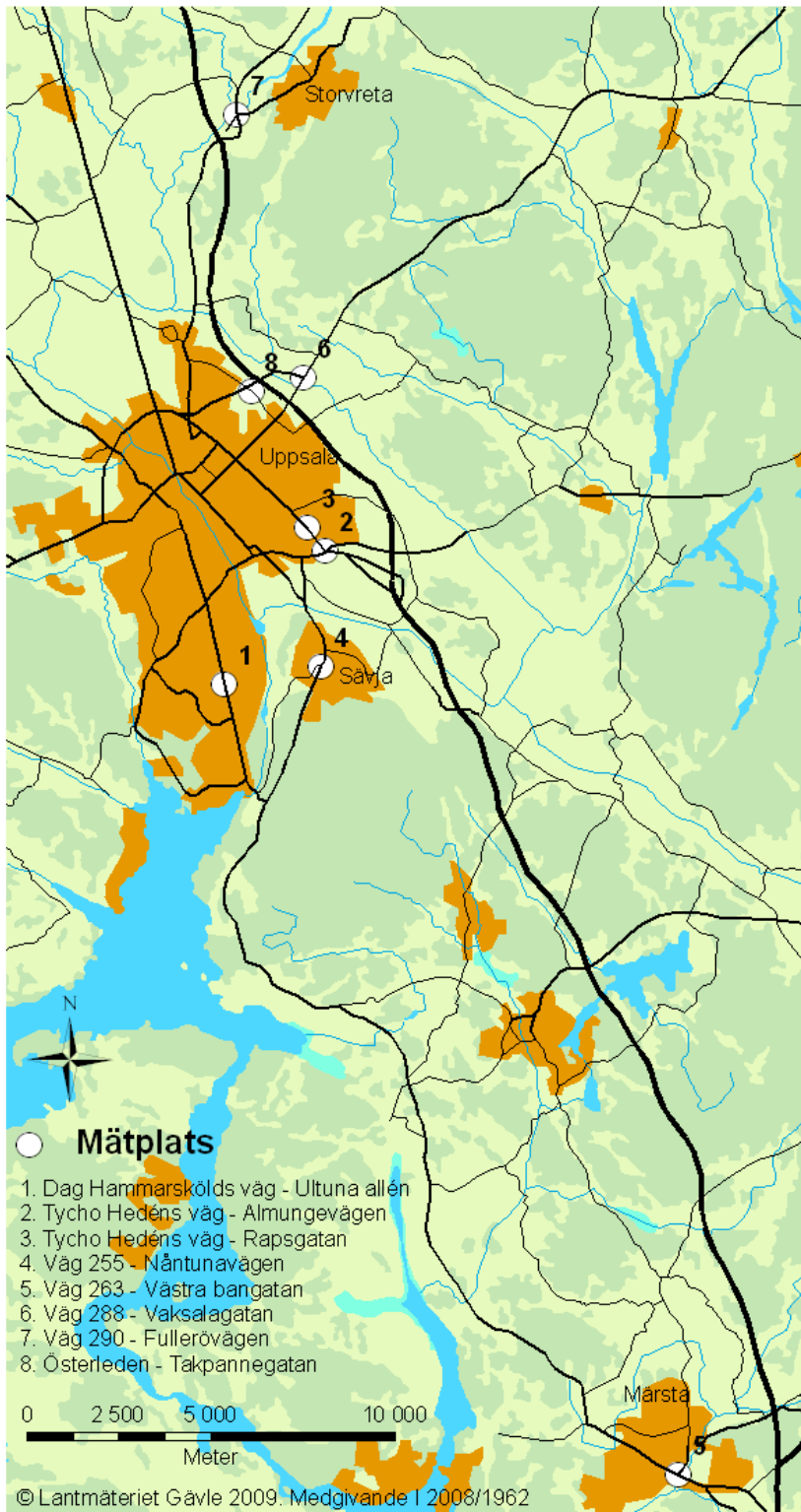
Trafikdata hämtades från Vägverket (Vägverket, 2009) och från Uppsala kommun (Uppsala kommun, 2006) och räknades om till år 2009 med ekvation (29).

7.2 MÄTPLATSER

Vid totalt åtta olika cirkulationsplatser har bullermätningar utförts. Mätplatserna valdes efter följande kriterium:

- Ostörd bullermiljö i näromgivningen. Det är viktigt att mätaren i så stor utsträckning som möjligt bara registrerar buller från vägen.
- Öppet landskap mellan mätpunkten och vägen. Detta för att minimera reflektioner.
- Jämn terräng, så att ljudmätaren befinner sig på samma höjd över vägbanan i samtliga mätningar.

Dessa krav gick i stort sett att uppfylla på samtliga mätplatser. Den första punkten var svårast då de flesta cirkulationsplatserna är placerade i stadsmiljö, men genom att välja platser långt från exempelvis övriga vägar och parkeringsplatser så minimerades de yttre störningarna. I något fall placerades ljudmätaren i en svacka, då det inte fanns någon annan möjlighet. Totalt åtta olika cirkulationsplatser valdes ut, se figur 15. I figur 16 och figur 17 finns detaljkartor över mätplatserna.



Figur 15. Karta med de åtta olika mätplatserna.

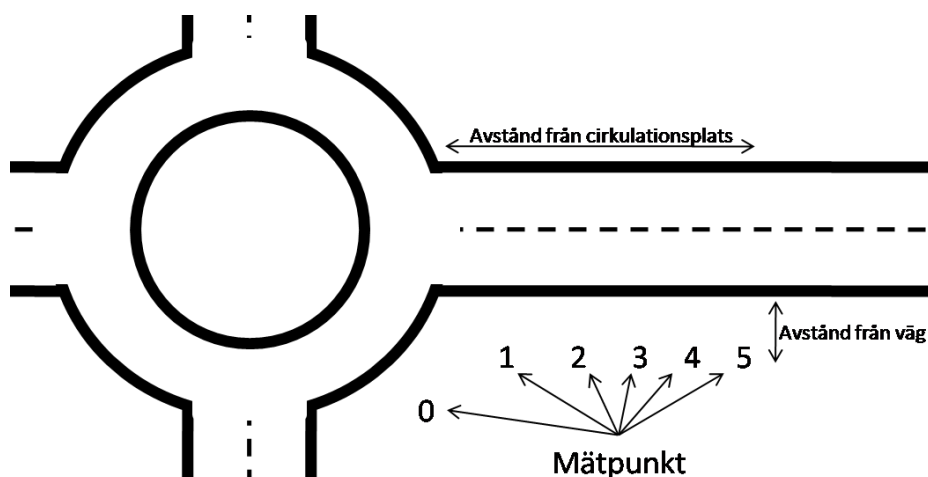


Figur 16. Detaljkartor över mätplatser. Mätpunkter är markerade med kryss. 1: Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén. 2: Tycho Hedéns väg - Almungevägen. 3: Tycho Hedéns väg - Rapsgatan. 4: Väg 255 - Nåntunavägen.



Figur 17. Detaljkartor över mätplatser. Mätpunkter är markerade med kryss. 5: Väg 264 - Västra bangatan. 6: Väg 288 - Vaksalagatan. 7: Väg 290 - Fullerövägen. 8: Österleden - Takpannegatan.

Mätpunkterna placerades och numrerades efter figur 18.



Figur 18. Schematisk skiss över mätpunkternas placering vid en cirkulationsplats. Samtliga mätpunkter användes bara i ett fall, oftast användes punkt 1–3.

Nedan följer en kort beskrivning av respektive mätplats och förutsättningarna vid mättillfället:

Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén. Hastighetsbegränsad till 50 km/h vid mätplatserna. Majoriteten av alla fordon körde rakt igenom cirkulationsplatsen. Vädret vid mättillfället var soligt, cirka 18 grader varmt och mycket svag vind (0–3 m/s). Mätpunkten närmast cirkulationsplatsen var placerad 4 meter från vägen, de två övriga på 3 meter.

Tycho Hedéns väg - Almungevägen. Genom cirkulationsplatsen var hastighetsbegränsningen 50 km/h, men efter mätpunkt 1 var den 70 km/h. Mätningar utfördes vid tre olika tillfällen vid denna plats, den 8/9, den 24/9 och den 30/9, under år 2009. Vid det första mättillfället var temperaturen cirka 17°C med kraftig vind, i Marsta (se kapitel 7.1) utanför Uppsala noterades som högst 9,4 m/s. Vid de två andra tillfällena var temperaturen cirka 13 grader och vinden något beskedligare, 3–5 m/s. I samtliga fall blåste det från vägen mot mätaren. Den 24/9 fick mätningarna avslutas innan 500 fordonspassager uppnåts vid den sista mätpunkten. Samtliga mätpunkter var placerade på 8 meters avstånd från vägen, utom punkt 5 som var placerad på 9 meters avstånd.

Tycho Hedéns väg - Rapskatan. Från och med första mätpunkten var hastighetsbegränsningen 70 km/h, innan det var den 50 km/h. Temperaturen var ungefär 17°C och det var blåsigt, uppskattningsvis runt 7 m/s i byarna. Mätningen i den sista mätpunkten fick avbrytas innan 500 fordonspassager uppnåts på grund av att det började regna. Vinden blåste från vägen mot mätpunkten. Mätpunkt 1 och 3 var placerade på 9 meter, medan mätpunkt 2 och 4 var placerade på 11 meters avstånd

Väg 255 - Nántunavägen. Här utfördes mätningar vid två tillfällen, den 31/8 och den 1/10. Vid augustimätningen var det blåsigt, uppskattningsvis upp mot drygt 9 m/s i byarna. Mätplatserna låg dock skyddad mot den värsta vinden. Vinden blåste från syd till sydväst. Temperaturen var 18°C och det var lite moln på himlen. Vid det andra mättillfället var det betydligt kallare med en temperatur på 1–3°C. Det var då i princip vindstilla. Majoriteten av alla fordon åkte rakt igenom cirkulationsplatsen längs väg 255 (som sträcker sig i nord-sydlig

riktning). Mätpunkt 1 befann sig på 10 meters avstånd och de två andra mätpunkterna på 5 meters avstånd från vägen.

Väg 263 - Västra bangatan. Vid dessa mätningar var det klar himmel och cirka 15°C varmt. Vinden var väldigt svag, under 3 m/s, och det blåste från vägen mot mätaren. Hastigheten var begränsad till 50 km/h vid mätpunkterna. Samtliga mätpunkter befann sig 10 meter från vägen.

Väg 288 - Vaksalagatan. Här var hastighetsbegränsningen 70 km/h och ett par hundra meter bortom mätpunkterna var hastigheten begränsad till 90 km/h. Mätpunkterna befann sig på 5 meters avstånd från körbanan. Vid mätpunkt 1 utgjordes marken mellan vägen och mätaren av asfalt. Vid de två andra mätpunkterna utgjordes området av 2,5 meter vägren och 2,5 meter gräsmark. Det blåste cirka 5 m/s från cirkulationsplatsen upp mot mätpunkterna. Temperaturen var 20°C och det var mulet.

Väg 290 - Fullerövägen. Mätningarna utfördes under två dagar, den 16–17 september. Mätplats 1 och halva mätningen för mätplats 2 utfördes den 16:e och den resterande halvan av mätplats 2 samt mätplats 3 mättes in under den 17:e. Anledningen till detta var ett väderomslag den 16:e september. Under första dagens mätningar var det först cirka 12°C varmt och klar himmel. Vinden blåste från mätpunkterna ut mot vägen. Vädret skiftade sedan snabbt och det blev mulet och blåsigt, drygt 5 m/s. Den 17:e var det molnfritt och 10°C varmt och det blåste mindre, 3–5 m/s. Vinden vred även så att det blåste från cirkulationsplatsens håll. Hastighetsbegränsningen var 70 km/h och samtliga mätpunkter låg placerade 5 meter från vägen.

Österleden - Takpannegatan. Två mätpunkter på vardera 10 meters avstånd från vägen. Skyltad hastighet var 50 km/h. I princip klart väder och vindstilla med en temperatur på cirka 15°C.

7.3 MÄTGENOMFÖRANDE

Mätpunkten mättes in och utrustningen monterades upp. Bland annat väder och skyltad hastighet noterades i ett mätprotokoll. Till den skyltade hastigheten skattades även hastigheten och accelerationen längs mätsträckan och runt cirkulationsplatsen. Detta gjordes dels genom att mäta tiden det tog för fordonen att köra en bestämd sträcka och dels genom att köra med i trafiken och notera med vilken hastighet fordonen verkade köra.

Vid varje mätpunkt eftersträvades att nå 500 fordonspassager, i enlighet med kapitel 5.3, vilket även nåddes i de flesta fallen. Några mätserier fick avbrytas innan 500 passager uppnått på grund av yttre omständigheter. Om störningar, till exempel tutande bilar eller ambulanser, passerade stoppades mätningen och om möjligt raderades de sista 5 sekunderna av mätperioden. I vissa fall blev det nödvändigt att radera hela mätningen. För att inte riskera att få en hel dags mätningar förstörda utfördes mätningarna i kortare intervall, oftast runt 5 minuter. Då mättiden var slut sparades de uppmätta nivåerna i bullermätaren, som automatiskt namnger alla filer. Under mätningen räknades antalet tunga och lätta fordon som passerade med klickräknarna.

Trafiken under varje mätning tillsammans med datafilens namn och eventuella avvikelser noterades i mätprotokollet.

7.4 DATABEHANDLING

Med hjälp av dataprogrammet BZ5503 som tillhör ljudmätaren från Brüel & Kjær överfördes data från mätaren till Microsoft Excel, där de uppmätta ljudnivåerna korrigerades i enlighet med kapitel 5.5. Räkneexempel återfinns i bilaga 3.

Då ljudmätaren som användes vid mättillfället inte kan logga mätvärden gick det ej att hitta de 10 högsta ljudnivåerna. Detta hade varit nödvändigt för att kunna utföra korrigeringen av maxnivån i kapitel 5.5.2. Istället beräknades ett logaritmiskt medelvärde enligt ekvation (27) med de högsta värdena från varje mätserie.

7.5 MODELLERING

Till modelleringen användes beräkningsprogrammet Soundplan. Kartlager med relevant data importerades till Soundplan. Från inlästa höjdkurvor beräknades topografin för området och vägar och byggnader lades på topografin.

I programmet tilldelades vägar hastighet och trafikmängd. Hastigheten sattes normalt till den skyltade hastigheten, men i anslutning till cirkulationsplatser sänktes hastigheten till den som skattades vid mättillfället. För de flesta cirkulationsplatserna skattades hastigheten runt cirkulationsplatsen till 30 km/h, men för de två större cirkulationsplatserna (över 70 meter i rondelldiameter) skattades hastigheten till 35 km/h. I de fall då flera vägfiler fanns i närheten av mätpunkterna delades vägen upp i två eller flera separata vägbanor. I innerfilen antogs det att 30 % av fordonen körde och att resterande 70 % körde i ytterfilen. Detta gjordes även för flerfiliga cirkulationsplatser. För de övriga vägarna användes standardmallar i Soundplan med olika antal filer och olika vägbredd. Trafikmängden i cirkulationsplatsen antogs vara samma som den totala trafiken på vägen där mätningarna utfördes.

Områden i närheten av mätplatsen som var asfalterade eller stenlagda tilldelades en absorptionsfaktor på 0, istället för standardvärdet 0,6.

De olika mätplatserna lades in som punkter av objekttypen mottagare, som placerades på 1,5 meters höjd, vilket var den höjd som mätaren befann sig på under bullermätningarna.

7.5.1 Specifikt för 1996 års modell

Tidigare beräknade trafikmängder (se till exempel kapitel 7.4) tilldelades varje väg som var av intresse för bullerberäkningarna, så att varje vägsträcka hade en viss mängd lätta och tunga fordon. Hastigheten angavs också för respektive fordonsklass, efter vad som beskrevs i föregående kapitel. Hastigheten hos tunga och lätta fordon antogs vara lika.

Runt cirkulationsplatsen och längs vägen där mätningarna skedde lades ett beräkningsområde, som sträckte sig 100 meter vinkelrätt ut från vägen.

7.5.2 Specifikt för Nord2000

En förenkling av de olika trafiktyperna (tabell 9) gjordes för att anpassa modellen efter tillgängliga trafikdata. Lätta fordon klassades som kategori 1 fordon. De tunga fordonen klassades som kategori 3 fordon med 4 axlar, vilket är den ”tystaste” klassen av kategori 3 fordon. Nord2000 är anpassat för att beräkna L_{DEN} -nivåer och därmed går det att ange olika fordonsintensiteter vid olika tidpunkter på dygnet. Här antogs samma intensiteter under hela dygnet, för att kunna beräkna ekvivalentnivåer som är jämförbara med värden från 1996 års modell.

Även i denna modell antogs att de olika fordonstyperna höll samma hastighet i samma punkt. Då Nord2000 kan beräkna ljud från accelererande och retarderande fordon gjordes en uppskattning vid respektive cirkulationsplats av hur snabbt fordonen ändrat sin hastighet. Det antogs att de två fordonstyperna hade samma hastighetsförändring.

Enligt Åke Westling vid Uppsala kommun används betongasfalt med en kornstorlek på 16 millimeter (DAC16) i cirkulationsplatser och på övriga vägar används en skelettasfalt med samma kornstorlek (SMA16). I modellen finns det två färdiga vägbeläggningar att använda: DAC11 och SMA11. Till cirkulationsplatserna användes följdaktningen DAC11 och för övriga vägar SMA11. Då ingen information om de olika vägarnas ålder fanns att tillgå användes standardvärdet 2 år.

I det här fallet lades ett beräkningsområde på 75 meter runt cirkulationsplatsen och vägen där mätningarna utfördes, för att minska beräkningstiderna.

Från väderdata beräknades medelvärden för mätperioden och dessa angavs för respektive mättillfälle. De värden som angavs var: vindhastighet på 2 meter; temperaturdifferens mellan 0,84–2 meter, lufttryck, vindriktning, temperatur, vindhastighetens standardavvikelse. Luftfuktigheten antogs vara 70 %.

8 RESULTAT

I bilaga 4 återfinns figurer med samtliga resultat införda och i bilaga 5 finns tabeller med uppmätta och beräknade värden.

8.1 BULLERMÄTNINGAR

För de mätplatser där alla mätningar var utförda på i princip samma avstånd från vägen (inom en meter) och det var fler än två mätpunkter har räta linjer anpassats till de tidsvägda medelvärdena. Detta för att åskådliggöra hur ljudnivån förändras med avståndet från cirkulationsplatsen. I tabell 12 återfinns lutningen och R^2 -värdet för dessa.

Korrelationskoefficienten R^2 anger hur mycket av förändringen i y-led som kan förklaras med förändringen i x-led och kan vara mellan 0 och 1, där 1 innebär högst överensstämmelse.

Medelvärdet av samtliga lutningar i tabell 12 och tabell 13 är 0,041 dBA/m.

Tabell 12. Information om linjer anpassade till uppmätta ekvivalentnivåer

Mätplats	Datum	Hastighetsbegränsning [km/h]	Lutning [dBA/m]	R ² -värde
Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén	15/9	50	0,063	0,98
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	8/9	70	0,0053	0,7
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	24/9	70	0,075	0,99
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	30/9	70	0,012	0,15
Väg 288 - Vaksalagatan	1/9	70	0,063	1
Väg 290 - Fullerövägen	16-17/9	70	0,022	0,81

Till resterande mätningar, där avståndet till vägen kan variera mer eller det bara finns två mätpunkter, har räta linjer anpassats (tabell 13). Där inget R²-värde finns angivet fanns det endast två mätpunkter.

Tabell 13. Information om linjer anpassade till uppmätta ekvivalentnivåer, där förutsättningarna var mer varierande

Mätplats	Datum	Hastighetsbegränsning [km/h]	Lutning [dBA/m]	R ² -värde
Tycho Hedéns väg - Rapskatan	7/9	70	0,0091	0,63
Väg 255 - Nåntunavägen	31/8	50	0,11	-
Väg 255 - Nåntunavägen	1/10	50	0,052	0,87
Väg 263 - Västra bangatan	17/9	50	0,023	-
Österleden - Takpannegatan	11/9	50	0,020	-

Räta linjer anpassades även till maxvärden, enligt samma princip som ovan; resultatet från dessa återfinns i tabell 14 och tabell 15. Medelvärde av samtliga lutningar i dessa tabeller är 0,023 dBA/m.

Tabell 14. Information om linjer anpassade till uppmätta maxnivåer

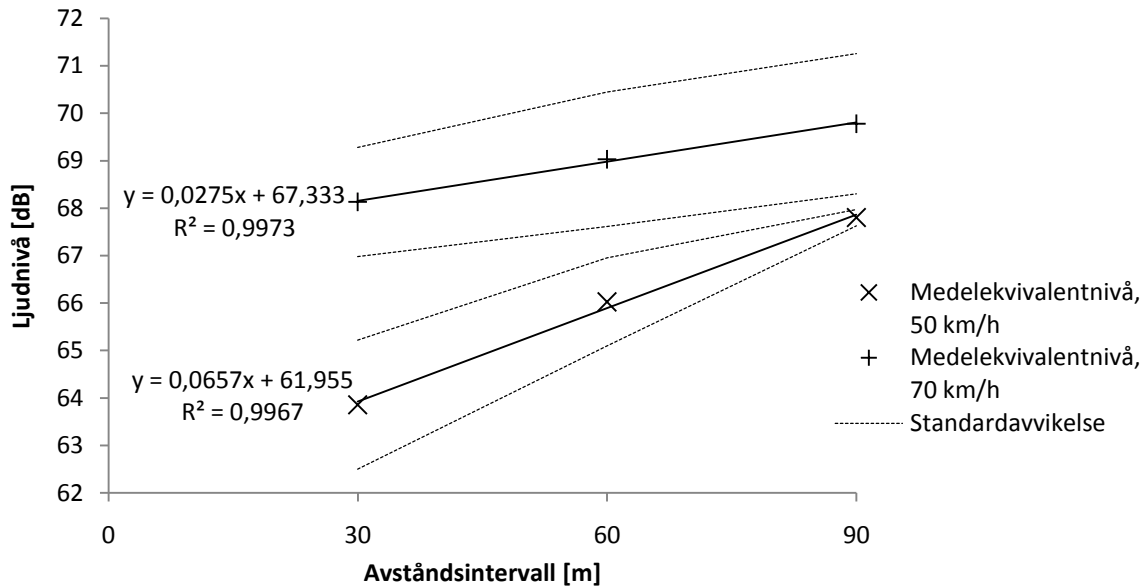
Mätplats	Datum	Hastighetsbegränsning [km/h]	Lutning [dBA/m]	R ² -värde
Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén	15/9	50	0,049	>0,99
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	8/9	70	0,020	0,68
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	24/9	70	0,0047	0,12
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	30/9	70	0,020	0,40
Väg 288 - Vaksalagatan	1/9	70	0,040	0,79
Väg 290 - Fullerövägen	16-17/9	70	-0,012	0,051

Tabell 15. Information om linjer anpassade till uppmätta maxnivåer, där förutsättningarna var mer varierande

Mätplats	Datum	Hastighetsbegränsning [km/h]	Lutning [dBA/m]	R ² -värde
Tycho Hedéns väg - Rapskatan	7/9	70	0,017	0,98
Väg 255 - Nåntunavägen	31/8	50	0,082	-
Väg 255 - Nåntunavägen	1/10	50	0,017	0,094
Väg 263 - Västra bangatan	17/9	50	0,034	-
Österleden - Takpannegatan	11/9	50	-0,015	-

De uppmätta logaritmiska medelvärdena från olika avstånd har samlats inom tre olika

intervall. Värden mellan 0 och 30 meter har lagts till 30 meter, värden mellan 31–60 meter har lagts under 60 meter och slutligen har mätvärden mellan 61–90 meter lagts under 90 meter. I figur 19 syns medelvärdet från respektive avståndskategori tillsammans med standardavvikelsen. Hastighetsindelningen syftar till hastighetsbegränsningen efter cirkulationsplatsen.



Figur 19. Uppmätta medelkvivalentnivåer från olika avståndsintervall med anpassad linje och standardavvikelse.

8.2 MODELLERING

Till de modellerade värdena anpassades räta linjer, efter samma princip som hos mätvärdena. I tabell 16 finns resultaten från 1996 års modell och i tabell 17 finns resultaten från Nord2000-beräkningarna. Lutningen från 1996 års modell är i medel 0,094 dBA/m och från Nord2000 0,022 dBA/m. I tabell 18 finns motsvarande information från maxvärdena beräknade med 1996 års modell; medelvärdet var där 0,037 dBA/m.

Tabell 16. Information om anpassade linjer från beräknade ekvivalentvärden med 1996 års modell

Mätplats	Datum	Hastighetsbegränsning [km/h]	Lutning [dBA/m]	R ² -värde
Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén	15/9	50	0,035	0,98
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	8/9	70	0,029	0,95
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	24/9	70	0,032	0,93
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	30/9	70	0,032	0,93
Tycho Hedéns väg - Rapskatan	7/9	70	0,024	0,89
Väg 255 - Nántunavägen	31/8	50	0,39	-
Väg 255 - Nántunavägen	1/10	50	0,37	0,94
Väg 263 - Västra bangatan	17/9	50	-0,013	-
Väg 288 - Vaksalagatan	1/9	70	0,097	0,99
Väg 290 - Fullerövägen	16-17/9	70	0,053	0,97
Österleden - Takpannegatan	11/9	50	-0,013	-

Tabell 17. Information om anpassade linjer från beräknade ekvivalentvärden med Nord2000

Mätplats	Datum	Hastighetsbegränsning [km/h]	Lutning [dBA/m]	R ² -värde
Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén	15/9	50	0,028	0,91
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	8/9	70	0,0016	0,028
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	24/9	70	0,0017	0,11
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	30/9	70	0,0067	0,57
Tycho Hedéns väg - Rapskatan	7/9	70	0,0085	0,35
Väg 255 - Nántunavägen	31/8	50	0,077	-
Väg 255 - Nántunavägen	1/10	50	0,075	0,95
Väg 263 - Västra bangatan	17/9	50	-0,050	-
Väg 288 - Vaksalagatan	1/9	70	0,11	0,96
Väg 290 - Fullerövägen	16/9	70	0,020	-
Väg 290 - Fullerövägen	17/9	70	0,043	-
Österleden - Takpannegatan	11/9	50	-0,063	-

Tabell 18. Information om anpassade linjer från beräknade maxvärden med 1996 års modell

Mätplats	Datum	Hastighetsbegränsning [km/h]	Lutning [dBA/m]	R ² -värde
Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén	15/9	50	0,017	0,60
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	8/9	70	0,0045	0,30
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	24/9	70	-0,0017	0,017
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	30/9	70	0,018	0,75
Tycho Hedéns väg - Rapskatan	7/9	70	0,017	0,74
Väg 255 - Nántunavägen	31/8	50	0,14	-
Väg 255 - Nántunavägen	1/10	50	0,13	0,84
Väg 263 - Västra bangatan	17/9	50	0	-
Väg 288 - Vaksalagatan	1/9	70	0,043	0,75
Väg 290 - Fullerövägen	16/9	70	0,01	0,36
Österleden - Takpannegatan	11/9	50	0,033	-

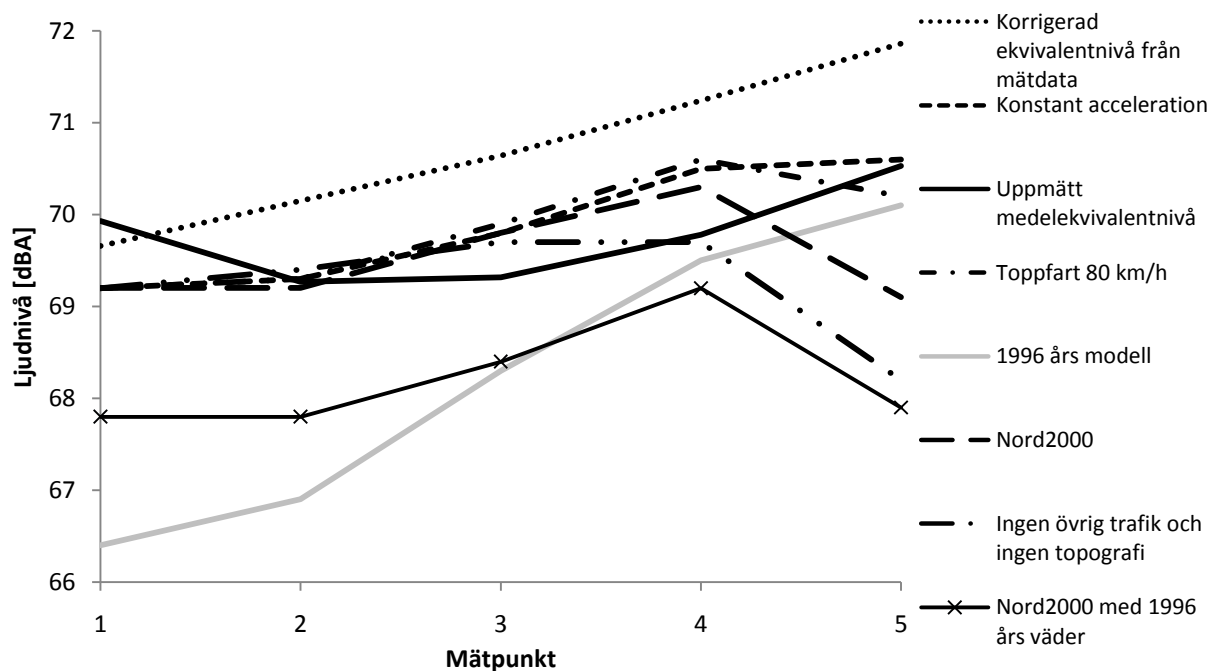
Differensen mellan den uppmätta medelekvivalentnivån och de olika beräknade värdena återfinns i tabell 30 och tabell 31, bilaga 5. Dessa har beräknats genom att subtrahera mätvärdet från det beräknade värdet; ett negativt värde innebär alltså att mätvärdet var högre än det beräknade. 1996 års modell visade i medeltal 1,1 dBA lägre ljudnivå. Den minsta avvikelserna var 0,3 dBA över ett mätvärde. För Nord2000 var medelvärdet -1,4 dBA, den minsta skillnaden var 0,2 dBA.

I tabell 32 och tabell 33, bilaga 5, återfinns skillnaden mellan beräknade värden och för trafikmängden korrigerade mätvärden. Värden beräknade med 1996 års modell visar i medel 0,8 dBA mindre än de uppmätta. Närmast ett mätvärde kommer modellen med 0,35 dBA. För Nord2000 är avvikelserna i medel 1,1 dBA lägre än uppmätta värden. Den minsta differensen är 0,04 dBA.

Vid jämförelse av de beräknade maxnivåerna (endast 1996 års modell) och mätvärden visar modellen i medel 1,6 dBA mer. Spannet sträcker sig från - 2,4 dBA till +5,3 dBA och den minsta skillnaden är 0,2 dBA. Värden från jämförelsen återfinns i tabell 34, bilaga 5.

I figur 20 går det att se hur olika parametrar påverkar beräknade värden. Följande förutsättningar råder vid respektive linje (om inget annat anges är samtliga värden beräknade med Nord2000):

- Korrigerad ekvivalentnivå från mätdata. Uppmätt ekvivalentnivå korrigerad för trafikmängden enligt kapitel 5.5.1.
- Konstant acceleration. Fordonen har haft en konstant acceleration på $1,3 \text{ m/s}^2$ längs Tycho Hedéns väg.
- Uppmätt medelekvivalentnivå. Medelvärdet av den uppmätta ekvivalentnivån i respektive punkt.
- Toppfart 80 km/h. Fordonen har kört fortare än rådande hastighetsbegränsning i sista punkten, 80 km/h jämfört med 70 km/h.
- 1996 års modell. Värden beräknade med 1996 års modell.
- Nord2000. Värden beräknade med Nord2000 enligt förutsättningarna som rådde under mätningen, samma som i figur 24, bilaga 4.
- Ingen övrig trafik, ingen topografi. Trafiken på alla vägar utom Tycho Hedéns och runt rondellen har satts till 0, samtidigt som terrängen har gjorts helt plan.
- Nord2000 med 1996 års väder. Väderparametrarna har ställts in efter 1996 års fasta värden.



Figur 20. Olika faktorerers inverkan på beräknade ljudnivåer med Nord2000 och mätvärden vid Tycho Hedéns väg - Almungevägen den 8/9.

En beräkning utfördes även på en lång rak väg i helt plan terräng. Hastighetsbegränsningen sattes till 70 km/h, med en godtycklig trafikmängd bestående av 10 % tung trafik. Beräkningen utfördes på 10 meters avstånd från vägen och den enda parametern som varierades var accelerationen. Resultaten återfinns i tabell 19.

Tabell 19. Accelerationens inverkan på en rak, plan väg. Beräkningen utförd på 10 meters avstånd och hastigheten var 70 km/h

Modell	Acceleration [m/s^2]	Ekvivalent ljudnivå [dBA]
1996	0	69,7
Nord2000	0	66,9
	0,5	67
	1	69,1
	1,5	70,8

I figur 21 finns samtliga uppmätta och beräknade ekvivalentnivåer inlagda. Till dessa har det anpassats andragradskurvor, vilka var de som gav bäst överensstämmelse med data. För 1996 års modell såg andragradsekvationen ut på följande sätt:

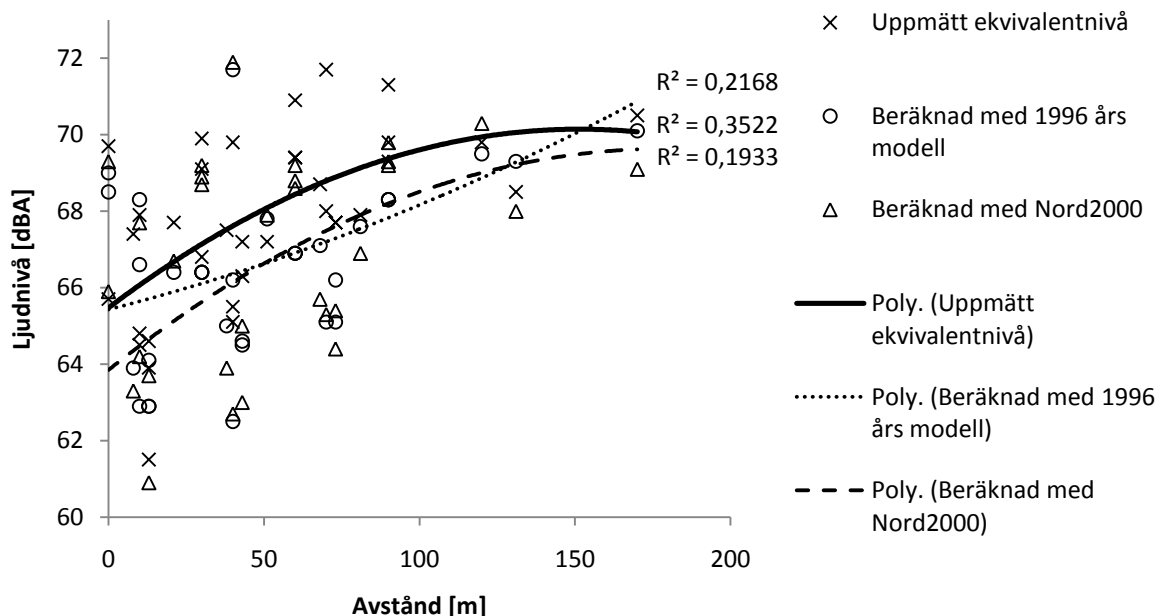
$$y = 0,00007x^2 + 0,0206x + 64,433 \quad (49)$$

För uppmätta ekvivalentnivåer:

$$y = -0,0002x^2 + 0,0616x + 65,477 \quad (50)$$

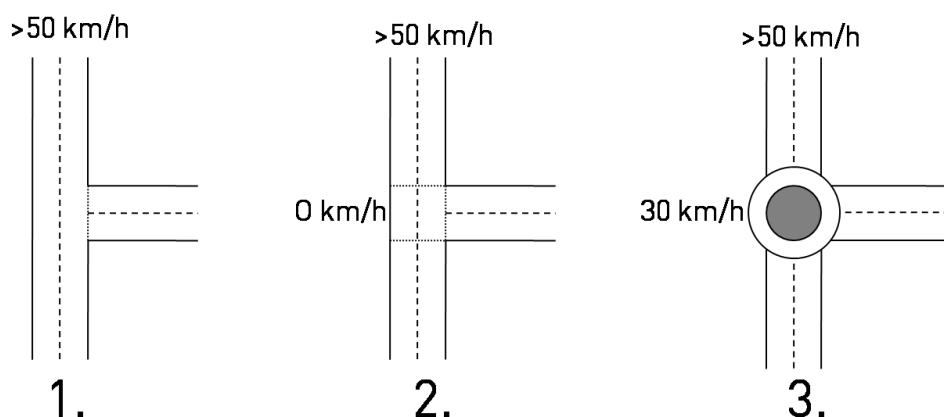
För beräknade nivåer med Nord2000:

$$y = -0,0002x^2 + 0,0647x + 63,846 \quad (51)$$



Figur 21. Uppmätta och beräknade ekvivalentnivåer med anpassade kurvor.

Från informationen som framkommit i litteraturstudien av korsningar och cirkulationsplatser har följande hypotes tagits fram: I figur 22 vid korsning 1 behöver trafiken som färdas längs den i figuren lodräta vägen inte sakta ner, utan kan hålla sin hastighet rakt igenom korsningen. Eftersom fordonen inte kommer att sänka sin hastighet något kommer denna korsning ge upphov till de högsta bullernivåerna. Vid korsning 2 behöver samtlig trafik stanna, vilket leder till att de efter korsningen måste accelerera från 0 km/h upp till exempelvis 50 km/h. Hastighetssänkningen kommer ge upphov till en viss bullerdämpning, men accelerationen från 0 km/h till exempelvis 50 km/h kommer ge upphov till mer buller än vad som uppkommer vid plats 3, cirkulationsplatsen. Vid denna behöver fordonen enbart sakta ner till 30 km/h och därefter accelerera upp till skyltad hastighet och därmed blir bullernivåerna lägst här.



Figur 22. Två typer av korsningar och en cirkulationsplats, med en hypotetisk klassificering av bullernivåerna vid dessa, från högst buller nivå (1) till lägst (3). I korsning 1 har fordon på väg rakt fram förkörsrätt. Korsning 2 är reglerad.

9 DISKUSSION

En bullermätning ute i fält ger en bra uppskattning av ljudnivån för just den platsen och vid den tidpunkten. Att påstå att det uppmätta värdet är en bra uppskattning för platsen över ett års tid är mer vanskligt. Detta gör att de uppmätta värdena från dessa cirkulationsplatser inte är direkt överförbara till andra ställen, det är inte heller garanterat att nya mätningar skulle ge samma resultat. Till exempel skiljer det 3,1 dBA i punkt 1 vid väg 255 - Nantunavägen mellan den 31/8 och den 1/10. Genom att göra korrigeringar för variationer i trafiken, som beskrivits närmare i kapitel 5.5, kan man få en mer allmängiltig bullernivå.

Från de uppmätta ekvivalentnivåerna är det svårt att hitta något entydigt samband. I samtliga fall blir dock anpassade linjer positiva, vilket innebär att ljudnivån ökar med avståndet från cirkulationsplatsen. För tre av fallen var sambandet tydligt med R^2 -värden på mellan 0,98 och 1. Då serierna innehåller tre mätpunkter skulle det i princip gå att finna ett polynom av en godtycklig grad som väl skattar de uppmätta värdena, på samma sätt som en linjär anpassning alltid stämmer väl till två mätpunkter. Att R^2 -värdet ändå är så pass högt tyder på att det i dessa tre fall är rimligt med en linjär anpassning.

De övriga serierna uppvisar inte något lika tydligt samband, vilket kan bero på olika anledningar. Till exempel ökar ekvivalentnivån vid Tycho Hedéns väg - Almungevägen den 8/9 desto närmare cirkulationsplatsen mätningarna utförts. Detta kan ha sin förklaring i att Almungevägen (vägen som ansluter öster ifrån till cirkulationsplatsen i figur 16) är en av de mer trafikerade anslutningsvägarna. Mätningarna närmast cirkulationsplatsen blir då i större utsträckning påverkade av trafikbullret från Almungevägen. Jämför man till exempel med väg 288 där det inte fanns någon anslutningsväg på samma sida av cirkulationsplatsen som mätningarna utfördes på, finner man en tydlig skillnad. Den högre nivån närmare Almungevägen kan även ha sin förklaring i att mätningarna började klockan 8 på morgonen. Vid den tidpunkten var det betydligt mer trafik än framåt eftermiddagen då mätningarna avslutades. De för trafikmängden korrigerade värdena uppvisar ett betydligt mer linjärt beteende vid denna mätning. Trots de, generellt sett, låga R^2 -värdena för de flesta mätserierna ger lutningarna ändå en indikation på hur bullernivåerna beter sig i anslutningen till en cirkulationsplats; de tenderar att sjunka.

I figur 21, där samtliga beräknade och uppmätta ekvivalentnivåer återfinns, har andragradsekvationer anpassats till värdena. I samtliga fall är koefficienten framför andragradstermen liten och för kurvan tillhörande 1996 års modell är den en potens mindre än för de övriga två. Detta är ett tecken på att den mätserien är mer linjär än de två övriga. Anledningen är troligtvis att 1996 års modell inte räknar med någon acceleration. För de två övriga kurvorna tyder anpassningarna på att ljudnivån direkt efter cirkulationsplatsen ökar, för att därefter plana ut. I figuren syns även skillnaden mellan mätvärden och beräknade värden; mätvärdena ligger något högre. Det visar sig även att Nord2000 återger en kurva som till formen bättre överensstämmer med mätdata. Detta har troligtvis samma förklaring om att 1996 års modells kurva inte gör det, nämligen accelerationsfaktorn i Nord2000. Spridningen i mät- och beräkningsdata är väldigt stor och ett problem är bristen på data på större avstånd. Om fler mätningar fanns från 100 meter och uppåt är det möjligt att andra samband skulle

visa sig. Denna anpassning visar dock på samma fenomen som de linjära anpassningarna för de individuella cirkulationsplatserna indikerar, att i anslutning till en cirkulationsplats verkar ekvivalentnivåerna sjunka.

Att ekvivalentnivåerna sjunker i anslutning till en cirkulationsplats stämmer även med vad som framkommit i tidigare studier. Sänkning av bullernivåerna har troligtvis att göra med en minskning i hastigheten hos de passerande fordonen. Som tidigare nämnts i kapitel 3.2 är däckbuller dominerande för personbilar i hastigheter från 30–50 km/h och för tunga fordon är däckbullret dominerande från 50–70 km/h. Det är rimligt att anta att nivån på däckbullret ej påverkas i någon större utsträckning av accelerationen och att en försiktig acceleration inte nödvändigtvis behöver ge upphov till en stor ökning av motorbuller hos personbilar. Därmed kan den alstrade ljudnivån efter drygt 40 km/h i princip endast vara beroende av hastigheten och inte accelerationen för personbilar. Om personbilarna däremot accelererar kraftigt kan motorbullret dominera längre upp i hastighet. För tunga fordon är motorbullret från accelerationen mer påtagligt, vilket framförallt kan leda till förhöjda maximalnivåer. En hastighetsminskning uppkommer även vid korsningar. Dock behöver bilisterna stanna bilen helt oftare vid dessa och vid grönt ljus kan de hålla en hög hastighet genom korsningen. Detta kan leda till att ljudnivåerna blir högre runt en korsning än vid en cirkulationsplats, vilket är hypotesen som presenteras i figur 22.

Även maxnivåerna verkar öka med avståndet till cirkulationsplatsen. Mätserierna uppvisar dock en större spridning, vilket kan bero på att enskilda fordon har stor inverkan på maxnivåerna. Vid väg 290 - Fullerövägen passerade till exempel en landsortsbuss mätpunkt 1, vilket gav upphov till en maxnivå på 89,9 dBA. Medelvärde för samtliga maxvärden i den punkten var 84,1 dBA. Ifall bussens värde tas bort sjunker maxmedelvärde med 1,4 dBA, medan ekvivalentnivån bara skulle sjunka med 0,4 dBA. Då det är troligt att just denna buss passerar cirkulationsplatsen minst två gånger per dag är det tveksamt att den skulle kunna klassas som ett undantagsfall. Istället skulle det varit önskvärt med mätningar i de resterande punkter då samma buss passerade. Under mätningarna noterades det att ett fordon som ger upphov till höga maxnivåer under accelerationen även verkar ge upphov till höga ljudnivåer då slutgiltig hastighet har uppnåtts. Ett avgassystem av sportmodell eller en äldre buss låter mycket oavsett hastighet, men de får större genomslag på maxnivåerna än på ekvivalentnivåerna.

I resultaten, där mätningar har jämförts med beräknade värden, visar Nord2000 i medel en större avvikelse från uppmätta värden. Att detta skulle tyda på att Nord2000 har svårare att uppskatta trafikbuller är inte säkert, figur 21 visar till exempel på motsatsen. Modellen är fortfarande ny och förhållandevis oprövad om man jämför med 1996 års modell; därmed är den allmänna kunskapsnivån om hur modellen ska användas och kalibreras inte lika hög som för den gamla modellen. Med en högre noggrannhet i de olika inställbara parametrarna och en större kunskap om hur modellen fungerar hade beräknade värden säkerligen kunnat få en högre överensstämmelse med uppmätta värden. Till exempel så har väderdata från stationen i Marsta någon mil norr om Uppsala använts till Nord2000. Även om värden från stationen har jämförts och verkar stämma förhållandevis väl med vad som upplevdes på själva mätplatsen finns det inga garantier att så är fallet. 1996 års modell utgår alltid från att det blåser från

vägen mot mätpunkten, vilket kan göra att bullernivåerna blir högre än för Nord2000 där vinden kan varieras.

1996 års modell räknar med en brantare ökning av ekvivalentnivåerna bort från cirkulationsplatsen än vad Nord2000 gör, för de individuella mätplatserna. Lutningen från mätdata hamnar ungefär mitt emellan de båda. I det här fallet stämmer beräkningarna gjorda med Nord2000 bättre överens med mätdata, avvikelsen mellan medellutningarna är 0,020 dBA/m jämfört med den äldre modellens 0,053 dBA/m. Även om Nord2000 stämmer bättre underskattar den medellutningen med cirka 52 %, vilket kan bero på sänkningen i ljudnivå som uppkommer då accelerationen sätts till 0 m/s^2 . I figur 20 syns det hur olika faktorer påverkar den beräknade bullernivån från Nord2000. I framförallt den sista punkten går det att se hur just hastigheten och accelerationen påverkar de beräknade värdena. I beräkningarna som använts för att jämföra uppmätta och beräknade resultat har accelerationen satts till noll i den punkt där fordonen antagits nått sin slutgiltiga hastighet. Denna förändring gör att bullernivåerna sjunker med cirka 1,5 dBA jämfört med om accelerationen får fortsätta förbi den sista punkten. Även en högre sluthastighet tillsammans med en längre accelerationssträcka ger betydligt högre bullernivåer. Kurvan med den högre hastigheten stämmer bättre överens med vad som faktiskt uppmättes under mättillfället, vilket kan tyda på att många bilister körde lite för fort. I tabell 19 framgår det även att skillnaden mellan en acceleration på $1\text{--}1,5 \text{ m/s}^2$ jämfört med 0 m/s^2 vid 70 km/h är 2,2–3,9 dBA. En felaktigt skattad acceleration kan alltså ge stort genomslag på beräkningarna.

För maxvärdena stämmer medellutningarna, skillnaden mellan den beräknade och den uppmätta medellutningen är 0,014 dBA/m. Tyvärr är algoritmer för att beräkna maxnivåer med Nord2000 ännu ej implementerade i Soundplan. 1996 års modell verkar överskatta ljudnivåerna, vilket skulle kunna förklaras med metoden som har använts vid mätningarna av maxbuller och problemen som följer i dess spår. I kapitel 5.5.2 framgår det att de 10 högsta värdena ska väljas ut från en mätserie och sedan ska ett logaritmiskt medelvärde beräknas av dessa, för att få fram en maximalnivå. För att kunna göra detta krävs det att mätinstrumentet som används kan logga värden, vilket instrumentet som användes för dessa mätningar ej kunde. Metoden som då används är mer osäker. Det finns ingen garanti för att det verkligen är de 10 högsta värden från mättillfället som använts. Till exempel har 500 fordonspassager nåtts på färre än 10 mätserier vid en del tillfällen. Det kan även vara så att till exempel de fyra totalt sett högsta ljudnivåerna inträffade under en viss mätserie, men av de fyra lagrades bara det absolut högsta då bara ett maxvärde kan lagras per mätserie. Detta skulle kunna leda till en för låg uppmätt maxnivå.

Ett problem som upptäcktes under arbetet med Nord2000 är den stora mängden parametrar som kan ställas in. I 1996 års modell anger man i princip bara trafikmängd och hastighet för respektive fordonstyp. I Nord2000 anger man trafikmängd under tre olika tidsintervall (dag, kväll och natt), hastighet, acceleration, vägbeläggning, vägens ålder och en mängd olika meteorologiska parametrar. Hastighet och acceleration anges även de för de tre olika tidsintervallen och för de olika fordonsklasserna. I mätningarna skattades hastigheten med hjälp av ett tidtagarur och en uppmätt längd samt av egna erfarenheter från mätplatsen. Att på så sätt skatta en hastighet ger en indikation på ungefär hur fort fordonen kör, men osäkerheten

är stor i dessa värden. Att sedan uppskatta accelerationen med hjälp av dessa siffror är även det osäkert. Antagandet som gjordes under beräkningarna, att alla fordonsklasser håller samma hastighet och accelererar med samma faktor, är inte helt rimligt. Att en fullastad långtradare accelererar lika snabbt som mindre personbil är högst otroligt.

All trafikdata som finns att tillgå är uppdelad i tunga och lätta fordon. Nord2000 använder sig av betydligt fler kategorier, upp till 8–10 stycken. I modelleringen här användes bara två fordonsklasser, klass 1 för lätta fordon och klass 3 med 4 axlar för tunga fordon. Denna klass 3 var den minst bullrande av de olika klass 3 fordonen, och fick därmed antas motsvara både långa lastbilar med släp och mindre tunga fordon som till exempel en vanlig tvåaxlig buss. Antagandet runt fordonsklasserna behövdes göras då inga uppgifter om de olika tunga fordonens fördelning fanns att tillgå. Detta antagande kan även det ha påverkat resultatet.

Anledningen till att beräkningsmodellerna för det mesta ger lägre värden än de uppmätta är än så länge oklart. Under projektets gång gjordes många test för att finna orsaken till detta, till exempel gjordes även modelleringar med trafiken som rådde vid mättillfället. Även vid dessa förutsättningar räknade modellerna för lågt. 1996 års modell kan inte räkna med accelerationer, vilket skulle kunna vara en del i att den räknar för lågt. Nord2000 kan däremot beräkna ljud från accelerationer, men även den modellen återger för låga värden. En möjlig orsak är att de hastigheter som skattades vid mättillfället inte är korrekta, vilket tidigare nämnts.

Korrigeringar för variationer i trafiken skulle kunna beskrivas som ett nödvändigt ont. Det är nödvändigt att korrigera för att kunna jämföra värden från samma plats vid olika tidpunkter, men samtidigt förvrängs resultaten. Ett problem med korrigeringen är att ljud dosen som respektive fordonsklass ger upphov till baseras på hastigheten, vilken inte alltid är lätt att bedöma. Om figur 24 i bilaga 5, Tycho Hedéns väg - Almungevägen den 8/9, studeras framgår det att Nord2000 följer den uppmätta medelnivån bättre än 1996 års modell för de fyra första punkterna. 1996 års modell följer däremot de korrigerade värdena bättre. Detta kan bero på att ljudexponeringsdosen som används i korrigeringen kommer från 1996 års modell, och därmed blir modellerade värden och korrigerade värden sammanlänkade.

Värt att ha i åtanke är att enligt Naturvårdsverket kan noggrannheten i mätningarna hållas under 3 dB med god mätdisciplin, även modellerna har en felmarginal på ett par decibel. Då båda modellerna i medel visar mindre än 3 dB från mätvärdet är det alltså inom den uppskattade osäkerheten.

10 SLUTSATS

För de cirkulationsplatser där studien utfördes kan följande konstateras:

- Uppmätta ekvivalentnivåer tenderar att sjunka närmare cirkulationsplatsen med 0,04 dBA/m. Detta beror troligtvis på den minskade hastigheten hos fordonen allt eftersom de närmar sig cirkulationsplatsen. Hastighetssänkningen har större inverkan på ljudnivån än vad ljud uppkommet av acceleration eller retardation har.

- Maxnivåerna uppvisar en större spridning från mätpunkt till mätpunkt. Detta kan ha sin förklaring i att enstaka fordon kan påverka maxnivån förhållandevis mycket. Mätresultatet tyder dock på att även maxnivån minskar närmare cirkulationsplatsen, här med 0,02 dBA/m.
- Både Nord2000 och 1996 års modell verkar underskatta bullernivåerna hos de undersökta cirkulationsplatserna. I genomsnitt återgav Nord2000 värdet 1,4 dBA under uppmätta ekvivalentnivåer jämfört med 1996 års 1,1 dBA under mätvärden. Orsakerna till detta kan vara många. 1996 års modell tar till exempel inte hänsyn till eventuell acceleration. Hos Nord2000 kan det bero på det stora antalet parametrar, vilket ökar sannolikheten för att modellen är fel inställd.
- Nord2000 räknar med en ökning av bullernivåerna som stämmer bättre överens med uppmätta förändringar, 0,02 dBA/m mot 1996 års 0,09 dBA/m. Nord2000 återger även hur bullernivåerna förändras på ett sätt som mer stämmer överens med mätdata, vilket verkar höra samman med att Nord2000 tar hänsyn till acceleration.
- Det stora antalet parametrar hos Nord2000 gör modellen svårare att ställa in på ett korrekt sätt. Fler parametrar behöver inte ge ett bättre resultat om väldigt bra indata inte finns att tillgå.
- Tidigare studier tyder på att en cirkulationsplats generellt ger upphov till lägre bullernivåer än en traditionell korsning.
- Båda modellerna visar i medel upp en mindre avvikelse från uppmätta värden än vad noggrannheten i dessa kan antas vara.

LITTERATURFÖRTECKNING

- Andersson, (1998). *Akustik och buller*. Stockholm: AB Svensk Byggtjänst och författaren.
- Babisch, (2006). *Transportation Noise and Cardiovascular Risk*. Hämtat från Umweltbundesamt: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2997.pdf> den 9 September 2009
- Berglund, B., Lindvall, T., & Nilsson, M. E. (2002). Inventering av kunskapsläget för störningstudie av trafikbuller. Stockholm, Sverige.
- Bluhm, G. L., Berglund, N., Nordling, E., & Rosenlund, M. (2006). *Road traffic noise and hypertension*. Hämtat från Occup. Environ. Med.: <http://oem.bmj.com/cgi/rapidpdf/oem.2005.025866v1.pdf> den 9 september 2009
- Bodén, H., Carlsson, U., Grav, R., Wallin, H. P., & Åbom, M. (2001). *Ljud och vibrationer*. Stockholm: Institutionen för Farkostteknik, Marcus Wallenberg Laboratoriet för Ljud- och Vibrationsforskning och författarna.
- Boverket. (2008). Buller i planeringen. Allmänna råd 2008:1. Karlskrona, Sverige.
- Bredfeldt, H., & Nilsson, A. (2004). *Traffic noise in crossings and roundabouts*. Borås: SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut.
- Brüel & Kjær. (2006). *Technical Documentation 2250 Light, User Manual*. Nærum, Danmark: Brüel & Kjær Sound and Vibration Measurements A/S.
- Bullernätverket Stockholms län. (2009). *Bullernätverket*. Hämtat från www.bullernatverket.se: <http://www.bullernatverket.se/www/live/bullernatverket/standard.aspx?TreeID=21> den 27 oktober 2009
- Chevallier, E., Can, A., Nadj, M., & Leclercq, L. (2009). Improving noise assessment at intersections by modeling traffic dynamics. *Transportation Research part D 14* , 100-110.
- Chevallier, E., Leclercq, L., Lelong, J., & Chatagnon, R. (2009). Dynamic noise modeling at roundabouts. *Applied acoustics 70* , sid 761-770.
- Hjort, C., & Tensskog, M. (2008). Vägverket samhällsekonomiska kalkylvärden. 200:67. Vägverket.
- Jonasson, H. G., & Storeheier, S. (2001). Nord2000. New nordic prediction method for road traffic noise. Version 1.0. SP Rapport 2001:10. Borås, Sverige.
- Jonasson, (2009). Nord2000 eller 1996 års modell? *Svenska Ljudbladet, nummer 2* , sid 12-15.
- Kokowski, P., & Makarewicz, R. (2006). Predicted effects of a speed bump on light vehicle noise. *Applied acoustics 67* , sid 570-579.

Kragh, J., Jonasson, H., Plovsing, B., & Sarinen, A. (2006). User's guide NORD2000 Road. Hörsholm, Danmark.

Larsson, C. (2008). *Bullerutbredning*. Uppsala: Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.

Lewis, P., & James, A. (1980). Noise levels in the vicinity of traffic roundabouts. *Journal of Sound and Vibration*. Volym 72(1) , sid 51-69.

Lewis, P., & James, A. (1978). On the noise emitted by singel vehicles at roundabouts. *Journal of Sound and Vibration volym 58(2) , sid 293-299.*

Naturvårdsverket. (2009). *Buller*. Hämtat från www.naturvardsverket.se:
<http://www.naturvardsverket.se/sv/nv/Amne/Buller/> den 9 september 2009

Naturvårdsverket. (1987). *Buller från vägtrafik, mätmetod. Rapport 3298*. Solna: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket. (2001). *Riktvärden för trafikbuller vid nyanläggning eller väsentlig ombyggnad av infrastruktur - Förslag till utveckling av definitioner*. Hämtat från Naturvårdsverket:
http://www.naturvardsverket.se/upload/07_verksamheter_med_miljopaverkan/Buller/riktvard_en_for_trafikbuller_vid_nyanlaggning_eller_vasentlig_ombyggnad_av_infrastruktur.pdf den 25 augusti 2009

Naturvårdsverket. (1996). *Värtrafikbuller. Nordisk beräkningsmodell, reviderad 1996. Rapport 4653*. Stockholm: Naturvårdsverket förlag.

Nielsen, K., & Öhrström, E. (2006). *Sjuk av trafikbuller? Lerumstudien*. Hämtat från www.lerum.se:
http://www.lerum.se/upload/Inv%C3%A5narservice/Milj%C3%B6/Buller/Rapport/bullerrapport_webb.pdf den 9 september 2009

Nijs, L. (1989). The increase and decrease of traffic noise levels at intersections measured with a moving microphone. *Journal of Sound and Vibartion*. Volym 131(1) , ss. 127-141.

Nordtest. (2002). *Nordtest Method, Road Traffic: Measurement of noise immission – survey method*. Hämtat från Nordtest: <http://www.nordicinnovation.net/nordtestfiler/acou056.pdf> den 14 september 2009

Ohm, A., Lund, S. P., Poulsen, P. B., & Jakobsen, S. (2003). *Strategi for begrænsning af vejtrafikstøj - Delrapport 2*. Hämtat från www.miljoestyrelsen.dk:
<http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2003/87-7614-079-2/pdf/87-7614-080-6.pdf> den 9 september 2009

Persaud, B. N., Retting, R. A., Garder, P. E., & Lord, D. (2000). *Crash Reductions Following Installation of Roundabouts in the United States*. Hämtat från Insurance institute for highway

safety: https://www.nysdot.gov/main/roundabouts/files/insurance_report.pdf den 16 september 2009

Peterson, T. G., & Uusman, I. (1996). *Proposition 1996/97:53 Infrastrukturinriktning för framtida transporter*. Hämtat från Riksdagen: http://www.riksdagen.se/Webbnav/index.aspx?nid=37&dok_id=GK0353 den 25 augusti 2009

Retting, R. A., Luttrell, G., & Russel, E. R. (2002). *Public opinion and traffic flow impacts of newly installed modern roundabouts in the United States*. Hämtat från Institute of Transportation Engineers: http://findarticles.com/p/articles/mi_qa3734/is_200209/ai_n9139900/?tag=content;coll den 22 september 2009

SIKA. (2003). *SIKA rapport, 2003:2. Etappmål för en god miljö*. Hämtat från SIKA instiute: http://www.sika-institute.se/Doclib/Import/104/sr_2003_2.pdf den 9 september 2009

Uppsala kommun. (2006). *Trafikplan 2006 för Uppsala stad*. Uppsala: Uppsala kommun.

WHO. (2007). *Noise and Health*. Hämtat från www.who.int: <http://www.euro.who.int/Noise> den 9 september 2009

Vägverket. (2009). *Buller*. Hämtat från Vägverket: <http://www.vv.se/Startsida-foretag/Trafiken/Buller/> den 10 september 2009

Vägverket. (2004). *Bullerskydd, VV publikation 2004:80*. Hämtat från Vägverket: http://www.vv.se/PageFiles/10452/07_bullerskydd_gatuutrustning.pdf?epslanguage=sv den 10 september 2009

Vägverket. (2008). *Fågelsång eller inglasad balkong - om vägtrafikbuller i tätort*. Hämtat från Vägverket: http://publikationswebbutik.vv.se/upload/4379/89235_fagelsang_eller_inglasad_balkong_om_trafikbuller_i_tatort.pdf den 27 augusti 2009

Vägverket. (2009). *TIKK - Trafikinformation Klickbar Karta*. Hämtat från www.vv.se: <http://gis.vv.se/tfk2/tfk/indextikk.aspx?config=tikk> den 27 november 2009

Vägverket. (2004). *TRAST - Trafik för en alternativ stad*. Hämtat från Vägverket: http://www.vv.se/PageFiles/133/trast_trafik_for_en_alternativ_stad.pdf?epslanguage=sv den 20 oktober 2009

BILAGA 1 - HÄRLEDNINGAR OCH EKVATIONER

Beräkning av en ljudvågs effekt

$$p \cdot Q = \frac{N}{m^2} \cdot \frac{m^3}{s} = \frac{kg \cdot m}{s^2} \cdot \frac{1}{m^2} \cdot \frac{m^3}{s} = \frac{J}{s} = W \quad (A.1)$$

Härledning av ljudets avtagande med avståndsökning

Punktkälla

Area för en sfär = $4\pi r^2$

$$I = \frac{W}{4\pi r^2} \Rightarrow I \propto \frac{1}{r^2} \Rightarrow \frac{I_1}{I_0} = \frac{r_0^2}{r_1^2} \Leftrightarrow I_1 = I_0 \frac{r_0^2}{r_1^2} \Leftrightarrow \log_{10}(I_1) = \log_{10}\left(I_0 \frac{r_0^2}{r_1^2}\right)$$

$$\Leftrightarrow \log_{10}(I_1) = \log_{10}(I_0) + \log_{10}\left(\frac{r_0^2}{r_1^2}\right) \Leftrightarrow 10\log_{10}(I_1) = 10\log_{10}(I_0) + 10\log_{10}\left(\frac{r_0^2}{r_1^2}\right)$$

$$\stackrel{A.3}{\Leftrightarrow} L_1 = L_0 - 20\log_{10}\left(\frac{r_1}{r_0}\right) \quad (A.2)$$

$$I = \frac{W}{A} = \frac{p^2}{\rho c} \Leftrightarrow W = \frac{p^2 A}{\rho c} \quad (A.3)$$

där

A = area

ρc = blir mediets specifika akustiska impedans

Enligt definition är sambandet mellan ljudtrycksnivå och ljudeffektsnivå (Andersson, 1998):

”Vid helfärisk utbredning i fritt fält från en punktformig ljudkälla med ljudeffekten 1 pW kommer man på avståndet som motsvarar radien i en sfär med ytan 1 m² uppmätta ljudtrycket 20 μ Pa.”

Sätts referensnivån för ljudtrycksnivå, 20 μ Pa, tillsammans med resterande värden in i ekvation (A.3) fås följande resultat

$$\frac{(20 \cdot 10^{-6})^2 \cdot 1}{1,2 \cdot 340} = \frac{400 \cdot 10^{-12}}{400} = 10^{-12} \quad (A.4)$$

Detta innebär att ljudtrycksnivån kommer siffermässigt stämma överens med ljudeffektsnivån på ungefär 0,28 meters avstånd (radien av en sfär är $r = \sqrt{A/4\pi}$).

Linjekälla

Area för en cylinder = $2\pi r l$

$$I = \frac{W}{2\pi r l} \Rightarrow I \propto \frac{1}{r} \Rightarrow \frac{I_1}{I_0} = \frac{r_0}{r_1} \Leftrightarrow I_1 = I_0 \frac{r_0}{r_1} \Leftrightarrow \log_{10}(I_1) = \log_{10}\left(I_0 \frac{r_0}{r_1}\right)$$

$$\Leftrightarrow \log_{10}(I_1) = \log_{10}(I_0) + \log_{10}\left(\frac{r_0}{r_1}\right) \Leftrightarrow 10\log_{10}(I_1) = 10\log_{10}(I_0) + 10\log_{10}\left(\frac{r_0}{r_1}\right)$$

A.3

$$\stackrel{A.4}{\Leftrightarrow} L_1 = L_0 - 10\log_{10}\left(\frac{r_1}{r_0}\right)$$

Härledning av ljudhastighetens temperaturberoende

För en ideal gas gäller att

$$\frac{p_t}{p_0} = \left(\frac{\rho_t}{\rho_0}\right)^\gamma \Rightarrow \ln(p_t) - \ln(p_0) = \gamma(\ln(\rho_t) - \ln(\rho_0)) \quad (A.3)$$

där

p = tryck [Pa]

ρ = densitet [kg/m^3]

$\gamma = \frac{c_p}{c_v}$, kvoten mellan gasens specifika värme vid konstant tryck och konstant volym.

därför är

$$\frac{\partial p}{\partial \rho_t} = \gamma \frac{p_t}{\rho_t} \quad (A.4)$$

Den adiabatiska kompressionsmodulen är

$$\beta = \rho_0 \frac{\partial p_t}{\partial \rho_t}, \rho_t = \rho_0 \quad (A.5)$$

En konstant c definieras enligt

$$c = \sqrt{\frac{\beta}{\rho_0}} \quad (A.6)$$

vilken är detsamma som ljudhastigheten.

Enligt (A.5) så är

$$c = \sqrt{\frac{\beta}{\rho_0}} = \sqrt{\frac{\partial p_t}{\partial \rho_t}} \quad (A.7)$$

Sätt in (A.3) i ekvationen ovan, med villkoret att $\rho_t = \rho_0$

$$c = \sqrt{\frac{\gamma \cdot p_0}{\rho_0}} \quad (A.8)$$

Insättning av allmänna gaslagen i uttrycket ovan ger

$$c = \sqrt{\frac{\gamma RT}{M}} \quad (A.9)$$

där

$R = 8,315$ [J/mol K]

$M =$ massan av en mol gas [kg]

$T =$ temperatur [K]

$\gamma = 1,4$

Insättning av ovan nämnda konstanter i (A.9) ger ekvation (7)

$$c = 20,05\sqrt{T}$$

Den mekaniska absorptionens beroende av frekvensen

$$\frac{dB}{\lambda} = \left[\lambda = \frac{c}{f} \right] = dB \frac{f}{c} \quad (\text{A.10})$$

Det statistiska polynomet $P(x)$

$$P(x) = 2,769351 - 0,35744x + 0,032078x^2 - (0,00155)x^3 + (3,98 \cdot 10^{-5})x^4 - \\ (5,5 \cdot 10^{-7})x^5 + (3,96 \cdot 10^{-9})x^6 + (1,13 \cdot 10^{-11})x^7 \quad (\text{A.11})$$

BILAGA 2 - JÄMFÖRELSE MELLAN NORD2000 OCH 1996 ÅRS MODELL

(Jonasson & Storeheier, 2001)

Tabell 20. Jämförelse mellan Nord2000 och 1996 års modell för kategori 1 fordon

Hastighet [km/h]	Nord2000, SEL Sverige [dB]	Nord2000, SEL Danmark [dB]	1996 års modell, SEL [dB]
30	72,5	66,5	71,1
40	73	69,2	71,1
50	74,5	73,1	73,5
60	77,3	73,9	75,5
70	79,2	75,8	77,2
80	80,9	77	78,6
90	82,6	79,6	79,9
100	83,9	80,9	81
110	84,3	80,8	82,1

Tabell 21. Jämförelse mellan Nord2000 och 1996 års modell för kategori 2 fordon

Hastighet [km/h]	Nord2000, SEL Sverige [dB]	Nord2000, SEL Danmark [dB]	1996 års modell, SEL [dB]
30		76,1	80,5
40		77,6	80,5
50	82,4	79,1	80,5
60	83,8	81,3	82,9
70	84,2	81,5	84,9
80	86,5	83,1	86,6
90	87,2	84,5	88,2

Tabell 22. Jämförelse mellan Nord2000 och 1996 års modell för kategori 3 fordon

Hastighet [km/h]	Nord2000, SEL Sverige [dB]	Nord2000, SEL Danmark [dB]	1996 års modell, SEL [dB]
30		80,5	80,5
40		81,4	80,5
50	83,1	82	80,5
60	87,1	84,8	82,9
70	88	85,5	84,9
80	90,5	86,4	86,6
90	91,2	87,9	88,2

BILAGA 3 - RÄKNEEXEMPEL

Räkneexempel med mätdata från väg 288–Vaksalagatan, mätpunkt 1.

Tabell 23. Mätdata från väg 288 - Vaksalagatan

Mätning nummer	Minuter	Sekunder	L _{AFmax} [dBA]	L _{Aeq} [dBA]	Antal lätta fordon	Antal tunga fordon
1	5	4	79,89	66,33	50	3
2	5	16	82,62	67,05	36	6
3	5	2	89,72	70,98	40	10
4	5	6	80,21	67,09	53	3
5	5	4	85,05	70,25	36	10
6	5	1	82,81	66,65	39	6
7	5	4	84,45	68,2	40	7
8	5	0	78,66	64,37	34	3
9	5	1	80,89	66,72	46	6
10	5	9	82,07	67,52	25	7
11	5	3	83,19	67,27	49	4

Trafikdata från år 2005 (9420 stycken lätta fordon och 890 stycken tunga fordon) räknades om med ekvation (29) till år 2009. För lätta fordon användes uppräkningsfaktorn 1,35 och för tunga fordon används 1,42. Uppräkningsfaktorn gäller mellan år 1998 till 2010. Trafikdata hämtades från Vägverkets hemsida. För lätta fordon ser det ut som följer

$$9420 \cdot 1,35^{(2009-2005)/(2010-1998)} = 10441 \text{ stycken lätta fordon}$$

och för tunga

$$890 \cdot 1,42^{(2009-2005)/(2010-1998)} = 1000 \text{ stycken tunga fordon}$$

Antalet fordon delades sedan med antalet sekunder på ett dygn, för att få antalet fordon per sekund. Detta resulterade i att 0,12 lätta fordon och 0,012 tunga fordon passerade mätplatsen varje sekund.

Därefter räknades en total mättid ut

$$(5 \cdot 60 + 4) + (5 \cdot 60 + 16) + \dots + (5 \cdot 60 + 9) + (5 \cdot 60 + 3) = 3350 \text{ sekunder}$$

Denna totala mättid t används sedan för att beräkna ett tidsmedelvärde med ekvation (26)

$$\frac{1}{3350} \left((5 \cdot 60 + 4) \cdot 66,33 + (5 \cdot 60 + 16) \cdot 67,05 + \dots + (5 \cdot 60 + 9) \cdot 67,52 + (5 \cdot 60 + 3) \cdot 67,27 \right) = 67,86 \text{ dB}$$

Ljuddosen från respektive fordonsgrupp beräknades med ekvation (24) – (25) för hastigheten 40 km/h. För lätta fordon

$$71,1 + 24 \log_{10} \left(\frac{40}{50} \right) = 71,08 \text{ dB}$$

Och för tunga fordon sattes ljuddosen till 80,5 dB.

Den totala summan av passerade fordonsgrupp beräknades

$$50 + 36 + \dots + 25 + 49 = 448 \text{ stycken lätta fordon}$$

$$3 + 6 + \dots + 7 + 4 = 65 \text{ stycken tunga fordon}$$

Ekvivalentnivån för medeltrafiken per år och från mätningen beräknades med ekvation (23).

För årsmedeltrafiken blir det

$$10\log_{10} \left[\frac{1}{3350} (3350 \cdot 0,12 \cdot 10^{0,1 \cdot 71,08} + 3350 \cdot 0,012 \cdot 10^{0,1 \cdot 80,5}) \right] = 64,54 \text{ dB}$$

Med trafikmängden från mättillfället

$$10\log_{10} \left[\frac{1}{3350} (448 \cdot 10^{0,1 \cdot 71,08} + 65 \cdot 10^{0,1 \cdot 80,5}) \right] = 65,90 \text{ dB}$$

Till sist så användes ekvation (22) för att beräkna en slutgiltigt korrigerad ekvivalentnivå

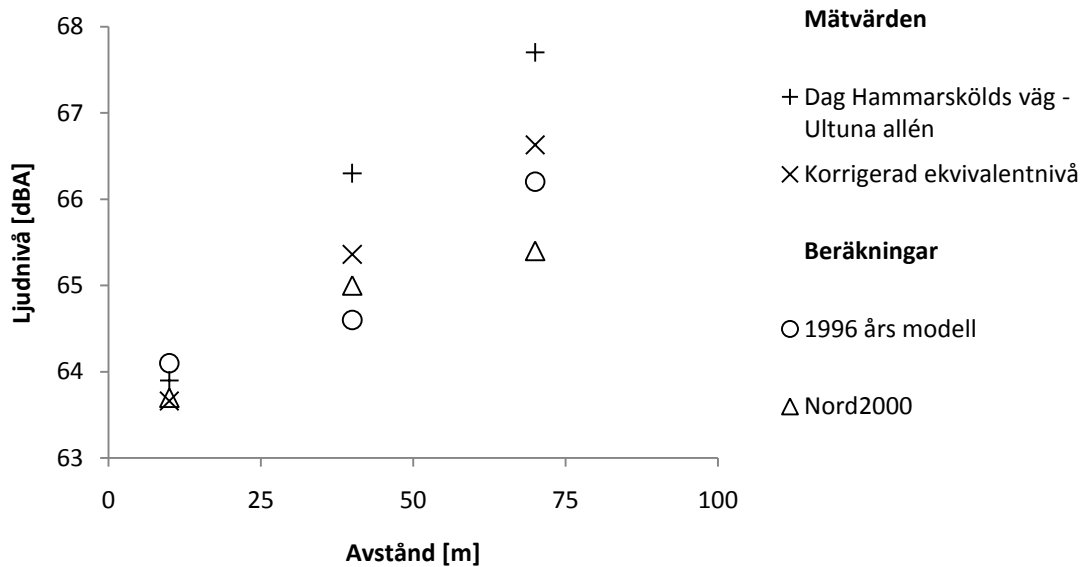
$$67,86 + (64,54 - 65,90) = 66,50 \text{ dB}$$

Maxnivån uppskattades genom att beräkna ett logaritmiskt medelvärde av de registrerade högsta värdena, med samma princip som i ekvation (27)

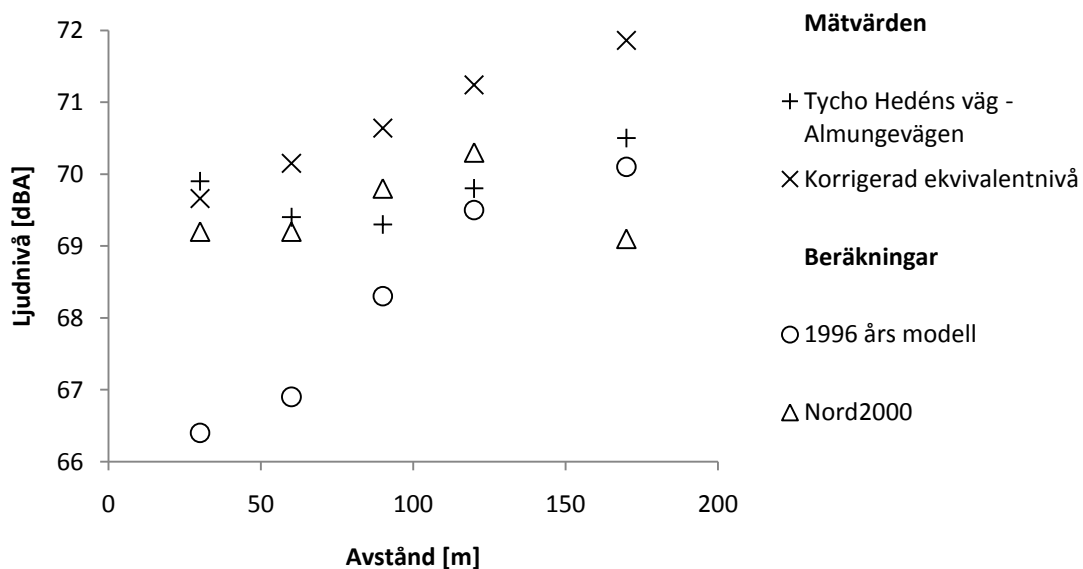
$$10\log_{10} \left[\frac{1}{11} (10^{0,1 \cdot 79,89} + 10^{0,1 \cdot 82,62} + \dots + 10^{0,1 \cdot 83,19}) \right] = 83,86 \text{ dB}$$

BILAGA 4 - RESULTAT, FIGURER

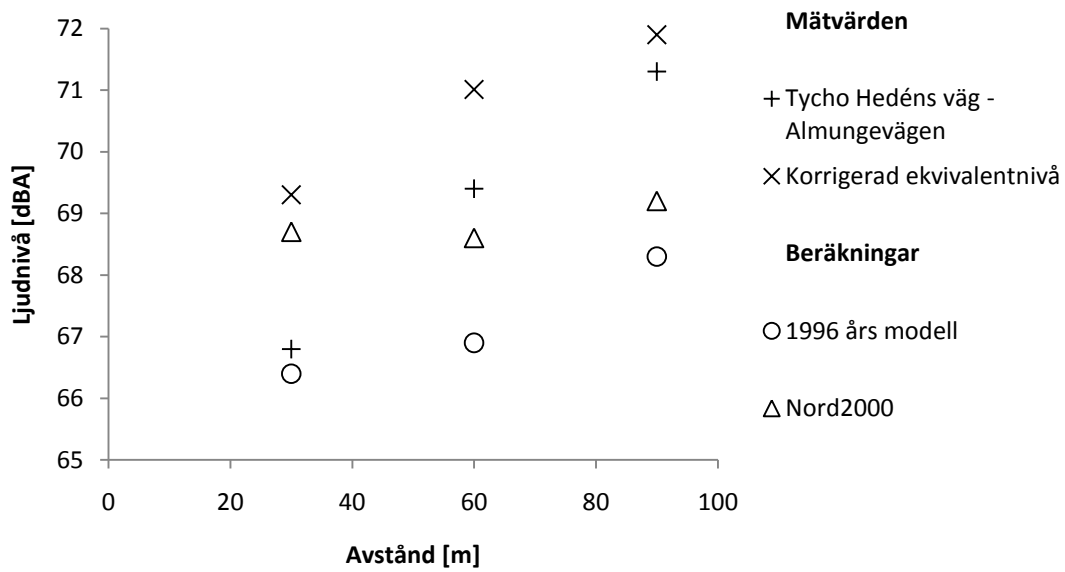
Nedan följer ett antal figurer med mätvärden och beräknande värden i. I figurerna är avståndet på x-axeln antal meter bort från cirkulationsplatsen, längs vägen där mätningarna har utförts. Den korrigerade nivån är omräknad utifrån kapitel 5.5.1. I figur 23 till figur 33 återfinns ekvivalentnivåer och i figur 34 till figur 44 maxvärden.



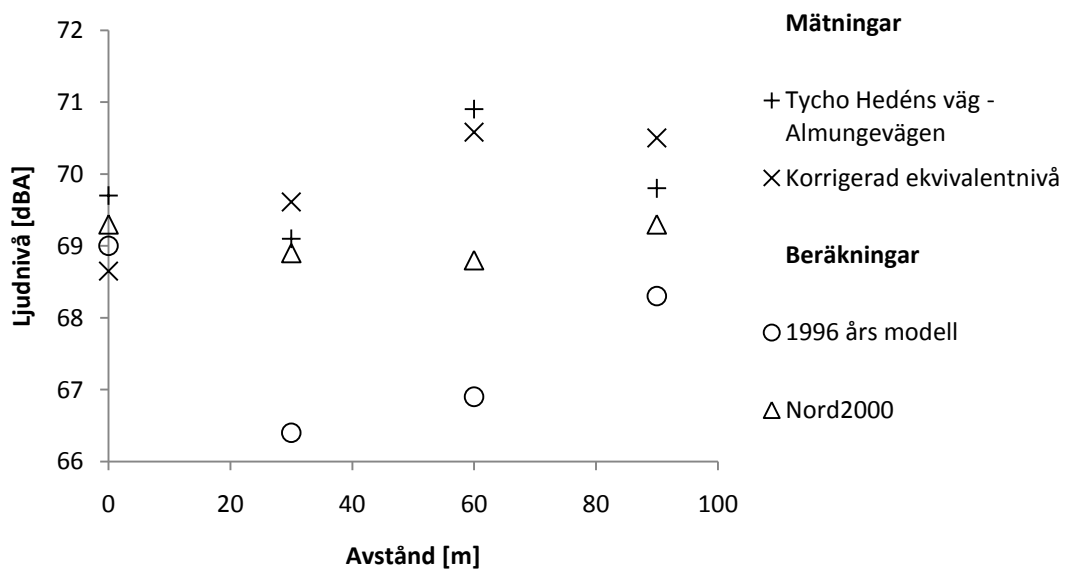
Figur 23. Uppmätta ekvivalentnivåer och modellerade värden från Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén den 15 september 2009.



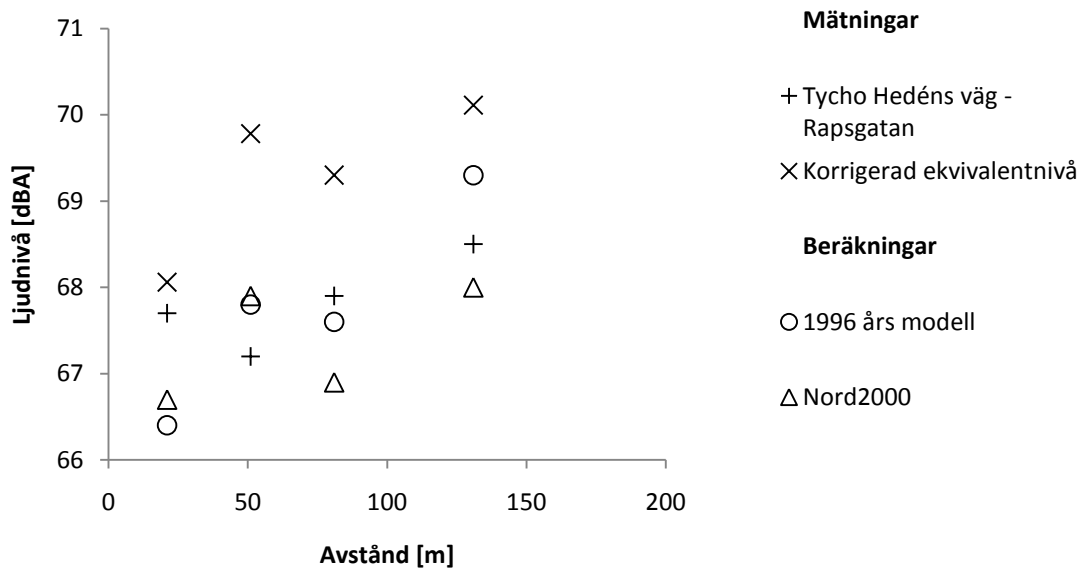
Figur 24. Uppmätta ekvivalentnivåer och modellerade värden från Tycho Hedéns väg - Almungevägen den 9 september 2009.



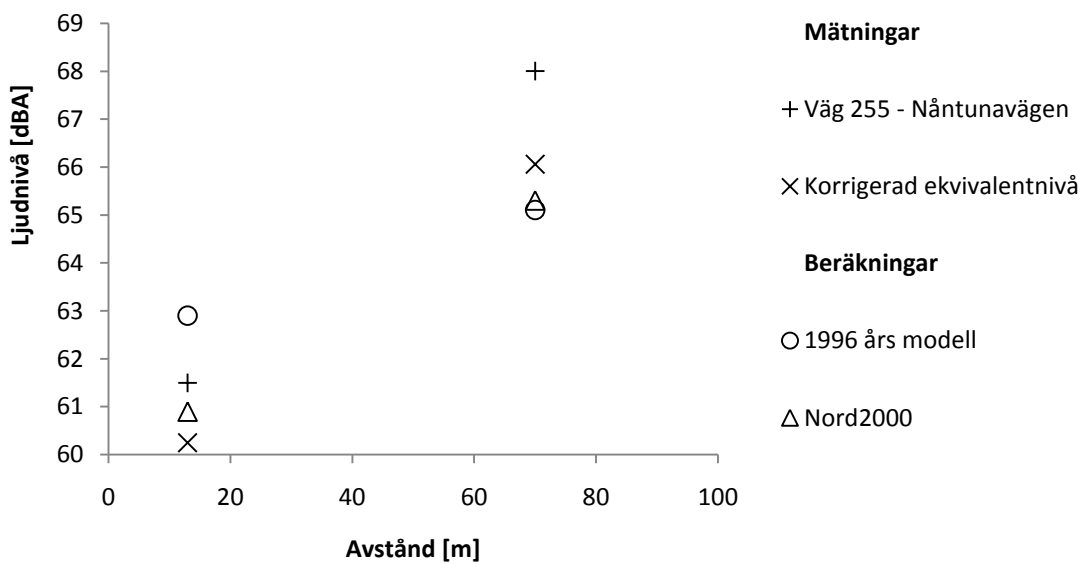
Figur 25. Uppmätta ekvivalentnivåer och modellerade värden från Tycho Hedéns väg - Almungevägen den 24 september 2009.



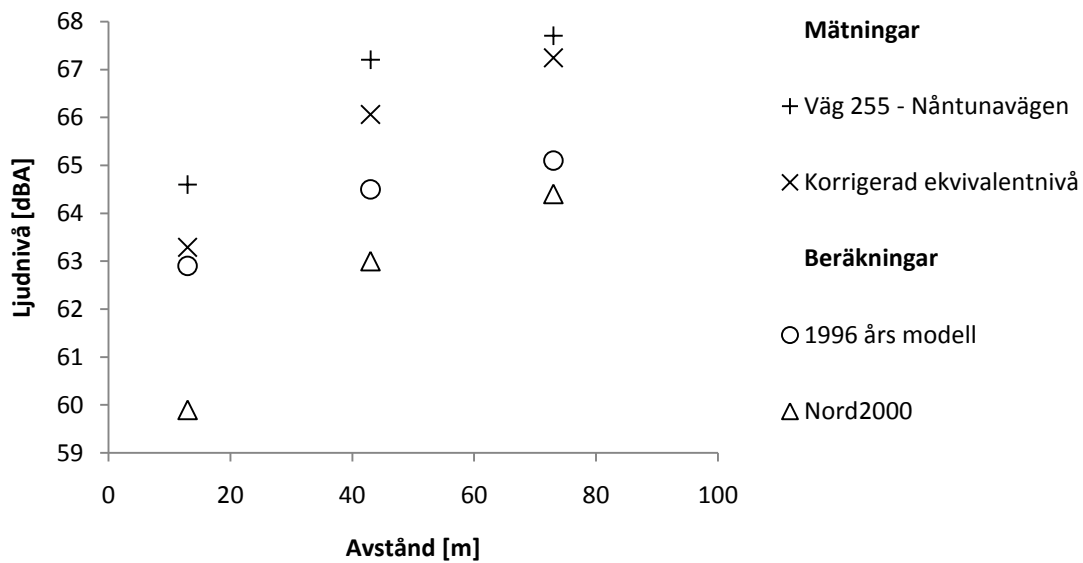
Figur 26. Uppmätta ekvivalentnivåer och modellerade värden från Tycho Hedéns väg - Almungevägen den 30 september 2009.



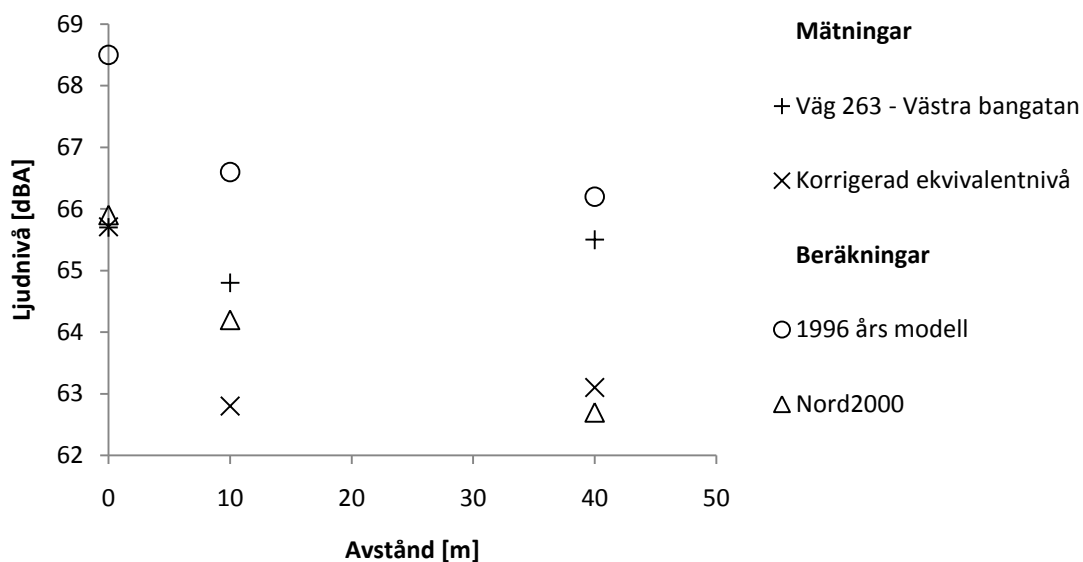
Figur 27. Uppmätta ekvivalentnivåer och modellerade värden från Tycho Hedéns väg - Rapskatan den 7 september 2009.



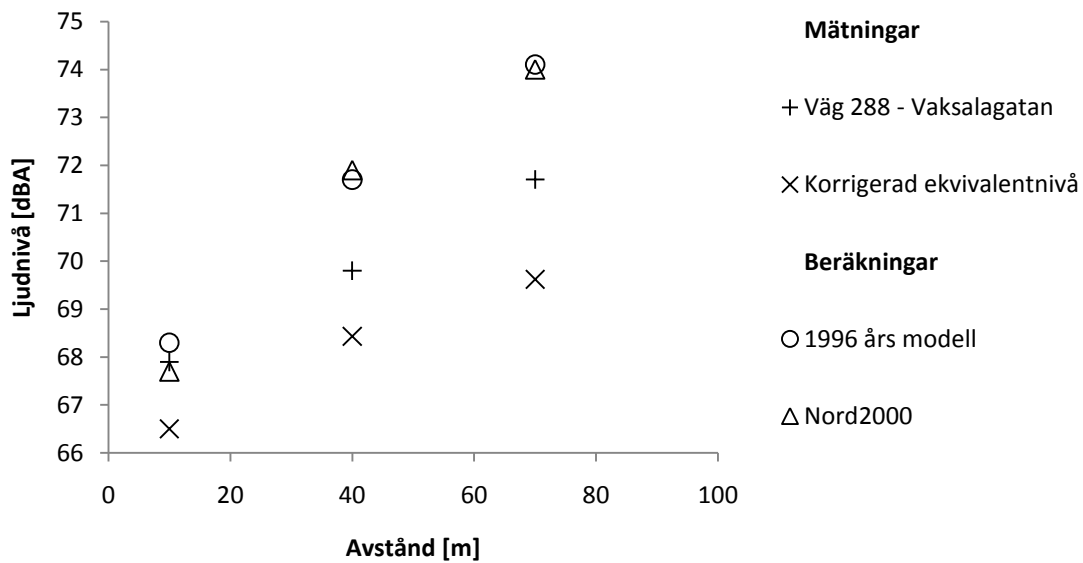
Figur 28. Uppmätta ekvivalentnivåer och modellerade värden från väg 255 - Nåntunavägen den 31 augusti 2009.



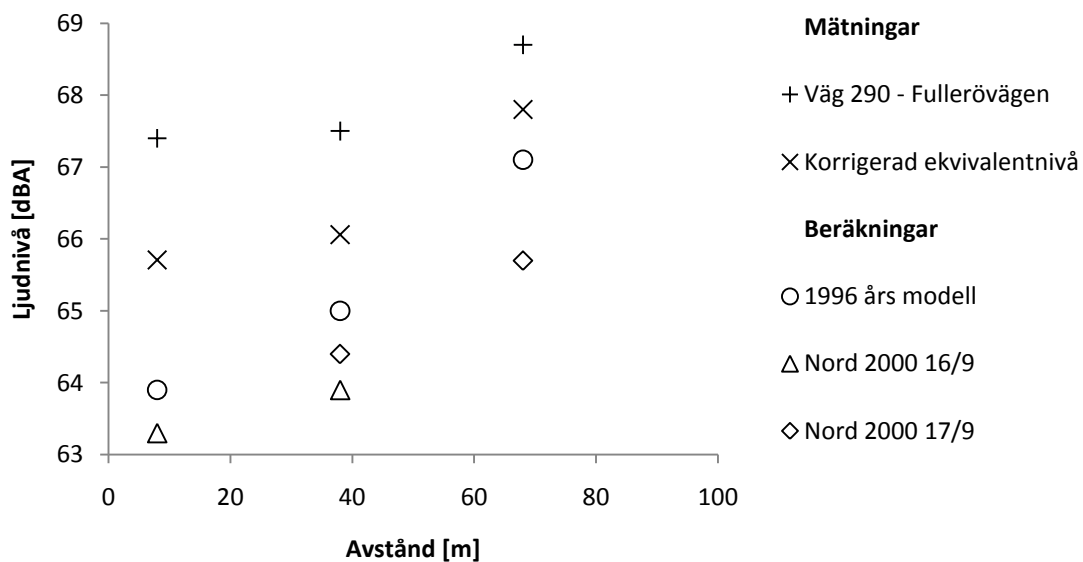
Figur 29. Uppmätta ekvivalentnivåer och modellerade värden från väg 255 - Nåntunavägen den 1 oktober 2009.



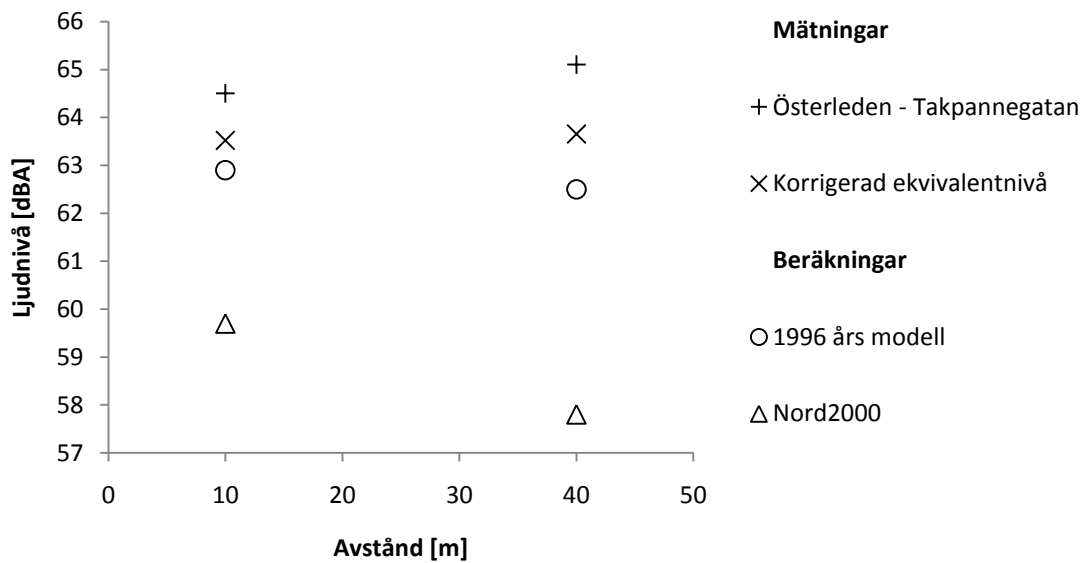
Figur 30. Uppmätta ekvivalentnivåer och modellerade värden från väg 263 - Västra bangatan den 17 september 2009.



Figur 31. Uppmätta ekvivalentnivåer och modellerade värden från väg 288 - Vaksalagatan den 1 september 2009.

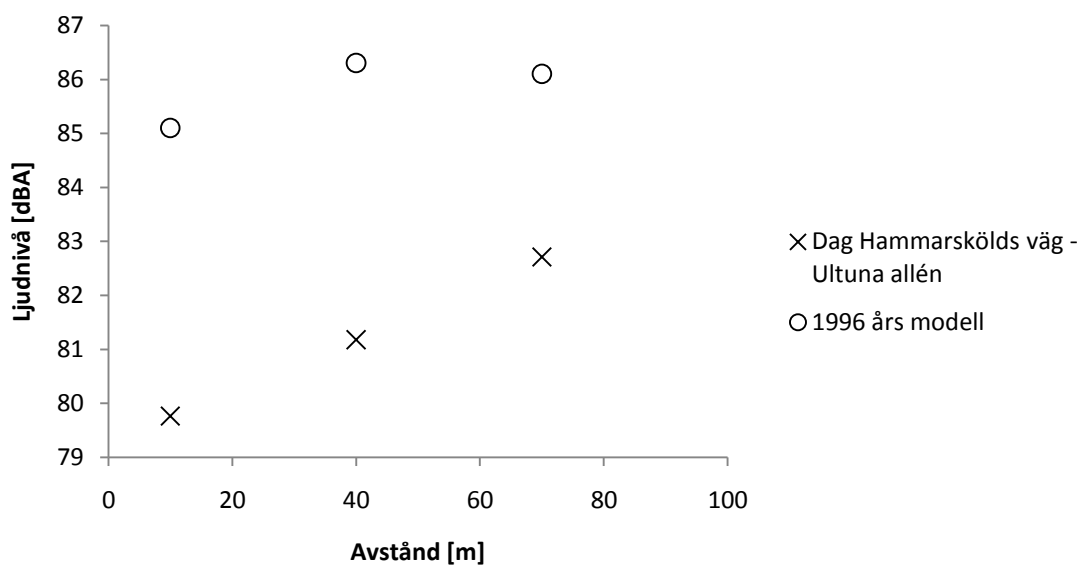


Figur 32. Uppmätta ekvivalentnivåer och modellerade värden från väg 290 - Fullerövägen den 16-17 september 2009.

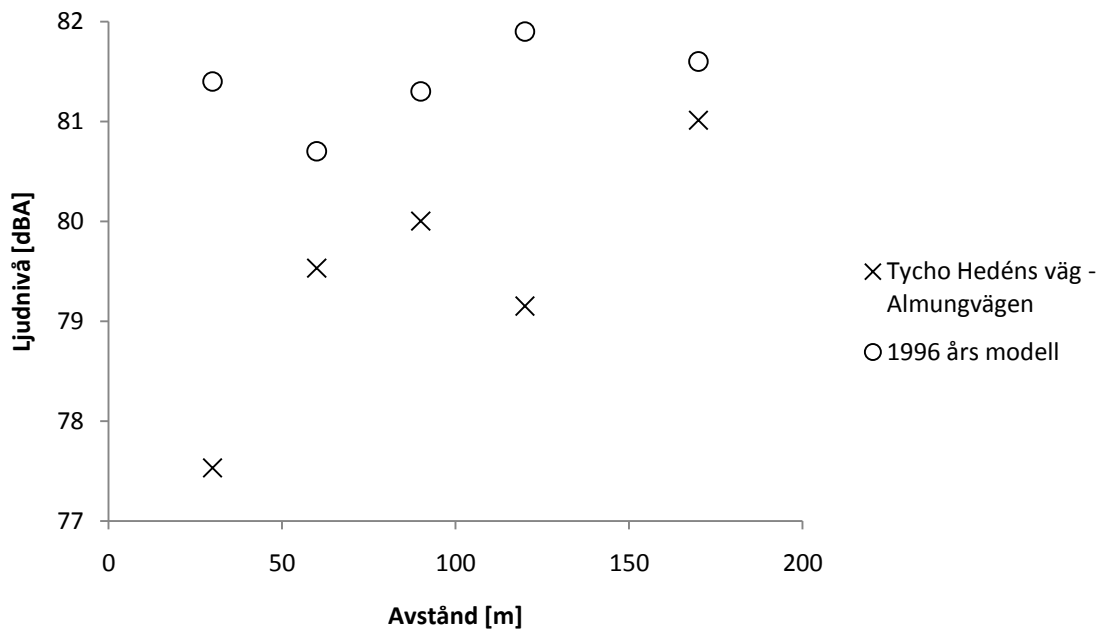


Figur 33. Uppmätta ekvivalentnivåer och modellerade värden från Österleden - Takpannegatan den 11 september 2009.

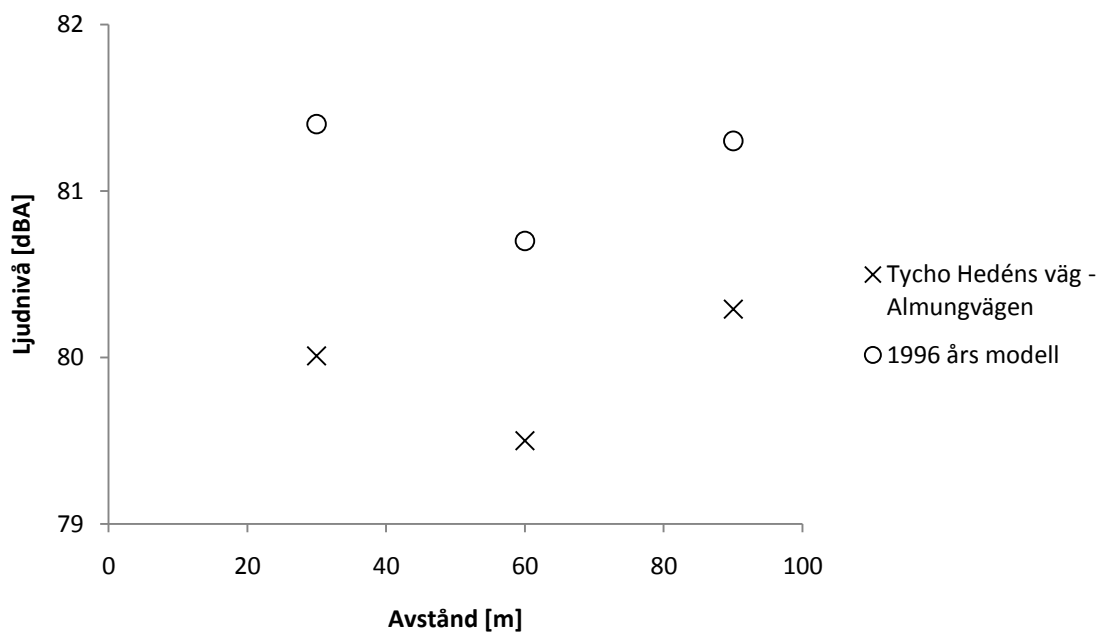
MAXNIVÅER



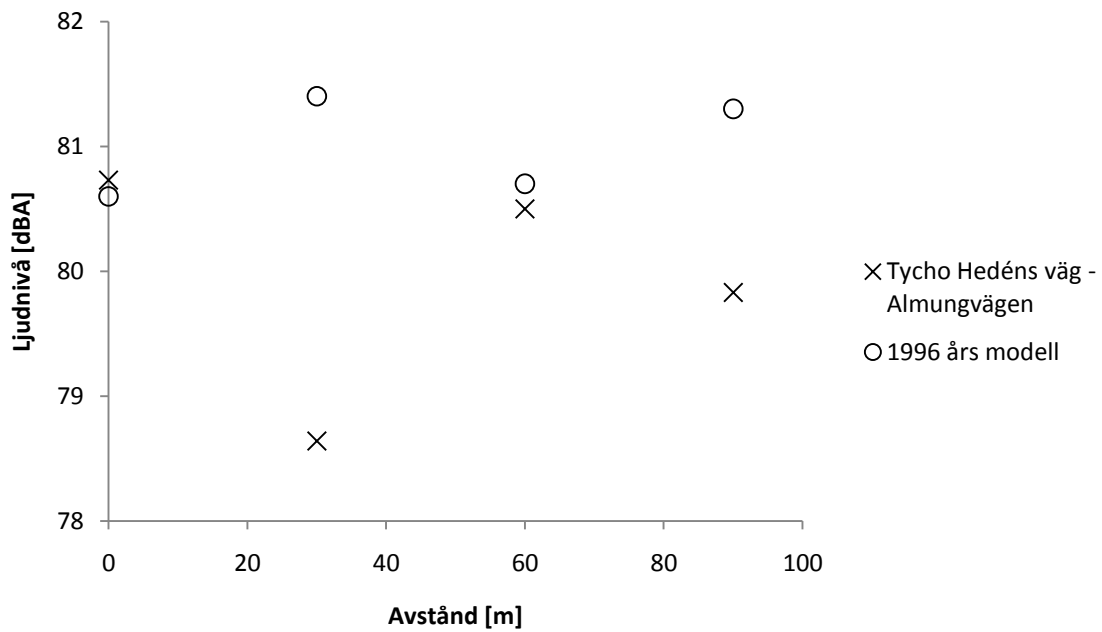
Figur 34. Uppmätta maximalnivåer och modellerade värden från Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén den 15 september 2009.



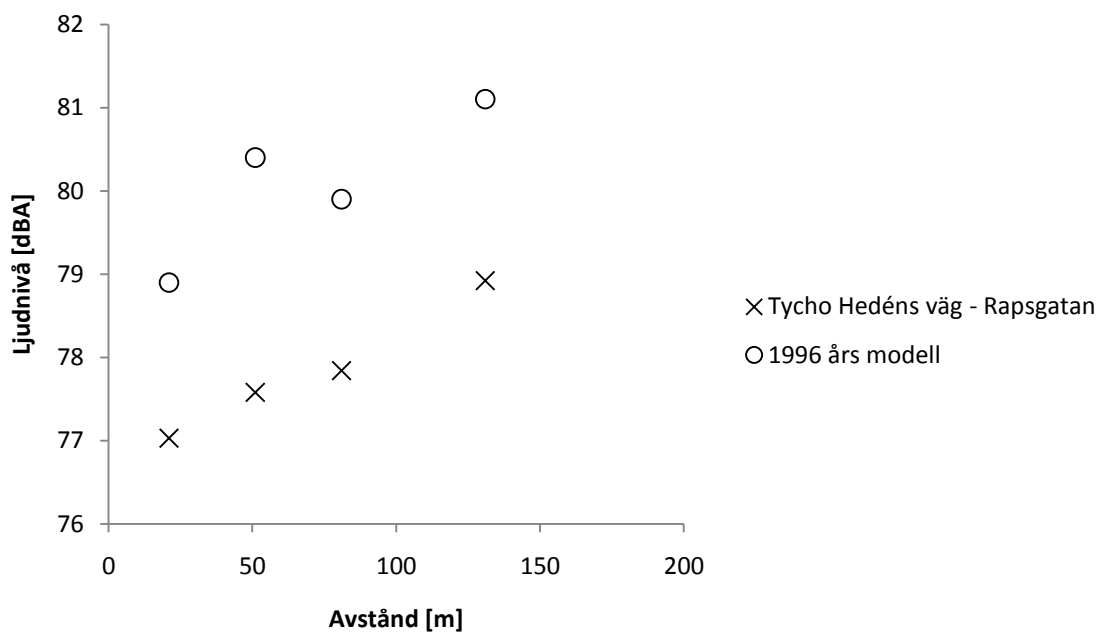
Figur 35. Uppmätta maximalnivåer och modellerade värden från Tycho Hedéns väg - Almungvägen den 8 september 2009.



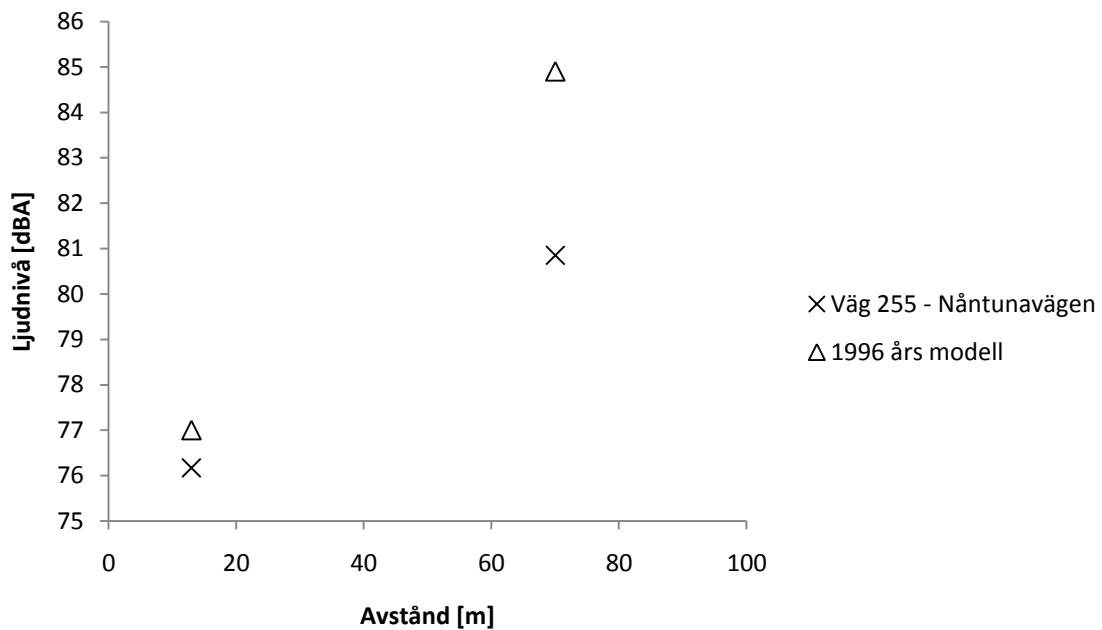
Figur 36. Uppmätta maximalnivåer och modellerade värden från Tycho Hedéns väg - Almungvägen den 30 september 2009.



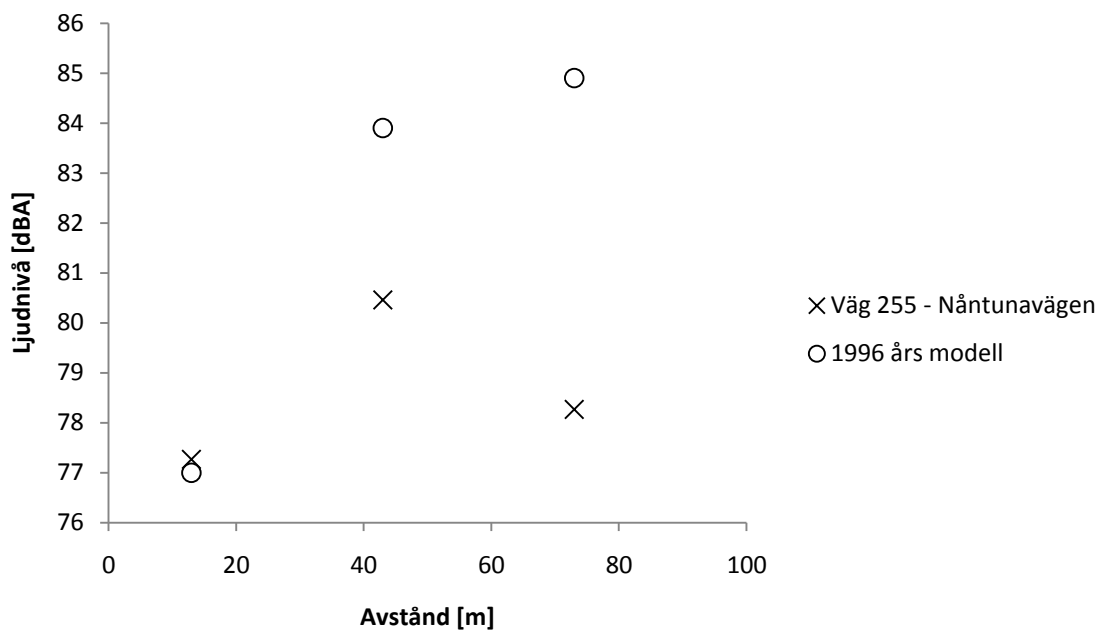
Figur 37. Uppmätta maximalnivåer och modellerade värden från Tycho Hedéns väg - Almungvägen den 30 september 2009.



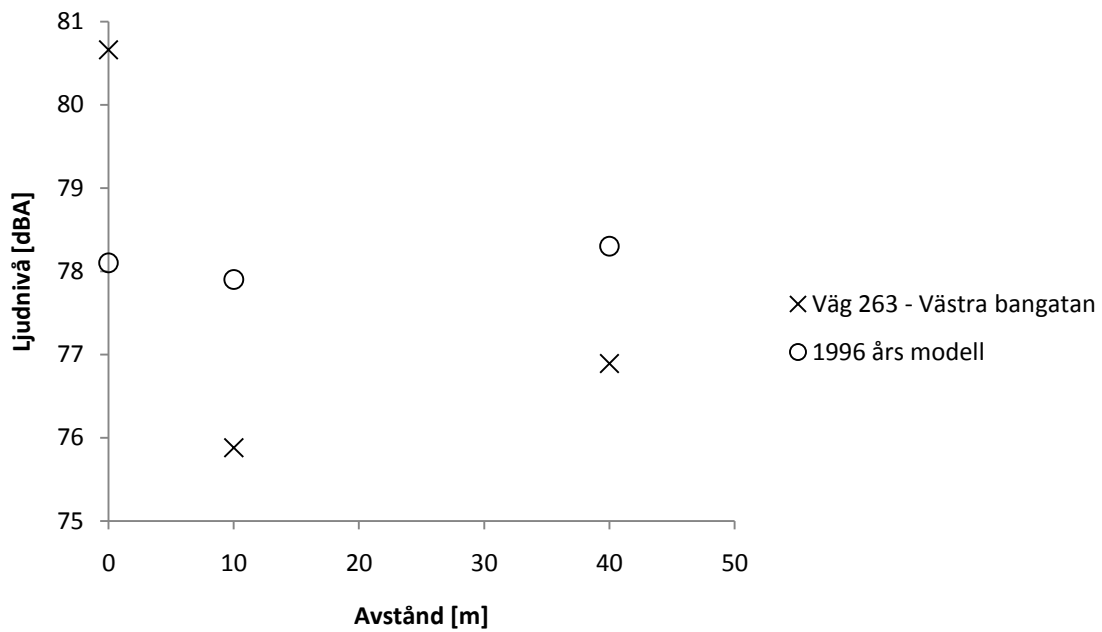
Figur 38. Uppmätta maximalnivåer och modellerade värden från Tycho Hedéns väg - Rapskatan den 7 september 2009.



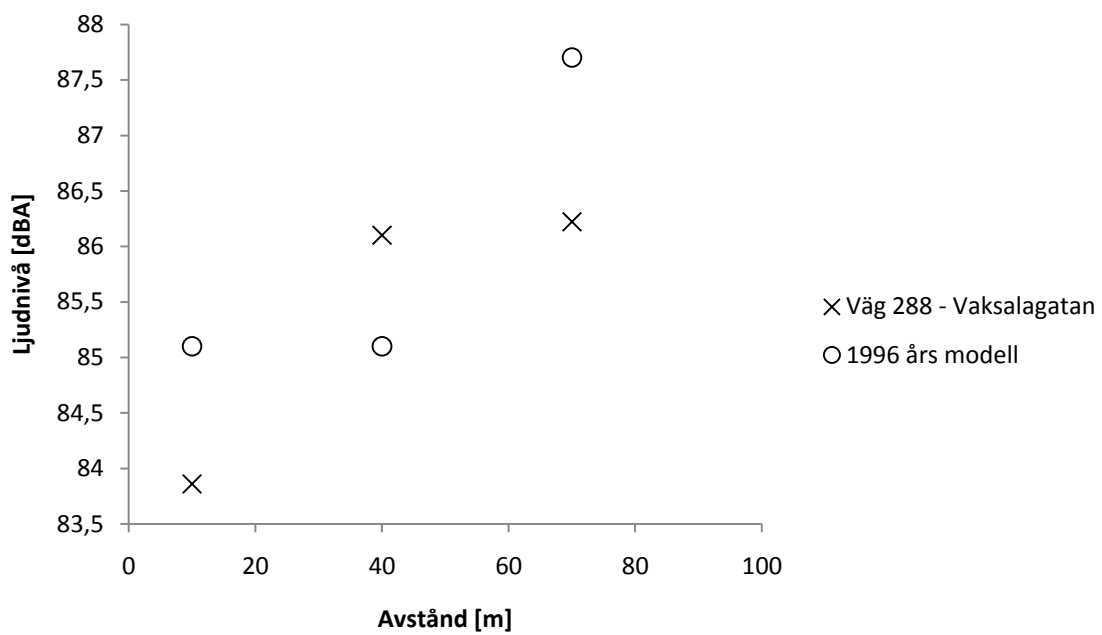
Figur 39. Uppmätta maximalnivåer och modellerade värden från väg 255 - Nåntunavägen den 31 augusti 2009.



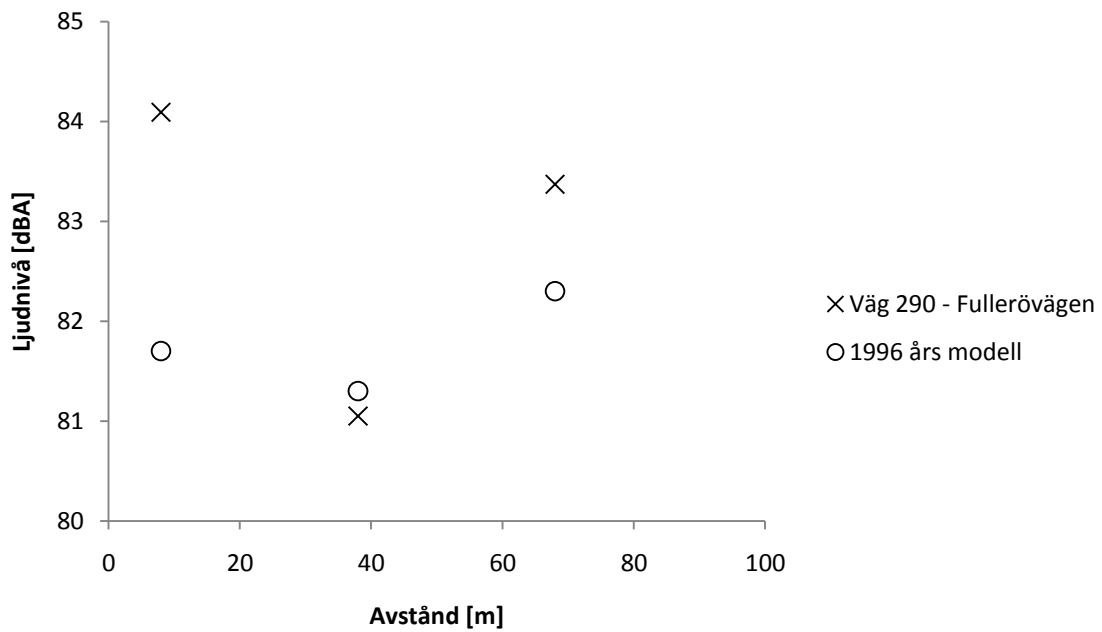
Figur 40. Uppmätta maximalnivåer och modellerade värden från väg 255 - Nåntunavägen den 1 oktober 2009.



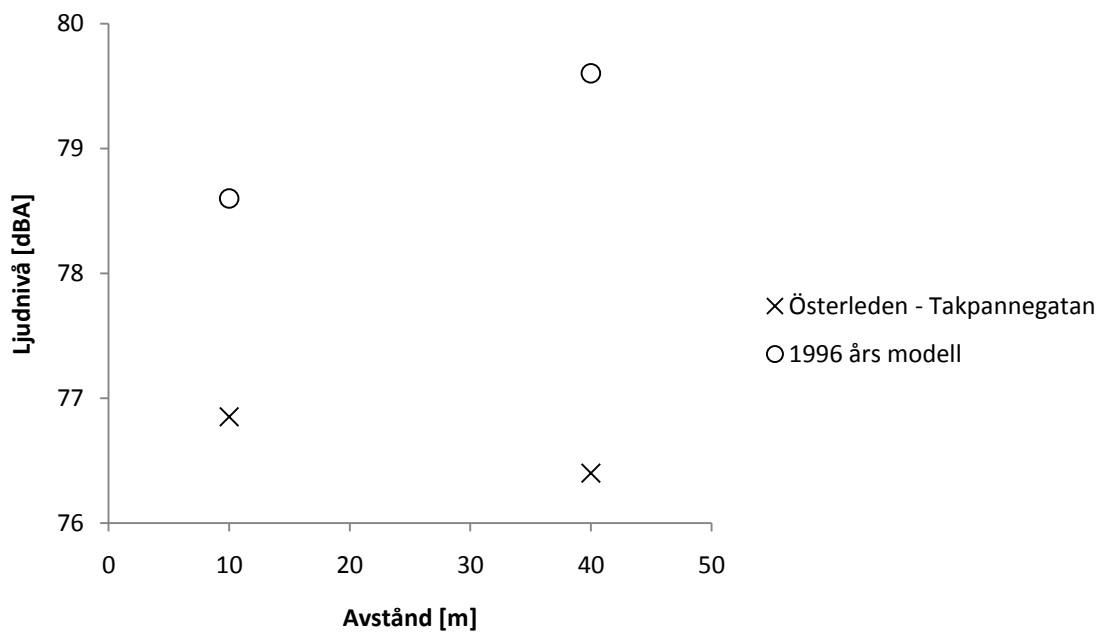
Figur 41. Uppmätta maximalnivåer och modellerade värden från väg 263 - Västra bangatan den 17 september 2009.



Figur 42. Uppmätta maximalnivåer och modellerade värden från väg 288 - Vaksalagatan den 1 september 2009.



Figur 43. Uppmätta maximalnivåer och modellerade värden från väg 290 - Fullerövägen den 16-17 september 2009.



Figur 44. Uppmätta maximalnivåer och modellerade värden från Österleden - Takpannegatan den 11 september 2009.

BILAGA 5 - RESULTAT, TABELLER

Tidsvägda och logaritmiska medelvärden för respektive mätpunkt återfinns i tabell 24. Dessa är beräknade med ekvation (26). Vid mätpunkt 0 har ljudet mätts vid själva cirkulationsplatsen. Mätpunkt 1 är punkten närmast cirkulationsplatsen och punkt 5 är längst bort, se figur 18. I tabell 25 återfinns de omräknade ekvivalentnivåerna för de olika cirkulationsplatserna. Dessa värden har korrigerats efter variationer i trafikmängden mot årsmedelvärden enligt kapitel 5.5.1. I tabell 26 finns motsvarande maxnivåer.

Tabell 24. Tidsvägda logaritmiska medelvärden [dBA] för respektive mätpunkt, där samtliga mätningar utfördes under 2009

Mätplats	Datum	Mätpunkt					
		0	1	2	3	4	5
Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén	15/9		63,9	66,3	67,7		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	8/9		69,9	69,4	69,3	69,8	70,5
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	24/9		66,8	69,4	71,3		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	30/9	69,7	69,1	70,9	69,8		
Tycho Hedéns väg - Rapskatan	7/9		67,7	67,2	67,9	68,5	
Väg 255 - Nåntunavägen	31/8		61,5		68		
Väg 255 - Nåntunavägen	1/10		64,6	67,2	67,7		
Väg 263 - Västra bangatan	17/9	65,7	64,8	65,5			
Väg 288 - Vaksalagatan	1/9		67,9	69,8	71,7		
Väg 290 - Fullerövägen	16/9		67,4	67,5			
Väg 290 - Fullerövägen	17/9			67,5	68,7		
Österleden - Takpannegatan	11/9		64,5	65,1			

Tabell 25. Omräknad ekvivalentnivå [dBA] för respektive cirkulationsplats och mätpunkt, där samtliga mätningar utfördes under år 2009

Mätplats	Datum	Mätpunkt					
		0	1	2	3	4	5
Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén	15/9		63,7	65,4	66,6		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	8/9		69,7	70,2	70,6	71,2	71,9
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	24/9		69,3	71,0	71,9		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	30/9	68,7	69,6	70,6	70,5		
Tycho Hedéns väg - Rapskatan	7/9		68,1	69,8	69,3	70,1	
Väg 255 - Nåntunavägen	31/8		60,3		66,1		
Väg 255 - Nåntunavägen	1/10		63,3	66,1	67,2		
Väg 263 - Västra bangatan	17/9	65,7	62,8	63,1			
Väg 288 - Vaksalagatan	1/9		66,5	68,4	69,6		
Väg 290 - Fullerövägen	16-17/9		65,7	66,1	67,8		
Österleden - Takpannegatan	11/9		63,5	63,7			

Tabell 26. Genomsnittlig maxnivå [dBA] för respektive cirkulationsplats och mätpunkt, där samtliga mätningar utfördes under år 2009

Mätplats	Datum	Mätpunkt					
		0	1	2	3	4	5
Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén	15/9		79,8	81,2	82,7		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	8/9		78,6	80,5	79,8	79,2	81,0
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	24/9		77,5	79,5	80,0		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	30/9	80,7	80,0	79,5	80,3		
Tycho Hedéns väg - Rapskatan	7/9		77,0	77,6	77,8	78,9	
Väg 255 - Nåntunavägen	31/8		76,2		80,9		
Väg 255 - Nåntunavägen	1/10		77,3	80,5	78,3		
Väg 263 - Västra bangatan	17/9	80,7	75,9	76,9			
Väg 288 - Vaksalagatan	1/9		83,9	86,1	86,2		
Väg 290 - Fullerövägen	16-17/9		84,1	81,1	83,4		
Österleden - Takpannegatan	11/9		76,9	76,4			

I tabell 27 och tabell 28 finns beräknade värden från 1996 års modell och från Nord2000-modellen. I Nord2000 går det att vid Tycho Hedéns väg - Almungevägen och vid väg 255 - Nåntunavägen att se vädrets inverkan i modellen. Där är olika väderfaktorer det enda som skiljer parameterinställningarna åt.

Tabell 27. Beräknade värden med 1996 års modell

Mätplats	Datum	Mätpunkt					
		0	1	2	3	4	5
Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén	15/9		64,1	64,6	66,2		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	8/9		66,4	66,9	68,3	69,5	70,1
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	24/9		66,4	66,9	68,3		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	30/9	69,0	66,4	66,9	68,3		
Tycho Hedéns väg - Rapskatan	7/9		66,4	67,8	67,6	69,3	
Väg 255 - Nåntunavägen	31/8		62,9		65,1		
Väg 255 - Nåntunavägen	1/10		62,9	64,5	65,1		
Väg 263 - Västra bangatan	17/9	68,5	66,6	66,2			
Väg 288 - Vaksalagatan	1/9		68,3	71,7	74,1		
Väg 290 - Fullerövägen	16/9		63,9	65,0			
Väg 290 - Fullerövägen	17/9			65,0	67,1		
Österleden - Takpannegatan	11/9		62,9	62,5			

Tabell 28. Beräknade värden med Nord2000

Mätplats	Datum	Mätpunkt					
		0	1	2	3	4	5
Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén	15/9		63,7	65	65,4		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	8/9		69,2	69,2	69,8	70,3	69,1
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	24/9		68,7	68,6	69,2		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	30/9	69,3	68,9	68,8	69,3		
Tycho Hedéns väg - Rapskatan	7/9		66,7	67,9	66,9	68	
Väg 255 - Nantunavägen	31/8		60,9		65,3		
Väg 255 - Nantunavägen	1/10		59,9	63	64,4		
Väg 263 - Västra bangatan	17/9	65,9	64,2	62,7			
Väg 288 - Vaksalagatan	1/9		67,7	71,9	74		
Väg 290 - Fullerövägen	16/9		63,3	63,9			
Väg 290 - Fullerövägen	17/9			64,4	65,7		
Österleden - Takpannegatan	11/9		59,7	57,8			

Tabell 29. Beräknade maxnivå med 1996 års modell

Mätplats	Datum	Mätpunkt					
		0	1	2	3	4	5
Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén	15/9		85,1	85,1	87,7		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	8/9		80,3	80,3	81,4	82,6	81,6
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	24/9		80,3	80,3	81,4		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	30/9	81,6	80,3	80,3	81,4		
Tycho Hedéns väg - Rapskatan	7/9		78,1	79,3	79,4	81,7	
Väg 255 - Nantunavägen	31/8		78,5		83,4		
Väg 255 - Nantunavägen	1/10		78,5	83,1	83,4		
Väg 263 - Västra bangatan	17/9	79,2	79	79			
Väg 288 - Vaksalagatan	1/9		85,1	85,1	87,7		
Väg 290 - Fullerövägen	16/9		81,7	81,5			
Väg 290 - Fullerövägen	17/9			81,5	82,8		
Österleden - Takpannegatan	11/9		78,6	78,7			

Tabell 30. Skillnad mellan beräknade (1996 års modell) och den uppmätta medelljudnivån där det uppmätta värdet är frändraget det beräknade

Mätplats	Datum	Mätpunkt					
		0	1	2	3	4	5
Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén	15/9		0,2	-1,7	-1,5		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen 9/9	8/9		-3,5	-2,5	-1	-0,3	-0,4
Tycho Hedéns väg - Almungevägen 24/9	24/9		-0,4	-2,5	-3		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen 30/9	30/9	-0,7	-2,7	-4	-1,5		
Tycho Hedéns väg - Rapskatan	7/9		-1,3	0,6	-0,3	0,8	
Väg 255 - Nåntunavägen 31/8	31/8		1,4		-2,9		
Väg 255 - Nåntunavägen 1/10	1/10		-1,7	-2,7	-2,6		
Väg 263 - Västra bangatan	17/9	2,8	1,8	0,7			
Väg 288 - Vaksalagatan	1/9		0,4	1,9	2,4		
Väg 290 - Fullerövägen 16/9	16-17/9		-3,5	-2,5			
Väg 290 - Fullerövägen 17/9	16-17/9			-2,5	-1,6		
Österleden - Takpannegatan	11/9		-1,6	-2,6			

Tabell 31. Skillnad mellan beräknade (Nord2000) och den uppmätta medelljudnivån där det uppmätta värdet är frändraget det beräknade

Mätplats	Datum	Mätpunkt					
		0	1	2	3	4	5
Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén	15/9		-0,2	-1,3	-2,3		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	8/9		-0,7	-0,2	0,5	0,5	-1,4
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	24/9		1,9	-0,8	-2,1		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	30/9	-0,4	-0,2	-2,1	-0,5		
Tycho Hedéns väg - Rapskatan	7/9		-1	0,7	-1	-0,5	
Väg 255 - Nåntunavägen	31/8		-0,6		-2,7		
Väg 255 - Nåntunavägen	1/10		-4,7	-4,2	-3,3		
Väg 263 - Västra bangatan	17/9	0,2	-0,6	-2,8			
Väg 288 - Vaksalagatan	1/9		-0,2	2,1	2,3		
Väg 290 - Fullerövägen	16/9		-4,1	-3,6			
Väg 290 - Fullerövägen	17/9			-3,1	-3		
Österleden - Takpannegatan	11/9		-4,8	-7,3			

Tabell 32. Skillnad mellan beräknade (1996 års modell) och den korrigerade ekvivalentnivån, där det korrigerade värdet är frändraget det beräknade

Mätplats	Datum	Mätpunkt					
		0	1	2	3	4	5
Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén	15/9		0,4	-0,8	-0,4		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	8/9		-3,3	-3,3	-2,3	-1,7	-1,8
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	24/9		-2,9	-4,1	-3,6		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	30/9	0,4	-3,2	-3,7	-2,2		
Tycho Hedéns väg - Rapskatan	7/9		-1,7	-2,0	-1,7	-0,8	
Väg 255 - Nåntunavägen	31/8		2,7		-1,0		
Väg 255 - Nåntunavägen	1/10		-0,4	-1,6	-2,1		
Väg 263 - Västra bangatan	17/9	2,8	3,8	3,1			
Väg 288 - Vaksalagatan	1/9		1,8	3,3	4,5		
Väg 290 - Fullerövägen	16/9		-1,8	-1,1			
Väg 290 - Fullerövägen	17/9			-1,1	-0,7		
Österleden - Takpannegatan	11/9		-0,6	-1,2			

Tabell 33. Skillnad mellan beräknade (Nord2000) och den korrigerade ekvivalentnivån, där det korrigerade värdet är frändraget det beräknade

Mätplats	Datum	Mätpunkt					
		0	1	2	3	4	5
Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén	15/9		0,04	-0,4	-1,2		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	8/9		-0,5	-1,0	-0,8	-0,9	-2,8
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	24/9		-0,6	-2,4	-2,7		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	30/9	0,7	-0,7	-1,8	-1,2		
Tycho Hedéns väg - Rapskatan	7/9		-1,4	-1,9	-2,4	-2,1	
Väg 255 - Nåntunavägen	31/8		0,7		-0,8		
Väg 255 - Nåntunavägen	1/10		-3,4	-3,1	-2,8		
Väg 263 - Västra bangatan	17/9	0,2	1,4	-0,4			
Väg 288 - Vaksalagatan	1/9		1,2	3,5	4,4		
Väg 290 - Fullerövägen	16/9		-2,4	-2,2			
Väg 290 - Fullerövägen	17/9			-1,7	-2,1		
Österleden - Takpannegatan	11/9		-3,8	-5,9			

Tabell 34. Skillnad mellan uppmätta maxnivåer och beräknade värden, ett negativt värde betyder att det uppmätta värdet är högre än det beräknade

Mätplats	Datum	Mätpunkt					
		0	1	2	3	4	5
Dag Hammarskölds väg - Ultuna allén	15/9		5,3	3,9	5,0		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	8/9		1,7	-0,2	1,5	3,5	0,6
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	24/9		2,8	0,8	1,4		
Tycho Hedéns väg - Almungevägen	30/9	0,9	0,3	0,8	1,1		
Tycho Hedéns väg - Rapskatan	7/9		1,1	1,7	1,6	2,8	
Väg 255 - Nantunavägen	31/8		2,3		2,6		
Väg 255 - Nantunavägen	1/10		1,2	2,6	5,1		
Väg 263 - Västra bangatan	17/9	-1,5	3,1	2,1			
Väg 288 - Vaksalagatan	1/9		1,2	-1,0	1,5		
Väg 290 - Fullerövägen	16/9		-2,4	0,5			
Väg 290 - Fullerövägen	17/9			0,5	-1,1		
Österleden - Takpannegatan	11/9		1,8	2,3			

BILAGA 6 - NOTATION

Notation

A = area

A' = ekvivalent ljudabsorptionsarea [m²]

a = avståndet mellan källan och mottagaren

α = den logaritmiska väderkoefficienten

β = den linjära väderkoefficienten

c = ljudhastighet [m/s]

C_t^2 = turbulensens styrka beroende av temperaturen [K/s²]

C_w^2 = turbulensens styrka beroende av vinden [m^{4/3}/s²]

d = beräkningsavståndet längs reflektionsplanet [m]

δ = skattad osäkerhet

f = frekvens [Hz]

$\gamma = \frac{c_p}{c_v}$, kvoten mellan gasens specifika värme vid konstant tryck och konstant volym

h_b = vägbanans höjd över marken

h_m = mottagarens höjd över marken

I = ljudintensitet [W/m²]

L = ljudtrycksnivå [dB]

L_{AE} = ljudexponeringsnivån [dB]

$L_{Aeq, UM}$ = ekvivalenta [dB] ljudnivån uppmätt under mättiden

$L_{Aeq, \dot{A}M}$ = den beräknade ljudnivån [dB] korrigerat för variationer i trafiken

L_{em} = energimedelvärde [dB]

L_{eq} = ekvivalentnivå [dB]

$L_{max, 5\%}$ = maxnivå som överstigs av 5 % av fordonen [dB]

L_p = ljudtrycksnivå [dB]

\bar{L} = aritmetiskt medelvärde [dB]

$L_{1, \dot{A}M}$ = ekvivalentnivå [dB] beräknat för medeltrafik per år

$L_{1, UM}$ = ekvivalentnivå [dB] beräknat med trafikförutsättningarna under mättillfället

$L_{eq, TWA}$ = tidsmedelvärdesbildad ekvivalentnivå [dB]

L_1 = grundförutsättningar [dB]

ΔL_2 = avståndskorrektion [dB]

ΔL_3 = mark- och skärmkorrektion [dB]

ΔL_4 = övriga korrektioner [dB]

ΔL_5 = fasadisolering [dB]

l = längd

λ = våglängd [m]

k = årlig förändring i trafikmängd [%]

M = massan av en mol gas [kg]

N = antalet fordon under en tidsperiod

n = medelantalet fordon per timme

η = brytningsindex

P = statistiskt polynom

p = ljudtryckets effektivvärde [Pa]

p_{ref} = referenstryck, 20 μPa

r = radie, avstånd

R = gaskonstant [J/mol K]

RH = relativ fuktighet [%]

R_m = gaskonstant för fuktig luft [J/(Kg K)]

ρ = densitet [kg/m^3]

q = specifik luftfuktighet [g vatten/kg fuktig luft]

σ = standardavvikelsen

$\sigma_{dt/dz}$ = temperaturgradientens standardavvikelse [$^{\circ}\text{C}/\text{m}$]

σ_i = bidrag från instrumentet till den totala standardavvikelsen

σ_k = bidrag från bullervariation hos olika fordon till den totala standardavvikelsen

σ_m = bidrag från vädrets inverkan på ljudets spridning till den totala standardavvikelsen

σ_r = bidrag från reflektioner till den totala standardavvikelsen

σ^2 = varians

T = temperaturen [K]

TWA = tidsvägd medelvärde

t = tidsperiod

τ = tidsdifferens

θ = brytningsvinkel

V = volym [m^3]

W = effekt [W]

z = höjd över mark [m]

z_0 = markens ytråhet [m]

ÅDT = årsmedeldygnstrafik