



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 15038

Examensarbete 30 hp
Oktober 2015

Identifiering och utvärdering av växters bullerreducerande förmåga i urban miljö

Identification and evaluation of noise reduction
by vegetation in urban areas

Elin Claesson

REFERAT

Identifiering och utvärdering av växters bullerreducerande förmåga i urban miljö *Elin Claesson*

Trafikbuller är den miljöstörning som påverkar flest människor i Sverige. Studier visar att buller kan påverka människors hälsa genom att orsaka hörselskador, stress, sömnsvårigheter och i förlängningen hjärt- och kärlsjukdomar. Idag byggs städerna i Sverige allt tätare, vilket gör att antalet bullerstörda personer fortsätter att öka. För att dämpa buller används ofta höga och breda bullerskärmar, vilket inte är att föredra i urban miljö. Ny forskning undersöker därför andra alternativ, bland annat hur växter och gröna områden kan verka bullerreducerande. Forskare menar att växter med hjälp av sina stammar, bladverk och substratet de står i kan reducera ljud genom reflektion, absorption och spridning av ljudenergin.

Detta examensarbete syftade till att utvärdera olika växtelement ur bullerreducerande synpunkt. Växters bullerreducerande förmåga är något varken akustiker eller landskapsarkitekter generellt sett tar hänsyn till och därför ansågs en kunskapssammanställning ligga i tiden. För att göra detta har en litteraturstudie, två intervjuer samt mätningar på två växtelement utförts. Mätningarna gjordes på häckar längs Luthagsesplanaden i Uppsala och på en fasad med klätterväxter på Norr Mälarstrand i Stockholm.

Litteratur- och intervjustudien visade att växtbeklädda bullerbarriärer hade högst potential att reducera buller längs vägar, gröna tak högst potential att reducera buller in på innergårdar och gröna fasader högst potential att dämpa buller på torg. Växter har också möjlighet att osynliggöra ljudkällor, vilket gör att vi upplever ljudet som lägre.

Mätningarna visade att häcken på Luthagsesplanaden hade möjlighet att dämpa ljudet precis bakom häcken med upp till 3 decibel (dBA). Minskningen höll sig inte ända in till fasaden vilket tros bero på att det reflekterade ljudet dominerar i gaturummet samt att den avskärmande effekten minskar med ökat avstånd. Höga frekvenser dämpades bäst av häcken med den högsta dämpningen på 18 dBA för frekvensbandet 16000 Hz. Dämpningen av de höga frekvenserna syns även in vid fasaden med en dämpning kring 4-5 dBA. Häcken efterliknades i modelleringsprogrammet CadnaA med den nordiska beräkningsmodellen för vägtrafikbuller, men inget objekt tycktes kunna representera häcken på ett reproducerbart sätt.

På Norr Mälarstrand visades ingen signifikant skillnad i varken ljudtrycksnivå eller frekvensfördelning från fasaden med klätterväxter. En dämpning på upp till 4 dBA för frekvenser över 800 Hz kan dock antydans in vid fasaden. Vid modellering av fasaden visades att varken en reflekterande eller en absorberande fasad kunde representera klätterväxterna.

Nyckelord: Buller, växter, bullermätning, CadnaA, Nordiska beräkningsmodellen för vägtrafikbuller, bullerreducering

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

ABSTRACT

Identification and evaluation of noise reduction by vegetation in urban areas

Elin Claesson

Traffic noise is the environmental problem that affects most people in Sweden. Studies show that noise can affect human health by causing hearing damage, stress, insomnia and cardiovascular disease. Swedish cities today are built increasingly close, increasing the number of people that are affected by noise. Today, the most common way to reduce noise is to use barriers. In towns, this is not preferable and new research brings up other suggestions that can fit into an urban environment. Some studies are investigating how plants can reduce noise. Research has shown that plants by their trunks, foliage and substrate can reduce sound by reflection, absorption and diffusion.

This thesis aimed to identify and evaluate various plant elements through a noise abatement perspective. This perspective is something neither acoustician nor landscape architects in general takes into account and was therefore considered useful. To do this, a literature study, two interviews and measurements were made. The measurements were made on hedges along Luthagsplanaden in Uppsala and on a facade with climbing plants on Norr Mälarstrand in Stockholm.

The literature and the interviews showed that vegetated noise barriers had the highest potential to reduce noise along roads, green roofs had the maximum potential to reduce noise in courtyards and green facades had the maximum potential to reduce noise in squares. Plants are also able to hide sound sources, enabling us to perceive the sound as lower.

The measurements showed that the hedge were able to lower the sound pressure level up to 3 decibels (dBA). This reduction did not last to the facade, which is believed to be due to reflected sound dominating the street canyon and that the shielding ability decreases with increasing distance. The hedge was able to lower the higher frequencies the most with the maximum attenuation of 18 dBA for the frequency 16000 Hz. The attenuation of high frequencies is also visible close by the facade with attenuation around 4-5 dBA. The hedge were imitated by different elements in the sound modeling program CadnaA with the help of the Nordic calculation model for road traffic noise, but no element seemed to be able to represent the hedge.

The measurement at Norr Mälarstrand showed no significant difference in either sound pressure level or frequency distribution by the facade with climbing plants. However, a damping of up to 4 dBA for frequencies above 800 Hz could be hinted from the measurement by the facade. When modeling the same it was shown that neither an absorbing facade nor a reflecting facade could represent the facade with climbing plants.

Keywords: Noise, plants, noise measurement, CadnaA, Nordic calculation model for road traffic noise, noise reduction

Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Sciences, Uppsala University

Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 hp och avslutar mina studier på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet. Arbetet har utförts på Sweco i Stockholm där min handledare har varit Crispin Dickson. Min ämnesgranskare på universitetet har varit Conny Larsson.

Jag vill rikta ett stort tack till min handledare Crispin för värdefull hjälp under arbetets gång och för möjligheten att utföra det examensarbete jag ville göra. Ett tack går också till Conny för trevliga samtal och bra vägledning genom arbetet.

Jag vill även tacka Eva Enflo, landskapsarkitekt på Sweco, för svar på mina frågor om växter i staden samt Jens Forssén från Chalmers tekniska högskola för svar på mina frågor kring växters bullerreducerande förmåga.

Tack även till Mattias Hellberg som hjälpte mig att räkna trafik vid en av mätningarna och till honom, Lovisa Axellie och pappa som läst och gett respons på min rapport.

Utan alla er hade jag famlat mer än nödvändigt i exjobbandets berg- och dalbana! Tack!

Uppsala, oktober 2015

Elin Claesson

Copyright © Elin Claesson och Institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten- och landskapslära, Uppsala universitet.

UPTEC W 15 038, ISSN 1401-5765.

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2015

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Buller är en av dagens största miljöstörningar och med hjälp av beräkningar uppskattas omkring två miljoner människor i Sverige utsättas för ljudnivåer som överskrider rådande riktvärden. De höga ljudnivåerna i städer kommer främst från vägtrafik och eftersom det i dagens läge flyttar allt fler människor in till städerna byggs dessa allt tätare och ljudnivåerna blir högre och påverkar fler. Framtidens prognoser menar även att biltrafiken i städerna kommer att öka, vilket ytterligare kan komma att påverka ljudnivåerna i städer.

Buller definieras som oönskat ljud och upplevs olika från individ till individ. Buller kan bland annat få dig att uppleva obehag, det kan störa dig i ditt arbete eller det kan få dig att uppleva irritation. Buller kan även påverka dig olika beroende av ditt humör och tid på dygnet. Kanske kan trafikljud störa under nattetid, men inte vara ett problem under dagen. Det har visats att personer som störs av buller löper större risk att drabbas av hörselskador, stress, sömnsvårigheter och i förlängningen hjärt- och kärlsjukdomar.

I och med att buller är ett växande samhällsproblem krävs allt fler lösningar för bullerdämpning. Ett vanligt sätt att göra detta är med hjälp av bullerskärmar, men dessa är ofta höga, breda och långa och därför inte fördelaktiga att placera i städer. Ny forskning tar därför fram andra förslag på lösningar. Forskare har bland annat undersökt på hur vi kan utnyttja gröna områden i städer för att skapa tysta oaser och en del andra studier har utvärderat om växter så som häckar, träd, gröna tak och väggar i sig kan verka bullerdämpande.

Syftet med denna studie var att sammanställa dagens kunskapsläge kring växters bullerdämpande förmåga. Arbetet är gjort på uppdrag av Sweco i Stockholm, där både akustiker, som bland annat jobbar med stadsbuller, och landskapsarkitekter, som bland annat jobbar med stadsplanering och placering av växter i städer, kan dra nytta av kunskap kring växters bullerdämpande förmåga. Båda dessa parter har uttryckt att detta område inte är något de arbetar med eller har stor koll på, varför denna sammanställning ansågs vara ett bra tillskott.

För att uppnå arbetets syfte har två intervjuer, en litteraturstudie samt egna mätningar och modelleringar utförts. Mätplatserna valdes under arbetets gång och kom att utföras på häckar längs Luthagesplanaden i Uppsala och på en fasad med klätterväxter på Norr Mälarstrand i Stockholm. Ljudkällorna i båda fall var trafikerade vägar. Mätningarna utfördes dels bakom häcken/vid klätterväxterna och dels där häcken upphört/där klätterväxterna upphört. På detta sätt kunde mätningarna med och utan växtlighet jämföras och slutsatser dras om huruvida växtligheten dämpade bullret eller ej.

Litteratur- och intervjustudien visade att växtbeklädda bullerbarriärer hade högst potential att reducera buller längs vägar, gröna tak högst potential att reducera buller in på innergårdar och gröna fasader högst potential att dämpa buller på torg. Växter har också möjlighet att osynliggöra ljudkällor, vilket i studier har visats leda till att vi upplever ljudet som lägre.

Mätningarna visade att häcken på Luthagesplanaden dämpade ljudet en aning, med 3 decibel (dBA) precis bakom häcken. Den dämpningen kvarstår dock inte in vid fasaderna, vilket tros bero på att det reflekterade ljudet dominerar i gaturummet och att ljud reflekteras ner bakom häcken från de 15 m höga husen längs vägen. Effekten hos alla avskärmande objekt, i det här

fallet häcken, avtar dessutom med avståndet. De högre frekvenserna hos ljudet, som ger upphov till diskanttoner, dämpades bättre av häcken än de lägre basenerna. Klättrväxterna på Norr Mälarstrand gav ingen märkbar skillnad i ljudtrycksnivå. En svag dämpning av de höga frekvenserna in vid husfasaden kunde dock ses utifrån mätningen, men ute på trottoaren gavs ingen skillnad i ljudtrycksnivå. När häcken och klättrväxterna testades att efterliknas i ett av de datorprogram som Swecos akustiker använder sig av, CadnaA, vid bullerberäkning visades det att inget element klarade av att efterlikna varken häcken eller klättrväxterna.

ORDLISTA

Decibel (dB) - Vanlig enhet att uttrycka ljudtrycksnivå i. Decibel är ett logaritmiskt mått baserat på ljudtryck.

Diffraction - Då en vågfront böjer av bakom en skärm eller då en vågfront sprids efter att ha passerat en öppning.

Diffusion - Då inkommande ljud faller mot en ojämn yta och den reflekterade ljudvågen delas upp och sprids i olika riktning.

Evapotranspiration - Summan av avdunstning från mark och vatten samt växters avgivande av vattenånga från blad.

Ljudtryck - Skillnaden mellan trycket från en ljudvåg och barometertrycket vid samma punkt.

Reduktionstal - Relation mellan infallande ljud på ena sidan om en vägg och det transmitterade ljudet på andra sidan väggen. Reduktionstalet anges i decibel.

Sedumväxter - Tillhör tjockbladiga växter. De kan lagra vatten och behöver därför begränsad bevattning, de behöver inte så mycket jord för rotutrymme, de är tåliga mot frost och de har ett litet behov av näring. Alla dessa egenskaper gör att sedumväxter är vanliga att använda på tak.

Substrat - Det underlag som en växt eller ett djur lever i/på.

Transmittans - Förhållande mellan inkommande strålning och genomsläppt strålning genom ett material eller medium.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT	i
ABSTRACT	ii
FÖRORD.....	iii
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING.....	iv
ORDLISTA	vi
INNEHÅLLSFÖRTECKNING	vii
1 INLEDNING.....	1
1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR	1
2 TEORI.....	2
2.1 LJUD	2
2.1.1 Decibelbegreppet.....	3
2.1.2 Vägning av ljud	3
2.1.3 Ters- och oktavband	4
2.1.4 Ekvivalent ljudtrycksnivå.....	5
2.1.5 Ljudspridning	5
2.1.6 Meteorologins inverkan på ljudutbredning.....	6
2.2 BULLER	7
2.2.1 Bullerdämpning	8
2.2.2 Riktvärden och bedömningsgrunder.....	9
2.3 VÄXTER I STADEN.....	10
2.3.1 Växters inverkan på människan.....	11
2.4 VÄXTERS BULLERREDUCERANDE FÖRMÅGA	11
2.4.1 Träd och häckar	12
2.4.2 Gröna väggar och tak.....	13
2.4.3 Växtbeklädda bullerskärmar.....	14
2.4.4 Växtbäddar och gröna underlag.....	14
2.4.5 Växters inverkan på vår uppfattning av ljud	15
3 METOD	16
3.1 IDENTIFIERING AV BULLERREDUCERANDE VÄXTELEMENT	16
3.2 MÄTNINGAR.....	16
3.2.1 Mätutrustning	16
3.2.2 Mätning - häckar.....	17
3.2.3 Mätning - klätterväxter	18
3.3 ANALYS AV MÄTDATA	19

3.4	MODELLERING	19
3.4.1	Modellering - häckar	19
3.4.2	Modellering av klätterväxter	20
4	RESULTAT	21
4.1	RESULTAT FRÅN LITTERATURSTUDIE	21
4.2	MÄTRESULTAT.....	23
4.2.1	Mätresultat häckar	23
4.2.2	Mätresultat klätterväxter.....	25
4.3	RESULTAT FRÅN MODELLERING	27
4.3.1	Resultat från modellering av häckar.....	27
4.3.2	Resultat från modellering av klätterväxter	28
5	DISKUSSION.....	29
5.1	BULLERDÄMPNING MED HJÄLP AV VEGETATION.....	29
5.2	VAL AV MÄTPLATSER.....	29
5.3	MÄTNING OCH MODELLERING AV HÄCKAR	30
5.4	MÄTNING OCH MODELLERING AV KLÄTTERVÄXTER.....	31
5.5	BRISTER HOS MODELLER.....	31
5.6	VIDARE ARBETE	32
6	SLUTSATSER.....	33
7	REFERENSER	34
	BILAGA 1 - FOTOSERIE ÖVER GRÖNA VÄGGAR I SVERIGE	38
	BILAGA 2 - MÄTMETOD FÖR VÄGTRAFIKBULLER.....	41
	BILAGA 3 - MÅTT OCH BILDER FRÅN MÄTNINGAR	42
	BILAGA 4 - STATISTISK ANALYS AV MÄTDATA	45
	BILAGA 5 - NORDISKA BERÄKNINGSMODELLEN	46
	BILAGA 6 - RESULTAT FRÅN WILCOXON RANK SUM TEST	48
	BILAGA 7 - NORD2000 ROAD.....	50

1 INLEDNING

Buller är i dagens läge den miljöstörning som påverkar flest människor (Boverket, 2014). I miljömålet *God bebyggd miljö*, som antogs av riksdagen år 1999, beskrivs det hur det i dagens samhälle byggs mycket nytt i form av bostäder, andra byggnader och infrastruktur. Städerna blir allt tätare och människor som vistas och bor i städerna utsätts allt mer för höga ljudnivåer (Miljömål, 2015). Buller kan påverka människors hälsa negativt och studier har visat att oönskat ljud vid olika styrka och exponering kan ge upphov till bland annat hörselskador, koncentrationssvårigheter, sömnsvårigheter, stress och påverkan på hjärta och kärl (Folkhälsomyndigheten, 2013).

Vägrafik är den dominerande källan till buller och prognoser menar att trafiken i framtiden kommer att öka, inte minska. Det är därför viktigt att hitta olika bullerreducerande element och lösningar som kan verka för att göra livsmiljön i städer bättre (HOSANNA, 2014). I och med att städerna förtätas mer och mer försvinner även grönområden från städerna och ersätts med hårdgjorda ytor (Miljömål, 2015). Ett sätt att försöka minska ljudnivåerna i städer är att bevara och optimera gröna områden i staden. Tidigare studier har visat att växtlighet i städer kan ha en bullerdämpande effekt genom att reflektera, absorbera och diffusera/sprida inkommande ljud (Azkorra et al., 2014). Det är även viktigt att göra reflekterande ytor absorberande istället, vilket kan åstadkommas genom att växtlighet ersätter hårdgjorda ytor (HOSANNA, 2014). Växter i staden har dessutom fler bevisade fördelar för människan genom att de kan verka lugnande, vara estetiskt tilltalande och fånga upp luftföroreningar (Ulrich, 1984; Hartig et al., 2003; van der Berg et al., 2007; Veg Tech, 2015).

1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Det här arbetet har behandlat bullerreducerande växtelement i stadsmiljö och det har utförts på uppdrag av Sweco i Stockholm. Syftet var att göra en kunskapssammanställning över växters bullerreducerande förmåga i urban miljö som kan användas av akustiker och landskapsarkitekter. Växters bullerreducerande förmåga är något varken akustiker eller landskapsarkitekter på Sweco tar hänsyn till i dagens läge. Då ny forskning leder framåt på det här området ansågs en kunskapssammanställning vara något som låg i tiden. Projektet kan för Swecos del ge underlag för hur hänsyn kan och bör tas till de i projektet identifierade bullerreducerande elementen. För att göra detta kom arbetet att innefatta en litteraturstudie samt mätningar och modelleringar för två utvalda element.

För att uppnå syftet utgick arbetet från dessa frågeställningar:

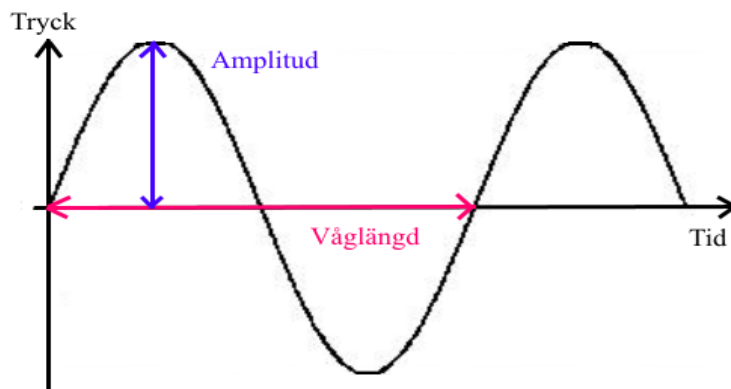
- Vilka växtelement är intressanta ur bullerreducerande synpunkt och hur mycket kan dessa dämpa?
- Vid mätning och modellering, syns någon bullerreducerande effekt hos de valda elementen?
- Går det att efterlikna de valda växtelementen i något beräknings- och modelleringsprogram som används på Sweco?

2 TEORI

Nedan presenteras teori kring grundläggande akustik samt buller. Teori kring växters placering i städer, bullerdämpande förmåga och inverkan på människan presenteras också.

2.1 LJUD

Ljud uppkommer genom att luft eller något annat elastiskt medium komprimeras och expanderas genom mekaniskt framkallade vågrörelser (Larsson, 2014). De tryckvariationer som uppstår när mediet sätts i rörelse är ett resultat av att molekyler överför energi till varandra. Vågrörelserna hos ljud har en rad egenskaper som ger ljudet olika karaktär. De har alla en frekvens, f [1/s, Hz], en amplitud, en våglängd, λ [m], och en utbredningshastighet, c [m/s]. I Figur 1 nedan visas en ljudvåg. I vanliga fall när vi hör ljud är det sammansatt av flera olika mer eller mindre regelbundna svängningar (Andersson, 1998).



Figur 1. En sinusformad ljudvåg. Bild: Elin Claesson

Ljudets frekvens är ett mått på hur många svängningar en ljudvåg gör på en sekund. Låga frekvenser ger bastoner medan höga frekvenser ger diskanttoner. Amplituden av ljudvågen är ett mått på styrkan av ljudet, ju högre tryckförändring desto starkare ljud. Våglängden för ljudet bestäms av ljudets utbredningshastighet och dess frekvens. Sambandet mellan dessa tre ser ut som följer (Andersson, 1998):

$$\lambda = \frac{c}{f} \quad (1)$$

I luft är ljudhastigheten runt 340 m/s (Larsson, 2014). I tätare medium, så som vätskor och fasta material, rör sig ljudet snabbare eftersom molekylerna är mer sammanpressade och därför kan överföra energi snabbare mellan sig (Andersson, 1998). Det finns även material där ljudet rör sig långsammare än vad det gör i luft, till exempel genom gummi, bomull och kork. Ljud kan inte färdas i vacuum då det är helt fritt från partiklar (Allt om vetenskap, 2004).

När en ljudvåg når det mänskliga örat sätts trumhinnan i svängning och ljud kan uppfattas. Vid den lägsta vågfrekvensen som vi kan höra, 20 Hz, svänger trumhinnan 20 gånger per sekund och vidare kan den svänga ända upp till 20000 gånger varje sekund - människan kan alltså uppfatta ljud med vågfrekvenser mellan 20 – 20000 Hz. Förmågan att uppfatta högfrekvent ljud minskar dock med stigande ålder samt för personer med hörselnedsättning (Scholz och Winroth, 2011).

2.1.1 Decibelbegreppet

Den ändring i tryck som uppstår när ljud fortplantar sig i olika medium kallas för ljudtrycksnivå. Människan har möjlighet att uppfatta ljudtryck mellan 20 μPa och 60 Pa (Larsson, 2014). Örats känslighet för tryckförändringar är beroende av den aktuella ljudtrycksnivån. Vid låga ljudtryck krävs endast en liten ljudtrycksförändring för att örat ska uppleva en skillnad, medan det vid höga ljudtryck krävs en större förändring. För att bättre beskriva det icke-linjära förhållandet mellan örats känslighet och den fysikaliska ljudtrycksnivån används därför en logaritmisk skala, den så kallade decibel-skalan (Dickson, 2014). Beräkning av ljudtryck i decibel, L_p , fås genom

$$L_p = 20 * \log\left(\frac{p}{p_{ref}}\right) \quad (2)$$

där

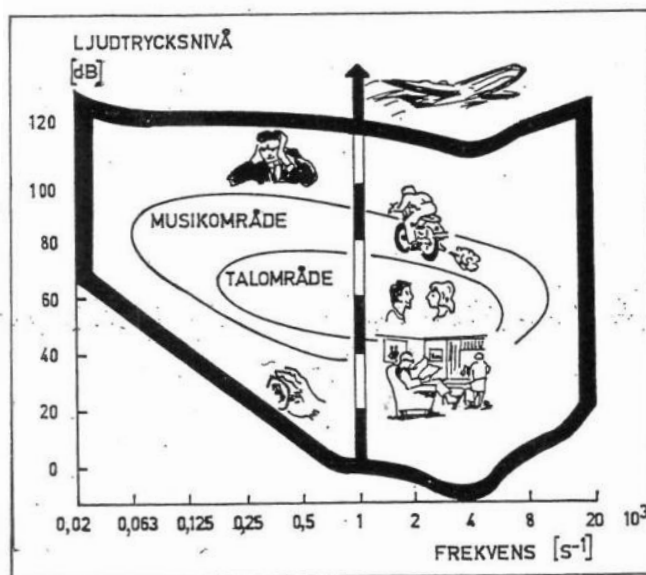
$$p = \text{ljudtryck [Pa]}$$

$$p_{ref} = 2 * 10^{-5} \text{ Pa} = \text{den lägsta ljudnivån människan kan uppfatta}$$

L_p får här enheten decibel som förkortas dB (Larsson, 2014).

2.1.2 Vägning av ljud

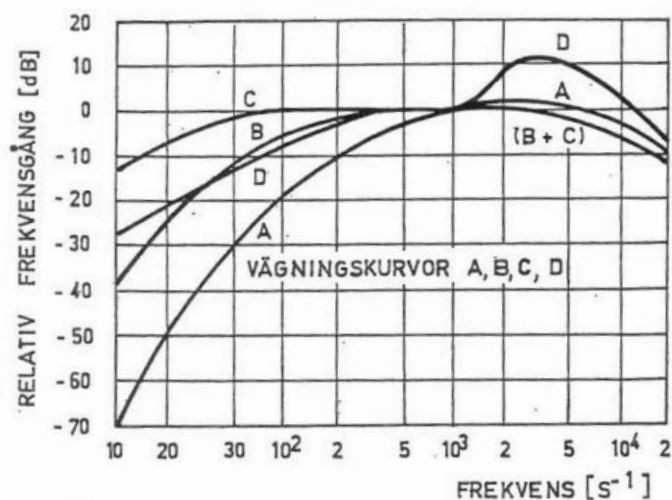
Trots att decibelskalan beskriver örats känslighet, avspeglar den inte riktigt det mänskliga hörselområdet. I Figur 2 nedan visas de ljud som människan uppfattar med avseende på ljudtrycksnivå och frekvens.



Figur 2. Det mänskliga hörselområdet. Människan uppfattar ljud med ljudtrycksnivå och frekvenser innanför den svarta linjen. Bild: Larsson (2014), med tillstånd från författaren 2015-04-15

Människan uppfattar ljud olinjärt med avseende på frekvens, vilket en mätning av ljudtrycksnivån inte tar hänsyn till. Den mänskliga hörselnivån kan efterliknas bättre genom

att använda så kallade vägningsfilter. Vägningen kan göras med fyra olika filter; A-, B-, C- och D-filter. Filtren förstärker ljudsignalen vid vissa frekvenser och försvagar den för andra i enlighet med Figur 3 för att bättre kompensera för hur vi uppfattar ljud (Bodén et al., 1999).



Figur 3. Vägningsskurvor för de fyra olika filtren A-, B-, C- och D-filter. Bild: Larsson (2014), med tillstånd från författaren 2015-04-15

A-filtret är i dagens läge det mest använda då det bäst kompenserar för människans hörsel och när en mätning görs med ett instrument som har ett A-filter anges enheten i dBA. Motsvarande gäller för de andra filtren, enheten blir då dBB, dBC eller dBD (Larsson, 2014).

På decibelskalan motsvarar 0 dBA det lägsta ljud vi kan höra och 130 dBA vår smärtgräns. Ett vanligt samtal ligger kring 60 dBA, ett tyst sovrum kring 20 dBA, en storstadsgata kring 80 dBA och en bullrig industrilokal kring 110 dBA (Larsson, 2014). Decibelskalan är konstruerad så att 1-3 dBA upplevs som en knappt hörbar förändring, 4-7 dBA upplevs som en märkbar förändring och 8-10 dBA upplevs som en fördubbling/halvering av ljudet oavsett var på skalan du befinner dig (Transportstyrelsen, 2015).

2.1.3 Ters- och oktavband

Vid mätning av ljud kan det vara fördelaktigt att dela upp det mätta ljudet, exempelvis efter frekvens. Detta kan vara viktigt eftersom ljudnivån vid olika frekvenser ger ljudet olika karaktär (Ocampo Daza, 2013). Vid bestämning av ljudets frekvensfördelning används så kallade bandfilter som släpper fram frekvenser mellan en övre och undre gränshfrekvens. Avståndet mellan den övre och undre gränshfrekvensen kallas bandbredd (Nilsson et al., 2005). Två vanligt förekommande bandfilter vid ljudmätning är ters- och oktavbandsfilter, vilka släpper igenom ljud med en bandbredd som utgör en viss procent av givna mitterfrekvenser (Bodén et al., 1999). En oktav motsvarar en fördubbling av frekvensen. Det är alltså en oktav mellan 125 Hz och 250 Hz och en oktav mellan 1000 Hz och 2000 Hz. Varje oktav består i sin tur av tre terser. Frekvensuppdelningen i oktav- och tersband redovisas i Tabell 1 nedan (Nilsson et al., 2005).

Tabell 1. Standardiserade mittfrekvenser samt bandbredd för ters- och oktavband. Källa: Nilsson et al., 2005

Mittfrekvens [Hz]	Tersfilter [Hz]	Oktavfilter [Hz]	Mittfrekvens [Hz]	Tersfilter [Hz]	Oktavfilter [Hz]
50	44,7-56,2		800	708-891	
63	56,2-70,8	44,7-89,1	1000	891-1120	708-1410
80	70,8-89,1		1250	112-1410	
100	89,1-112		1600	1410-1780	
125	112-141	89,1-178	2000	1780-2240	1410-2820
160	141-178		2500	2240-2820	
200	178-224		3150	2820-3550	
250	224-282	178-355	4000	3550-4470	2820-5620
315	282-355		5000	4470-5620	
400	355-447		6300	5620-7080	
500	447-562	355-708	8000	7080-8910	5620-11200
630	562-708		10000	8910-11200	

2.1.4 Ekvivalent ljudtrycksnivå

Vid mätning av ljud är det vanligt att använda enheten ekvivalent ljudtrycksnivå. Med det menas en medelljudtrycksnivå över en given tidsperiod och den definieras som *den konstanta ljudtrycksnivå som representerar samma totala ljudenergi som en tidsvarierande ljudtrycksnivå under en given tidsperiod*. Med hjälp av den ekvivalenta ljudnivån går det att skapa ett mått på ljudets störande eller skadliga påverkan samt karaktärisera ett tidsvarierande buller. Den ekvivalenta ljudtrycksnivån beräknas enligt:

$$L_{eq,T} = 10 * \log \left(\frac{1}{T} \int_0^T 10^{\frac{L_p(t)}{10}} dt \right) \quad (3)$$

$L_{eq,T}$ är här den ekvivalenta ljudtrycksnivån under tiden T och $L_{p(t)}$ är den momentana ljudtrycksnivån. Används A-vägd mätning byts $L_{p(t)}$ i ekvation 3 ut mot $L_{A(t)}$, den momentana A-vägs ljudnivån och då fås den ekvivalenta A-vägs ljudtrycksnivån, $L_{Aeq,T}$ (Bodén et al., 1999).

2.1.5 Ljudspridning

Då ljudet sprids genom luften kommer det att ge upphov till olika ljudtryck på olika avstånd från källan. För en punktformad ljudkälla sprider sig ljudet sfäriskt ut från mitten i alla riktningar över ytan $4\pi r^2$ (ytan av en sfär) där r är radien av den tänkta sfären. Ljudtrycket varierar med formeln

$$L_p = L_0 - 20 * \log \left(\frac{r}{r_0} \right) \quad (4)$$

där L_p är ljudtrycksnivån på avståndet r och L_0 ljudtrycksnivån på avståndet r_0 . Om avståndet fördubblas från r till 2r blir ljudtrycksnivån 6 dB lägre. Ljudtrycksnivån avtar alltså med 6 dB för varje avståndsdubbling från en punktkälla (Larsson, 2014).

Om en linjeformad ljudkälla, exempelvis en trafikled, studeras följer ekvation 4 ett annat mönster. Ljudutbredningen blir i detta fall cylindrisk. Ljudtrycket varierar då enligt:

$$L_{p,1} = L_{0,1} - 10 * \log \left(\frac{r}{r_0} \right) \quad (5)$$

Vid en fördubbling av avståndet r i ekvation 5 fås att ljudtrycksnivån avtar med 3 dB per avståndsdubbling (Ibid).

Om längden av linjekällan dividerat med avståndet till mottagaren är mindre än 1 kan en linjekälla ses som en punktkälla (Bodén et al., 1999).

2.1.6 Meteorologins inverkan på ljudutbredning

Ljud har möjlighet att fortplanta sig snabbare i högre temperaturer eftersom molekylerna i mediet då har större rörelse och därmed bättre kontakt med varandra. Även vid högre fuktighet transporteras ljudet snabbare. Genom härledning med hjälp av ideala gaslagen fås följande samband för ljudets hastighet i luft:

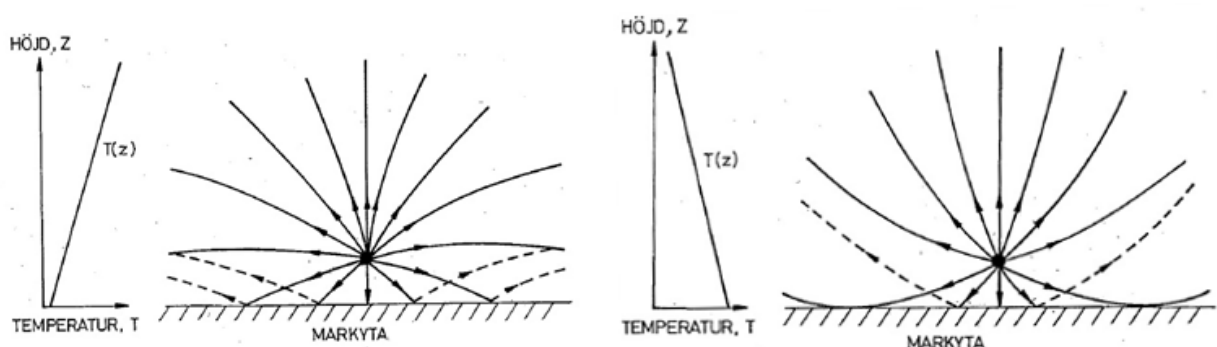
$$c = 20,05 * \sqrt{(1 + 0,61 * q) * T} \quad (6)$$

där

T = Mediets temperatur i K

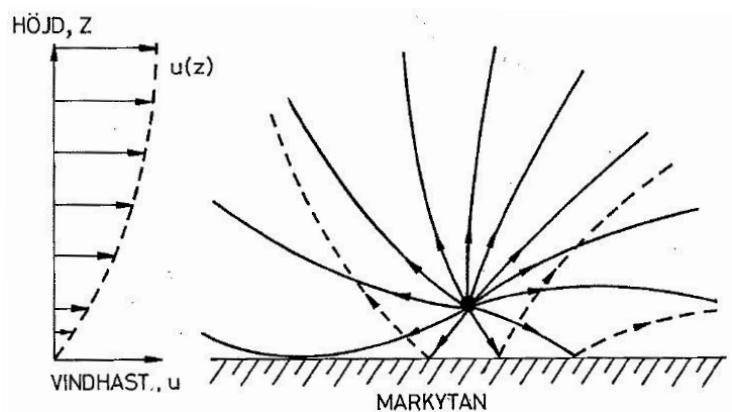
q = Luftens fuktighet [kg/m^3], varierar mellan 0-40 kg/m^3

När en ljudvåg når en förändring i temperatur, fuktighet eller vind sker en så kallad refraktion vilket innebär att ljudstrålen böjs av. Temperaturskillnader har större påverkan på refraktion än vad luftfuktighet har. Om temperaturen ökar med höjden, vilket den ofta gör nattetid, böjs ljudstrålen av nedåt. Om temperaturen avtar med höjden, vilket den ofta gör under soliga dagar, böjs ljudet av uppåt. I Figur 4 nedan visas refraktion vid olika temperaturgradienter (Larsson, 2014).



Figur 4. Refraktion vid ökande temperatur med höjden, till vänster, och vid avtagande temperatur med höjden, till höger. Bild: Larsson (2014), med tillstånd från författaren 2015-04-15

Vid medvind böjs ljudvågorna av nedåt och vid motvind böjs de av uppåt, se Figur 5. Ljud uppfattas därför svagare i motvind och det är inte lika stor del av ljudet som når fram till mottagaren i det fallet (Forssén, 2007).



Figur 5. Vindens inverkan på ljudutbredning. I medvind böjs ljudet av nedåt och i motvind böjs det av uppåt. Bild: Larsson (2014), med tillstånd från författaren 2015-04-15

2.2 BULLER

Buller definieras som oönskat ljud vilket gör att det uppfattas subjektivt från individ till individ. Runt två miljoner personer i Sverige beräknas bli exponerade för trafikbuller som överskrider rådande riktvärden (se riktvärden avsnitt 2.2.2), vilket gör trafikbuller till den miljöstörning som drabbar flest människor (Naturvårdsverket, 2014A; Miljörapporten, 2013). WHO (2011) har sammanställt rapporten *Burden of disease from environmental noise* där olika studier visar att bullerstörningar kan ge upphov till sömnsvärigheter, stress, sämre inlärnings- och koncentrationsförmåga samt tinnitus. Vidare kan stress och sömnsvärigheter ge upphov till hjärt- och kärlsjukdomar och enligt Babisch (2008) ökar denna risk vid ljudnivåer högre än 60 dBA.

Irritation (från engelskans annoyance) anses vara den huvudsakliga effekten av buller enligt experter i en undersökning av Guski et al. (1999). Det definierades av Lindvall och Radfors (1973) som *en känsla av missnöje i samband med något tillstånd som av en enskild person eller en grupp tros påverka dem negativt*. Guski et al. (1999) har gjort följande kategoriseringar av bullerstörningar:

- Känslostyrd bullerstörning. Ljudets karaktär ger dig en känsla av obehag.
- Aktivitetsrelaterad bullerstörning. Bullret kan störa dig då en uppgift ska genomföras.
- Kunskapsrelaterad bullerstörning. Du vet om att bullret är skadligt och störs därför av ljudet.
- Attitydsrelaterad bullerstörning. Din attityd gentemot ljudkällan påverkar om du störs eller inte.
- Bullerstörning som en avvägning från rationella beslut. Dina sammanvägda erfarenheter och förväntningar avgör värderingen av den nuvarande bullersituationen.

Faktorer så som humör och tid på dygnet kan påverka uppfattningen av ljud, exempelvis vill många kanske ha det tystare under natten då de ska sova och då kan det trafikljud som under dagen inte varit något problem komma att bli störande (Andersson, 1998).

Det har gjorts en del studier kring människors upplevda störning av buller och Eriksson et al. (2013) redovisar hur olika studier har påvisat människors störningsnivå utifrån vägtrafikbuller, flygbuller och spårtrafikbuller. Fler människor upplever flygbuller mer

irriterande än trafikbuller och trafikbuller mer irriterande än tågbuller vid samma ljudtrycksnivå.

2.2.1 Bullerdämpning

Ljud i ett rum kan nå en mottagare på tre olika sätt. Det kan nå mottagaren direkt utan något hinder eller först reflekteras mot vertikala eller horisontella begränsningsytor (Andersson, 1998). Nära ljudkällan dominerar det direkt spridda ljudet. Då följer ljudet det spridningsmönster som förklarats i avsnitt 2.1.2. På större avstånd från ljudkällan, då begränsande ytor finns närvarande, dominerar det reflekterade ljudet (Bodén et al., 1999). Ljud kan även nå mottagaren genom vibrationer som förs längs med underlaget, det så kallade stomljudet (Andersson, 1998).

För att dämpa stomljudet krävs att den vibrerande ljudalstrande källan vibrationsisolerar från underlaget (Andersson, 1998).

För att dämpa det direkt spridda ljudet används vanligen en skärm. När en ljudvåg når ett hinder ändras vågens fortplantningsriktning via så kallad diffraktion. En skärm utgör ett hinder för ljudvågen och om hindret är stort i förhållande till våglängden kommer vågen inte att nå alla punkter bakom hindret. För att lågfrekvent ljud ska dämpas krävs därför stora hinder (Nilsson et al., 2005).

Det direkta ljudet kommer då det träffar en begränsningsyta att delas upp i en reflekterad och en absorberad del. Beroende på begränsningsytans material kommer olika mycket energi från den infallande ljudvågen kunna omvandlas till värmeenergi. Hur mycket energi som kan absorberas bestäms av materialets absorptionsfaktor (Andersson, 1998):

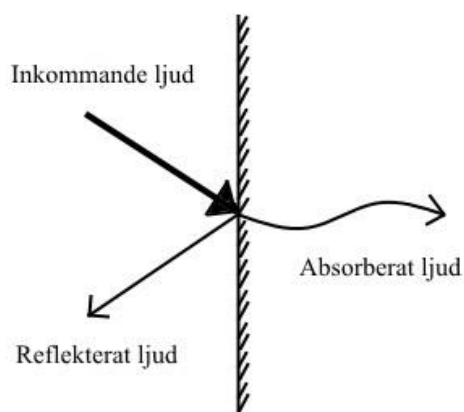
$$\alpha = 1 - \left(\frac{p_{max_r}}{p_{max_i}} \right)^2 \quad (6)$$

där

p_{max_i} = *det inkommande ljudtrycket [Pa]*

p_{max_r} = *det reflekterade ljudtrycket [Pa]*

I Figur 6 nedan visas en bild av hur inkommande ljud delas upp vid en begränsningsyta.



Figur 6. Ljuds reflektion och absorption vid en begränsningsyta. Bild: Elin Claesson

Värdet på absorptionsfaktorn varierar mellan 0 och 1 beroende på material. För att effektivt dämpa det inkommande ljudet krävs att ytan ljudet reflekteras mot har hög absorptionsfaktor. För att absorbera ljud med låg frekvens krävs tjocka material medan högfrekvent ljud kan absorberas av tunnare material (Andersson, 1998). Skärmväggar och andra bullerdämpande hinder kan täckas av absorberande material för att minska ljudenergin. De absorberande materialen bör vara porösa för att effektivt absorbera ljud. Exempel på absorberande material kan vara träullsplattor, mineralull, lättklinkerbetong eller vertikalt odlade växter i jord (Träguiden, 2015; Defrance et al., 2013A&B).

Ny forskning visar att även lägre bullerskydd, max 1 m höjd, kan ha förmåga att minska buller från väg och järnväg. De minskar främst stomljudet och bör placeras så nära ljudkällan som möjligt. Dessa skydd kan vara fördelaktiga i städer där höga skydd kan förstöra stadsbilden (HOSANNA, 2013).

2.2.2 Riktvärden och bedömningsgrunder

År 1997 antogs propositionen *Infrastrukturinriktning för framtida transporter* av riksdagen, där riktvärden för trafikbuller angavs:

- 30 dBA ekvivalent ljudnivå inomhus
- 45 dBA maximal ljudnivå inomhus
- 55 dBA ekvivalent ljudnivå utomhus (vid fasad)
- 70 dBA maximal ljudnivå vid uteplats i anslutning till bostad

Dessa riktvärden gäller vid nybyggnation av bostadsbebyggelse samt vid nybyggnation eller väsentlig ombyggnad av trafikinfrastruktur. Det tas stor hänsyn till vad som är tekniskt och ekonomiskt möjligt vid åtgärder av trafikinfrastruktur, vilket gör att riktvärden utomhus inte alltid kan uppfyllas. Två avsteg från riktvärdena kan göras; 45 dBA maximal ljudnivå inomhus får överskridas fem gånger per natt och 70 dBA maximal ljudnivå vid uteplats i anslutning till bostad får överskridas max fem gånger per timme (Larsson, 2014; Trafikverket, 2014).

År 2015 antogs nya regler gällande buller vid nybyggnation av bostäder, Förordning om trafikbuller vid bostadsbyggnader (SFS: 2015:216). Nu gäller att den ekvivalenta ljudnivån vid uteplats anslutande till bostaden inte får överskrida 50 dBA samt att fasadvärdet för bostäder under 35 m² inte får överskrida 60 dBA. De nybyggda bostäderna måste ha minst två rum där maximalnivån 70 dBA aldrig överstigs mellan kl. 22-06 vid fasaden. Om det inte går bör nivån inte överstigas med mer än 10 dBA fem gånger per timme mellan kl. 22-06.

Naturvårdsverket har den övergripande samordnande rollen för bullerfrågor i Sverige och ansvarar för vägledning kring omgivningsbuller. Respektive kommun har sedan ansvar för att ta fram bullerkartläggningar för omgivningsbullret i kommunen, vilket ska göras vart femte år för kommuner med över 100 000 invånare. Kommuner med färre invånare än 100 000 innefattas inte i förordningen utan deras bullerreglering utgår från de mindre strikta allmänna hänsynsreglerna som återfinns i Miljöbalken. Trafikverket ansvarar för kartläggning av buller från vägar med över tre miljoner fordon per år samt för järnvägs- och flygbuller (Notisum, 2012; Naturvårdsverket, 2014B).

2.3 VÄXTER I STADEN

Växter finns som ett ständigt inslag i städer i form av träd, häckar, gräsmattor, rabatter, gröna fasader och gröna tak. Växter i staden har möjlighet att ge en levande stadsbild, skugga invånare samt ge ett bättre stadsklimat genom att de har förmåga att binda in luftföroreningar och verka för en bättre ljudmiljö (Veg Tech, 2015).

Träd är ett av de vanligaste sätten att få in gröna element i staden och det är vanligt att placera träd i alléer. En allé definieras som *en anläggning med minst sju träd ursprungligen planterade längs en väg* och den kan vara planterad på en eller på båda sidor om vägen (Jordbruksverket, 2014). Kanske är det vanligast att uppmärksamma träd i alléer i städer, men träd planteras inte endast i rader utan kan även stå enskilt eller i parker (Enflo, pers komm). Att plantera och underhålla träd i städer är inte helt enkelt. Markförutsättningarna, mikroklimatet, tillgången till vatten, näring och luft är ofta skilda från de förutsättningar träden har i sin naturliga miljö. Gatuträd har ofta betydligt svårare markförutsättningar än träd som placeras i parker då gatuträden planteras på hårdgjorda ytor. Andra svårigheter vid plantering av träd i staden är konflikt med ledningar samt fysiska skador (Embrén et al, 2009).

Enflo (pers komm) menar att häckar i städer är vanligare att placera som rumsavgränsare till parker än i gaturum samt att de oftare ses i gaturum i södra Sverige och Danmark än vad de gör i mellersta och norra Sverige. I gaturum finns restriktioner för exempelvis hur höga häckarna får vara. I Stockholm får de bland annat inte överstiga en höjd av 70 cm i korsningar och 10 m in på en gata. Växtligheten får inte heller skymma vägmärken eller växa runt belysningsstolpar (Stockholm stad, 2014).

Gräsmattor kan finnas i gaturum och är då vanligen placerade i refuger eller i nära anslutning till parker. Gräsmattor kan även finnas under trädalléer eller häckar (Enflo, pers komm).

Gröna tak har funnits ända sedan antiken och ett vanligt exempel är de hängande trädgårdarna i Babylon som påstås ha uppförts år 600 f. Kr (Dunett och Kingsbury, 2008). Genom historien har gröna tak använts både för att sänka temperaturen i städer i varma länder och för att isolera bostäder i kallare klimat (Snodgrass och Snodgrass, 2006). Gröna tak kategoriseras idag i tre huvudtyper; intensiva, semi-intensiva och extensiva. Intensiva gröna tak är rika på växtlighet så som buskar, rabatter och gräsmattor. De semi-intensiva taken är en enklare variant av de intensiva taken och på dem planteras basväxter och buskar. De extensiva taken består oftast av sedumväxter, men kan även bestå av gräs- och örtväxter (Byggros, 2015). Gröna tak är idag vanliga och kan placeras på både små och stora tak, allt från cykelskjul till stora byggnader. Ofta finns det krav på hur många procent växtlighet ett område ska ha och där räknas kan även gröna tak in, vilket gör att de kan vara ett bra sätt att uppnå kvoten för växtlighet i området (Enflo, pers komm).

Även gröna fasader har funnits i tusentals år, där klätterväxter varit det vanligaste alternativet. De gröna fasaderna även kallade vertikala trädgårdar, där växterna växer i ett vertikalt substrat, är däremot nyare. Under de senaste 25 åren har de kommit att bli ett inslag främst inomhus för att förbättra ventilationen. Utomhus är dessa gröna fasader fortfarande nya, men de är på uppgång världen över. Växter kan odlas vertikalt på två olika sätt. En typ använder sig av ett geotextilfält som håller upp växterna och den andra typen innebär att växterna är placerade i boxar på ett vertikalt stöd (Dunett och Kingsbury, 2008). Det finns en del svårigheter med gröna fasader, de måste exempelvis stå i rätt väderstreck för att få bra

förutsättningar för att växa samt att bevattningssystem och underhållning av väggarna krävs. De vertikala trädgårdar som ses i Sverige idag är placerade på mindre hus eller på delar av fasader. Några bildexempel kan ses i Bilaga 1. I södra Europa, där utvecklingen av vertikala trädgårdar kommit längre, finns fler exempel på fasader som helt täckts av växter. Ett exempel är en vägg på Quai Branly Museum i Paris som designades år 2006 av Patrick Blanc, som designat ett flertal vertikala trädgårdar världen över.

2.3.1 Växters inverkan på människan

Växter ingår, precis som människor, i världens ekosystem. De kan ge oss tjänster så som ved till bränsle, medicin och mat. Växterna ger oss inte bara dessa direkta tjänster utan de kan även verka för bättre turism samt för rekreation, inspiration, utbildning och de kan vara estetiskt tilltalande (WHO, 2006). Dessa direkta och indirekta tjänster som naturen kan ge människan definieras som ekosystemtjänster. Växters förmåga att dämpa buller kan ses som en ekosystemtjänst (WWF, 2013).

Det finns flera studier som pekar på att människors psykiska hälsa kan förbättras både på lång och kort sikt vid tillgång till miljöer rika på växtlighet. Hartig et al. (2003) visade att människor som utfört en krävande uppgift snabbare återhämtade sig med avseende på blodtryck om de satt i ett rum med utsikt över träd än om de blev placerade i ett rum där utsikten var kal. Även Ulrich (1984) visade att utsikten från ett fönster kan ha en påverkan på människans välmående. I sin studie undersökte han hur patienter som utfört en operation återhämtade sig efteråt. 23 patienter placerades i rum med utsikt över träd och lika många i ett rum med utsikt över hårdgjorda ytor. Det visades att de som haft utsikt över grönska stannade kortare tid på sjukhuset, tog mindre smärtstillande medicin och fick färre negativa kommentarer i sjuksköterskornas anteckningar. van der Berg et al. (2007) menar att utblickar över naturliga miljöer kan ge en förbättring av humör, en något bättre koncentrationsförmåga samt ett lägre blodtryck. Både Hartig et al. (2003) och van der Berg et al. (2007) visade även att en promenad i naturlig miljö jämfört med en promenad i urban miljö gav bättre lugnande och blodtryckssänkande effekt.

2.4 VÄXTERS BULLERREDUCERANDE FÖRMÅGA

Det har genom tidigare experiment och studier visats att ljud kan reduceras på tre olika sätt med hjälp av vegetation. Dels kan ljud reflekteras och spridas via växters stammar, grenar och löv, dels kan det absorberas genom att ljudvågor som träffar växterna omvandlas till mekaniska vibrationer vilket ger en omvandling från ljudenergi till värmeenergi. Den tredje mekanismen beror av underlaget som växterna placerats på. Växter så som träd skapar ett akustiskt sett mjukt underlag genom att rötter tränger in i jorden och löv faller till marken, vilket gör underlaget poröst och bättre på att absorbera ljud (Azkorra et al., 2014).

Spridningen av ljud från bladverk och stammar har visat mest effektiv dämpning av högfrekvent ljud (Kang et al., 2011). En viktig faktor för effektiv upptagning av ljud är bladens yta och dess vinkel mot ljudkällan. Bladytan har större påverkan på ljudet än växtens art (Horoshenkov et al., 2013). Till skillnad från bladverk och stammar har det mjuka underlaget bättre effekt för dämpning av låga frekvenser (van Renterghem et al., 2012B). Forssén (pers komm) menar att det oftast är underlaget som växterna växer i som kan verka

bullerdämpande och inte själva stammarna eller bladverken med avseende på total ljudtrycksnivå. Om trädstammar växer i bälten om 10-15 m bredd kan dock effekt från dessa ges.

Växter har möjlighet att påverka rådande mikroklimat vilket i sin tur påverkar ljudutbredningen, se avsnitt 2.1.6. Bland annat kan växtlighet så som träd påverka vindprofiler på olika sätt. Exempelvis genom att ge ett vindskydd som minskar bullerutbredningen bakom träden (van Renterghem et al., 2012D). Dock kan motsatt effekt uppstå. Mätningar har visat att vindhastigheten ovan träd är märkbart högre jämfört med nere i skogen. Detta kan ha negativ inverkan på ljudet bakom träden då refraktion kan göra att ljudet böjs av nedåt i vinden och därför ökar ljudtrycksnivån bakom träden (Larsson och Öhlund, 2014). Växter kan även påverka luftfuktighet och temperatur, bland annat genom evapotranspiration och skuggning, som i sin tur påverkar ljudutbredningen (van Renterghem et al., 2012D).

Det har gjorts förhållandevis få studier kring hur buller kan dämpas med hjälp av vegetation och de studier som gjorts har varierande resultat. Det är svårt att undersöka växters förmåga att dämpa ljud i städer eftersom faktorer så som rumslig dimension på gaturum samt växtens form och placering i förhållande till ljudkällan får stor betydelse i sammanhanget (Azkorra et al, 2014).

Resultat från ett urval av tidigare studier redovisas nedan.

2.4.1 Träd och häckar

Att placera trädrader längs bilvägar i gaturum kan få ljud att minska i volym utanför trädkronan genom att ljudet istället sprids och absorberas inne i trädkronan. Spridningen med hjälp av träd har visats vara effektiv från 1000 Hz och uppåt då träden inte har löv. Har träden löv blir spridningen ännu mer effektiv från 2000 Hz och uppåt. Det är viktigt att träden har stora kronor så att efterklangstiden kan bli så lång som möjligt inne i trädkronan. Att ha en allt för tät krona kan dock få ljudet att reflekteras nedåt och ge en högre ljudnivå för gång- och cykeltrafikanter längs gatan. Den totala ljudminskningen av trädrader i gaturum förväntas dock vara låg på maximalt 2 dBA (HOSANNA, 2013).

I en studie utförd av Kragh (1980) utfördes mätningar av trafikljud genom bälten av träd och buskar samt över gräsbelagd mark. Trädbältena i experimentet var mellan 3-25 m breda. Bälten av träd inte gav någon märkbart större dämpning än vad endast gräsbelagd mark gav för ljud med frekvens under 2000 Hz. För högre frekvenser kunde en bättre dämpning påvisas. van Renterghem et al. (2012B) utförde beräkningar för liknande situationer som Kragh (1980). Där estimerades den maximala dämpningseffekten av trädbälten på 15 m bredd vara 2 dBA då ett lätt fordon passerade i en hastighet av 70 km/h.

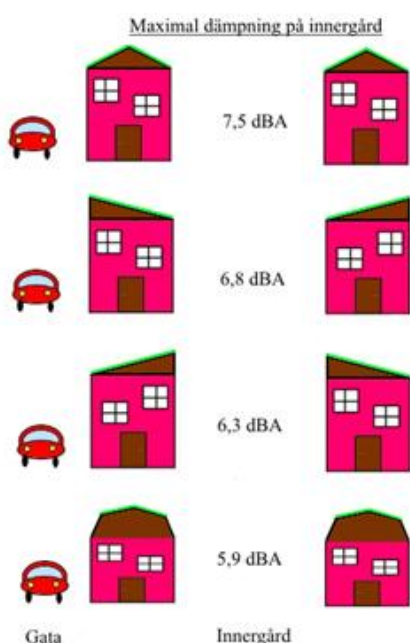
van Renterghem et al. (2012A) utförde en mätstudie på häckar längs bilvägar dels då en häck fanns längs vägen och dels då häcken var borttagen. Slutsatsen var att den akustiska effekten av den 1,8 m tjocka häcken var låg, med den högsta dämpningen på 1 dBA. I en annan experimentuppställning i en T-korsning visades en skillnad på mellan 1,5 - 3,5 dBA mellan referenspunkt och en punkt bakom häcken. Defrance et al. (2013B) menar att häckars densitet bör vara så hög som möjligt för bästa bullerdämpande effekt.

2.4.2 Gröna väggar och tak

I ett laboratorieexperiment utfört av Azkorra et al. (2014) undersöktes gröna väggars ljuddämpande förmåga. Den gröna väggen visade sig ha en absorptionsfaktor 0,4. Detta kan jämföras med koefficienten för tegelväggar som ligger på 0,21 och koefficienten för ljudabsorbenter av mineralull som ligger mellan 0,8-1. Dock visade sig den gröna väggen ha ett betydligt sämre reduktionstal än andra vanliga väggmaterial. Det kan bero på att den gröna väggen har lägre densitet än de andra materialen och att de lådor som växterna placeras i inte sitter ihop helt utan lämnar springor emellan sig.

Smynova et al. (2012) studerade gröna väggar vid vägar och torg. Där undersöktes tre olika fall; ett där alla fasader var täckta av växter, ett där undre halvan var täckt och ett där övre halvan var täckt. Den maximala dämpningen var 1 dBA då alla fasader var växtbeklädda. För de andra två fallen blev resultatet 0,8 dBA respektive 0,5 dBA. Liknande resultat beskrivs i rapporten *Novel solutions for quieter and greener cities* (HOSANNA, 2013). Där gavs en ljuddämpning på 2-3 dBA om alla fasader var täckta med växter, 2 dBA om övre halvan var täckt och 1 dBA om undre halvan var täckt. Husen var 19 m höga i det här fallet.

van Renterghem et al. (2012C) undersökte tre åtgärder för att minska trafikbuller; gröna tak, gröna fasader och växtbeklädda låga bullerskydd placerade på taket av ett 19 m högt hus. Studien undersökte hur dessa element kunde dämpa ljud in på innergårdar. Gröna tak hade högst potential med en maximal dämpning på 7,5 dBA. Tak som hade vinkel uppvisade de största ljudminskningarna och det tros bero på att en större yta då täcks av växtlighet och att taket får kanter som böjer av ljudet. Se Figur 7 för bild av de mest bullerdämpande taken i experimentet. De gröna väggarna gav optimalt en dämpning på 1,5 dBA och de låga bullerskydden maximalt 3,5 dBA dämpning in på innergården.



Figur 7. Fördelaktiga designer på gröna tak för att minska ljud in på innergårdar. Siffrorna kommer från en modelleringsstudie utförd av van Renterghem et al. (2012C) och varje dämpning är jämförd med samma geometri på respektive tak utan växtlighet. Bild: Elin Claesson

2.4.3 Växtbeklädda bullerskärmar

Att placera växter på bullerskärmar kan ge liknande bullerdämpning som skärmar med andra typer av absorbenter. Bullerskärmar blir på så sätt även effektivare på att ta upp luftföroreningar (Defrance et al., 2013B). En studie av Defrance et al. (2013A&B) har visat att ljud kan minska med mellan 4-8 dBA bakom skärmen (beroende på höjd ovan mark) då växtbeklädda skärmväggar använts på båda sidor om en väg jämfört med om skärmväggarna var helt reflekterande. Skärmar i fallet var 4 m höga och beräkningen utfördes för en fyrfilig motorväg. I rapporten *Novel solutions for quieter and greener cities* förklaras det att befintliga bullerskärmars effekt kan förbättras med hjälp av vegetation. Om växter planteras ovanpå bullerskärmen kan ljudet för en cyklist eller gående 1 m bakom bullerskärmen minska med mellan 8-12 dBA. Denna minskning gäller om bullerskärmens bredd är 1 m (HOSANNA, 2013).

I ett modelleringsexperiment utfört inom HOSANNA testades låga och lätta bullerbarriärer för en fyrfilig bilväg och tåg över broar. Då barriärerna var av hårdgjort material minskades ljudet med 4 respektive 10 dBA och när de täcktes av vegetation kunde ljudminskningen uppgå till 5 respektive 15 dBA. Genom att placera en låg bullerbarriär med vegetation på en sidogata till ett torg kan ljudet minskas med upp till 4 dBA (HOSANNA, 2013). Om låga bullerbarriärer är placerade längs gator eller tågrälsar kan buller ytterligare minskas genom att placera en låg barriär mellan filerna, om vägen/spåren tillåter det. Det kan minska bullret för en gående eller cyklande på intilliggande gång/cykelväg med ytterligare 6-8 dBA (Defrance et al., 2013B).

2.4.4 Växtbäddar och gröna underlag

Yang et al. (2013) visade det att ett 50 mm tjockt lager jord dämpade frekvenser över 1000 Hz med en absorptionskoefficient på 0,9. En signifikant minskning av absorptionskoefficienten vid ökande vattenmättnad kunde ses. Horoshenkov et al. (2013) visade att om porerna i underlaget var små blev absorptionskoefficienten lägre än om jorden hade stora porer. Var dock underlaget helt mättat på vatten spelade det ingen roll hur stora porerna var, då fick underlaget ändå liknande egenskaper som en hårdgjord yta (vatten) med låg absorptionskoefficient (van Renterghem et al., 2012C).

Defrance et al. (2013B) menar att ett växttäckte med storbladiga växter har möjlighet att öka absorptionsförmågan för ett underlag. Yang et al. (2013) visades det att en mer täckande växtlighet gav en ändring i absorptionsförmåga. Absorptionskoefficienten ökade något med ökande växttäckte för låga och mellanlåga frekvenser och minskade något för frekvenser över runt 2000 Hz. Vid frekvenser över 2000 Hz återfanns de största koefficienterna.

Genom att ersätta en hårdgjord markbeläggning med gräs kan en minskning av ljudnivån på 50 m avstånd 1,5 m upp från marken uppgå till mellan 5-9 dBA. Olika typer av gräs har olika förmåga att minska ljudnivån. Genom att välja en kompakt grässort med hög motståndskraft mot vind kan bättre ljuddämpning uppnås. Ljudminskningen kan skilja med upp till 3 dBA beroende av grässort på ovan nämnda avstånd (HOSANNA, 2013).

2.4.5 Växters inverkan på vår uppfattning av ljud

Träd, häckar, rabatter och gräsmattor återfinns i dagens läge i alla svenska städer. Enligt Forssén (pers komm) är det dock gröna tak, vertikala trädgårdar samt skärmande objekt täckta med växter som har störst potential att verka bullerdämpande i städer. Eftersom de växer i mjuka substrat finns god möjlighet att skapa absorberande ytor och minska reflektioner från stadens hårda ytor. Ur bullersynpunkt är det då fördelaktigt att så mycket som möjligt av en vägg täcks av substrat för att en effekt ska bli märkbar.

Enflo (pers komm) menar att den allmänna uppfattningen hos landskapsarkitekter är att växter kan bidra med visuell maskering av ljud genom att ta uppmärksamheten från det faktiska ljudet. Genom att införa positivt uppfattade ljud i stadsmiljö, exempelvis vindprassel i trädkronor, kan negativt uppfattat buller maskeras. Detta styrks av Gidlöf-Gunnarsson och Öhrström (2007) som utförde en studie i Stockholm med 500 boende där 369 hade tillgång till en tyst sida på bostaden. Studien visade att flertalet av de boende oberoende av tillgång till tyst sida kände sig mindre störda av buller om de hade nära tillgång till grönområden.

Watts et al. (1999) undersökte hur uppfattningen av ljud förändras när växtlighet osynliggör ljudkällan. Slutsatsen var att lyssnare var mer känsliga för ljud då källan syntes. Detta var oberoende av hur växtligheten såg ut, så länge ljudkällan inte syntes upplevdes ljudet som lägre. Tamura (2002) fann vid en enkätstudie att 90 % av de tillfrågade ansåg att växtlighet kunde bidra till att minska buller och 55 % av de tillfrågade överskattade växternas förmåga att faktiskt minska bullret. De gjorde även känslomässiga tester med ett elektroencefalogram (EEG) och fann att växtlighet kunde ge en psykologisk bullerreducering.

3 METOD

3.1 IDENTIFIERING AV BULLERREDUCERANDE VÄXTELEMENT

EU-projektet HOSANNA (HOListic and Sustainable Abatement of Noise by optimized combinations of Natural and Artificial means) pågick mellan 2009 och 2013 och utredde med ett flertal studier hur växter och andra naturliga element kan verka bullerdämpande i städer. Projektets koordinerades av Chalmers tekniska högskola. HOSANNA-projektet användes som underlag till avsnitt 2.4.

En intervju hölls med Eva Enflo, landskapsarkitekt på Sweco. Intervjun syftade till att få reda på hur växter vanligen placeras ut i städer samt hur landskapsarkitekter såg på bullerdämpning kopplat till växtlighet. Intervjun med Eva gav underlag till avsnitt 2.3. Ytterligare en intervju hölls med Jens Forssén, docent på Avdelningen för teknisk akustik, forskargruppen Vibroakustik på Chalmers tekniska högskola. Han har varit med och utfört en del studier inom ämnet samt varit koordinator för projektet HOSANNA.

3.2 MÄTNINGAR

Mätningar utfördes på två platser. Den mätmetod som användes var Naturvårdsverkets *Mätmetod för vägtrafikbuller* som presenteras närmare i bilaga 2. Mätningarna parades två och två – en plats med växtlighet och motsvarande plats utan växtlighet. Detta för att jämföra och avgöra om växterna dämpat ljudet. De två växtelementen som utvärderades var häckar och klätterväxter. Varje mätning som utfördes mot en fasad approximerades till en +6 dB-mätning enligt *Mätmetod för vägtrafikbuller*, vilket innebar att 6 dB drogs bort från de uppmätta värdena för att kompensera för de reflektioner som uppstår nära fasaden.

3.2.1 Mätutrustning

Ljudnivåmätaren som användes vid mätningen var en Brüel & Kjaer ljudnivåanalysator typ 2250 (Figur 8) som kan mäta ljudtrycksnivå, frekvensinnehåll samt göra loggermätningar över längre tidsintervall (Brüel & Kjaer, 2010). Mätaren var inställd på att mäta A-vägd ljudnivå i 33 tersband. Mätvärden loggades varje sekund.



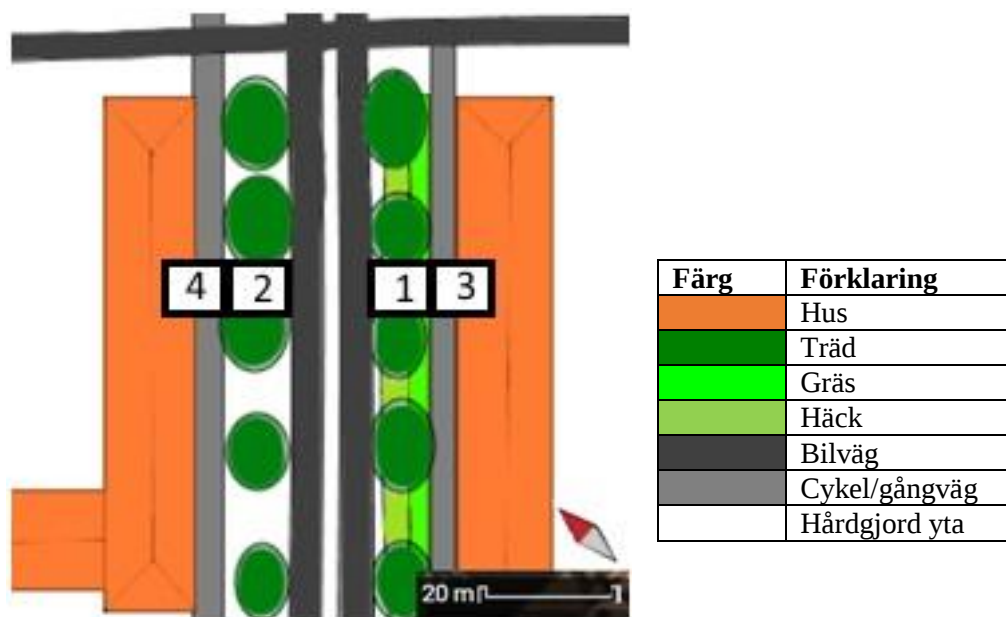
Figur 8. Brüel & Kjaer ljudnivåanalysator typ 2250 som användes vid mätningen. Bild: Elin Claesson

3.2.2 Mätning - häckar

För att utvärdera häckar utfördes en mätning på Luthagsesplanaden i Uppsala där måbärshäckar med höjd och bredd av 2 m löper längs en fyrfilig väg. Mätningarna utfördes på fyra olika punkter:

1. Bakom häcken vid vägen
2. På andra sidan vägen där det inte fanns någon häck
3. Bakom häcken vid husfasaden
4. På andra sidan vägen vid husfasaden

I Figur 9 nedan visas en bild av mätuppställningen på Luthagsesplanaden. Mätningarna skedde den 11 maj mellan kl. 16.00 och 18.15. Fler bilder och mått från mätningen redovisas i Bilaga 3.



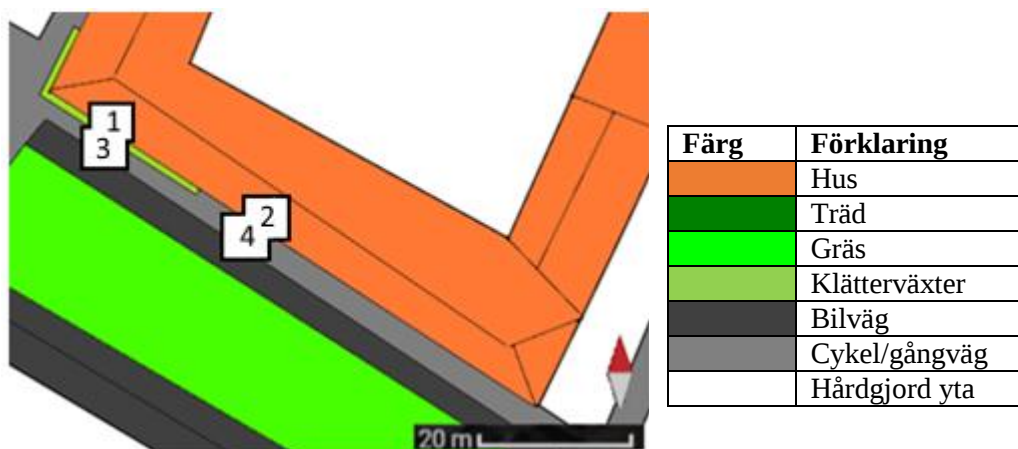
Figur 9. Luthagsplanen sett ovanifrån. De fyra olika mätplatserna är utmarkerade. Bild: Elin Claesson

3.2.3 Mätning - klätterväxter

För att utvärdera klätterväxter utfördes en mätning på Norr Mälarstrand i Stockholm där rådhusrin och klättervildvin täckte en halv fasad på ett lägenhetshus. Mätningarna utfördes även här vid fyra olika punkter:

1. Inne bland klätterväxterna på fasaden
2. På fasaden där klätterväxterna upphört
3. Framför klätterväxterna på trottoaren
4. På trottoaren där klätterväxterna upphört

Se Figur 10 för en bild av de olika mätplatserna. Mätningen skedde den 5 juni mellan kl. 10.55–13.20. Fler specifika bilder och mått från mätningen redovisas i Bilaga 3.



Figur 10. Norr Mälarstrand sett ovanifrån. De fyra olika mätplatserna är utmarkerade. Bild: Elin Claesson

3.3 ANALYS AV MÄTDATA

För varje mätserie eliminerades outliers, vilket är värden som avviker mycket från resten av mätdata som till exempel någon som pratar eller ett trasigt fordon. Efter elimineringen av outliers gjordes Wilcoxon sign rank- och Wilcoxon rank sum- tester för att avgöra den statistiska signifikansen hos mätningarna.

För att jämföra om mätningen med växtlighet och motsvarande mätning utan växtlighet skilde sig från varandra i frekvensfördelning utfördes Wilcoxon sign rank test. Testet jämför frekvensbanden parvis och tittar på om de totala serierna skiljer sig åt. För att ytterligare analysera mätdata utfördes Wilcoxon rank sum test där de olika frekvensbanden från mätningen med växtlighet och motsvarande mätning utan växtlighet jämfördes var för sig. Detta gjordes för att se om växtligheten kunnat dämpa några särskilda frekvenser.

Wilcoxontesterna genererar ett p-värde. I det här fallet innebar ett p-värde mindre än 0,05 att mätningarna skilde sig åt med 95 % signifikans. För de tester som visade signifikans utfördes även så kallade left tail-tester, vilket finns för båda Wilcoxontesterna. Dessa tester kunde visa vilken av de två mätningarna som var signifikant störst, där ett p-värde mindre än 0,05 visade att växterna dämpat bullret med 95 % signifikans.

Definition av outliers och Wilcoxon-testerna återfinns i Bilaga 4.

3.4 MODELLERING

För att se om växtelementen som mätningen utförts på kunde återskapas i kommersiella modelleringsprogram utfördes en datormodellering i programmet CadnaA (DataKustik, 2014).

Till CadnaA användes den nordiska beräkningsmodellen som är standard i Sverige. Modellen kan bland annat beräkna den ekvivalenta ljudtrycksnivån med hjälp av fem olika steg. Stegen förklaras närmare i Bilaga 5.

Kartdata laddades ner från Sveriges Lantbruksuniversitets (SLU) kartdatabas (www.maps.slu.se). De data som hämtades var fastigheter, vägar och höjder som lades in i programmet med hushöjder och trafikdata. De trafikdata som användes var de som uppmätts under mätningen.

Till sist testades olika objekt i CadnaA för att försöka efterlikna de växtelement som mätningen utförts på. Dämpningen från de olika objekten jämfördes med den erhållna dämpningen från mätningarna.

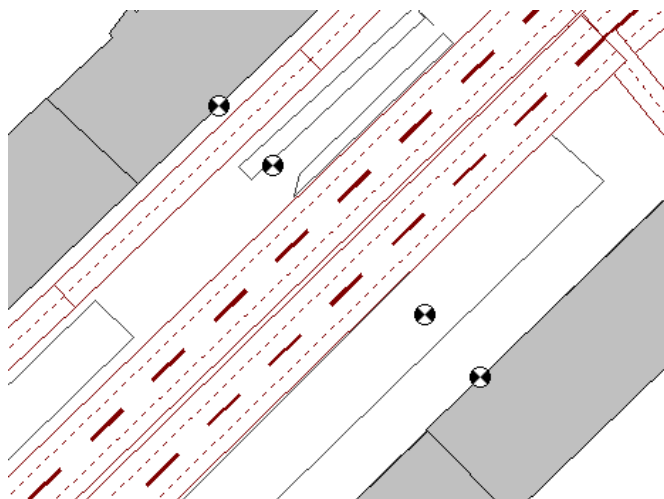
3.4.1 Modellering - häckar

De objekt som utvärderades för att kunna efterlikna häcken på Luthagsesplanaden var:

- CadnaA:s objekt för lövverk (foliage)
- Skärm
- Vall
- Strålande skärm

Alla objekt fick samma höjd som häcken, alltså 2 m. Skärmen och vallen kunde användas direkt från programmet. För att skapa den strålände skärmen placerades en areakälla precis intill en skärm. Areakällan fick stråla ut den uppmätta ljudnivån bakom häcken in mot fasaden.

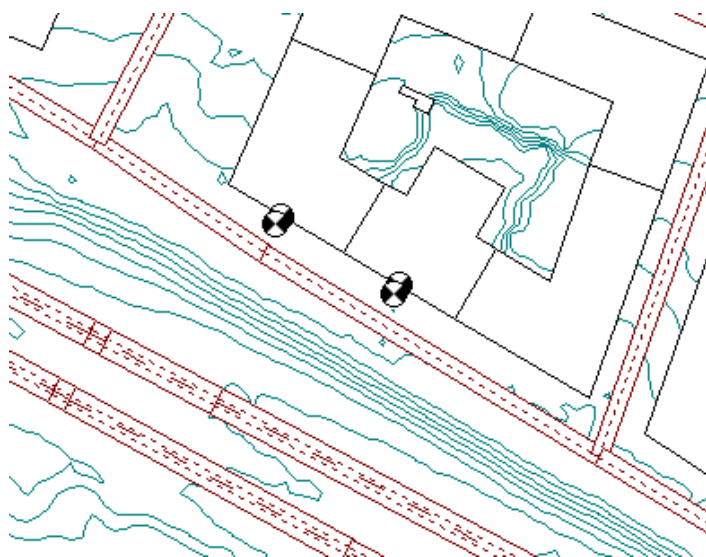
I Figur 11 nedan redovisas en skärmdump från modelleringen av häcken på Luthagsesplanaden.



Figur 11. Skärmdump från CadnaA. I figuren syns husen (grå ifyllda rutor), vägarna och de fyra ljudmottagarna (i ordning 4, 2, 1, 3 från vänster). Rutorna med grå kantlinje representerar mjukgjorda ytor, i detta fall gräsmattor.

3.4.2 Modellering av klätterväxter

För att modellera väggen med klätterväxter ändrades fasadens absorptionsfaktor. Den nordiska beräkningsmodellen kan endast behandla en fasad som helt reflekterande eller helt absorberande, vilket gjorde att det var dessa två fall som testades. I Figur 12 redovisas en skärmdump av modelleringen på Norr Mälarstrand.



Figur 12. Skärmdump från CadnaA. I figuren syns hus (vita områden med svart kontur), vägar (röda linjer), höjdkurvor (gröna linjer) samt de fyra ljudmottagarna (svartvita cirklar).

4 RESULTAT

Nedan presenteras resultaten från studiens litteraturstudie och sedan resultaten från mät- och modelleringssdelen.

4.1 RESULTAT FRÅN LITTERATURSTUDIE

I Tabell 2 redovisas vad litteraturstudie och intervjuer visat kring de studerade elementen. Färgskalan baseras på de hörbara skillnader som beskrivits i avsnitt 2.1.2.

Tabell 2. Sammanställning av de i examensarbetet identifierande bullerreducerande växtelementen i stadsmiljö enligt litteraturstudie och intervjuer.

Växtelement	Maximal bullerdämpning enligt tidigare studier		
	På torg	Längs bilvägar	På innergårdar
Träd	Ingen dämpning Forssén (pers komm)	2 dBA (15 m trädbälte, hastighet 70 km/h) (van Renterghem et al., 2012A)	Ingen dämpning Forssén (pers komm)
Gröna fasader	0,5-1 dBA (Smyrnova et al., 2012) 1-3 dBA (HOSANNA, 2013)		1-2 dBA (van Renterghem et al., 2012C)
Gröna tak			7,5 dBA (van Renterghem et al., 2012C)
Häckar	Ingen dämpning Forssén (pers komm)	1-3,5 dBA (van Renterghem et al., 2012A)	Ingen dämpning Forssén (pers komm)
Gräsmattor		5-9 dBA (50 m från väg) (HOSANNA, 2013)	
Växtb eklädda bullerskydd		4-8 dBA (Defrance et al., 2013B)	
		8-12 dBA, 1 m brett skydd (HOSANNA, 2013)	
Växtb eklädda låga bullerbarriärer		Obs. Över broar. 1 dBA mer än om barriären inte var växttäckt (HOSANNA, 2013)	Obs. Placerade på tak. 1-3 dBA (van Renterghem et al., 2012C)

Färg	Förklaring
	Dämpning på 8-12 dBA (upplevs som dubbling/halvering av ljudet)
	Dämpning på 4-7 dBA (hörbart)
	Dämpning på 1-3 dBA (knappt hörbart)
	Enligt litteratur och intervju troligen ingen dämpning
	Okänt

4.2 MÄTRESULTAT

Nedan redovisas resultaten från mätstudien som finns närmare beskriven i avsnitt 3.2.

4.2.1 Mätresultat häckar

I Tabell 3 nedan redovisas L_{Aeq} -värden för varje mätplats på Luthagesplanaden. Värdena avser bearbetade data där outliers eliminerats. För fasadmätningarna användes +6 dB-mätning vilket innebar att 6 dB drogs bort från det uppmätta värdet.

Tabell 3. Uppmätt ljudtrycksnivå från mätningen på Luthagesplanaden.

	Ljudtrycksnivå [dBA]		
	Med häck	Utan häck	Dämpning av häck
Vid väg	67	70	3
Vid fasad	61	61	0

Wilcoxon sign rank (Mathworks, 2014A) visade att signifikant skillnad rådde mellan mätserierna precis bakom häcken och på motsvarande plats utan häck samt att ingen signifikant skillnad rådde mellan de två fasadmätningarna. Left-sided test kunde visa att ljudet var signifikant lägre precis bakom häcken. P-värden för Wilcoxon sign rank test redovisas nedan i Tabell 4.

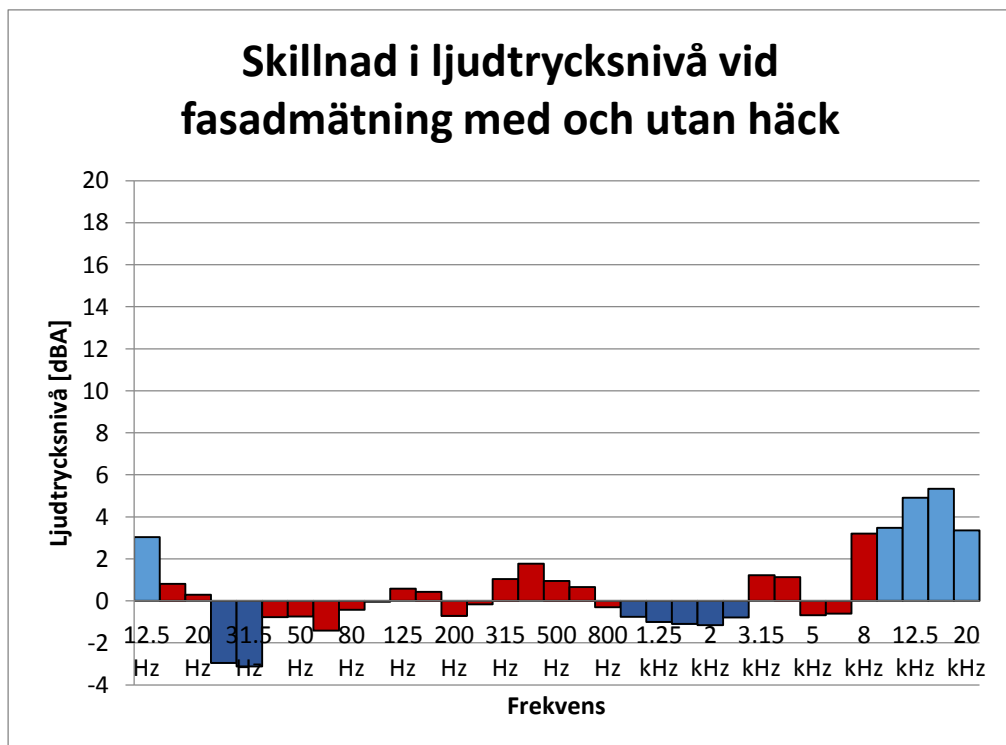
Tabell 4. Resultaterande p-värden för dubbelsidigt Wilcoxon sign rank test samt för Wilcoxon sign rank left tailed test för mätningen på Luthagesplanaden.

Mätplats	p-värde	p-värde "left tail"
1 & 2	$5,91 \times 10^{-7}$	$3,10 \times 10^{-7}$
3 & 4	0,461	-

Figur 13 och Figur 14 visar skillnaden i ljudtrycksnivå för mätplatsen med och utan växtlighet uppdelat i tersband. De ljusblå staplarna tyder på att ljudtrycksnivån för mätplatsen med växtlighet var signifikant lägre än för mätplatsen utan växtlighet medan de mörkblå staplarna tyder på att ljudtrycksnivån för mätplatsen utan växtlighet var signifikant lägre än den med växtlighet. De röda staplarna indikerar att ingen signifikant skillnad råder. Detta enligt Wilcoxon rank sum test vars P-värden redovisas i Bilaga 6.



Figur 13. Skillnad i frekvensfördelning av det totala ljudet under hela mätperioden mellan mätplats 1 och 2. De ljusblå staplarna betyder att mätplatsen med häck hade signifikant lägre värden än mätplatsen utan häck enligt Wilcoxon rank sum test och de röda betyder att ingen signifikant skillnad råder.



Figur 14. Skillnader i frekvensfördelning av det totala ljudet under hela mätperioden mellan fasadmätningarna med och utan häck. De ljusblå staplarna betyder att fasadmätningen bakom häcken hade signifikant lägre värden än fasadmätningen utan häck och de mörkblå staplarna betyder att det motsatta råder enligt Wilcoxon rank sum test. De röda staplarna betyder att ingen signifikant skillnad råder.

4.2.2 Mätresultat klätterväxter

I Tabell 5 redovisas de L_{Aeq} -värden för de totala mätserierna för varje mätplats på Norr Mälarstrand. Värdena avser bearbetade data där outliers eliminerats. För fasadmätningarna användes +6 dB-mätning vilket innebär att 6 dB drogs bort från de uppmätta värdena.

Tabell 5. Uppmätt ljudtrycksnivå från mätningen på Norr Mälarstrand.

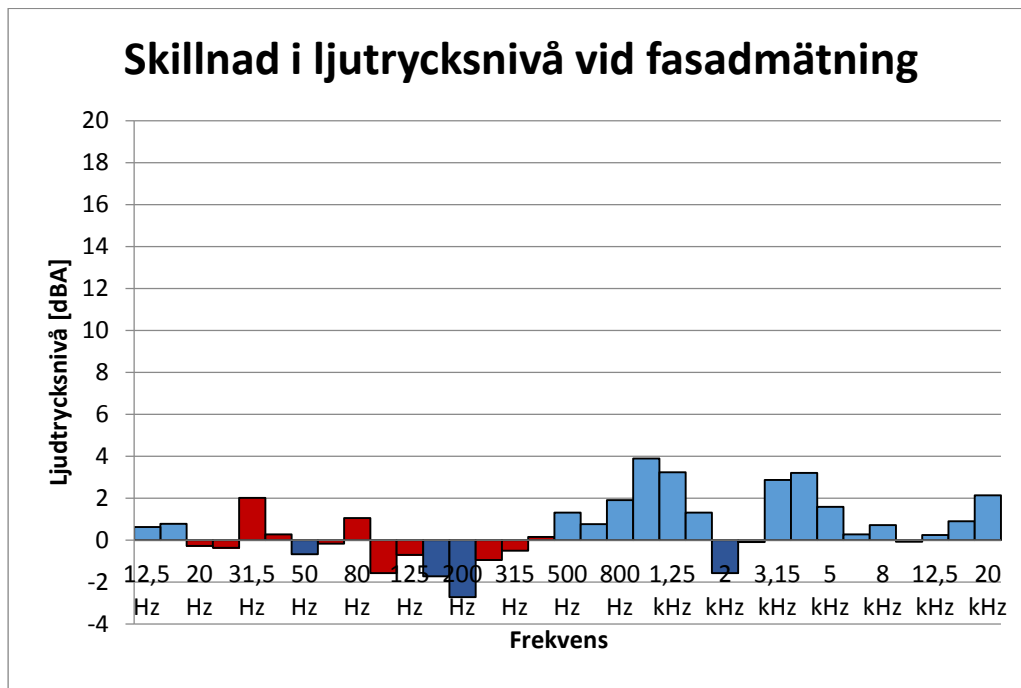
	Ljudtrycksnivå [dBA]		
	Med klätterväxter	Utan klätterväxter	Dämpning av klätterväxter
På trottoar	62	62	0
Vid fasad	58	59	1

Wilcoxon sign rank test visade att ingen signifikant skillnad rådde mellan fasadmätningarna och inte heller mellan mätningarna på trottoaren. P-värden för Wilcoxon sign rank test redovisas nedan i Tabell 6.

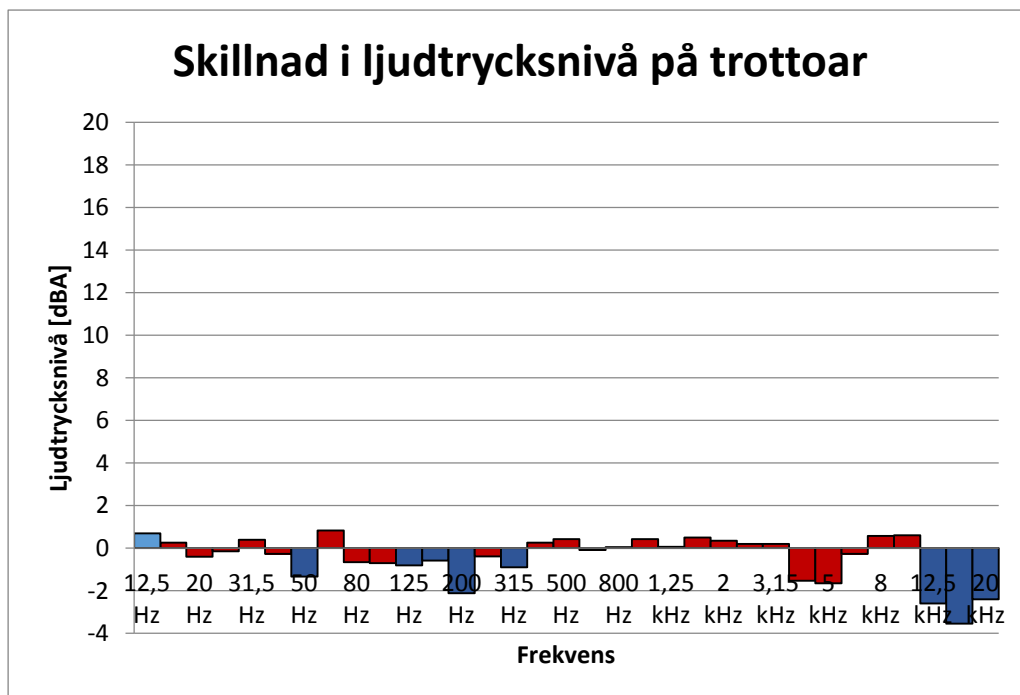
Tabell 6. Resultaterande p-värden för dubbelsidigt Wilcoxon sign rank test för mätningen på Norr Mälarstrand 90.

Mätplats	p-värde	p-värde left tail
1 & 2	0,0619	-
3 & 4	0,0913	-

Figur 15 och Figur 16 visar skillnaden i ljudtrycksnivå för mätplatsen med och utan växtlighet uppdelat i tersband. De ljusblå staplarna tyder på att ljudtrycksnivån för mätplatsen med växtlighet var signifikant lägre än för mätplatsen utan växtlighet medan de mörkblå staplarna tyder på att ljudtrycksnivån för mätplatsen utan växtlighet var signifikant lägre än den med växtlighet. De röda staplarna indikerar att ingen signifikant skillnad råder. P-värden för Wilcoxon rank sum test redovisas i Bilaga 6.



Figur 15. Skillnad i frekvensfördelning av det totala ljudet under hela mätperioden mellan fasadmätningarna. De ljusblå staplarna betyder att fasadmätningen med växter hade signifikant lägre värden än fasadmätningen utan växter och de mörkblå staplarna betyder att det motsatta råder.



Figur 16. Skillnad i frekvensfördelning av det totala ljudet under hela mätperioden mellan mätningarna på trottoaren. De ljusblå staplarna betyder att mätningen vid klätterväxterna hade signifikant lägre värden än mätningen vid tegelväggen och de mörkblå staplarna betyder att det motsatta råder.

4.3 RESULTAT FRÅN MODELLERING

Nedan visas resultatet från modelleringen som finns beskriven i avsnitt 3.4.

4.3.1 Resultat från modellering av häckar

Referensnivån för dämpningen av de modellerade objekten erhöles genom att beräkna ljudtrycksnivåer i CadnaA vid vägen samt vid fasaden. Referensnivåerna redovisas i Tabell 7.

Tabell 7. Referensnivåer för modellerad dämpning.

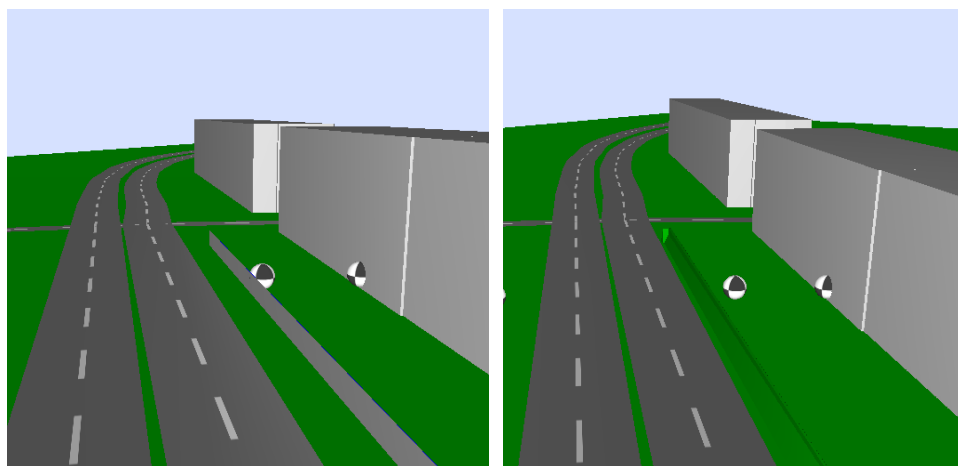
	Beräknad ljudtrycksnivå [dBA]
Vid väg	70
Vid fasad	66

Tre typer av avskärmande objekt testades för att se om något av dessa kunde efterlikna häcken. Dämpningen från de olika avskärmande objekten kan ses i Tabell 8.

Tabell 8. Dämpningen från de olika avskärmande objekten i CadnaA inklusive resultaten från mätningen.

Dämpande objekt	Dämpning [dBA]	
	Precis bakom häck	Vid fasad
Häck (uppmätt)	3	0
Skärm (modellerad)	10	7
Vall (modellerad)	10	7
Strålande skärm (modellerad)	1	4

I Figur 17 visas bilder från modelleringen i CadnaA.



Figur 17. Skärmdump från CadnaA. Till vänster i bild visas skärmen som modellerats och till höger visas vällen.

I CadnaA finns ett element som kallas *foliage* vilket översatt till svenska betyder lövverk. Det kan placeras i modellen som en yta med en höjd. Den nordiska beräkningsmodellen tar inte hänsyn till lövverk och elementet *foliage* blev därför verkningslöst.

4.3.2 Resultat från modellering av klätterväxter

För mätningen på Norr Mälarstrand testades vad som hände om fasaden med klätterväxter var absorberande eller reflekterande. Modellerade ljudtrycksnivåer redovisas i Tabell 9. Skillnaden i ljudtrycksnivå mellan trottoar och fasad redovisas i Tabell 10.

Tabell 9. Beräknade ljudtrycksnivåer på Norr Mälarstrand.

	Beräknad ljudtrycksnivå [dBA]	
	På trottoar	Vid fasad
Reflekterande fasad	50	56
Absorberande fasad	50	50

Tabell 10. Skillnad i ljudtrycksnivå mellan trottoar och fasad för de olika mätta och modellerade objekten.

Objekt	Skillnad i ljudtrycksnivå [dBA]
	Trottoar - Fasad
<i>Klätterväxter (uppmätt)</i>	3 till 4
<i>Absorberande fasad (modellerad)</i>	0
<i>Reflekterande fasad (modellerad)</i>	-6

5 DISKUSSION

Nedan diskuteras växters bullerreducerande förmåga, metoden och resultaten från den här studien. Förslag till vidare studier och tillämpningar diskuteras också.

5.1 BULLERDÄMPNING MED HJÄLP AV VEGETATION

Att använda växter som absorberande material på bullerskärmar eller placera växter på taken av hus med innergård har i tidigare studier visat en märkbar bullerdämpning. Där har ljudminskningen kunnat uppgå till runt 10 dBA vilket upplevs som en halvering av ljudet. Växter så som häckar, träd och gröna fasader dämpar dock buller med runt 1-3 dBA i stadsmiljö, vilket kan ses som en relativt låg dämpning. Att införa dessa gröna element enbart ur bullerreducerande synpunkt kan därför inte styrkas.

I Sverige bär växterna löv en begränsad tid under året, vilket gör att den bullerdämpande förmågan kan skifta med årstidsvariationen. Tidigare studier visat att bladverken endast ger en ytterligare dämpning för frekvenser över 2000 Hz. Ljudet kan alltså upplevas mindre högfrekvent då växtligheten bär löv, men den totala ljudtrycksnivån förblir förmodligen densamma som när växterna inte har löv. Växter har dock större möjlighet att skymma ljudkällor när de bär löv, vilket gör att den psykologiska effekten bör öka under sommarhalvåret (Watts et al., 1999).

I dagens allt tätare städer finns många fördelar med att behålla växtlighet i staden som väger högre än den bullerdämpande förmågan. Exempelvis kan gröna tak verka för en mer jämn och uppbromsad vattenavrinning som underlättar vid dagvattenhantering (Veg Tech, 2015). Bullerdämpningen från växterna kan ses som en ytterligare positiv konsekvens av att placera växter i städer. Det finns också flertalet studier som visar att vi människor mår bättre och upplever buller som lägre i närhet av grönska samt när växter har möjlighet att täcka ljudkällor (Ulrich, 1984; Watts et al. 1999; Tamura, 2002; Hartig et al., 2003; van der Berg et al., 2007; Gidlöf-Gunnarsson och Öhrström, 2007).

5.2 VAL AV MÄTPLATSER

Att välja mätplatser till mätstudien visade sig vara svårt. För att undersöka växtlighetens bullerdämpande effekt krävdes en mätplats med växtlighet samt en motsvarande mätplats med samma förutsättningar fast utan växtlighet.

En tanke var att försöka mäta dämpningen från gröna fasader med vertikalt odlade växter. I dagens läge finns dock få gröna fasader i Sverige. De som finns är dessutom förhållandevis små och antogs därför inte kunna dämpa buller nämnvärt. Att mäta dämpningen från gröna tak krävde att det fanns en lämplig innergård att mäta på och att endast en specifik väg spred ljud in på innergården. Dessutom krävdes en liknande plats utan grönt tak. En plats med dessa förutsättningar hittades inte. Från intervjun med Enflo framkom att det vanligaste sättet att placera växter i staden var genom att plantera träd. Att dra slutsatser från en mätning längs trädalleé ansågs dock svårt då träden inte placeras tätt.

Litteraturstudien visade inga studier på häckar i gaturum med höga hus på vardera sidan och mätningar kom därför att utföras bakom häckar längs Luthagsplanaden i Uppsala. Häckar har i tidigare mätningar visats kunna dämpa ljud med upp till 3 dBA. Den andra mätningen

utfördes längs Norr Mälarstrand där klätterväxter täckte en husfasad. Dessa växter växte inte i ett vertikalt substrat, men de var dock av hög densitet och ett vanligare inslag i Stockholmsområdet än gröna fasader med vertikala växtbäddar. Därför ansågs en mätning på Norr Mälarstrand vara intressant.

5.3 MÄTNING OCH MODELLERING AV HÄCKAR

Mätningarna på Luthagesplanaden, som visade ljudet från vägen bakom en häck och vid frånvaro av häck, gav förväntade resultat enligt litteraturstudien. Den akustiska effekten av häcken var låg, med en dämpning på 3 dBA precis bakom häcken och ingen skillnad i ljudtrycksnivå vid fasad. Frekvensanalysen av mätningarna visade att frekvenser över 2000 Hz dämpades effektivt precis bakom häcken. In vid fasaden kunde en liten dämpning av de högsta frekvenserna synas. För gående på gångbanan på Luthagesplanaden kan ljudet alltså upplevas som mindre högfrekvent än om häcken inte var placerad längs vägen. Häcken på Luthagesplanaden är också så pass hög att den skymmer det mesta av trafiken, vilket bör göra att gående bakom häcken upplever ljudet som lägre (Watts et al., 1999).

Anledningen till att ljudbilden med total dämpning på 3 dBA bakom häcken och stor dämpning av de höga frekvenserna (upp till 18 dBA i den utförda mätningen) sedan jämnas ut in till fasaden skulle kunna bero på reflektioner av ljudet som skapas i det stängda gaturummet. De höga husen på var sida om vägen kan reflektera ner ljud bakom den 2 m höga häcken. Häcken kan på så sätt ses dämpa det direkta ljudet från bilarna, men att det reflekterade ljudet dominerar vid fasaderna. Effekten från ett avskärmande objekt avtar också med ökande avstånd från objektet.

Vid modellering och beräkning av häcken på Luthagesplanaden uppkom en del problem. Då CadnaA:s element *foliage* testades insågs snabbt att effekt uteblev eftersom den nordiska beräkningsmodellen inte tar hänsyn till växtlighet. Både skärmen och vallen som testades gav mycket större dämpning än häcken och dessutom dämpning ända in till fasaden. För att försöka efterlikna häcken bättre placerades då en areakälla på en skärm. Areakällan fick stråla ut den uppmätta ljudnivån bakom häcken in mot fasaden. Tanken var att efterlikna att häcken släpper igenom en del ljud och dämpar en del till skillnad från en skärm som reflekterar ljud. Dock visade sig den strålade skärmen ge för låg dämpning bakom häcken och för hög dämpning in vid fasaden.

I försöken att efterlikna häcken testades olika dimensioner på de olika testade elementen. Dock krävs det att det valda elementet kan användas på ett reproducerbart sätt för att kunna implementeras hos akustikerna. Rådande dimensioner och trafikhastighet på området bör kunna användas direkt i modellen.

De uppmätta värdena vid fasaden skiljer sig från de modellerade värdena med 5 dBA. Det kan bero på att mätningen inte var en fullständig +6 dB-mätning. De modellerade värdena följer bättre ljudets avtagande med tanke på avståndsdubblingen mellan mätplatsen bakom häcken och mätplatsen vid fasaden. Den nordiska beräkningsmodellen har få felkällor på så korta avstånd och därför tros de modellerade värdena stämma.

Trafikintensiteten för de olika mätningarna skilde sig åt. Det visade sig dock ge maximalt 1 dBA skillnad vid fasadmätningarna, vilket ansågs försumbart och det gav dessutom ingen ändring i resultatet gällande de dämpande objekten i CadnaA.

De riktvärden som finns att förhålla sig till enligt propositionen *Infrastrukturinriktning för framtida transporter* som finns beskrivna i avsnitt 2.2.2 gäller vid fasad. De avser även total ljudtrycksnivå. Enligt mätningen på Luthagsesplanaden ger häcken i fråga ingen skillnad in vid fasad och hänsyn till den behöver alltså inte tas vid nybyggnation.

5.4 MÄTNING OCH MODELLERING AV KLÄTTERVÄXTER

Enligt resultaten för mätningen på klätterväxterna på Norr Mälarstrand skilde fasadvärdena med 1 dBA inne bland klätterväxterna jämfört med mot tegelfasaden. Den minskningen visade sig dock inte vara signifikant enligt Wilcoxon sign rank test. På trottoaren uppmättes ingen skillnad i total ljudtrycksnivå. Det intressanta i denna mätning blir istället att titta på frekvensfördelningen. Det kan antydast att frekvenserna från 800 Hz och uppåt har minskats, maximalt med 4 dBA för 1000 Hz, inne bland klätterväxterna. Vildvinet som växte längs väggen hade stora blad som växte tätt vilket enligt litteraturstudien tyder på att höga frekvenser kan ha dämpats.

Modelleringen av området visade att ljudtrycksnivån på trottoaren och vid fasaden inte passade med varken en reflekterande eller en absorberande fasad. Ett problem med den nordiska beräkningsmodellen i detta fall är att den behandlar ytor antingen som helt absorberande eller helt reflekterande. Gränsen för detta går vid en absorptionsfaktor på 0,6 (Naturvårdsverket, Vägverket och Nordiska ministerrådet, 1996). I experimentet utfört av Azkorra et al. (2014) visade det sig att en grön vägg hade möjlighet att absorbera ljud med en absorptionsfaktor på upp 0,4, vilket kan jämföras med en tegelvägg med en absorptionsfaktor på 0,21. Den gröna väggen har alltså en dubbelt så hög faktor, men de båda behandlas av nordiska beräkningsmodellen som helt reflekterande.

De modellerade ljudtrycksnivåerna på Norr Mälarstrand skiljer sig markant från de uppmätta värdena. Det kan bero på en rad olika faktorer. Det var till exempel svårt att mäta ljudet vid fasaden inne bland klätterväxterna och att anta en +6 dB-mätning kan ha gett felaktigt resultat. Det var också 22 m till den mest trafikerade vägen som användes som ljudkälla i modelleringen. Det fanns andra ljudkällor närmare fasaden så som gång- och cykeltrafikanter som kan förklara den högre ljudtrycksnivån från mätningarna. Även flygplan flög över området med jämna mellanrum. Det viktiga var dock att se skillnaderna mellan fasadmätningarna och mätningarna på trottoaren, vilka visade olika mönster mellan uppmätta och beräknade värden.

Trafikintensiteten för de olika mätningarna såg olika ut även för den här mätningen. Skillnaden det gav upphov till visade sig dock ligga på maximalt 1 dBA vid fasadmätningarna. Den skillnaden ansågs liten och gav dessutom ingen ändring i resultatet i CadnaA.

Mätningen på Norr Mälarstrand utfördes inte i ett stängt gaturum. Kanske skulle ett stängt gaturum som skapar fler reflektioner av ljudet kunna ge en större dämpning med hjälp av växtlighet på fasaden.

5.5 BRISTER HOS MODELLER

Forssén (pers komm) anser att det i dagens läge tas för lite hänsyn till växters bullerdämpande förmåga i stadsplanering. Gröna tak och bullerskärmar som täckts av växter kan ha en

bullerdämpande effekt. Problem uppstår då beräkningar och modelleringar inte kan visa den bullerdämpande effekten.

Nordiska beräkningsmodellen, som används som standard i Sverige, är inte tillräckligt bra på att ta med växtlighet i beräkningarna. Erfarna bullerkonsulter kan göra antaganden om hur mycket dämpning växtlighet ger, men syns det inte i beräkningen försvårar det något som skulle kunna vara enklare samt otillgängliggör kunskap för oerfarna konsulter. Det finns modeller, så som Nord2000 Road (se Bilaga 7), som klarar av att beräkna exempelvis ljud för gröna fasader. De modellerna har även möjlighet att analysera olika frekvensband, vilket kan vara viktigt eftersom växter ofta tenderar att dämpa olika frekvenser olika mycket. De nya modellerna har ännu inte implementerats som standard i Sverige och resten av Europa.

Om modellerna klarar av att visa växters bullerdämpande förmåga skapas ytterligare ett argument för växtlighetens vara i staden. I framtiden kan det komma fler gröna lösningar och då är det fördelaktigt om modellerna är uppdaterade.

5.6 VIDARE ARBETE

Det är tydligt att de beräkningsmodeller som används idag inte har möjlighet att efterlikna växters bullerreducerande förmåga. Dock finns bättre modeller tillgängliga, det gäller mest att implementera dessa som standard. I takt med att gröna fasader och gröna tak blir allt vanligare i gaturum kan dessa modeller vara av allt större vikt för prediktering av ljudtrycksnivåer. Det kan vara bra med en modell som tar hänsyn till olika frekvensband då vissa växter inte dämpar den totala ljudnivån nämnvärt, men kan dämpa vissa frekvenser mer. För att utveckla en sådan modell krävs fler undersökningar av växter och hur de behandlar ljud.

När arbetet kring levande väggar kommit längre kan även fler analyser göras. Hur tjockt behöver ett substrat vara för att ge bästa bullerdämpande effekt? Är de väggar med geotextil eller moduler att föredra? Vilka växtarter kan användas i ett svenskt klimat? Fler studier som kombinerar befintliga bullerskydd med växtlighet samt hur olika växtelement kan kombineras för bästa effekt kan ge ytterligare insikt i hur växter kan användas optimalt för bullerreducering. I rapporten *Novel solutions for quieter and greener cities* nämns att det till exempel kan ge en ytterligare ljuddämpande effekt genom att kombinera låga växtbeklädda bullerbarriärer med trädtrader, trots att de enskilda elementen ger en låg bullerreducering (HOSANNA, 2013).

För Swecos akustiker och landskapsarkitekter kan denna kunskapssammanställning användas som underlag kring växters bullerdämpande förmåga. I dagens läge används inte några av de rapporter som finns tillgängliga på området. Här går det att hämta referenser för den som behöver mer information om en viss studie eller ett visst växtelement samt information som styrker ett grönt tak i gaturum eller växtbeklädda bullerskydd.

6 SLUTSATSER

Kunskapen kring växters bullerreducerande förmåga var bland akustiker och landskapsarkitekter på Sweco låg. En kunskapssammanställning kring det relativt nya området ansågs därför ligga i tiden. Den här litteratur-, mät- och modelleringsstudien har kommit fram till följande slutsatser:

- Ur bullersynpunkt har substratet som växterna växer i störst möjlighet att verka bullerreducerande. Bladverken ger dock ytterligare en dämpning vid frekvenser över 2000 Hz.
- Gröna tak och växtbegräddade bullerskydd hade högre potential att dämpa buller än träd, häckar och gröna fasader.
 - Växtbegräddade bullerskydd hade högst potential att verka bullerdämpande på vägar, med upp till 12 dBA.
 - Gröna tak hade högst potential att verka bullerdämpande på innergårdar med upp till 7,5 dBA.
 - Gröna fasader hade högst potential att verka bullerdämpande på torg och ska då helst täcka hela fasaderna för att ge max 2 dBA minskning.

Siffrorna är hämtade från enskilda studier med särskilda dimensioner på gaturum och hus. De ger dock en inblick i hur den dämpande effekten kan se ut.

- Häcken på Luthagesplanaden sänkte den totala ljudtrycksnivån precis bakom häcken med 3 dBA. Höga frekvenser dämpades främst precis bakom häcken, med 4 dBA från 2000 Hz med upp till 18 dBA för 16000 Hz. Dämpningen syns även ända in vid fasaden, med 4-5 dBA för frekvenser över 10000 Hz.
- Klätterväxterna på Norr Mälarstrand gav ingen märkbar dämpande effekt. Den tros dock dämpa frekvenser från 800 Hz med upp till 4 dBA inne i lövverket.
- Varken häcken på Luthagesplanaden eller klätterväxterna på Norr Mälarstrand gick att efterlikna på ett reproducerbart sätt i CadnaA med nordiska beräkningsmodellen.
- I dagens läge tas det lite hänsyn till växters bullerdämpande förmåga, mycket eftersom det inte finns modeller som klarar av att täcka in växternas absorberande förmåga.
- Även om växter inte dämpar buller med så många decibel rent akustiskt har de positiv inverkan på människans uppfattning av ljud genom att maskera störande ljud med positivt upplevt ljud samt att osynliggöra ljudkällor.

7 REFERENSER

Allt om vetenskap., 2004-07-20. *Varför har ljudet olika hastighet?* <http://www.alltomvetenskap.se/nyheter/varfor-har-ljudet-olika-hastighet> [2015-03-02]

Andersson, J., 1998. *Akustik och buller*. Fjärde upplagan. Stockholm: AB Svensk Byggtjänst.

Azkorra, Z., Pérez, G., Coma, J., Cabeza, L.F., Bures, S., Álvaro, J.E., Erkoreka, A., Urrestarazu, M., 2014. *Evaluation of green walls as a passive acoustic insulation system for buildings*.

van der Berg, A., Hartig, T., Staats, H., 2007. *Preference for Nature in Urbanized Societies: Stress, Restoration, and the Pursuit of Sustainability*. Journal of Social Issues, Vol. 63, No. 1, 2007, pp. 79-96. ISSN 0022-4537

Babisch, W., 2008. *Road traffic noise and cardiovascular risk*. Department of Environmental Hygiene, Federal Environment Agency, Germany. Noise and health, vol. 10.

Berglund, B., Lindvall, T., Schwela, D. H., 1995. *Guidelines for community noise*. Stockholms universitet och Karolinska institutet för World Health Organization.

Bodén, H., Carlsson, U., Glav, R., Wallin, H. P., Åbom, M., 1999. *Ljud och vibrationer*. Stockholm: Norstedts Tryckeri AB.

Boverket., 2014-09-08. *Buller berör många människor*. <http://www.boverket.se/buller> [2015-02-05]

Brüel & Kjaer, 2010. *Technical Documentation – Hand-held Analyzers Types 2250 and 2270. User Manual*. Brüel & Kjaer Sound & Vibration Measurement A/S, Naerum, Danmark.

Byggros., 2015. *Extensiva och intensiva gröna tak*. <http://www.byggros.com/sv/kunskapsbank/information-grona-tak-planteringar/extensiva-intensiva-grona-tak> [2015-04-07]

DataKustik., 2014. *CadnaA - State-of-the-art Noise Prediction Software*. <http://www.datakustik.com/en/products/cadnaa>

Defrance, J., Jean, P., Koussa, F., Khan, A., Horoshenkov, K., Benkreira, H., van Renterghem, T., Kang, J., Smyrnova, J., Forssén, J., 2013A. *Innovative barriers exploiting natural materials – Application to innovations*. FP7 HOSANNA Deliverable 2.3, 2013

Defrance, J., Jean, P., Koussa, F., Khan, A., Horoshenkov, K., Benkreira, H., van Renterghem, T., Kang, J., Smyrnova, J., 2013B. *Innovative barriers exploiting natural materials – Analysis and recommendations*. FP7 HOSANNA Deliverable 2.4, 2013

Dickson, C., 2014. *Methods for Sound Quality Evaluations – Applied to Noise from Aircraft and Construction Vehicles*. Kungliga Tekniska Högskolan. Stockholm 2014. ISBN 978-91-7595-138-6. ISSN: 1651-7660

Dunnet, N., & Kingsbury, N., 2008. *Planting Green Roofs and Living Walls*. London: Timber Press, Inc.

Embrén, B., Alvem, B.-M., Stål, Ö, Orvesten, A., 2009. *Växtbäddar i Stockholm stad – En handbok*. Stockholm stad 2009-02-23

Eriksson, C., Nilsson, M E., Pershagen, G., 2013. *Environmental noise and health*. Rapport 6553. Mars 2013. Naturvårdsverket.

Folkhälsomyndigheten., 2013-11-03. *Hälsoeffekter av buller.*
<http://www.folkhalsomyndigheten.se/amnesomraden/halsoskydd-och-miljohalsa/inomhusmiljo/buller/halsoeffekter/> [2015-02-05]

Forssén, J. 2007-10-26. *Refraktion.*
http://www.ljudlandskap.acoustics.nu/ljudbok.php?del=nyfikna&kapitel=kapitel_6&rubrik=rubrik3_2 [2015-07-29]

Gidlöf-Gunnarsson, A., Öhrström E., 2007. *Noise and well-being in urban residential environments: The potential role of perceived availability to nearby green areas*. Volume 83, Issues 2-3, 19 November 2007, s. 115-126

Guski, R., Schuemer, R., Felscher-Suhr, U., 1999. *The concept of noise annoyance: how international experts see it*. J. Sound Vibr. 223: 516-527

Hartig, T., Evans, G W., Jamner, L D., Davis, D S., Gärling, T., 2003. *Tracking restoration in natural and urban field settings*. Journal of Environmental Psychology. Vol 23.

Horoshenkov, K V., Khan, A., Benkreira, H., 2013. *Acoustic properties of low growing plants*. J. Acoust. Soc. Am. 133 (6), May 2013

HOSANNA, 2014. *Abstract*. <http://www.greener-cities.eu/> [2015-04-08]

HOSANNA, 2013. *Novel solutions for quieter and greener cities*, Bandhagen: European Union Seventh Framework Programme.

Jordbruksverket., 2014-07-02. *Landskapselement.*
<https://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/stod/jorsbrukarstod/miljoersattningar/pagaendeataganden/naturochkulturmiljoeriodlingslandskapet/villkor/landskapselement.4.510b667f12d3729f91d80009127.html> [2015-03-25]

Kang, J., Hongseok, Y., Smyrnova, Y., Cheal, C., Forssén, J., Attenborough, K., Taherzadeh, S., van Renterghem, T., Bottendooren, D., Mandon, A., 2011. *Acoustical characterization of TSB species*. FP7 HOSANNA Deliverable 3.1, 2011.

Kragh, J., 1980. *Road traffic noise attenuation by belts of trees*. Journal of Sound and Vibration (1981) 74(2), 235-241

Kragh, J., Jonasson, H., Plovsing, B., Sarinen, A., 2006. *User's Guide Nord2000 Road*. AV 1171/06

Larsson, C., 2014. *Bullerutbredning*. Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.

Larsson, C., Öhlund, O., 2014. *Meteorological effects on wind turbine sound propagation*. Applied Acoustics 89 (2015) 34-41

Lindvall, T., Radfors, E P., 1973. *Measurement of annoyance due to exposure to environmental factors*. Environmental Research 6: 1-36

Mathwords, 2014. *Outlier*. <http://www.mathwords.com/o/outlier.htm> [2015-05-11]

Mathworks, A. *signrank – Wilcoxon signed rank test*.
<http://se.mathworks.com/help/stats/signrank.html> [2015-07-29]

Mathworks, B. *ranksum – Wilcoxon rank sum test.* <http://www.mathworks.se/help/stats/ranksum.html#bti4z5t> [2015-05-20]

Miljömål., 2015-03-31. *God bebyggd miljö.* <http://www.miljomal.se/Miljomalen/15-God-bebyggd-miljo/> [2015-04-20]

Miljörapporten, 2013. *Miljörätt med framsyn. Miljöbalksdagarna 2013.* <http://www.miljorapporten.se/download/18.7db59d12139d0d4fce1846f/MBD2013.pdf> [2015-07-29]

Naturvårdsverket, 1987. *Buller från vägtrafik - Mätmetod.* Rapport 3298. ISBN 91-620-3298-4. ISSN 0282-7298

Naturvårdsverket, 2014A. *Buller ger ohälsa.* <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Buller/> [2015-07-29]

Naturvårdsverket, 2014B. *Miljökvalitetsnorm för buller.* <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Miljokvalitetsnormer/Miljokvalitetsnorm-for-buller/> [2015-04-08]

Naturvårdsverket, Vägverket och Nordiska ministerrådet., 1996. *Vägtrafikbuller.* Rapport 4653. Del 1 och del 2. 74 + 38 sidor.

Nilsson, E., Johansson, A-C, Brunskog, J., Sjökvist, L-G., Holmberg, D., 2005. *Grundläggande akustik.* TVBA-3116. Tredje upplagan. Lund, januari 2005.

Notisum, 2012. *Förordning (2004:675) om omgivningsbuller.* <http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/20040675.HTM> [2015-04-08]

Ocampo Daza, R., 2013. *Upprättande av arbetsrutiner för bullerutredare.* Institutioner för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala universitet. UPTEC-W-13045. ISSN 1401-5765

van Renterghem, T., Altreuther, B., Defrance, J., Attenborough, K., Taherzadeh, S., Bashir, I., Smyrnova, Y., Cheal, C., Yang, H., Kang, J., Horoshenkov, K., Khan, A., 2012A. *Acoustical shielding by hedges and shrubs.* FP7 HOSANNA Deliverable 3.5, 2013

van Renterghem, T., Botteldooren, D., Verheyen, K., 2012B. *Road traffic noise shielding by vegetation belts of limited depth.* Journal of Sound and Vibration 331 (2012) 2404-2425

van Renterghem, T., Hornikx, M., Forssén, J., Botteldooren, D., 2012C. *The potential of building envelope greening to achieve quietness.*

van Renterghem, T., Jean, P., Defrance, J., 2012D. *Improving micro-climatology by trees, shrubs and bushes.* FP7 HOSANNA Deliverable 3.3, 2012.

Scholz, M., Winroth, J., 2011-06-05. *Begreppen frekvens och amplitud.* http://www.ljudlandskap.acoustics.nu/ljudbok.php?del=nyfikna&kapitel=kapitel_3&rubrik=rubrik1_4 [2015-02-28]

SFS: 2015:216. *Förordning om trafikbuller vid bostadsbyggnader.* Stockholm: Riksdagen.

Smyrnova, Y., Kang, J., Hornikx, M., Forssén, J., 2012. *Effect of vegetation on noise propagation in streets and squares.* Proceedings of the Institute of Acoustics. Vol. 34. Pt.1. 2012

Snodgrass, E., Snodgrass, L., 2006. *Green Roof Plants*. Portland: Timber Press, Inc.

Stockholm stad, 2014-02-26. *Häckar, träd och buskage*. <http://www.stockholm.se/hackar> [2015-04-21]

Tamura, A., 2002. *Recognition of sounds in residential areas—an indicator of our ambiguous sound environment*. J. Asian Architect. Build. Eng 2002, 48, 41–48.

Trafikverket, 2014. *Riktvärden för buller och vibrationer*. <http://www.trafikverket.se/Privat/Miljo-och-halsa/Halsa/Buller-och-vibrationer/Mal-och-inriktning/Riktvarden-for-buller/> [2015-04-08]

Transportstyrelsen, 2015. *Begreppsförklaringar rörande ljud och buller*. <http://www.transportstyrelsen.se/sv/luftfart/Miljo-och-halsa/Buller/Vad-ar-flygbuller/Begreppsforklaringar-rorande-ljud-och-buller/> [2015-08-22]

Träguiden.se, 2014. *Skärmens utformning*. <http://www.traguiden.se/konstruktion/konstruktiv-utformning/bullerskarmar/bullerskarmar/skarmens-utformning/> [2015-07-29]

Ulrich, R S., 1984. *View through a Window May Influence Recover from Surgery*. Science, New Series, Vol. 224, No. 4647

Veg Tech, 2015. *Vegetationsteknik – Grönare byggande för framtidens städer*. <http://np.netpublicator.com/netpublication/n35054716> [2015-06-22]

Världshälsoorganisationen (WHO), 2011. *Burden of disease from environmental noise*. ISBN: 978 92 890 0229 5

Världshälsoorganisationen (WHO), 2006. *Ecosystems and human well-being: health synthesis*. Del i Millennium Ecosystem Assessment [2015-03-25]

Världsnaturfonden (WWF), 2013-10-22. *Ekosystemtjänster och städer*. <http://www.wwf.se/vrt-arbete/hllbara-stder/ekosystemtjnst-och-biologisk-mngfald/ekosystemtjnst-och-stder/1515769-hllbara-stder-3a-ekosystemtjnst-och-stder> [2015-03-25]

Watts, G., Chinn, L., Godfrey, N., 1999. *The effects of vegetation on the perception of traffic noise*. Applied Acoustics 56 (1999) 39-56

Yang, H-S., Kang, J., Cheal, C., 2013. *Random-Incidence Absorption and Scattering Coefficients of Vegetation*. Acta Acust United Acust 2013;99:379–88.

Personlig kommunikation

Enflo, Eva. Landskapsarkitekt på Sweco. Intervju den 13 april 2015

Forssén, Jens. Docent på Avdelningen för teknisk akustik, forskargruppen Vibroakustik på Chalmers tekniska högskola. Telefonintervju den 23 april 2015

BILAGA 1 - FOTOSERIE ÖVER GRÖNA VÄGGAR I SVERIGE

Det som presenteras nedan är inte en heltäckande analys av vad som finns, utan kan ses som ett smakprov. För vidare teknisk beskrivning av några av de väggar som presenteras nedan se Andersson och Karlsson (2014) i referenslistan ovan. Som synes i bilderna är väggarna små i förhållande till gaturummen och torgen de är placerade på och på grund av detta troligtvis inte bra på att dämpa buller i omgivningen.

Seved, Malmö

På Jespersgatan i Malmö har Odlas stan uppfört en växtvägg med ätbara växter på ett bostadshus.



Figur 18. Ätbar växtvägg i Seved, Malmö. Foto: Elin Claesson

Augustenborg, Malmö



Figur 19. Liten växtvägg i Augustenborg, Malmö. Foto: Elin Claesson

Högevallsbadet, Lund



Figur 20. Växtvägg på Högevallsbadet i Lund. Foto: Elin Claesson

Helsingborg



Figur 21. Växtvägg på Norra Långvinkelsgatan i Helsingborg. Väggen är placerad på en offentlig toalett. Foto: Elin Claesson



Figur 22. Växtvägg på Sundstorget i Helsingborg. Foto: Elin Claesson

BILAGA 2 - MÄTMETOD FÖR VÄGTRAFIKBULLER

Mätning av vägtrafikbuller i Sverige utförs ofta efter *Mätmetod för vägtrafikbuller* (1987) som är framtagen av Naturvårdsverket. Den är en bearbetning av den nordiska organisationen NORDTESTs metoder för mätning av olika tekniska parametrar. Metoden har kriterier för hur mätningar bör genomföras (Naturvårdsverket, 1987):

- En mätning i fritt fält påverkas inte av reflektioner från vertikala ytor, vilket innebär att de uppmätta värdena för frifältsmätningar kan användas direkt.
- Om mikrofonen är placerad på fasad görs en så kallad +6 dB-mätning. Det innebär att de uppmätta värdena är 6 dB för höga till följd av reflektioner, vilket betyder att 6 dB måste dras bort från det uppmätta värdet.
- Om mätaren är placerad upp till 0,5 m från fasad dras 3 dB bort från mätningen.
- Trafikflödet under en mätning uppgå till minst 500 passerande fordon och andelen tung trafik ska anges för att kunna användas i senare beräkningar.
- Mätningarna ska helst göras på 2, 4 och 6 m höjd för att få en överskådlig bild av ljudspridningen.
- Vid ljudmätningar utomhus ska vägen och omgivande mark vara torr.
- Är avståndet mellan vägens mitt och mätpunkten mindre än 30 m kan de meteorologiska parametrarna försummas.
- Görs mätningen mellan 30 och 100 m från vägens mitt måste vindhastigheten vara högre än 2 m/s på 10 m höjd ovan mark.
- Är avståndet mellan vägbanans mitt och mätpunkten mer än 100 m får vindhastigheten 2 m ovan mark inte överstiga 5 m/s. För detta avstånd gäller även att det ska vara molnfritt och att mikrofonhöjden ska vara minst 4 m ovan mark.

→ Vindriktningen räknas i alla fallen från vägens mitt till mätpunkten

BILAGA 3 - MÅTT OCH BILDER FRÅN MÄTNINGAR

Häckar

Mätningen skedde den 11 maj mellan kl. 16.00 och 18.15. Under mättillfället var vägbanan torr och vindhastigheten 4-5 m/s enligt Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI).

Se mätplatserna i Figur 23 nedan, samt mikrofonplaceringarna vid mätningen i Figur 24.



Figur 23. Gaturummet i sin helhet. Mätplatserna är utmärkta med siffror i bilden. Hushöjden var 15 m. Bild: Elin Claesson



Figur 24. Mikrofonplaceringar vid mätplats 1, 2 respektive 4. Mikrofonplaceringen vid mätplats 3 var snarlik den i mätplats 4. Höjden för mikrofonen var 1,5 m i alla fall. Bild: Elin Claesson

Antalet räknade fordon under mätningarna och tiden för mätningarna presenteras nedan i Tabell 11. Den skyltade hastigheten på Luthagsplanaden var 50 km/h.

Tabell 11. Antalet räknade fordon under mätningen på Luthagsesplanaden och tiden det tog för dem att passera.

Mätplats	Passerande lätta fordon	Passerande tunga fordon	% tung trafik under mätning	Tidsåtgång för mätning [h:min:s]
1	501	24	5	00:23:54
2	500	33	6	00:22:01
3	501	28	5	00:24:30
4	500	26	5	00:30:11

De båda fasadmätningarna på mätplats 3 och 4 approximerades till +6 dB mätningar, vilket innebär att 6 dB drogs bort från de uppmätta värdena. Detta gjordes eftersom reflektioner uppstår vid fasaden som ger en för hög ljudtrycksnivå vid fasadmätning.

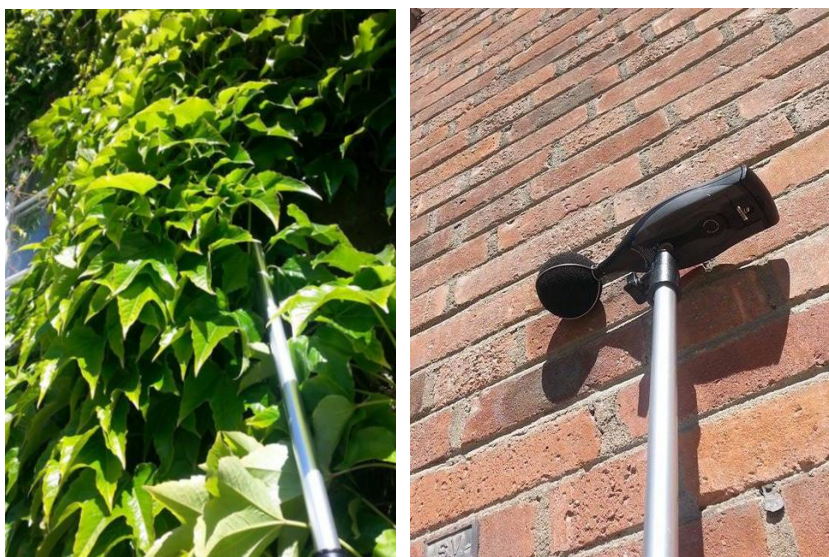
Klätterväxter

Mätningen skedde den 5 juni mellan kl. 10.55–13.20. Vägbanan var torr och vindhastigheten 3 m/s enligt SMHI.

Se mätplatserna i Figur 25 samt mikrofonplaceringarna i Figur 26 och Figur 27 nedan.



Figur 25. Fasaden täckt av rådhusrin och klättervildvin på Norr Mälarstrand 90. Mätplatserna är markerade i bilden. Hushöjden var 15 m. Bild: Elin Claesson



Figur 26. Mikrofonplacering för fasadmätning på Norr Mälarstrand 90. Mätarna var placerade 2,5 m upp på fasad. Bild: Elin Claesson



Figur 27. Mikrofonplacering för trottoarmätning på Norr Mälarstrand 90. Mikrofonen var placerad 1,5 m ovan mark vid båda trottoarmätningarna. Bild: Elin Claesson

I Tabell 12 redovisas antalet passerande fordon och tiden för respektive mätning.

Tabell 12. Antalet räknade fordon under mätningen på Norr Mälarstrand 90 och tiden det tog för dem att passera.

Mätplats	Passerande lätta fordon	Passerande tunga fordon	% tung trafik under mätning	Tidsåtgång för mätning [h:min:s]
1	493	23	4	00:19:19
2	481	24	5	00:21:18
3	482	18	4	00:24:37
4	497	10	2	00:18:21

BILAGA 4 - STATISTISK ANALYS AV MÄTDATA

Outliers

Vid mätning kan oönskad data registreras, exempelvis ett trasigt fordon, prat eller annan övrig påverkan som inte ska ingå i mätningen. Därför kan avvikande mätdata, så kallade outliers, elimineras från dataserierna.



Figur 28. Uppdelning av mätdata. Bild: Elin Claesson

Med en outlier menas en datapunkt som är mycket separerad från resten av mätdata. Mätdata kan delas upp enligt Figur 28 ovan där antalet mätpunkter delas in i fyra grupper. En definition av outliers är att de är värden som ligger $1,5 \cdot \text{IQR}$ under den nedre kvartilen och över den övre kvartilen. IQR står för interquartile range och beräknas genom att ta värdet för den övre kvartilen minus värdet för den nedre kvartilen (Mathwords, 2014).

Wilcoxon sign rank test

Wilcoxon signed rank test är ett icke-parametriskt test som kan användas bland annat för två mätserier, A och B, med parade observationsvärden. Testet kan utföras på tre olika sätt. Det dubbelsidiga testet undersöker nollhypotesen som förutsätter att A-B kommer från en fördelning med medianen 0 mot den alternativa hypotesen att medianen skiljer sig från 0. Left-sided test testar hypotesen att A-B kommer från en fördelning med en median mindre än 0 medan right-sided test testar hypotesen att A-B kommer från en fördelning med median större än 0. Testet returnerar ett p-värde och är det värdet under 0,05 indikeras att nollhypotesen kan förkastas med en signifikansnivå på 95 % (Mathworks, A).

Wilcoxon rank sum test

Wilcoxon rank sum test är ett statistiskt icke-parametriskt test för två oberoende dataserier, X och Y. Testet kan precis som Wilcoxon signed rank test utföras på tre olika sätt. Two-sided testar här nollhypotesen att data i X och Y kommer från kontinuerliga distributioner med samma medianvärde mot den alternativa hypotesen att medianvärdena skiljer sig åt. Left-sided testar nollhypotesen mot den alternativa hypotesen att X har lägre median än Y och right-sided testar nollhypotesen mot den alternativa hypotesen att X har högre median än Y. Testet returnerar ett p-värde som ligger mellan 0 och 1. Ett p-värde under 0,05 indikerar att nollhypotesen kan förkastas med en signifikansnivå på 95 % (Mathworks, B).

BILAGA 5 - NORDISKA BERÄKNINGSMODELLEN

Den nordiska beräkningsmodellen är framtagen av Naturvårdsverket, Trafikverket och Nordiska ministerrådet. Modellen reviderades senast år 1996 men har varit i bruk även 20 år tidigare än så (Kragh et al., 2006). Modellen kan beräkna vägtrafikbullernivåer uttryckt som ekvivalent kontinuerlig ljudtrycksnivå (L_{Aeq}) och som maximal ljudtrycksnivå (L_{AFmax}), båda mätta i dBA. Den är begränsad till avstånd på 300 m och från ingen till måttlig medvind (0-3 m/s), men fungerar dock bäst vid en vind under 2 m/s (Naturvårdsverket et al., 1996).

I modellen behandlas vägar som linjekällor och modellberäkningarna sker uppdelade i delsträckor. Beräkningarna består av fem steg som i slutändan summeras enligt (Ibid):

$$L_{Aeq} \text{ och } L_{AFmax} = L_1 + \Delta L_2 + \Delta L_3 + \Delta L_4 + \Delta L_5$$

Stegen är lika både för den ekvivalenta kontinuerliga ljudtrycksnivån och för den maximala ljudtrycksnivån.

- L_1 – Utgångsvärde

I det första steget beräknas ett utgångsvärde vilket är värdet 10 m från mitten av en rak och plan väg. Indata är den verkliga medelhastigheten på vägen alternativt skyltad hastighet samt antalet fordon som delas in i lätta och tunga (över 3,5 ton).

- ΔL_2 – Korrektions för avståndsdämpning

Det här steget korregerar för andra avstånd än 10 m från vägens mitt, vilket är nödvändigt eftersom ljudtrycksnivån dämpas med avståndet. Indata är avståndet till vägens mittlinje samt höjdskillnaden mellan mottagarpunkten och vägen. Ljudkällan, i detta fall bilmotorerna, antas ligga på 0,5 m höjd över vägen. Följden av steget blir att det för varje fördubbling av avståndet ges en korrektion på -3 dB.

- ΔL_3 – Korrektions för mark- och skärmdämpning

Det här steget korregerar för dämpning från mark och skärmar. Markens hård- eller mjukhet är en av inparametrarna. Till hård mark räknas betong, asfalt och övriga ljudreflekterande material. Ytterligare indata är vägbanans höjd, mottagarens höjd i förhållande till vägen och omgivande mark samt skärmars läge och höjd.

- ΔL_4 – Övriga korrektioner

Här görs korrektioner för ytterligare avvikelser från antagandena i de tre första stegen. Korrektionerna kan vara för bland annat tjocka skärmar, stigning, kort avstånd till vägen, reflektion från enstaka ytor och multipelreflexer.

- ΔL_5 – Fasadkorrektion

Slutligen kan en korrektion för trafikbuller som faller in mot fasader och påverkar ljudtrycksnivån inomhus göras. Detta steg beror av ett trafikbullerreduktionstal i fält (som uppskattas ur laboratoriemätningar), arean på rummets yttervägg och rummets ljudabsorptionsarea.

Modellen tar inte hänsyn till några meteorologiska faktorer förutom vind. Är dock den rådande vindhastigheten inte mellan 0-3 m/s uppstår osäkerheter även med avseende på vinden. I övrigt tar modellen inte hänsyn till vägbeläggningar och dubbdäck och den är även känslig för små variationer i indata vilket kan påverka resultatet.

Det har påvisats problem att med hjälp av modellen beräkna dämpning från växtlighet. Svårigheterna har bestått i att skilja på grästäckt mark och vegetation. På grund den osäkerheten tas vegetationsdämpning inte med i modellen, trots att vegetation kan ha en dämpande effekt. Det finns dock ett dämpningstillskott som kan adderas till den beräknade ljudnivån. Dämpningstillskottet för tät buskvegetation på ett djup av minst 5 m kan bli 2 dB och tillskottet om planteringsdjup är minst 50 m kan uppgå till mellan 3-6 dB. För att kunna använda tillskottet krävs det att det är vintergröna växter som planterats (Naturvårdsverket et al., 1996).

Vid reflektion mot fasader räknas ytor med absorptionsfaktor under 0,6 som helt reflekterande och resten som helt absorberande (Ibid).

BILAGA 6 - RESULTAT FRÅN WILCOXON RANK SUM TEST

I denna bilaga presenteras de resulterande p-värdena från analysen med Wilcoxon rank sum test. Ett p-värde <0,05 indikerar statistisk signifikans med 95 % signifikansnivå och betyder i detta fall att häcken/klätterväxterna dämpat ljudet.

Tabell 13. Resulterande p-värden för dubbelsidigt Wilcoxon rank sum test samt för Wilcoxon rank sum left tailed test för mätningen på Luthagesplanaden.

Frekvensband	Vid väg		Vid fasad	
	p-värde	p-värde "left tail"	p-värde	p-värde "left tail"
12.5	6,93*10 ⁻⁵	3,47*10 ⁻⁵	0,0110	0,00550
16	2,87*10 ⁻⁴	1,44*10 ⁻⁴	0,190	-
20	0,004	0,002	0,978	-
25	0,010	0,005	6,04*10 ⁻⁴	0,100
31.5	0,008	0,004	6,19*10 ⁻⁴	0,100
40	0,183	-	0,215	-
50	0,111	-	0,117	-
63	0,339	-	0,0528	-
80	0,231	-	0,108	-
100	0,449	-	0,317	-
125	0,150	-	0,657	-
160	0,013	0,007	0,588	-
200	3,83*10 ⁻⁴	1,92*10 ⁻⁴	0,0550	-
250	9,35*10 ⁻⁴	4,67*10 ⁻⁴	0,663	-
315	0,008	0,004	0,693	-
400	0,007	0,003	0,314	-
500	4,91*10 ⁻⁴	2,46*10 ⁻⁴	0,728	-
630	0,002	8,63*10 ⁻⁴	0,388	-
800	0,022	0,011	0,055	-
1000	0,004	0,002	0,036	0,983
1250	0,012	0,006	0,0143	0,993
1600	0,003	0,001	0,00200	0,999
2000	3,24*10 ⁻⁴	1,62*10 ⁻⁴	0,00140	0,999
2500	3,74*10 ⁻⁵	1,87*10 ⁻⁵	0,00340	0,998
3150	8,47*10 ⁻⁶	4,23*10 ⁻⁶	0,133	-
4000	3,68*10 ⁻⁶	1,84*10 ⁻⁶	0,614	-
5000	7,10*10 ⁻⁷	3,55*10 ⁻⁷	0,539	-
6300	6,33*10 ⁻⁷	3,17*10 ⁻⁷	0,345	-
8000	2,82*10 ⁻⁸	1,41*10 ⁻⁸	0,0551	-
10000	2,48*10 ⁻⁸	1,24*10 ⁻⁸	0,00610	0,00300
12500	1,15*10 ⁻⁸	5,77*10 ⁻⁹	3,49*10 ⁻⁵	1,74*10 ⁻⁵
16000	9,85*10 ⁻⁹	4,93*10 ⁻⁹	1,93*10 ⁻⁶	9,64*10 ⁻⁷
20000	1,44*10 ⁻⁸	7,20*10 ⁻⁹	1,88*10 ⁻⁷	9,42*10 ⁻⁸

Tabell 14. Resultande p-värden för dubbelsidigt Wilcoxon rank sum test samt för Wilcoxon rank sum left tailed test för mätningen på Norr Mälarstrand 90.

Frekvensband	Vid fasad		På trottoar	
[Hz]	p-värde	p-värde "left tail"	p-värde	p-värde "left tail"
12.5	0,0346	0,0173	0,0374	0,0187
16	0,0303	0,0151	0,2141	-
20	0,3861	-	0,7589	-
25	0,3311	-	0,8264	-
31.5	0,2668	-	0,2482	-
40	0,4322	-	0,7962	-
50	0,0198	0,9908	0,0012	0,9995
63	0,3163	-	0,2482	-
80	0,7046	-	0,3132	-
100	0,6229	-	0,1405	-
125	0,3432	-	0,0185	0,9915
160	0,0264	0,9877	0,0171	0,9921
200	6,44E-04	1,00E+00	9,46E-06	1
250	0,3034	-	0,1562	-
315	0,7865	-	0,0052	0,9976
400	0,1293	-	0,8673	-
500	8,64E-04	4,32E-04	0,4207	-
630	0,045	0,0225	0,7812	-
800	6,85E-05	3,43E-05	0,8953	-
1000	1,11E-07	5,53E-08	0,2859	-
1250	2,30E-07	1,15E-07	0,8723	-
1600	1,50E-04	7,48E-05	0,4047	-
2000	0,0032	0,9986	0,2859	-
2500	0,1436	-	0,7041	-
3150	4,09E-07	2,05E-07	0,8264	-
4000	1,49E-07	7,43E-08	0,4047	-
5000	1,83E-05	9,14E-06	0,342	-
6300	5,78E-04	2,89E-04	0,2604	-
8000	1,57E-04	7,87E-05	0,4207	-
10000	0,0013	6,34E-04	0,1668	-
12500	0,0086	0,0043	0,0023	0,999
16000	0,0124	0,0062	7,83E-04	0,9997
20000	2,71E-04	1,35E-04	5,74E-05	1

BILAGA 7 - NORD2000 ROAD

En nyare beräkningsmodell än den Nordiska beräkningsmodellen, som är byggd på forskning från 70-talet, är Nord2000 Road. Den klarar av modellering i komplexa situationer, den tar större hänsyn till meteorologiska parametrar och den kan ge resultat i frekvensband. För att skapa modellen exporterades funktioner från en modell framtagen i ett projekt vid namn European Harmonoise. I det projektet visades det att det var tillräckligt att använda två punktkällor för att beskriva en väg istället för att använda en linjekälla samt att det var möjligt att skilja på kontaktljudet bil/väg och motorljud. Eftersom det är möjligt att skilja på kontaktljud och motorljud kan hänsyn till olika vägbeläggningar och däcktyper så som dubbdäck tas (Kragh et al., 2006).

I modellen går det att beräkna L_{eq} både för A-vägt ljud (L_{Aeq}) samt i alla frekvensband. L_{Fmax} kan även beräknas. Båda dessa värden kan beräknas för specifika vädersituationer. Modellen klarar av att hantera okomplicerade väderförhållanden, men utesluter exempelvis väldigt stark vind samt skiktad atmosfär. Tack vare detta kan modellen även beräkna årliga medelvärden så som L_{den} samt L_{night} , vilket är korregerade värden utifrån L_{Aeq} med korrektion för särskilda förhållanden under olika tider på dygnet. För att kunna beräkna detta är det nödvändigt att ha indata för dessa olika tider (Ibid).

Indata till modellen är trafikintensitet under givet tidsintervall, hastighet samt typ av fordon (lätta eller tunga). Vägens ytmaterial, temperatur, lokal topografi används också som indata. Alla beräkningar i Nord2000 Road görs i 1/3-oktavband (Ibid).

Nord2000 Road kan förutsäga spridningseffekten av ljud mot olika ytor. I urbana områden påverkas ljudspridningen av multipla reflexer, diffusa husfasadytor, hörn på byggnader, absorption av byggnader och mark med mera. I vegetation kan ljudet reflekteras, spridas och absorberas av stammar, grenar och bladverk. För områden med enstaka vegetation är det dock svårt att göra en detaljerad beräkning och det kan vara nödvändigt att använda en statistisk spridningsmodell som komplement. Från större skogar är det dock möjligt att modellera ljudspridningen och för att kunna bestämma effekten av den spridningen krävs tätheten av träden, medeldiametern av trädstammarna samt höjden på skogen som indata (Ibid).