

Ympäristömelun vaikutuksista sekä vaikutusten arvioinnista ja hallinnasta

Kari Pesonen



Ympäristömelun vaikutuksista sekä vaikutusten arvioinnista ja hallinnasta

Kari Pesonen

Helsinki 2014

YMPÄRISTÖMINISTERIÖ



Ympäristöministeriö
Miljöministeriet
Ministry of the Environment

YMPÄRISTÖMINISTERIÖN RAPORTTEJA 4 | 2014
Ympäristöministeriö
Rakennetun ympäristön osasto

Taitto: Marianne Laune
Kansikuva: Ari Andersin / Vastavalo.fi

Julkaisu on saatavana vain internetistä:
www.ym.fi/julkaisut

Helsinki 2014

ISBN 978-952-11-4271-0 (PDF)
ISSN 1796-170X (verkkokj.)

ESIPUHE

Yhteiskunnan eri toiminnot aiheuttavat ääntä ja värähtelyä, jotka koetaan meluna tai tärinänä, kun ne ovat riittävän voimakkaita tai erityispiirteistään johtuen huomiota herättäviä. Melu on ihmisen terveydelle tai muulle hyvinvoinnille vahingollista tai haitallista ja merkittävä elinympäristön laatua ja viihtyisyyttä heikentävä ympäristöongelma. Melu vaikuttaa maankäyttöön ja rakentamiseen, sekä on merkittävä asumisen laatuun vaikuttava tekijä.

Meluvaikutus on meluallistuksesta tai sen seurauksesta aiheutuva elintoimintojen, käyttäytymisen tai mielikuvien tilastollinen vaste, joka esiintyy tyypillisesti haitallisina terveysvaikutuksina ja kielteisenä suhtautumisena meluun tai sen lähteeseen.

Selvityksessä tarkastellaan melun tärkeimpiä vaikutuksia ja niiden vaikutus- ja väestövasteita. Tarkastelu on jaettu terveysvaikutuksiin ja elämyksellisiin vaikutuksiin. Selvityksessä on lisäksi tarkasteltu meluherkkyyden mittausta, unen syvyyden luokittelua, elämyksellisten kokemusten mittausmenetelmiä, sekä meluohjearvojen historiaa.

Selvityksen on laatinut ympäristöministeriön toimeksiannosta dipl.ins. Kari Pesonen. Työtä on ympäristöministeriön puolesta valvonut ja ohjannut ympäristöneuvos Ari Saarinen.

Helsingissä syyskuun 10 päivänä 2014

Ari Saarinen
Ympäristöneuvos

SISÄLLYS

Esipuhe	3
Tiivistelmä	7
Selvityksessä esiintyvien käsitteiden määritelmiä	10
1 Johdanto	13
2 Melun vaikutukset	15
2.1 Johdatusta aiheeseen.....	15
2.2 Meluvaikutusten riskien arviointi	21
2.3 Arviointi menetettyinä hyvän elämänlaadun vuosina eli dalyina	24
2.3.1 DALYjen laskentamenettely	25
2.3.2 Dalyjen määrä EU-maissa ja Suomessa	26
2.4 Melun kiusallisuus ja häiritsevyys.....	28
3 Ympäristömelun terveysvaikutukset	32
3.1 Sydän- ja verisuonitaudit ja ympäristömelu.....	33
3.1.1 Iskeemiset sydänsairaudet ja sydäninfarktit.....	37
3.1.2 Aivohalvaukset	41
3.1.3 Verenpainetauti.....	43
3.2 Unihäiriöt ja ympäristömelu	48
3.2.1 Unihäiriöiden tutkimusmenetelmistä	49
3.2.1.1 Useiden yöaikaisten melutapahtumien yhteensä aiheuttama heräämistodennäköisyys	52
3.2.2 Itsearvioitu ulkoa sisään kuuluvan melun aiheuttama unenhäirintä.....	54
3.2.2.1 Tieliikennemelu.....	55
3.2.2.2 Raideliikennemelu	57
3.2.2.3 Lentoliikennemelu.....	58
4 Ympäristömelun subjektiivisesti arvioitu kielteisyys	60
4.1 Ympäristömelun aiheuttamat elämykselliset kokemukset.....	60
4.1.1 Ympäristömelun aiheuttama kiusallisuus	61
4.1.1.1 Kiusallisuuden mittaus kyselytutkimuksin	62
4.1.1.2 Kiusallisuuden kyselytutkimusten asteikot	62
4.1.1.3 Kiusallisuuden voimakkuuden riippuvuus melun voimakkuudesta	63
4.1.1.4 Asteikon kategorioiden määrän vaikutus eriaistisen kiusallisuuden jakopisteisiin ja voimakkuuteen	67
4.1.2 Asuinalueen melun voimakkuuden arviointimenetelmän vaikutus kiusallisuusvasteisiin.....	72
4.1.3 Melulähdekohtaiset kiusallisuusvasteet.....	74
4.1.3.1 Tieliikenne.....	74
4.1.3.2 Raideliikenne.....	76
4.1.3.3 Lentoliikenne.....	77
4.1.3.3.1 Lentömelun kiusallisuusvasteiden herkistyminen	80
4.1.3.4 Teollisuusmelu.....	81
4.1.3.5 Tuulivoimalamelu	83
4.1.3.6 Ampumaratamelun kiusallisuusvasteista ja -vasteita	86
4.1.3.7 Moottoriratamelun kiusallisuusvasteista ja -vasteita	89

4.2	Meluherkkyys ja sen vaikutus ympäristömelun vaikutusvasteisiin ...	90
4.3	Vaikutustutkimusten lähtöarvojen oikeellisuus altistavan melutason kuvaajana.....	91
Liitteet		93
	Liite 1: Unen syvyyden luokittelu ja syvyyden vaihtelu unen aikana	93
	Liite 2: Melun aiheuttamien elämyksellisten kokemusten, kuten kiusallisuuden, mittaus	95
	Miten melu eroaa äänestä	95
	Elämyksellisten kokemusten mittaus.....	95
	Asenne- ja mielipidemittauksen mittarit ja muuttajat.....	96
	<i>Likertin asteikot</i>	96
	<i>Lämpömittariasteikot</i>	97
	<i>Guttmanin asteikot</i>	98
	<i>Semanttisesti differentioivat asteikot</i>	99
	Melukokemuksen kielteisyyttä kuvaavien käsiteparien intensiteetti (voimakkuuden aste).....	100
	EU:n ympäristömeludirektiivissä määritetty kiusallisuus ja sen mittaus	102
	Meluvaikutusten, kuten kiusallisuuden mittauksen pulmista.....	103
	Melun ajallisen vaihteluun liittyvät pulmat.....	103
	Teorian puutteeseen liittyvät pulmat.....	105
	Liite 3: Suomen meluohjearvojen historiaa ja taustaa	106
	Sosiaali- ja terveyshallinnon ohjearvot.....	107
	<i>Vuoden 1973 Meluohjekirje Nro 1551</i>	107
	<i>Vuoden 1979 Meluohjekirje Nro 1676/79</i>	109
	<i>Vuoden 1987 meluohjekirje 21/87</i>	111
	<i>Vuoden 1997 Sisäilmaohjeen melutasoja koskevat ohjearvot</i>	111
	<i>Vuoden 2003 asumisterveysohjeen melua koskevat ohjearvot</i>	114
	Ympäristöhallinnon ohjearvot	116
	<i>Meluntorjuntalain perusteella annetun VnP 993/1992 ohjearvot</i>	116
	<i>Meluntorjuntalain perusteella annetun VnP 53/1997 ohjearvot ampumaratamelulle</i>	117
	<i>Rakennussäädösten perusteella annetut melua koskevat ohjearvot</i>	118
	<i>Rakennusinsinöörien liiton vuosien 1967 ja 1971 ohjearvot</i>	118
	<i>Vuoden 1976 Rakennusmääräysten osa C1 Ääneneristysmääräykset</i>	119
	<i>Vuoden 1985 Rakennusmääräysten osa C1 Ääneneristysmääräykset</i> ..	120
	<i>Vuoden 1998 Rakennusmääräysten osa C1 Ääneneristysmääräykset ja ohjeet</i>	122
	<i>Ohjearvojen juridisesta statuksesta</i>	123
	Kirjallisuusluettelo	125
	Kuvailulehti	143
	Presentationsblad	144
	Documentation Page	145

Tiivistelmä

Säädöksissä sanktioidaan meluhaittojen tuottaminen tai aiheuttaminen. Esimerkiksi ympäristönsuojelulaissa (86/2000) lainsäätäjän yhtenä lähtökohtana on ollut kieltää terveyshaittaa aiheuttavan sekä yleistä viihtyisyyttä merkittävästi vähentävän melun tuottaminen tai aiheuttaminen. Maakäyttö- ja rakennuslaissa (132/1999) säädetään, että asemakaavan pitää tyydyttää muun muassa terveellisuuden ja viihtyisyyden vaatimukset. Säädösten käytäntöön soveltamisen helpottamiseksi toimivaltainen viranomais on julkaissut melutason ohjearvoja. Ohjearvoja harkittaessa yhtenä lähtökohtana ovat kielteisten meluvaikutusten väestövasteet. Vaikutusten voimakkuus ja yleisyys halutaan rajoittaa yhteiskuntapoliittisesti hyväksyttävälle tasolle.

Tässä selvityksessä on tarkasteltu melun mitattavissa olevia tärkeimpiä vaikutuksia ja niiden vaikutus- ja väestövasteita. Tarkasteltavat vaikutukset on jaettu kahteen ryhmään: 1) ”kovat” ja 2) ”pehmeät”. Edelliseen ryhmään kuuluvat ne terveysvaikutukset, jotka aiheuttavat objektiivisesti mitattavissa olevia elintoimintojen muutoksia. Jälkimmäiseen ryhmään on sisällytetty kyselytutkimuksin mitattavissa olevat elämykselliset vaikutukset, joista yleisin on melun koetun kielteisyyden mittana käytetty kiusallisuus. Poikkeuksena edelliseen jakoon on kyselytutkimuksin mitattu unihäiriöiden vakavuus ja esiintyvyys, joka on käsitelty objektiivisesti mittavan unenhäirinnän yhteydessä.

Tarkasteltuja meluvaikutuksia ovat

1. ympäristömelun aiheuttamat sydän- ja verisuonitaudit,
2. ympäristömelun aiheuttamat unihäiriöt,
3. ympäristömelun aiheuttamat elämykselliset kokemukset.

Eri tutkimusten vaikutusvasteet on pyritty saamaan keskenään vertailukelpoisiksi esittämällä ne L_{DEN} -tason funktiona aina, kun on ollut mahdollista. Tätä varten muun kuin L_{DEN} -tason funktiona esitetyt alkuperäiset vasteet digitoitiin ja ne approksimoitiin neljännen tai kolmannen asteen polynomeilla lukuun ottamatta lineaarisia keskiarvovasteita, joita approksimoitiin ensimmäisen asteen polynomilla. Uudet, selvityksen kuvissa esitetyt vasteriippuvuudet perustuvat näihin kaavamuodossa approksimoituihin trendikäyriin.

Ympäristömelu näyttäisi aiheuttavan pienen sydän- ja verisuonitautien riskin väestötasolla. Taudista ja asuinalueen ulkomelusta riippuen suhteellinen riski, RR , on ollut 1,0 – 1,3. 95 %:n luotettavuusväli on useimmissa tutkimuksissa jäänyt välille 0,8 – 3,0. Eri tutkimuksissa vertailu- eli kohorttiasuinalueen L_{DEN} -taso on yleensä ollut välillä 45 – 55 dB(A). Suhteellinen riski on osoittautunut yhtä suuremmaksi alueilla, joilla melutaso on vähintään 60...65 dB(A). Alle 1 oleva riski tarkoittaa sitä, että melualueilla riski (taudin esiintyvyys) on ollut alhaisempi kuin vähämeluisilla vertailualueilla. On kuitenkin useita tutkimuksia, joissa ei ole löydetty yhteyttä

sydän- ja verisuonitautien riippuvuudelle asuinympäristön melusta. Tiedeyhteisö on kuitenkin kallistumassa yhteyden olemassaolon puolelle. Erimielisyyttä ja epätietoisuutta esiintyy kynnsarvoista eli niistä ulko- ja sisämelun tasoista, joista lähtien eri vaikutusten suhteellinen riski ylittää 1,0. Alimmillaan kynnsarvo on joissakin tutkimuksissa ollut 50 dB(A)-luokkaa.

Melun aiheuttaman sydän- ja verisuonitautien riskiä välittävän päämekanismin uskotaan liittyvän ulkoa sisään kuuluvan yöaikaisen melun aiheuttamaan krooniseen stressiin. Jos tämä pitää paikkansa, niin riski riippuu asuinrakennusten ulkokuoren (lähinnä ikkunoiden ja korvausilmaventtiileiden) tuottamasta äänen vaimentumisesta. Suomessa asuinrakennusten ulkovaipan tuottama tyypillinen äänen vaimentuminen (ikkunat kiinni) on arviolta ainakin 5 – 10 dB(A) parempi kuin useimmissa niissä maissa (Etelä-Euroopan maat, UK), joissa riskitutkimuksia on tehty. Tämä tietäisi sitä, että Suomessa saman ulkomelun aiheuttama riski on pienempi, kuin riski meitä eteläisimmässä maissa.

Sydän- ja verisuonitautien riskeistä on esitetty ulkomaisiin riskivasteisiin ja -arvoihin perustuvia tapauskohtaisia esimerkkiarvioita. Jos 5 dB(A) suurempi rakennusten ulkokuoren tuottama ulkoa sisään kuuluvan melun vaimentuminen vastaa tautiriskien kannalta samaa kuin ulkomelun L_{DEN} -tason alentuminen 5 dB(A), niin esimerkiksi Helsingin tyyppisissä meluoloissa sydän- ja verisuonitautitapausten ilmaantuvuus alentuisi noin puoleen. Ulkomelun L_{DEN} -tasojen kasvu 5 dB(A) puolestaan lisäisi tapausten määrän karkeasti noin kolminkertaiseksi.

Melun aiheuttamien unihäiriöiden riskeille on olemassa tiedeyhteisön melko yksimielisesti hyväksymät heräämis- ja unen syvyyden muutosvasteet nukkuvaa altistavien melutapahtumien äänialtistus- tai enimmäistason funktiona. Tosin niiden validiutta on kritisoitu. Osa kritiikistä kohdistuu siihen, että osassa kenttätutkimuksia sisämelun voimakkuus on arvioitu ulkona mitattujen melutapahtumien tasosta vähentämällä jokin oletettu rakennuksen ulkokuoren vaimennus. Melun voimakkuudesta riippuvia unihäiriövasteita ei ole äänitasoltaan vakiona tai hyvin vähän ajallisesti vaihteleville meluille eikä vain vähän taustamelusta erottuville meluille. Kuitenkin nämäkin, jos ovat selvästi kuultavissa ja/tai tunnistettavissa, saattavat vaikeuttaa nukahtamista tai uudelleen nukahtamista. Esimerkkinä voidaan mainita itikan ininä pimeässä makuuhuoneessa.

Yleisimmin käytetty asuinympäristön melun kielteisyyden vaikutusvaste on melun aiheuttama kiusallisuus. Kiusallisuus on esimerkiksi ympäristömeludirektiivissä mainittu melun päävaikutus. Tie-, raide- ja lentoliikenteen kiusallisuuden vasteet on esitetty, milloin mahdollista, verrattuna ympäristömeludirektiivin valmistelun yhteydessä julkaistuihin EU/WG2-vasteisiin. Vaikuttaa siltä, että uusien tutkimusten vasteet ovat herkempiä, kuin EU/WG2-vasteet.

Tie-, raide- ja lentoliikenteen kiusallisuusvasteiden lisäksi on tarkasteltu teollisuusmelun, tuulivoimalamelun ja ampumaratamelun kiusallisuusvasteita.

Vaikka asukkaat ilmoittavat kyselytutkimuksissa kokevansa asuinalueensa melun kiusalliseksi tai häiritseväksi, niin kyseinen melu ei välttämättä huononna asuinympäristön laatua vastaavalla tavalla melun voimakkuudesta riippuen kuin eriateisen kiusallisuuden esiintyvyys. Asuinympäristön subjektiivisesti arvioitu laatu ja sen osatekijä viihtyisyys riippuvat kiusallisuuttakin löyhemmin melun voimakkuudesta ja sen ominaisuuksista.

Edellisten lisäksi selvityksessä on tarkasteltu lyhyesti meluherkkyyden mittausta ja herkkyyden vaikutusta vasteisiin sekä meluvaikutustutkimusten lähtöarvojen epätarkkuuden vaikutusta tutkimustuloksiin. Todetaan muun muassa, että melumallien väliset erot voivat aiheuttaa merkittäviä eroja eri tutkimusten vaikutusvasteisiin.

Selvityksessä on kolme liitettä. Liitteessä 1 on lyhyt yhteenveto unen syvyyden luokittelusta. Melutapahtuman vaikutus uneen riippuu tapahtuman aikaisesta unen syvyydestä ja siitä, kuinka lyhyitä syvyyden muutoksia otetaan huomioon unen

laadun arvioinnissa. Liitteessä 2 on käsitelty melun aiheuttamien elämyksellisten kokemusten mittaamenetelmiä. Liite 3 käsittelee Suomen meluohjearvojen historiaa. Tässä yhteydessä on esitetty lukuarvojen lisäksi ohjearvojen perusteita.

Liitteen 3 yhtenä tarkoituksena on joututtaa ja helpottaa esitettyjen meluvasteiden vertailua eri aikoina voimassa olleisiin ohjearvoihimme. Liite 2 helpottaa myös toisen suuntaista vertailua: millaisia vaikutusten voimakkuuksia ja esiintyvyyksiä kulloinkin voimassa olleet ohjearvot sallivat.

Selvityksessä esiintyvien käsitteiden määritelmiä

Esiintyvyys, vaikutuksen ("melutaudin") esiintyvyys: luku, joka ilmaisee, millä osalla melulle altistettua väestöä kyseinen vaikutus esiintyy. Ilmoitetaan yleensä prosenttina.

EU/WG2 asiantuntijaryhmä: Komission nimittämä asiantuntijatyöryhmä, jonka tehtävänä oli valmistella ympäristömeludirektiiviin (2002/49/EY) liittyvissä tapauksissa käytettäviä ympäristömelun kiusallisuuden yleisiä vaikutusvasteita.

EU/WG2 vaikutusvaste: edellä mainitun työryhmän julkaisema kiusallisuuden esiintyvyyden väestövaste. Työryhmä julkaisi vasteet tie-, raide- ja lentoliikennemelulle.

Häiritsevyys, melun aiheuttama häiritsevyys: Melun vaikutus erilaisiin toimiin ja tekemisiin tai edellytyksiin suoriutua näistä. Häiritsevyyden voimakkuus voidaan mitata objektiivisin menetelmin, mutta myös kyselemällä altistettujen omia arvioita.

Ilmaantuvuus, vaikutuksen, "melutaudin" ilmaantuvuus: odotettavissa olevien uusien tapausten lukumäärä jotakin aikajännettä ja väestömäärää kohden.

Kiusallisuus, melun aiheuttama kiusallisuus: Melun aiheuttama elämyksellinen kokemus ja joukko kokemuksia, jotka ilmenevät melua ja melun tuottoa koskevinä kielteisinä ajatuksina, mielipiteinä ja arvioina. Koetun kiusallisuuden voimakkuutta mitataan kyselytutkimuksin. Kiusallisuuden mittausta kyselytutkimuksin: Kts. Liite 2. Monissa suomalaisissa julkaisuissa käsite häiritsevyys tarkoittaa tai kattaa myös merkityksen kiusallisuus.

Kiusallisuuden voimakkuuden asteikko: Kiusallisuuden voimakkuuden mittauksessa käytetty voimakkuuden suuruutta tai vakavuutta ilmaiseva sanallinen eli kategoria-asteikko tai lämpömittarityyppinen asteikko. Nykykäytännön mukaan asteikko on monopolaarinen. Sen alapään voimakkuus esittää pienintä mahdollista kielellisesti ilmaistavissa olevaa kielteistä voimakkuutta (ei lainkaan) ja yläpää suurinta mahdollista (äärimmäisen).

Kiusallisuusasteikon jakopiste: Tilastomatemaattista käsittelyä varten kiusallisuuden voimakkuutta mittaavan moniportaisen asteikon määreille tai voimakkuuksille joudutaan antamaan numeroarvot. Kahden perättäisen, lineaarisella asteikolla olevan voimakkuuden numeroarvon puolivälissä olevia pisteitä kutsutaan asteikon voimakkuusluokkien välisiksi jakopisteiksi. Esimerkiksi voimakkuusasteikolla, jossa on viisi voimakkuuskategoriaa (sanallista määrettä), on neljä asteikon sisäistä jakopistettä ja lisäksi pisteet molemmissa päädyissä.

Kiusallisuusasteikon normalisointi eli yhdenmukaistaminen: Eri kyselytutkimuksissa on usein käytetty erilaisia mittareita ja niiden asteikkoja. Vertailtaessa vasteita, tai yhdistettäessä eri tutkimusten tulokset yhdeksi tietokannaksi, asteikot joudutaan normalisoimaan. Yleinen tapa on, että alapään lukuarvoksi annetaan 0 ja yläpään 100. Tämän asteikon päiden väliin jäävien jakopisteiden määrä ja lukuarvot riippuvat voimakkuutta mittaavien määreiden tai luokkien määrästä.

Melupolitiikka, kansallinen melupolitiikka: periaatteet ja menettelyt, joita noudattaen on tarkoitus saavuttaa yhteiskuntapoliittiseksi päämääräksi asetetut asuin- ja elinympäristön meluolot. Harjoitettavan melupolitiikan tavoitteena on varmistaa tavoitteena olevien olojen saavuttaminen ja samalla välttää ei-toivottuja ja kielteisiä ennakoimattomia seuraamuksia.

Meluvaikutus: Jokin melun tai melulle altistumisen aiheuttamaksi tai seuraamukseksi katsottu mielikuvien, käyttäytymisen tai elintoimintojen vaste tai reaktio eli havaittavissa oleva muutos. Vaikutusvaste on yleensä tilastollinen, mikä tarkoittaa sitä, että saman melun aiheuttaman vasteen suuruus/vakavuus on erilainen eri henkilöillä ja saman henkilön vaste voi olla erilainen eri aikoina ja eri ympäristöissä. Osa vaikutuksista on tautien tapaan kaksiarvoisia eli henkilöllä joko on tauti tai ei ole. Osa vaikutuksista on intensiteettityyppisiä eli vaikutuksen voimakkuudella on jokin arvo tietyltä asteikkoväliltä.

Riski, vaikutuksen ilmaantuvuuden tai esiintyvyyden riski: tilastollinen todennäköisyys, jolla kyseinen vaikutus ilmaantuu tai esiintyy melulle altistuvassa väestössä verrattuna melulle ei-altistuviin. Riski ilmoitetaan yleensä vetosuhteena (*OR*) tai suhteellisena riskinä (*RR*). Riskianalyyseissä tulisi ottaa huomioon myös näiden mittalukujen luottamusväli; yleensä 95 %:n luottamusväli. Riski voidaan ymmärtää myös vahingonvaaraksi tai -uhaksi. Tapahtuman todennäköisyyden lisäksi otetaan huomioon tapahtuman ja seuraamusten vakavuus tai laajuus. Matemaattisesti täten määritetty riski = tapahtuman todennäköisyys kerrottuna riskin laajuudella tai vakavuudella.

Riskinhallinta, meluvaikutusten riskinhallinta: keinot ja menettelytavat, joita käytetään vaikutuksen ilmaantuvuus – ja pitkällä aikavälillä myös esiintyvyys – saateen yhteiskuntapoliittisesti hyväksyttävään lukuarvoon. Melun vähentäminen on vain yksi riskinhallinnan keinoista. Mitä löyhemmin vaikutus riippuu melun voimakkuudesta ja mitä suurempi on erilaisten moderaattoreiden ja mediaattoreiden osuus, sitä enemmän riskinhallinnassa tulisi kiinnittää huomiota mahdollisuuksiin pienentää riskiä moderaattoreiden ja mediaattoreiden hallinnan välityksellä. Ainakin tulisi varmistua, että niiden kautta ei tapahdu samanaikaisesti melun alentamisen kanssa vaikutusten kasvua tai herkistymistä.

Viihtyisyys: Elinympäristön koetun laadun myönteinen ominaisuus tai vaikutelma, jonka perustuu näkö-, kuulo-, tunto-, lämpö-, haju- ja makuaistin välittämien ärsykkeiden perusteella tehtyihin havaintoihin ja havaintojen arvottamiseen. Vaikka viihtyisyys on yleinen jokapäiväisen kielen käsite, sen yksikäsitteinen määrittely on vaikeaa.

Viihtyisyystekijä, viihtyisyyden osatekijä: luonnon tai rakennetun ympäristön ominaisuus, olosuhde tai piirre, joka vaikuttaa siihen, miten ihmiset arvostavat ja arvottavat (kyseessä olevan) ympäristön miellyttävyyttä, mukavuutta, esteettistä harmoniaa sekä/tai kulttuuri- ja virkistysarvoja. Viihtyisyys riippuu eri tekijöiden yhteisvaikutuksesta. Eri ihmiset kokevat ja arvottavat nämä tekijät eri tavoin ja asettavat erilaisia odotuksia näille eri ympäristöissä ja eri aikoina. Viihtyisyystekijä voi olla myös aistein havaitsematon, kuten haitalliseksi (esim. myrkylliseksi) tiedetty tai oletettu aine tai sähkömagneettinen säteily. Myös elinympäristön muutosuhka ja muutosnopeus ovat viihtyisyyteen ja sen subjektiivisesti ennakoituun muutokseen (huononeminen/parantuminen) vaikuttavia tekijöitä.

Väestövaste, melun väestövaste: Suuren henkilökunnan tilastollinen meluvaikutusvaste. Useimpien meluvaikutusten esiintyvyys on tavanomaisissa asuin- ja elinympäristön meluoloissa niin pieni tai henkilötasolla epäspesifinen, että vaikutus on todettavissa ja ennustettavissa vain väestötasolla.

1 Johdanto

Ympäristömelu on yksi kaupunkimaistumisen ja teollistumisen seuraamuksista. Mitä suurempia taajamat ovat ja, mitä suurempi niiden asukastiheys on, sitä enemmän taajamissa on melua ja sitä suurempi on kielteisten meluvaikutusten esiintyvyys ja meluun kielteisesti suhtautuvien henkilöiden määrä. Melu ja sen haitat ovat kaupunkimaistumisen ja teollistumisen tuottamista hyödyistä ja hyvinvoinnista maksettavaksi koitunut hinta.

Melu määritellään ei-toivotuksi, tai kutsumatta kuulluksi, ääneksi. Molemmat ovat melun kuulijan kuulemansa perusteella tekemiä kielteisiä arvioita tai vaikutuksia.

Melun ei-toivottavuutta voidaan tarkastella ja hallita sekä yksilön että yhteiskunnan näkökulmista katsottuna. Kansallinen melupolitiikka ja siihen kuuluva normitus ja ohjeistus painottavat arvottamista yhteiskunnan kannalta. Koska melun voimakkuus ja ominaisuudet selittävät ja ennustavat hyvin huonosti yksittäisen kuulijan kokeman vaikutuksen laadun ja voimakkuuden, ja monien vaikutusten esiintyvyys on hyvin pieni, ei-toivottavuutta mittaavia tai kuvaavia vasteita tarkastellaan väestötasolla tilastollisina muuttujina. Tämä tarkoittaa muun muassa sitä, että voimme ennustaa jonkun vaikutuksen esiintyvyyden ja ilmaantuvuuden riippuvuuden meluoloista vain tilastollisesti, esimerkiksi millä todennäköisyydellä tietty yöaikainen melutapahtuma aiheuttaa valveille heräämisen tai unen syvyyden muutoksen tahi montako prosenttia altistetuista kokee jonkin asuinympäristönsä melun suuresti kiusalliseksi. Emme pysty ennustamaan tarkasti kuka herää ja milloin mihinkin melutapahtumaan tai kuinka kiusalliseksi tietty henkilöä melun milloinkin kokee.

Äänen ei-toivottavuus on hyvin epäspesifinen ja vaikeasti suoraan mitattavissa oleva kuulijariippuva meluvaikutus. Ei-toivottavuus voidaan rinnastaa mittausvaikeuksien perusteella kauneuteen. Ei-toivottavuutta joudutaan mittaamaan muiden, helpommin ja yksikäsitteisemmin mitattavien (sijais)muuttujien käyttäen. Näiden muuttujien avulla pyritään mittaamaan melun vaikutusta tai osuutta muun muassa elinympäristön laatuun ja terveellisyteen.

Rationaalinen melupolitiikka edellyttää tietoja ympäristömelujen vaikutuksista ja vaikutusvasteista. Esimerkiksi melun ohje- ja raja-arvojen määrittelyn lähtökohtana on eri vaikutusten (arvioitu tilastollinen) esiintyvyyden riippuvuus meluoloista. Meluntorjuntaa suunniteltaessa lähtökohtana tulisi olla arvio siitä, miten suunnitelmat toteutuessaan muuttavat vaikutuksia ja millainen kansallisen melupolitiikan perusteena olevien vaikutusten ilmaantuvuus ja esiintyvyys on torjunnan jälkeen.

Kansallisen melupolitiikan tulisi ennakoida, miten yhteiskunnan muutokset vaikuttavat elinympäristön meluoloihin ja erilaisten meluvaikutusten ilmaantuvuuteen ja esiintyvyyteen. Esimerkiksi väestön ikääntyminen lisää melulle altistumisen aikaa ja tätä kautta kroonisten terveysvaikutusten esiintyvyyttä. Liikenteen määrän kasvun oletetaan lisäävän melualueiden kokoa ja tätä kautta niillä

asuvien määrää siitä huolimatta, että ajoneuvojen meluvaatimuksia on kiristetty ja kiristetään edelleen. Taajamarakenteita pyritään tiivistämään muun muassa maan, kunnallistekniikan, energian tehokkaampaan käyttöön ja ilmastomuutoksen hillitsemiseen vedoten. Tiivistäminen saattaa johtaa liikenteen melualueilla¹ asuvien määrän kasvuun.

Tämän selvityksen päätarkoituksena on antaa perusteita ympäristömelun ohjeistuksen ja ohjeistuksen kehittämiseen.

¹ Yleiskäsitteenä melualue ymmärretään tässä selvityksessä alueeksi, jolla melun voimakkuus ylittää jonkun ympäristön laadun kriteeriksi asetetun melutason, esimerkiksi $L_{Aeq,07-22h} \geq 55$ dB tai $L_{Amax} \geq 65$ dB.

2 Melun vaikutukset

2.1

Johdatusta aiheeseen

Elinympäristön² melu on yksi monista kansalaisten elämän ja elinympäristön laatuun vaikuttavista tekijöistä. Elämän ja elinympäristön laatua voidaan arvioida hyvin monin perustein. Suomen säädökset, esimerkiksi ympäristönsuojelulaki (YSL)² sekä maankäyttö- ja rakennuslaki (MRL)⁷³ mainitsevat terveellisuuden ja viihtyisyyden elinympäristön laadun kriteeriksi. Viihtyisyydestä puhuttaessa melu on yksi monista viihtyisyyskijöistä. Melu voi vähentää viihtyisyyttä, mikä tarkoittaa epäviihtyisyyden kasvua. Mitattaessa melun vaikutusta elinympäristön viihtyisyyteen asteikon tulee kattaa alue suuresta epäviihtyisyydestä suureen viihtyisyyteen.³ Viihtyisyyden riippuvuutta melusta ja sen ominaisuuksista on tutkittu hyvin vähän.⁴ Esimerkiksi tutkimuskirjallisuudesta ei löydy kiusallisuus- ja unihäiriövasteita vastaavia melun viihtyisyysvasteita.

Ympäristön laadun osatekijä melu määritellään usein lyhyesti ei-toivotuksi ääneksi. Ei-toivottavuus ja sen kulloinenkin voimakkuus eivät ole sellaisia äänen fyysikaalisia ominaisuuksia, joita pystyisimme mittaamaan teknisin laittein. Tämä melun määritelmä ei sisällä kannanottoa siihen, kenen kannalta tarkasteltuna äänen pitäisi olla ei-toivottua, jotta se olisi melua. Ei-toivottavuus ja sen voimakkuus voidaan mitata vain äänen suoraan tai epäsuorasti aiheuttamalla vaikutuksilla.

Samalla kun melu voi olla ei-toivottua kuulijansa kannalta, se tuotto voi olla hyvin toivottua ja tarpeellista tuottajansa kannalta. Esimerkiksi liikennemelu on seurausta siitä, että sen tuottajilla ja sen tuottoon osallistujilla⁵ on tarve ja motiivi liikkua paikasta toiseen. Ampuma- ja moottoriurheilumelun aiheuttajilla on tarve ja motivaatio harrastukseensa. Ulkoilmakonserttien kuulijoiden musiikillinen nautinto – musiikin ”toimivuus” – voi edellyttää yli 95...100 dB(A) melutasoja.¹ Melupolitiikassa joudutaan ottamaan huomioon sekä kuulijoiden että tuottajien tarpeet osana yhteiskunnan toimintaa. Lähes kaikelle melun tuotolle löytyy yhteiskuntapoliittisesti ja moraalisesti hyväksyttävissä oleva motiivi, tarve ja oikeus siihen toimintaan, jonka seurauksena on melun tuottoon osallistumattoman kuulijan kannalta ei-toivottua ääntä.

² Elinympäristöön sisältyy ihmisen asuin-, toiminta- ja vapaa-ajan ympäristö. Asuinympäristöllä tarkoitetaan tässä selvityksessä asuntoa ja asumiseen liittyvää rakennettua ympäristöä. Näiden lisäksi melupolitiikan ja meluvaikutusten arvioinnin kohteena voi olla sellainen luonnonympäristö, jossa ei ole ihmisiä; esimerkkinä merenalainen maailma ja asumattomat erämaat.

³ Ellei säädöksissä ole määritelty jotakin ympäristön laatua mittaavan viihtyisyyden alarajaa ja/tai aluetta.

⁴ Tämän selvityksen yhteydessä tehtiin erittäin laaja kirjallisuushaku viihtyisyystutkimuksista. Tutkimusten vähäisyyden yhtenä syynä näyttäisi olevan se, että hyvin harvan maan säädöksissä mainitaan viihtyisyys (engl. amenity, ruots. trivsel, trivsamhet, saks. Annehmlichkeit) ympäristön erityisenä laatutekijänä. Löytyi vain yksi maa, Uusi Seelanti, jonka säädöksissä viihtyisyydellä näyttäisi olevan samantyyppinen, vahva asema kuin Suomessa. Myös joissakin Australian osavaltioissa viihtyisyys on ympäristön laadun merkittävässä asemassa oleva mitta.

⁵ Esimerkiksi julkisen liikenteen matkustajat ja kuljettajat osallistuvat melun tuottoon.

Melulla – tai oikeammin melulle altistumisella – on monenlaisia vaikutuksia. Näitä vaikutuksia nimitetään melureaktioiksi tai -vasteiksi. Vaste ymmärretään usein riippuvuudeksi, joka kuvaa vaikutuksen voimakkuuden tai esiintyvyyden (yleisyyden, levinneisyyden) riippuvuutta melun voimakkuudesta⁶ tai muusta sen ominaisuudesta. Tällöin puhutaan väestövasteista erotukseksi yksilötason reaktioista. Suurin osa tutkimuksista koskee melun vaikutuksia ihmisiin. Melun tiedetään vaikuttavan myös eläimiin ja luontoon.

Melun ja meluttomuuden vaikutukset ja vaikutusten seuraamukset voivat olla myös taloudellisia, so. niitä voidaan arvottaa rahalla. Elinympäristön vähämeluisuus (hiljaisuus) ja viihtyisyys ovat talousteorioiden kannalta yhteiskunnallisia hyödykkeitä, joille on mahdollista määrittää raha-arvo. Taloudellisen arvotuksen näkökulmasta melu katsotaan yleensä haitakkeeksi eli tekijäksi, joka seuraamuksenaan aiheuttaa kustannuksia ja vähentää taloudellisia arvoja, kun asuin- ja elinympäristön hiljaisuus (vähämeluisuus) lisää ympäristön arvoa käyttäjälleen (esim. asukkaalle, vierailijalle), mutta hiljaisuuden saavuttaminen tai ylläpito voi aiheuttaa kustannuksia tai tulojen menetyksiä, joita arvotustutkijat eivät useinkaan ota huomioon.⁷

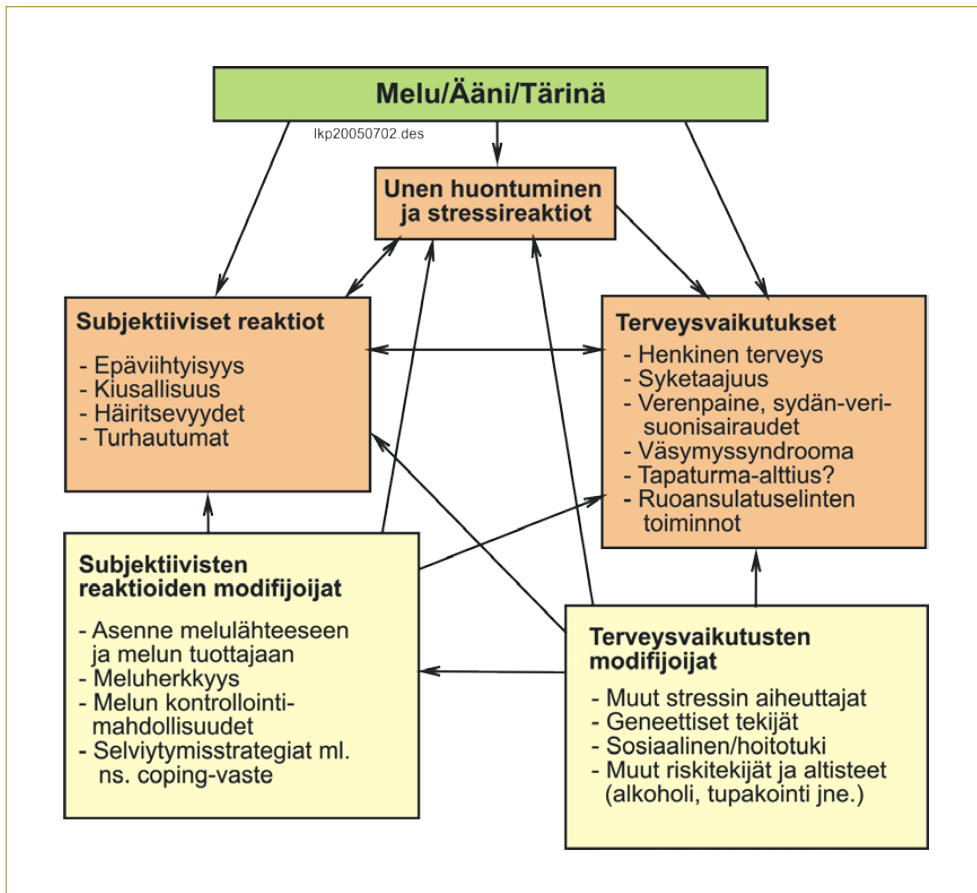
Melu poikkeaa muista ympäristön terveyteen ja elinympäristön laatuun vaikuttavista tekijöistä, kuten ionisoivasta säteilystä, kemikaaleista⁸ tai pienhiukkasista, siinä, että sen havainnointiin on erityinen aistinelin, kuuloaisti. Altistetut pystyvät tekemään omia arvioitaan kulloisenkin melun syistä ja ominaisuuksista sekä palauttamaan muististaan mielikuvan aiemmin esiintyneestä melusta, sen syistä ja ominaisuuksista. Ristiriitatilanteita syntyy helposti etenkin silloin, kun melun aiheuttajan, melututkijoiden tai viranomaisten ilmoittamat arviot melusta tai melun vaikutuksista eivät altistetun mielestä vastaa sitä, mitä hän itse kuulee tai kokee – tai olettaa tulevaisuudessa kuulevansa ja kokevansa.

Meluvaikutukset jaetaan usein kuuloon ja sen toimintaan (tai toimintaedellytyksiin) kohdistuviin (engl. auditory effects) sekä kuuloaistin ulkoisiin (engl. non-auditory effects) vaikutuksiin. Esimerkiksi melun aiheuttama ohimenevä ja pysyvä kuulon aleneminen ovat kuuloaistin toimintaan kohdistuvia vaikutuksia. Kiusallisuus, erilaiset häiritsevyydet ja niin sanotut ”kovat” terveysvaikutukset, kuten sydäninfarktirisikin kasvu, puolestaan ovat ulkoisista vaikutuksista.

⁶ Melun voimakkuudella tarkoitetaan tässä selvityksessä sekä vaikutuksen voimakkuutta (ja laatua) että vaikutuksen aiheuttaneen ei-toivotun äänen voimakkuutta (ja ominaisuuksia). Tunnetaan useita äänen fyysikaalisia ominaisuuksia, jotka vaikuttavat kuulijan tekemään melun voimakkuusarvioon. Tällaisia ovat mm. äänen voimakkuus, spektri, kesto, hiljaisten jaksojen osuus, voimakkuuden kasvun ja vaihtelun nopeus, karheus, kimeys ja tietyn ajan sisällä ilmenevien äänekkäiksi koettujen melutapahtumien määrä. Myös edellisten ajallinen esiintyvyys ja vaihtelu vaikuttavat koetun melun voimakkuuteen.

⁷ Ympäristömelu ei ole talousteorioissa tarkoitettu hyödyke, sillä se ei tuota hyötyä kuluttajalle. Vähämeluisuus, hiljaisuus ja asuinalueen viihtyisyys ovat asioita, jotka voidaan luokitella paikallisiksi julkishyödykkeiksi ainakin tapauksissa, jossa niiden kuluttaminen (niistä nauttiminen) ei estä tai vähennä muiden mahdollisuutta kuluttaa niitä. Joissakin tapauksissa paikallisen julkishyödykkeen, kuten hiljaisuuden tai viihtyisyyden, suuri kysyntä (suuret samanaikaiset kuluttajamäärät) voi huonontaa hyödykkeen laatua.

⁸ Joitakin terveydelle vaarallisia tai haitallisia elinympäristössä esiintyviä kemiallisia aineita voidaan haistaa, nähdä tai tuntea esimerkiksi kirvelynä silmissä.



Kuva 1: Eräs nykykäsitysten mukainen kielteiseksi luokiteltujen melureaktioiden (vaikutusten) syy-seurausmalli (kuvaa ja sen käsitteitä on hieman modifioitu alkuperäiseen nähden). Coping-vaste tarkoittaa elämän olojen sovittamista vallitseviin oloihin (esim. ikkunan sulkemista tai muuttamista pois melualueelta hiljaisempiin oloihin).²

Kuvassa 1 on esitetty eräs nykykäsitysten mukainen tunnettujen (kielteisten⁹) melureaktioiden syy-seurausmalli.^{2, 3} Tämä malli painottaa sitä, että yksittäisiä meluvaikutuksia ei voida erottaa toisistaan riippumattomiksi reaktioiksi. Tämän tapaiset kokonaismallit painottavat melureaktioita modifioivien vaikutusten ja olosuhteiden merkitystä.⁴ Mallikaaviossa on suora tie melusta terveysvaikutuksiin ja neljä laatikkoa, joissa mainitut tekijät tai olosuhteet toimivat vaikutusten *moderaattoreina* eli tekijöinä tai oheisvaikuttajina, jotka hämärtävät vasteen selektiivisyyttä.⁵

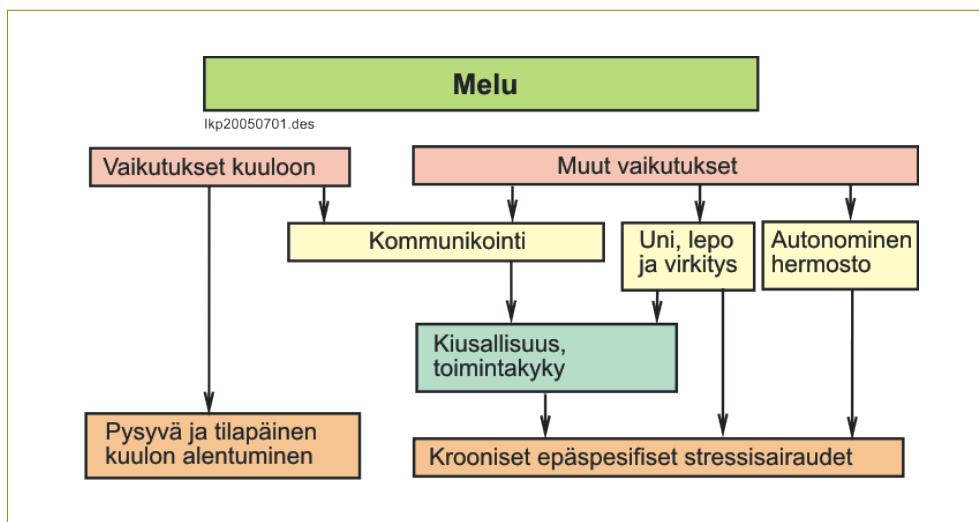
Monissa yhteyksissä kuva 1 ymmärretään siten, että subjektiiviset reaktiot mittaavat pääasiassa henkilöiden kokemaa elinympäristön ja elämän laatua.^{6, 7, 8, 9, 313, 10} Kuten kuvasta huomataan, ne ovat keskinäisessä vuorovaikutuksessa muiden vaikutusten ja vaikutusten moderaattoreiden kanssa.

Melu välittyy vaikutuksiksi kuulon kautta. Näköhavainnot tosin voivat vaikuttaa siihen, miten melu koetaan. Noin 90 % elinympäristöstämme saamastamme informaatiosta on näköaistin välittämää. Vaikka kuuloaistin välittämä osuus informaation määrästä on pieni, audioinformaatio on kuitenkin tärkeää ihmiselle. Pystymme

⁹ Maankäyttö- ja rakennuslaissa sekä ympäristönsuojelulaissa mainittu viihtyisyys kattaa käsitteenä sekä kielteisen että myönteisen vaihtelun alueen. Viihtyisyys voi olla neutraalin lisäksi sen huonolla tai hyvällä puolella. Tavoitteena on yleensä suuri hyvän viihtyisyyden esiintyvyys, kun esimerkiksi kiusallisuuden suhteen tavoitteena on alhainen suuren tai voimakkaan kiusallisuuden esiintyvyys.

esimerkiksi kuulemaan ääniä kaikista suunnista eli myös suunnista, joihin emme näe kääntämättä päätä. Kuulo analysoi ääniä ja toimii hälytysjärjestelmänä, toisin kuin näkö, myös nukuttaessa. On vaikea sanoa, kumpi – näkö vai kuulo – on ihmiselle tärkeämpi aisti. Kuuloinformaation ja kuulemisen näköä suurempaa merkitystä ihmiselle on perusteltu muun muassa sillä, että korkeasti koulutetuissa on tilastollisesti suurempi osuus syntymästään sokeista kuin syntymästään kuuroista henkilöistä.

Kuvassa 2 on esitetty riippuvuuksia kuvaavalla yksinkertaisella kaaviolla melun tärkeimmät vaikutukset ja niiden riippuvuussuhteet.



Kuva 2: Melun päävaikutusten luokittelu ja niiden riippuvuussuhteet. Huomattakoon, että melun vaikutus voi olla kielteinen, nolla tai myönteinen.

Vain tilapäinen ja pysyvä kuulon alenema sekä audioinformaation peittovaikutus ovat melulle spesifisiä tai ominaisia vaikutuksia. Muut ovat epäspesifisiä, mikä tarkoittaa sitä, että moni muukin olosuhde tai tekijä aiheuttaa samoja vaikutuksia.

Meluvaikutukset jaetaan nykyisin kolmeen luokkaan:

1. *Primääriset eli välittömät vaikutukset* eli vaikutukset, jotka ilmenevät melu-altistuksen aikana. Näitä ovat erilaiset häiritsevyysvasteet, kuten unen ja puheenhäirintä sekä autonomisen hermoston kautta välittyvät vaikutukset.
2. *Sekundääriset* eli primäärivaikutusten välittämät tai niiden seurauksena lyhyen ajan sisällä ilmenevät *vaikutukset*. Tällaisia ovat esimerkiksi kiusallisuus ja toimintavalmiuksien tai toimintojen huononemisenä ilmenevät vaikutukset.
3. Pitkän ajan jatkuvan tai jatkuvasti toistuvan altistumisen aiheuttamat *pysyvät eli krooniset vaikutukset*. Pysyvä vaste/vaikutus ei katoa – ei ainakaan lyhyen ajan sisällä – vaikka altistuminen keskeytyisi tai vähentyisi. Tällainen vaikutus on esimerkiksi (todennäköinen) melun aiheuttama osuus verenpainetaudista. Myös kiusallisuutta ja erilaisia itse arvioituja häiritsevyyksiä pyritään mittaamaan pysyvänä vaikutuksena, kun instruktiossa annetaan aikaviitekehukseksi pitkä aika, esimerkiksi viimeisen vuoden aikainen asuinalueen melu tai koko se aika, jonka henkilö on alueella asunut.

Kahden ensimmäisen luokan vaikutuksia voidaan kutsua yhteisnimellä *akuutit vaikutukset* erotukseksi kolmannen luokan pysyvistä eli *kroonisista vaikutuksista*, joista käytetään myös nimitystä tertiäriset vaikutukset.

Primääriset vaikutukset ilmenevät altistuksen aikana ja katoavat heti altistuksen loputtua; sekundääriset vaikutuksetkin alkavat yleensä jo altistuksen aikana. Palautuminen voi tapahtua välittömästi altistuksen loputtua tai se saattaa kestää esimerkiksi verrannollisena altistavan melun voimakkuuteen ja keston. Krooniset vaikutukset ovat, kuten mainittiin, yleensä hyvin epäspesifisiä. On hyvin vaikea osoittaa, että ne olisivat pelkästään melun aiheuttamia, sillä moni muu ympäristöaltiste aiheuttaa näitä samoja stressireaktioina ja mielipiteiden moderaattoreina tunnettuja oheisvaikutuksia. Useat tutkimukset esimerkiksi osoittavat ainakin lievää tilastollista riippuvuutta asukkaiden verenpaineen (esim. koehenkilöiden yläpaineiden keskiarvon) pienehkön nousun tai verenpainetaudin esiintyvyyden ja asuinalueen suurien ulkomelutasojen välille, mutta alueilla, joilla on suuria melutasoja, on yleensä myös muita verenpainetta nostavia tekijöitä.^{11, 12, 13, 14, 15, 16} Erilaisten kroonisten vaikutusten riippuvuutta melualtistuksen muutoksista, esimerkiksi vaikutuksen lieventymistä ulkomelutason alentuessa, on tutkittu vähän.¹⁷

Ihmisten elinikä on kasvanut viimeisen 100 vuoden aikana suuresti. Eliniän pidentyessä on alettu – tai jouduttu – kiinnittämään aiempaa enemmän huomiota sellaisiin ympäristövaikutuksiin, jotka lisäävät väestön sairastavuutta ja auttavat selittämään sairauksien syitä sekä vähentämään sairastavuutta. Asuin- ja työympäristön melu on todettu yhdeksi sairastavuuteen vaikuttavaksi tekijäksi. Voimakas, jatkuva melu lisää väestön sairastavuutta.¹⁰ Myös työperäinen melualtistus vaikuttaa melusairauksien esiintyvyyteen.

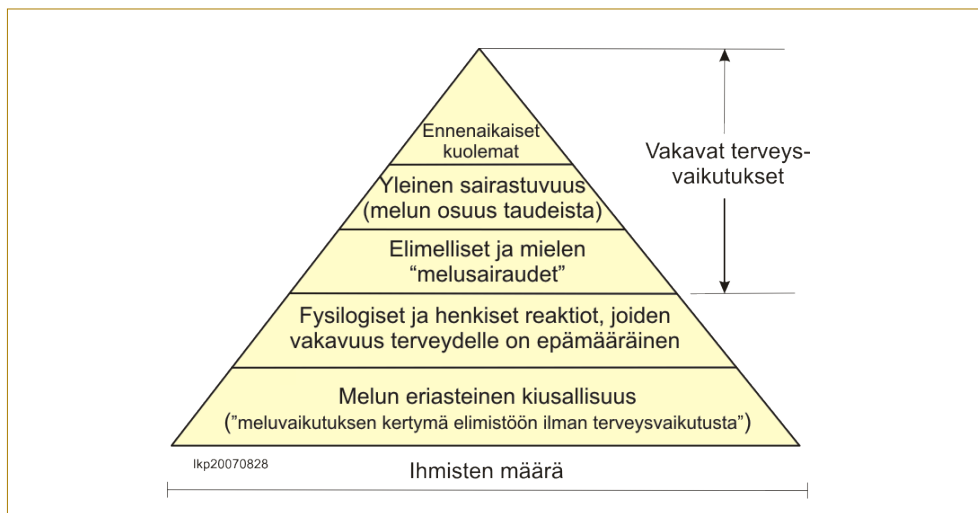
Viime vuosina on kiinnitetty entistä enemmän huomiota myös ympäristön ja elämän laatuun sekä laadun merkitykseen sairastavuutta lisäävänä tai vähentävänä tekijänä.^{18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 6, 7, 9, 31, 32} Huonon ympäristön ja elämän laadun on todettu lisäävän sairastavuutta, hyvän vähentävän. Haitalliseksi tai kielteiseksi koettu asuinympäristön melu on yksi monista tekijöistä, jotka huonontavat ympäristön ja elämän laatua. Tämä argumentti on ollut yhtenä perusteena etsittäessä heikkojakin yhteyksiä ja selityksiä sille, missä määrin ympäristön ja elämän laatua huonontava melu vaikuttaa kansanterveyden kannalta merkittävimpiin tauteihin sairastavuuteen. Esimerkkinä voidaan mainita sydäninfarktit, verenpainetauti, aivohalvaukset ja diabetes.

Melun tunnettujen vaikutusten vakavuus ja esiintyvyys vaihtelevat suuresti. Osa vaikutuksista on nykykäsitysten mukaan terveyttä haittaavia tai vaarantavia, osa puolestaan ei aiheuta mitään sellaisia elimellisten toimintojen tai käyttäytymisen muutoksia, joita (hoitavan) lääketieteen kriteereiden mukaan pitäisi katsoa terveydelle tai elintoiminnoille haitalliseksi tahi esimerkiksi reaaliomaisuuden tai asuinympäristön arvoa tai arvostusta (melun vuoksi) muuttavaksi. Monilla meluilla – ja etenkin melua tuottavalla toiminnoilla – on usein myös hyödylliseksi katsottavia vaikutuksia.^{33, 34, 11} Esimerkiksi arvioitaessa liikenteen terveysvaikutuksia ja niiden kustannuksia unohdetaan usein ottaa huomioon se, miten liikenteen tuottama kansantulo ja liikenteen työpaikat vaikuttavat myönteisesti väestön terveyteen ja elämän laatuun.

¹⁰ Voimakas tarkoittaa tässä tyypillisesti ulkomelua, jonka LDEN, vuosi-taso on vähintään 60... 65 dB(A). Joidenkin sairastavuusvaikutusten kynnyсарvotasot voivat olla alhaisempia. Kynnyсарvo perustuu usein sitä suuremmilla melutasoilla todetun riippuvuuden ekstrapolointiin tutkimusalueelta alhaisimpiin melutasoihin (esim. vastefunktion 0-arvon ekstrapoloitu melutasoakselin leikkauspiste).

¹¹ Esimerkkejä hyödyllisistä vaikutuksista: Liikennevälineiden äänet (melu) auttavat jalankulkijoita hahmottamaan ympäristöä ja välttämään onnettomuuksia. Melun perusteella saadaan hyödyllistä informaatiota mm. koneiden ja laitteiden kunnosta. Neutraali melu peittää häiritsevää melua, minkä koetaan vähentävän viimemainitun haitallisuutta. Kolmas esimerkki on se, että alhaisilla äänitasoilla (alle 50 dB(A)) melun (äänen) voimakkuuden lisäys lyhentää kuulijan reaktioaikaa tehtävissä, joissa pitää nopeasti reagoida ko. ääneen. Kuluttajalle hyödyllinen elin- ja asuinympäristön melu voitaisiin luokitella talousteorioiden tarkoittamaksi julkishyödykkeeksi.

Kuvassa 3 esitetty eräs meluvaikutusten ja melun aiheuttamien sairauksien, ”melusairauksien”, vakavuuden luokittelu. Vastaavaa pyramidia käytetään monien muidenkin elinympäristössä esiintyvien altisteiden terveysvaikutusten luokittelussa.^{35, 21} Kuvan 3 pyramidin alle voitaisiin lisätä joukko melun ja sen tuoton/tuottamattomuuden (esim. liikenteen) potentiaalisia vaikutuksia ja niiden indikaattoreita. Esimerkiksi kansalaisten fyysisen liikunnan, autoistumisen ja (melu)sairauksien välillä on tilastollisia yhteyksiä, jotka tukevat sairastavuuden vähentämistä lisäämällä liikuntaa autonkäyttörajoituksin.^{36, 37}



Kuva 3: Meluvaikutusten luokittelu vakavuuden perusteella. Eri vaikutusten esiintyvyyssuhteet (ihmisten määrä, laatikoiden vaaka-akselien keskinäiset pituussuhteet) eivät vastaa todellisuutta.³⁸

Melulle altistetut pystyvät omien kokemustensa perusteella arvioimaan (kuva 3) vain alimman, tai kahden alimman, vakavuusasteen itse koettuja vaikutuksia. Altistetut eivät pysty kokemustensa perusteella itse luotettavasti arvioimaan, mikä osuus melulla on ollut – tai tulevilla pitkäaikaisella altistuksella voi olla – heidän mahdollisesti potemiinsa somaattisiin (elimellisiin, fyysisiin) tai mielen sairauksiin. Altistetut eivät myöskään pysty kokemustensa perusteella arvioimaan luotettavasti, mikä osuus melulla ja melulle altistumisella on yleiseen väestön sairastavuuteen. Toisaalta altistetut pystyvät pätevästi arvioimaan, missä määrin he kokevat asuinalueensa jonkun melun kiusallisena tai häiritsevänä, esimerkiksi, missä määrin omaan makuuhuoneeseen kuuluva yöaikainen melu huonontaa subjektiivista unen laatua 10-portaisella asteikolla: ei lainkaan (0) – äärimmäisen paljon (10). Kokonaan eri asia sitten on, kuinka luotettavasti tällaiset arviot ennustavat henkilökohtaisia kolmen ylimmän vakavuusluokan vaikutuksia.

Kuvan 3 toiseksi alimman luokan vaikutuksista, reaktioista, voidaan mainita esimerkkinä yöaikaisten melutapahtumien aiheuttamat vaihtelut aivosähkökäyrissä, verensuonissa, pulssissa tai stressihormonien¹² määrässä aamuvirtsassa. Vaikutusten voimakkuuden mittana käytettyjen henkilökohtaisten mittausarvojen perusteella on kuitenkin mahdotonta päätellä yksikäsitteisesti ja tarkasti, miten esimerkiksi jokin määrä (yössä/vuodessa) EEG-heräämiseksi luokiteltuja tapahtumia aivosähkökäyrissä tai aamuvirtsan eri hormonien pitoisuus ja jakautuma vaikuttavat kyseisen henkilön terveydentilaan, saatikka väestön sairastavuuteen. Voimme esittää epidemiologisten tutkimusten perusteella vain tilastollisia yhteyksiä ja riskejä sille, miten kolmen ylimmän luokan vaikutusten esiintyvyys ja ilmaantuvuus riippuvat suuresta väestöjoukosta mitatuista arvoista.

¹² Esimerkiksi kortisoli, noradrenaliini eli norepinefriini ja adrenaliini eli epinefriini.

Melultaan tavanomaisessa elinympäristössä kuvan 3 vakavat melun terveysvaikutukset esiintyvät hyvin heikkoina. Melun aiheuttaman sairastavuuden osuuden esiin kaivaminen edellyttää laajoja epidemiologisia tutkimuksia, joissa verrataan melultaan erilaisilla alueilla pitkään asuneiden terveydentilaa ja erilaisten sairauksien esiintyvyyttä keskenään. Melun osuutta on hyvin vaikea – monien mielestä mahdotonta – eristää luotettavasti muiden altisteiden ja olosuhdetekijöiden vaikutuksista. Esimerkiksi asuinalueilla, joilla liikenne on vilkasta ja liikennemelu voimakasta, asukkaiden verenpaine saattaa olla tilastollisesti hieman korkeampi¹³ kuin alueilla, joilla liikenne ja sen melu ovat hiljaisia.³⁹ Liikenteen kaasumaisten päästöjen ja pienhiukkasten vaikutusten tutkijoiden mukaan terveysvaikutusten pääsyynä ovat ilman saasteet, kun melututkijat yleensä päätyvät siihen, että syynä on melu.^{40, 41, 42, 39, 62} Tutkimusta vaikeuttaa se, että ilman saasteet eivät välttämättä vaikuta suoraan verenpaineeseen, vaan aiheuttavat tauteja (mm. tulehduksia¹⁴), jotka vaikuttavat verenpaineeseen tai lisäävät sydän- ja verisuonitautien riskiä. Alueilla, joilla liikennemelu on voimakasta esimerkiksi myös väestön vähäinen fyysinen liikunta voi olla yksi piilevä (liikuntatottumuksia ei yleensä kysellä meluvaikutustutkimuksissa) sairastavuutta lisäävä tekijä.

Monet meluvaikutukset ovat konteksti- eli olosuhde- ja ympäristöriippuvaisia. Esimerkiksi 100...120 dB(A) hetkelliseen äänitasoon yltävä musiikki on konserttiyleisölle nautintoa aiheuttavaa¹, mutta saattaa yltäessään makuuhuoneessa 30 dB(A) tasoon (L_{Aeq} -taso) estää nukahtamisen tai ainakin vaikeuttaa sitä. Omalla moottorikelkalla tai perämoottoriveneellä ajelun melun ei koeta huonontavan erämaan hiljaisuutta, mutta moni kokee naapurin tuottamana vastaavan melun rikkovan luonnon rauhaa heti kun ääni on kuulohavainnoin erotettavissa. *Pelkkä äänitaso, so. desibelilukema, ei ole meluvaikutusten yksikäsitteinen indikaattori tai mittaamisväline.*

2.2

Meluvaikutusten riskien¹⁵ arviointi

Osa meluvaikutuksia on taudin tapaisia kaksiarvoisia eli dikotomisia vaikutuksia; henkilöllä on tauti tai ei ole. Osa vaikutuksista on intensiteettityyppisiä, mikä tarkoittaa sitä, että henkilön kokemaa vaikutuksen voimakkuus tai aste voi vaihdella tietyn mittausasteikon ala- ja ylärajan välillä. Edellisessä tapauksessa riski ilmoittaa todennäköisyyden sille, kuinka paljon ”melutautia” esiintyy tai ilmaantuu melun vuoksi. Jälkimmäisessä tapauksessa riski mittaa sitä, mikä osuus altistetuista kokee tietynasteista vaikutuksen voimakkuutta. Meluvaikutus voi ilmaantua myös kansalaisten tai kansalaisryhmien mielenosoituksina, kuten valituksina viranomaisille tai mielenosoitustapahtumina. Tällaisten vaikutusten riskiä, kuinka todennäköisesti ja kuinka laajoina niitä tulee esiintymään, on vaikea arvioida.

¹³ Yleensä kyse on ollut hyvin pienistä eroista [keskiarvo alle 1 mmHg per 5 dB(A) ero pitkäaikaisessa L_{Aeq} -tasossa] – joskin, kun tutkimukseen osallistuneiden henkilöiden määrä on suuri (tuhansia), osassa tutkimuksia tilastollisesti merkittävästä (so. ei sattuman aiheuttamasta) erosta. Vertailuna esimerkiksi se, että ylipainoisilla verenpainepotilailla systolisen verenpaineen lasketaan alentuvan karkeasti 1 mmHg ja diastolisen puolet tästä per kilo painon alentumista.

¹⁴ Kyseessä voi olla ”normaali” tulehdusreaktio, jonka vaikutuksesta maksan syntetisoima c-reaktiivisen proteiinin pitoisuus veressä kasvaa tai piilevä tulehdusreaktio solujen sisällä, joka paljastuu vain esimerkiksi keuhkoista otetusta kudoksenäytteestä solujen analyysissä.

¹⁵ Riski ymmärretään paitsi pelkäksi tapahtuman todennäköisyydeksi, myös vahingonvaaraksi tai -uhkaksi. Matemaattisesti täten määritetty riski = tapahtuman todennäköisyys kerrottuna riskin laajuudella tai vakavuudella. Todenäköisyys ilmaistaan meluvaikutuksista puhuttaessa usein prosentteina. 0 % tarkoittaa, että vaikutusta ei ole, 100 % on täysin varma vaikutus (esim. kaikki sairastuvat tietyn ajan sisällä tai kaikilla on ko. sairaus tutkimustilanteessa).

Kaksiarvoisten vaikutusten, kuten tautien, yleisyys voidaan ilmoittaa kahdella riskiä kuvaavalla luvulla: esiintyvyydellä (engl. prevalence) ja ilmaantuvuudella (engl. incidence). Tautien *esiintyvyys* tai *vallitsevuus* eli prevalenssi ilmaisee tautitapausten (sairaustilan) määrää suhteessa koko tutkimus- eli kohdeväestöön, meluvaikutuksista puhuttaessa suhteessa tietyllä melualueella asuvien tai tietylle melulle altistuvien¹⁶ määrään verrattuna. Tautien *ilmaantuvuus* eli insidenssi tarkoittaa uusien tapausten (sairastumisten) määrää henkilövuosia (tai muuta aikajännettä) kohden.^{43, 44} Esiintyvyyttä käytetään etenkin silloin, kun taudin puhkeamis- tai syntymishetkeä on vaikea määrittää. Esiintyvyys soveltuu huonosti tautien syiden selvittämiseen, sillä se riippuu ilmaantuvuuden lisäksi kuolleisuudesta ja parantuvuudesta.

Voimakkuudeltaan tai vakavuudeltaan moniarvoisten, jatkuvasti muuttuvien vaikutusten riippuvuus melusta esitetään yleensä vastekäyränä (yhtälö tai graafi), joka kuvaa vaikutuksen jonkun tilastollisen tunnusluvun riippuvuutta melun voimakkuudesta. Tilastollinen tunnusluku voi olla esimerkiksi pelkkä keskiarvo (esim. tietyllä melualueella asuvien verenpaineen keskiarvo tai meluun heräämisten keskiarvo/yö) tai keskiarvon lisäksi esitetään jakautuman hajontaa (vaihtelua) kuvaavat tiedot, esimerkiksi rajat, joiden sisään 95 %, 90 % ja 68 % havaintoarvoista sijoittuu. Pelkkä keskiarvo ei kerro hajonnasta eli havaintojen vaihtelusta mitään.

Kaksiarvoisten vaikutusten riippuvuus melusta ilmoitetaan usein vedonlyönti- eli vetosuhteella (engl. odds), joka kuvaa todennäköisyyttä (P_a), että vaikutus esiintyy jaettuna todennäköisyydellä (P_o), että vaikutus ei esiinny. Kun verrataan vaikutuksen esiintyvyyttä kahdessa eri ryhmässä (esim. altistetut, ei-altistetut), vertailusuurena käytetään usein altistusryhmien *vedonlyöntikertoimien eli -suhteiden välistä suhdetta* (engl. odds ratio, OR) tai *suhteellista riskiä* (engl. relative risk, RR). OR:ää nimitetään lyhyesti myös *vetosuhteeksi*, mutta myös *ristitulosuhteeksi*.

Kun halutaan selvittää, mikä osuus melulla on elinympäristön ”melutauteihin”, tarvitaan vertailu- eli kohorttialueeksi meluton tai vähämeluinen asuinalue ja yksi tai useampi alue, jossa melu on voimakasta. Esimerkiksi alue, jolla pitkäaikainen $L_{Aeq,07-22h}$ -taso on enintään 50 dB(A) ja alue, jolla se on vähintään 65 dB(A).¹⁷ Laskeetaan (esim. logistista regressiomallia käyttäen) alueiden väliseen esiintyvyyseroon perustuen vaikutuksen (taudin) – esimerkiksi astman tai verenpaine-taudin¹⁸, 276, 45 – muiden altisteiden ja muuttujien vaikutuksista mahdollisimman hyvin puhdistettu OR-luku eli riski saada ko. tauti pelkästään melun (melueron) vuoksi (OR = 1 tarkoittaa, että melu ei vaikuta, alle 1 tarkoittaa, että melu vähentää riskiä ja yli 1 tarkoittaa, että melu lisää sitä). Kun tutkitaan melun vaikutusta (osuutta), vaikeutena on eliminoida (puhdistaa) riskiarvio muiden samanaikaisesti vaikuttavien seikkojen vaikutuksista.^{46, 44, 43, 47} Usein esitetään, että heikosti tai epävarmasti olosuhteista (altistuksesta) riippuvien tautien vedonlyöntisuhteiden suhteen tulisi olla vähintään 3, jotta olisi (pelkästään OR:n perusteella) riittävä varmuus taudin riippuvuudesta oletetuista muuttujista.

¹⁶ Epidemiologiassa altistuminen tarkoittaa fyysikaalisen ja kemiallisen tekijän tai olosuhteiden lisäksi demografista, biologista tai sosiaalista ominaisuutta. Esimerkiksi moderaattorit ovat tässä mielessä osaltisteita. Tutkittava sairaus on vaste (engl. outcome).

¹⁷ Useissa tutkimuksissa on lisäksi ns. kontrollialue eli muutoin vastaava alue, jolla melu on niin hiljaista, että sen ei pitäisi aiheuttaa tutkittavia tauteja tai vaikutuksia.

¹⁸ WHO:n laajan LARES-tutkimuksen mukaan sekä astma että verenpaine-tauti ovat sairauksia, joihin sairastumisen riski riippuu (muiden tekijöiden ohella) elinympäristön melusta. Suhteellinen sairastumisen riski oli suurempi niillä, jotka ilmoittivat kyselytutkimuksessa kokevansa melun suuresti kiusalliseksi verrattuna niihin, joka eivät kokeneet melua kiusalliseksi tai kokivat vain kohtuullisesti kiusalliseksi.

Esimerkki.

Asuinalueella A (ulkomelun L_{DEN} -taso on X_A dB), jolla asuu 4 750 aikuista, joista 1 700 sairastaa verenpainetautiä Tämä tarkoittaa, että $4\,750 - 1\,700 = 3\,050$ ei sairasta verenpainetautiä eli oli tässä mielessä terveitä.

$$Odds_A = 1700/3050 = 0,56$$

Luku kuvaa todennäköisyyttä sairastua ($1700/4750$) jaettuna todennäköisyydellä, että ei sairastu ($3050/4750$).

Asuinalueella B (ulkomelun L_{DEN} -taso on X_B dB, $X_B > X_A$), jolla asuu 2 589 aikuista, on 1040 verenpainetautiä sairastavaa.

$$Odds_B = 1040/1549 = 0,67$$

Jos alueiden B ja A verenpainetaudin lääkitystä saavien eron syynä on **vain** ulkomelu (alueella B suurempi melutaso kuin alueella A), niin melun aiheuttamaa sairastumisen riskiä voidaan kuvata seuraavilla tunnusluvuilla:

$$\text{Vedonlyöntisuhteiden suhde eli OR} = (1040/1549)/(1700/3050) = 1,20$$

$$\text{Suhteellinen riski eli RR} = (1040/2589)/(1700/4750) = 1,12$$

Jos alueen B melutaso laskee arvosta X_B arvoon X_A , on *Absoluuttinen riskin vähenemä* $ARR = (1040/2589) - (1700/4750) = 0,04$ eli 4 prosenttiyksikköä.

Alueiden A ja B välinen verenpainetaudin esiintyvyys voidaan arvioida alueen B tapausten *ylimäärä- eli syyksilukuosuutena* (engl. Population Attributable Risk, PAR, tai Attributable Risk, AR) verrattuna alueeseen A:

Syyksilukuosuus (molemmat alueet yhteensä) $PAR = (1040 + 1700)/(2589 + 4750) - 1700/4750 = 0,015$ ja $PAR\% = 0,015/[(1040 + 1700)/(2589 + 4750)]*100 = 4,14\%$ eli 4,14 % verenpainetautiä tapauksista (alueilla yhteensä) on melun aiheuttamia. Tämä tarkoittaa sitä, että $0,015 \cdot (1040 + 1700) = 113$ tapausta olisi voitu välttää, jos alueen B melu olisi sama kuin alueen A. Pitkällä tähtäimellä voitaisiin välttää 113 uuden tapauksen synty, jos alueen B melu vaimentuisi alueen A tasoon. Ylimääräosuus melualueella $AR = 1040/2589 - 1700/4750 = 0,044$, ja $AR\% = 0,044/(1040/2589)*100 = 10,9\%$. Tämä 10,9 % tarkoittaa sitä, että $(10,9/100)*1040 = 113$ uuden tapauksen synty olisi voitu välttää, jos alueen B melu olisi ollut sama kuin alueen A.

Jos sairastavuuden mittana käytetyt tapausten lukumäärät olisivat molemmilla alueilla sama kuin edellä (1700 ja 1040), mutta alueella A asuisi 47 500 henkeä ja alueella B 25 890 henkeä, olisi $Odds_A = 0,042$ ja $Odds_B = 0,037$, $OR = 1,13$, $RR = 1,12$, $ARR = 0,004$ eli 0,4 prosenttiyksikköä. Syyksilukuosuus $PAR = 0,0015$, mutta $PAR\% = 4,14\%$. Tässä tapauksessa alue (25 890 asukasta) on paljon suurempi ja 113 verenpainetautiä tapauksen ehkäisyyn tarvittava meluntorjunta todennäköisesti paljon vaikeampaa ja kalliimpaa kuin, jos kyseessä on 2 589 asukkaan asuinalue.

Yllä esitetty on esimerkki *kohorttitutkimuksesta*. Altistuneiden ryhmää (melualueella asuvat) verrataan kohorttiin eli kaikkien muiden ominaisuuksien ja olojen kuin melun suhteen mahdollisimman samanlaiseen väestöryhmään.

Riskitutkimusten tuloksia tulkittaessa on syytä selvittää, kuinka paljon ”tauteja” esiintyi meluttomissa tai vähämeluisissa referenssioloissa ja meluisissa. Lisäksi on syytä varmistua, että otos on erilaisten sairauksien kannalta edustava eli, että molemmissa ryhmissä esiintyy muista syistä kuin meluerosta johtuvia tutkittavien sairauksien ja vaikutusten esiintyvyyteen vaikuttavia sairauksia yhtäläisesti ja koko väestön keskiarvoja vastaavasti. Vedonlyöntisuhteen ja suhteellisen riskin lisäksi on syytä ottaa huomioon absoluuttinen vaikutus eli tapausmäärä koko melualueen väestöä kohden ja referenssinä eli vertailuna käytetyllä alueella. Suuruusluokan kannalta on merkittävää tarkoittaako esimerkiksi riski $OR = 1,3$ kymmentä vai 1 000 tautitapausta enemmän.

2.3

Arviointi menetettyinä hyvän elämänlaadun vuosina eli dalyina

Ympäristöterveysvaikutuksia arvioidaan usein ympäristöolojen, kuten melun, aiheuttamiksi katsottujen tautien tai sairauksien vuoksi menetetyillä (hyvän elämänlaadun) elinvuosilla eli DALYillä (Disability Adjusted Life Years).²⁰ Menetettyjen vuosien arviointi edellyttää päätöstä eri sairauksien vakavuusasteen numeroarvosta.

Taulukossa 1 on esitetty eri lähteistä kerättyjä sairauksien haitta- ja vakavuusasteiden luokituksia. Käytetyn asteikon nolla vastaa täysin tervettä tai haitatonta terveydelle ja arvo yksi suurinta sairauden vakavuutta tai haitta-asetetta. Kuoleman haitta-aste on 1. Eri lähteistä peräisin olevien meluvaikutusten haitta-asteiden arviot vaihtelevat paljon. Esimerkiksi unihäiriöille on esitetty 0,02 – 0,31 välillä olevia arvoja. Hyvän elämänlaadun menetyksen vuosina tämä vaihtelu vastaa 15:1 vuotta.

Taulukko 1: Esimerkkejä tautien ja kolmen meluvaikutuksen vakavuuden luokittelusta. Vakavuusasteet vaihtelevat 0 – 1.^{48, 49, 50, 51, 52, 53, 54, 55, 18}

Terveydentila, sairaus, meluvaikutus	Haitta- tai vaikeusaste
Täysin terve	0
lenssairaus, gingiviitti (kiinnityskudoksen tulehdus)	0
lenssairaus, parodontiitti (yli 6 mm syviä taskuja)	0,01
Lievä heikkonäköisyys (hieman vaikeutta lukea pientä sanomalehtitekstiä, ei vaikeutta tunnistaa kasvat 4 m etäisyydeltä [silmälasein])	0,02
Lievä kuulon alenema aikuisiässä (25 – 34 dB kuulokynnys)	0,02
Lievä tai kohtuullinen astma (oireeton ilman lääkitystä tai lääkityksellä)	0,03 – 0,04
Melun aiheuttama vakava ⁵⁶ kiusallisuus ¹⁸	0,01 – 0,12
Melun aiheuttama kommunikoinnin vaikeutuminen	0,033
Lievä kuulon alenema aikuisiässä (35 – 40 dB kuulokynnys, hieman vaikeuksia saada selvää keskusteluista tai osallistua niihin aktiivisesti)	0,04
Alkava eturauhasen liikakasvu	0,04
Melun aiheuttamat unihäiriöt	0,02 – 0,31
Krooninen hepatiitti B infektio (keltatauti)	0,06
Diabetes (kun ei merkittäviä komplikaatioita)	0,07
Unettomuus	0,10
Kuurous ja vaikea aikuisiän huonokuuloisuus	0,21 – 0,37
Sydäninfarktista toipuneet, infarktista pitkä aika	0,23 – 0,30
Vaikea heikkonäköisyys (ei näe lukea pientä sanomalehtitekstiä, ei tunnistakaan kasvoja 4 m etäisyydeltä [silmälasein, so. näkö korjattuna])	0,40 – 0,50
Akuutti sydäninfarkti	0,40 – 0,80
Keskivaikea dementia (ei pysty elämään ilman valvontaa, joka ei kuitenkaan jatkuva)	0,50 – 0,60
Sokeus	0,50 – 0,60
Vaikea masennus (depressio, johon liittyy psykoosi ja/tai hallusinaatioita)	0,70 – 1,00

Haitta- ja vakavuus/vaikeusasteen luokittelussa otetaan huomioon erilaisia arvotuksia, kuten eliniän lyhentymisen ja sairastavuuden odotettavissa olevat kulut.^{57, 52, 58, 18} On kyseenalaista, missä määrin vahvasti arvotusperusteisia luokitteluarvoja voidaan siirtää sellaisenaan maasta toiseen. Esimerkiksi sosiaaliturvasa, eri tauteihin sairastavuudessa ja terveydenhuollossa on maakohtaisia eroja, jotka pitäisi ottaa huomioon. Toisena esimerkkinä eroista on se, että Välimeren maissa sairastavuus sydän- ja verisuonitauteihin on alhaisempi kuin Suomessa.¹⁹ Tästä syystä saman meluallistuksen vaikutus voi ilmaantua erilaisena osuutena tai riskinä sairastua näihin tauteihin melun vuoksi. Lisäksi Välimeren maissa rakennusten ulkokuoren alhaisemman ääneneristävyyden ja erilaisten ikkunoiden aukkipitotapojen vuoksi saman ulkomelun tuottama sisämelu on erilainen kuin Suomessa. Tämä näkyy muun muassa unihäiriöiden esiintyvyydessä sekä siinä, miten ulkoa sisään kuuluva meluosuus vaikuttaa melutauteihin sairastavuuteen. Nämäkin pitäisi ottaa huomioon arvioitaessa melun osuutta sairastavuudessa eri maissa ja tulosten siirrettävyyttä maasta toiseen. Taulukon 1 arvojen validiutta Suomen oloissa ei ole tarkistettu.

Koska sairauksilla on keskinäisvaikutuksia, niin tutkittaessa asuin ympäristön ”melutauteja” olisi syytä selvittää melutautien lisäksi muiden sairauksien esiintyvyys eri melualueilla ja tautien keskinäisvaikutusten osuudet. Esimerkiksi korkean verenpaineen on todettu lisäävän riskiä saada voimakkaasta pitkäaikaisesta työmelusta pysyvä kuulovamma ja kuulonalenema saattaa vaikuttaa verenpaineeseen tai siihen, miten ympäristömelu vaikuttaa altistetun verenpaineeseen. Monet työperäiset altisteet (epäorgaaniset ja orgaaniset kemialliset aineet, alkuaineet, pölyt, ym.) ja työympäristön ja -yhteisön olot lisäävät verenpaineen riskiä ja stressiä.⁵⁹

2.3.1

DALYjen laskentamenettely

Erilaisten tautien ja ympäristöolojen vakavuutta (yhteiskunnan kannalta) voidaan arvioida käyttäen mittana menetettyjä terveitä elinvuosia (ideaalisen, hyvän elämän vuosia²⁰) eli DALYja⁶⁰

$$DALY = YLL + YLD, \quad (1)$$

jossa *DALY* = taudin, sairauden, vaivan tai haitan vuoksi menetetyt terveet elinvuodet (engl. Disability Adjusted Life Years). Kaavassa *YLL* on ennen aikaisten kuolemantapausten vuoksi menetetyt vuodet (engl. Years of Life Lost) ja *YLD* ei-kuolemaan johtaneesta taudista, vaivasta tai haitasta ”kärsittyjen” elinvuosien määrä painotettuna vakavuusasteella:

¹⁹ Suomessa sydäninfarkteihin sairastavuus ja kuolleisuus on suurinta EU-maista.

²⁰ Kun tarkastellaan yhtä ympäristöallistetta ja yhtä tautia/vaikutusta kerrallaan, sisään rakennettuna oletuksena on, että jos kyseistä altistetta ja sen vaikutusta ei olisi, elämä sujuisi jonkinlaisena ideaalisena, hyvän terveyden elämä. Tarkastelu ei esimerkiksi (yleensä) ota huomioon erilaisten tautien ja vaikutusten mahdollista kumulointumista (yhteisvaikutuksia). Yksi DALY vastaa yhtä menetettyä terveän, hyvän elämän vuotta.

$$YLL = \sum_{i,j=1}^{N_i N_j} (N_{m,i} L_{m,i} + N_{n,j} L_{n,j}), \quad (2)$$

$$YLD = k \cdot DW \cdot D, \quad (3)$$

joissa i on miesten ja j naisten ikäryhmä²¹, $L_{m,i}$ ko. ikäryhmän miesten odotettavissa ollut elinaika kuolinhetkellä (so. menetetyt elinvuodet verrattuna ko. ikäryhmän tilastolliseen elinaikaan) ja $N_{m,i}$ ko. ikäryhmässä ennenaikaisesti kuolleiden miesten määrä. $L_{n,j}$ ja $N_{n,j}$ ovat vastaavat luvut naisille. Kaavassa (3) k on taudista, vaivasta tai haitasta kärsivien lukumäärä, DW taudin, vaivan tai haitan vakavuusaste (0 – 1, ks. taulukko 1) ja D on niiden henkilöiden keskimääräinen elinvuosien määrä, jotka ko. taudista, haitasta tai vaivasta kärsivät (sen kanssa elävät).

Painokertoimilla otetaan huomioon se, että esimerkiksi yksi tai D vuotta lievästi astmaisena ($DW = 0,03 - 0,04$) elämistä pidetään elämänlaadultaan parempana vaihtoehtona, kuin sama määrä vuosia vaikeasti heikkonäköisenä ($DW = 0,40 - 0,50$). Edelliset painokertoimet tarkoittavat kaavan (3) mukaan, että 10 – 16 vuotta astmaisena vastaa elämänlaadultaan 1 vuotta heikkonäköisenä, olettaen ettei kumpikaan tauti vaikuta elinikää lyhentävästi.

2.3.2

Dalyjen määrä EU-maissa ja Suomessa

WHO:n Euroopan toimisto julkaisi maaliskuussa 2011 arviointiohjeita ja arvioita ympäristömelun vuoksi EU-maissa menetetyistä elinvuosista.¹⁸ Laskentaperusteena oli vuosittain menetettyjen hyvien vuosien määrä (so. $D = 1$ kaavassa (3)). Melutautteina ja -vaikutuksina/vaivoina tarkasteltiin sydän- ja verisuonitauteja, lasten tiedollisten oppimistulosten huonontumista eli oppimis- ja opetushäiriöitä, unen laadun huonontumista eli unihäiriötä, tinnitusta (korvien soiminen tai suhiseminen ilman vastaavaa ääniärsykettä) ja kiusallisuutta. Raportin laatinut asiantuntijatyöryhmä päätyi siihen, että muille meluvaikutuksille ei löydy riittävästi tutkimustietoa menetettyjen elinvuosien arvioimiseksi. Melun aiheuttaman kiusallisuuden ja unihäiriöiden osalta työryhmä lähti siitä, että mitattaessa näiden vakavuutta asteikolla 0 – 100 (0 = ei lainkaan, 100 = äärimmäisen), hyvän elämän laatu huononee vain sillä osalla väestöstä, jonka arvioima voimakkuus on 72 tai suurempi.²²

WHO:n asiantuntijatyöryhmä¹⁸ päätyi seuraaviin arvioihin, jotka koskevat EU-maiden yli 50 000 asukkaan taajamissa vuosittain menetettyjen hyvän elämänlaadun vuosia²³:

- iskeemiset²⁴ sydänsairaudet 61 000 vuotta,
- lasten tiedollisen oppimisympäristön huonontuminen 45 000 vuotta,
- liikennemelun unihäiriöt 903 000 vuotta,
- tinnitus 22 000 vuotta,
- kiusallisuus 587 000 vuotta.

²¹ esim. 0 – 24, 25 – 34, 35 – 44, 45 – 54, 55 – 64, 65 – 74, 75 – 84 ja 85+ vuotiaat ovat yleiset käytössä olevat ikäryhmät väestön sairastavuuden ja kuolleisuuden tilastoinnissa.

²² Kiusallisuusasteikon jakopisteen arvo 72 on peräisin Schulzin vuonna 1978 julkaisemasta liikennemelun kiusallisuusvastedutkimuksesta. Jakopisteitä, niiden merkitystä vasteisiin ja kiusallisuuden mittausta on selvitetty jäljempänä luvussa ”Ympäristömelun aiheuttama kiusallisuus” sekä liitteessä 2.

²³ Arvot riippuvat painokertoimesta, DW , jota käytetään laskettaessa menettyjä hyvän elämän vuosia. WHO:n asiantuntijaraportissa DALY-arvot on esitetty kolmea eri painokerrointa käyttäen. Nämä arvot perustuvat keskimmäiseen näistä kulemasta painokertoimesta.

²⁴ Iskeemiset sydänsairaudet tarkoittavat sydänlihaksen hapensaannin vaikeutumisen seuraussairauksia. Esimerkiksi sepelvaltimotauti on iskeeminen sydänsairaus.

Näissä yli 50 000 asukkaan taajamissa elää yhteensä noin 285 miljoonaa ihmistä.¹⁸ Suomessa vastaava luku on noin 2,5 miljoonaa.⁶¹ Jos edelliset arviot pätsivät Suomen oloissa ja menetettyjen hyvien elinvuosien määrä on suorassa suhteessa väestön määrään taajamissa (kunnissa), niin meillä vuosittaiset DALYt olisivat pyörästettyinä lähimpään täyteen sataan:

- iskeemiset sydänsairaudet 500 vuotta,
- lasten tiedollisen oppimisympäristön huonontuminen 400 vuotta,
- liikennemelun unihäiriöt 7 900 vuotta,
- tinnitus²⁵ 200 vuotta,
- kiusallisuus 5 100 vuotta.

Yhteensä Suomessa vuosittain menetettyjen hyvien elinvuosien määrä olisi 14 000 eli noin 0,6 % kyseessä olevasta 2,5 miljoonasta vuodesta.

WHO:n työryhmä oletti rakennusten ulkokuoren vaimentavan ulkoa sisään kuuluva melua 21 dB(A).²⁶ Suomen rakennuskannan ulkokuoren tyypillinen vaimennus (ikkunat kiinni) on todennäköisesti ainakin 5 – 10 dB(A) suurempi.²⁷ Suurempi vaimennus vähentää unihäiriöitä ja todennäköisesti jossain määrin myös koettua asuinalueen melun kiusallisuutta.²⁸ Hiljainen sisämelu voi toisaalta pahentaa koettua tinnitusta.

Jos 5 dB(A) parempi rakennuksen ulkokuoren ääneneristävyys vastaa unihäiriöiden kannalta samaa kuin ulkomelun L_{DEN} -tason alentuminen 5 dB(A), alentuivat edellisen luettelon DALYt 7 900 vuodesta noin 6 000 vuoteen. 10 dB(A) parempi ääneneristävyys alentaisi edellisin oletuksin liikennemelun DALYt noin 3 200 vuoteen.²⁹

Suomen Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen, THL:n, johtamassa hankkeessa ”European Perspectives on Environmental Burden of Disease”⁶² arvioitiin liikennemelun aiheuttavien iskeemisten sydänsairauksien ja unihäiriöiden DALYjen eli menetettyjen hyvien elinvuosien määriä kuudessa eri EU-maassa. Suomen osalta menetettyjen hyvien elinvuosien määräksi arvioitiin yhteensä 1 939 vuotta (diskonttaamattomat ja ikäpainottamattomat menetetyt vuodet). Tässä laskelmassa on otettu huomioon vain yli 250 000 asukkaan taajamat, Helsinki-Vantaan lentokenttä³⁰ ja vilkasliikenteisimmät päätiet ja radat. Tiedot eri meluille altistuneiden määristä kerrotaan perustuvan Suomen (ja muiden tutkimuksessa mukana olleiden maiden) komissiolle ympäristömeludirektiivin perusteella lähettämiin tietoihin. Melulle altistuvien asukkaiden kokonaismääräksi mainitaan 559 718. 1 939 DALY-vuotta tarkoittaa sitä, että vuosittain melun vuoksi menetettyjen hyvien elinvuosien osuus on 0,3 % ($1939/559718 \cdot 100 = 0,3 \%$).

²⁵ Korvien ”soiminen” ilman todellista ääniärsykettä. Tinnituksen syynä voi olla pitkäaikainen altistuminen voimakkaalle työ- tai vapaa-ajan melulle. Esimerkiksi laukausäänet ja pitkäaikainen altistuminen voimakkaalle musiikkimelulle voi aiheuttaa tilapäistä tai pysyvää tinnitusta. Taustakohina voi peittää eli vähentää tinnitusäänien äänekkyyttä.

²⁶ Tutkittaessa objektiivisesti unihäiriöitä, kyseessä olisi ulkomelun ja nukkuvaa altistavan melutason ero (altistava melu mitataan lähellä nukkuvan päätä), joka voi riippua siitä, kuinka etäällä ikkunasta henkilö nukkuu. Kun henkilö arvioi itse melun vaikutusta unensa laatuun, ei tiedetä tarkasti mikä osuus arviossa on ikkuna auki vai ikkuna kiinni tilanteilla, vaikka pyydettäisiin arvioita jommassakummassa tai molemmissa tilanteissa.

²⁷ Lukuun ottamatta suurta osaa niistä vapaa-ajan asunnoista, jotka eivät ole tarkoitettu ympärivuotiseen käyttöön. Suurin osa näistä huonon eristävyyden asunnoista on kuitenkin alueilla, joissa nämä WHO-raportissa mainitut vaikutukset ovat epätodennäköisiä (huom. myös altistumisajan kesto vuodessa/vuosittain, useimmat tunnetut riskivasteet perustuvat $L_{Aeq, vuosi}$ -tyyppisiin tasoihin).

²⁸ Koettujen unihäiriöiden tiedetään toimivan kiusallisuutta lisäävänä moderaattorina (ympäristö/olosuhdetekijänä) – ja ehkä osin myös kiusallisuutta lisäävänä mediaattorina (välitystiellä olevana ”suodatimena”). Taustaaniltään hyvin hiljaisissa oloissa hiljainenkin melu voi olla kuultavissa. Pelkästään se, että melu on kuultavissa, voi lisätä joidenkin melujen kiusallisuutta ja unenhäirintää.

²⁹ Tässä on oletettu, että taajamien asukkaita altistavien ulkomelutasojen jakautuma eri meluluokkiin on Suomessa samanlainen kuin WHO:n työryhmän oletama jakautuma.

³⁰ Helsinki-Vantaan kentän melualueen $L_{DEN} = 55 - 59$ dB(A) asukasmääräksi on ilmoitettu 57 200 henkeä. Finavian vuoden 2010 meluselvityksen mukaan asukasmäärä on 11 600.

THL:n arvioissa ei ole otettu huomioon eri maiden rakennuskannan ulkokuoren tyypillisen äänenvaimennuksen erojen vaikutusta eikä arvioitu eroja, joita eri maissa käytetyt erilaiset laskenta- ja arviointimenetelmät aiheuttavat.

Eri maiden välillä on eroja eri ikäryhmien kussakin iässä odotettavissa olevasta eliniässä. Vaikka melutautien riski ja esiintyvyys olisivat samoja, menetettyjen elinvuosien määrä voi olla erilainen erilaisten elinikäodotteiden vuoksi. Ihmiset myös arvottavat tulevaisuudessa tapahtuvat elämänolojen parannukset alhaisemmiksi kuin heti tai lyhyen aikavälin sisällä tapahtuvat. DALYjä laskettaessa tämä ajallinen arvotus voidaan ottaa huomioon diskonttaamalla tulevat parannukset nykyarvoon. Tiedetään myös, että nuoret ja vanhat arvottavat tietyn asteisen elämän

olonsa parantumisen pienemmäksi kuin keski-ikäiset. Tämä arvotusero voidaan ottaa huomioon ikäpainotuksella. THL:n laskelmissa⁶² on esitetty arviot myös diskontatuista DALYistä.

DALY-arviot (menetettyjen terveiden tai hyvien vuosien määrä) eivät tarkoita välttämättä sitä, että DALY-vuosia aiheuttavien ympäristömelujen täydellinen poisto parantaisi ihmisten loppuelämän elinvuosia samalla määrällä kuin on arvioitu melun tuovan huonoja elinvuosia. Todennäköisesti jokin muu sairaus tai elinympäristön haitta ilmenee ennen pitkää huonontamaan henkilöiden elämänlaatua. DALY-arvioissa ei myöskään oteta (ainakaan toistaiseksi) huomioon sitä, miten eri syistä arvioidut terveiden elinvuosien menetykset lasketaan yhteen. Esimerkiksi melun aiheuttamat krooniset unihäiriöt voivat kumuloitua taudin vakavuusastetta lisäävästi muiden syiden aiheuttamiin unihäiriöiden kanssa, mutta toisaalta (ikä)huonokuuloisuus voi vähentää unihäiriöitä ja melun aiheuttamaa infarktiriskiä.

2.4

Melun kiusallisuus ja häiritsevyys

Melun aiheuttamat elämykselliset – mukaan lukien kognitiiviset ja emotionaaliset – haittavaikutukset jaetaan nykyisin kahteen luokkaan: 1) tehtävistä tai toiminnoista suoriutumisen vaikeutuminen ja 2) melun aiheuttamat kielteiset elämykselliset kokemukset.³¹ Melu voi altistaa mielestä aiheuttaa enemmän tai vähemmän kielteisiä elämyksellisiä kokemuksia silloinkin, kun se *ei häiritse* mitenkään tehtävistä tai toiminnoista suoriutumista tai jopa silloinkin, kun melu helpottaa niistä suoriutumista tai parantaa suoriutumistulosta. Melun aiheuttamaa elämyksellistä kokemusta ja sen voimakkuutta kuvaavaa ja mittaavaa muuttujaa kutsutaan *kiusallisuudeksi* etenkin silloin, kun halutaan korostaa, että kiusallisuus (engl. annoyance, saks. Lästigkeit tai Belästigung, norj. støjplage) ja *häiritsevyys* (engl. disturbance, saks. Störung, norj. forstyrrelse) ovat eri käsitteitä tai eri meluvasteita.⁶³ Tässä selvityksessä on käytetty systemaattisesti edellä mainittuja käsitteitä kiusallisuus ja häiritsevyys, jotta tekstin käsitteistö vastaisi kansainvälistä käytäntöä.

Kiusallisuus ja häiritsevyys ovat melun aiheuttamia reaktioita tai vaikutuksia.³² On kuitenkin tutkijoita, jotka painottavat, että melu (ei-toivottu ääni ja sen esiintyminen) ei ole häiritsevyyden eikä kiusallisuuden yksikäsitteinen syy, vaan ainoastaan tekijä tai olosuhde, joka mahdollistaa kyseiset reaktiot.^{64,33}

³¹ Ympäristönsuojelulaissa (YSL) sekä maankäyttö- ja rakennuslaissa (MRL) mainittu viihtyisyys on myönteinen elämyksellinen kokemus. Epäviihtyisyys olisi kielteinen kokemus.

³² On tosin yritetty kehittää objektiivisia kiusallisuuden mittaamenetelmiä, esimerkiksi Zwickerin unbiased annoyance (UBA), jotka koostavat yhdeksi lukuarvoksi ne äänisignaalin ominaisuudet, joista kuulijan kokeman kiusallisuuden voimakkuuden on todettu riippuvan eniten.

³³ Vastaava lähtökohta on terveydensuojelulain 763/1994 1§ toisessa momentissa. Melu on tässä kohdassa tarkoitettu tekijä tai olosuhde, joka voi vähentää väestön tai yksilön elinympäristön terveellisyttä.

Käsite ”häiritsevyys” tai ”kiusallisuus” on mainittu joidenkin maiden säädöksissä melun haitallisuuden mitaksi tai kriteeriksi.^{34, 65, 66, 67, 68, 69} Monesti säädöksissä käytetään paljon yleisempiä haittakäsitteitä, kuten Suomen naapurussuhdelaisissa⁷⁰ käsitettä ”*kohtuuton rasisus*” tai Englannin melun torjuntalaisissa⁷¹ ”*statutory nuisance*” ([lainsa tarkoitettu] kiusa/harmi/haitta). Käsitteiden juridinen merkitys – tai merkitys juristille (so. miten esimerkiksi tuomari tai lautamies sen tulkitsee) – saattaa poiketa suurestikin siitä, mitä esimerkiksi psykoakustikot tai sosiologit niillä ymmärtävät. Joillekin käsitteille ei ole tiedemaailmassa sovittua mittaa ja mittaustapaa lainkaan. Tällainen haitan mitta on esimerkiksi edellä mainittu kohtuuton rasisus. Viihtyisyys on toinen käsite (suure), jolle ei löydy tiedeyhteisön hyväksymää tai suosittelemaa yleistä mittaustapaa.^{35, 36} Tarvetta olisi, sillä ympäristönsuojelulaisissa (YSL)⁷² mainitaan ympäristön yleinen viihtyisyys ja sen vähentyminen mahdolliseksi ympäristöä pilaavaksi melun vaikutukseksi. Maankäyttö- ja rakennuslaissa (MRL)⁷³ viihtyisyys mainitaan ympäristön laadun kriteeriksi. MRL:n viihtyisyyskäsite kohdistuu erityisesti viihtyisyyteen, johon voidaan vaikuttaa yhdyskunta-, alue- ja arkkitehtisuunnittelun keinoin. YSL:n erityiset säädöskohteet koskevat tapauksia, joissa viihtyisyyteen voidaan vaikuttaa ympäristölupien ehdoin tai lain 85 §:n tapauskohtaisin määräyksin. Molemmissa säädöksissä asetetaan myös yleisiä ympäristön laatuavoitteita, joiden yhtenä kriteerinä on viihtyisyys.³⁷ Viihtyisyys – tai epäviihtyisyys – ei ole melun ominaisuus vaan käsite tai muuttuja³⁸ (suure), joka kuvaa elin- tai asuinympäristön arvioitua laatua. Viihtyisyyttä voidaan tarkastella yleisenä viihtyisyytenä (engl. public amenity⁷⁴) tai henkilökohtaisena eli yksityisenä viihtyisyytenä (engl. private amenity⁷⁵). Joissakin maissa lainsäädäntö tuntee asuin-, asumis- tai asuinympäristöviihtyisyyden (engl. residential amenity^{39, 76, 77, 78} tai urban amenity^{79, 80, 81}), joilla tarkoitetaan taajama- tai asuntoalueen ja usein myös asuntoalueella olevan asunnon viihtyisyyttä.⁴⁰

³⁴ Esimerkiksi EU:n ympäristömeludirektiivin englanninkielisessä versiossa meluvaikutusten pääkriteeri on ’annoynce’ ja saksalaisessa ’Belästigung’, tanskalaisessa ’gene’, mutta ruotsalaisessa ’störning’. Uni-häiriötä mittaavat vasteet ovat samassa kielijärjestyksessä: ’sleep disturbance’, ’Schlafstörung’, ’svöfnorsstyrrelse’, ’sömnstörning’. Ruotsinkielellä ei ole konnotatiivisesti hyviä erotussanoja englannin käsitteille ’annoyance’ ja ’disturbance’. Ruotsissa vaikutustutkijat ovat käyttäneet termiä ”störningsupplevelse” tarkoittaessaan englannin ’annoyancea’. Viime vuosina ruotsissa on alettu käyttää ’besvär/besvärä’-johdannaisia sanoja, kun tarkoitetaan kiusallisuutta ja kiusaantumista. Ympäristömeludirektiivin kansallisessa toimeenpano-ohjeessa, VnA 801/2004, direktiivin annoyance on käännetty sanaksi häiritsevyys, joka on asetuksessa esitetyn määrittelyn mukaan ”melun aiheuttama kielteiseksi koettu elämänspiirre”.

³⁵ Esimerkiksi Asukasbarometrissä 2010 (Suomen Ympäristö 31/2011) mitattiin tyytyväisyyttä asuntoalueen viihtyisyyteen bipolaarisella asteikolla: 1) erittäin tyytyväinen, 2) melko tyytyväinen, 3) melko tyytymätön, 4) erittäin tyytymätön, 9) ei osaa sanoa. Tutkimuksessa ei selvitetty, miten eri tekijät, kuten melutaso, selittävät arvioitua viihtyisyyttä mittaavan tyytyväisyyden asteen. Joku toinen mittaustapa (esim. toiset kategorioiden määreet ja lukumäärä) olisi antanut toisenlaisia tuloksia.

³⁶ Tämän selvityksen yhteydessä haettiin mm. Google-Scholarista, PubNetistä sekä Inter-Noise, NoiseCon ja EuroNoise kongressien esitelmäjulkaisuista julkaisuja hakusanoilla ”amenity noise”, ”amenities noise”, ”coziness noise”, ”cosiness noise”, ”Gemütlichkeit Lärm”, ”Annehmlichkeit Lärm”, ”trivsel buller”, ”trivsamt buller” ja ”viihtyisyys melu”. Ei löytynyt yhtään varteen otettavaa tutkimusta, jossa olisi tutkittu viihtyisyyden riippuvuutta ympäristömelusta tai yleensäkin selvitetty kvantitatiivisesti, miten kyselytutkimuksin mitattu elinympäristön viihtyisyys riippuu erilaisista ulkoisista ja sisäisistä tekijöistä. Löytyy kuitenkin runsaasti tutkimuksia, joissa on selvitetty millaisista osatekijöistä rakennetun ympäristön ja asuntojen viihtyisyys riippuu kvalitatiivisesti.

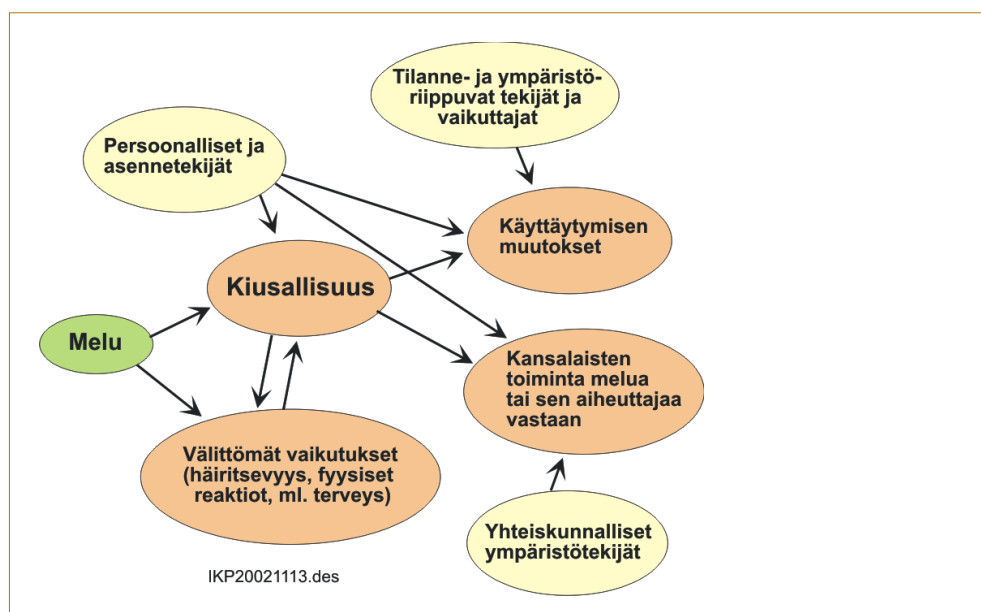
³⁷ Ympäristönsuojelulain 3 § d) kohta toteaa ihmisen toiminnan seurauksena aiheutuvan yleisen viihtyisyyden vähentymisen ympäristön pilaantumiseksi. Lain 42 § 2) kohdan perusteella ympäristöluvan myöntämisen edellytyksenä on, että tämä pilaantuminen tai sen vaara ei ole merkittävää. Maankäyttö- ja rakennuslain 5 § 1) kohdan sekä 12 § 1) kohdan mukaan elin- ja toimintaympäristön tulee olla viihtyisä. 54 § mukaan asemakaavan tulee luoda edellytykset viihtyisälle elinympäristölle. 85 § mukaan katu on suunniteltava ja rakennettava siten, että se täyttää viihtyisyyden vaatimukset.

³⁸ Muuttujan arvo riippuu hyvin monista tekijöistä.

³⁹ Englannin amenity on merkitykseltään hieman spesifisempi kuin suomen viihtyisyys. Esimerkiksi asunnosta puhuttaessa monikkomuoto amenities tarkoittaa erityisesti ”mukavuuksia” kuten sähköistystä, vesijohtoa, kylpyhuonetta, ilmanvaihtoa, uima-allasta yms. tekijöitä ja oloja, jotka lisäävät asunnon miellyttävyyttä tai arvoa. Tosin asunnon viihtyisyys Suomessakin riippuu näistä.

⁴⁰ Esimerkiksi asunto ja oma piha-alue katsotaan alueiksi, joiden viihtyisyys ymmärretään käsitteenä henkilökohtaiseksi viihtyisyydeksi tai asumisviihtyisyydeksi (vrt. Suomen säädösten käsitteen kotirauha rajaama alue).

Kuvassa 4 on esitetty kiusallisuuden syntymekanismeja selittävä malli. Syntymekanismia voidaan tarkastella kahdesta lähestymiskulmasta. Yleinen lähestymistapa on tarkastella vain kiusallisuuden riippuvuutta melun voimakkuudesta. Toisessa lähestymistavassa yritetään löytää teoreettinen selitys kiusallisuusreaktiolle. Tällöin oletetaan, että kaikilla ympäristön äänisignaaleilla on vastaanottajalleen jokin psykologinen funktio, so. sisältö, merkitys tai vaikutus. Esimerkiksi ääni (ja melu) välittää tietoa ympäristön tilasta ja antaa palautetta yksilön oman toiminnan tuloksista. Ääntä käytetään myös viestintään ja ympäristön tilan tarkkailuun. Kiusallisuusreaktion selitetään olevan seuraus siitä, että vastaanotettu äänisignaali ei vastaa sisällöltään, merkitykseltään tai vaikutukseltaan sitä funktiota, joka sillä pitäisi olla, tai odotetaan olevan, tai äänisignaali vaikeuttaa tai estää ko. funktion toteutumista (esim. luetun tekstin mieleen painamista tai muistista palauttamista).^{82, 83, 84, 85, 86, 87} Tästä selityksestä puuttuu monien moderaattoreiden kuten asenteiden, kansalaistoiminnan ja yhteiskunnallisten ympäristötekijöiden osuus.



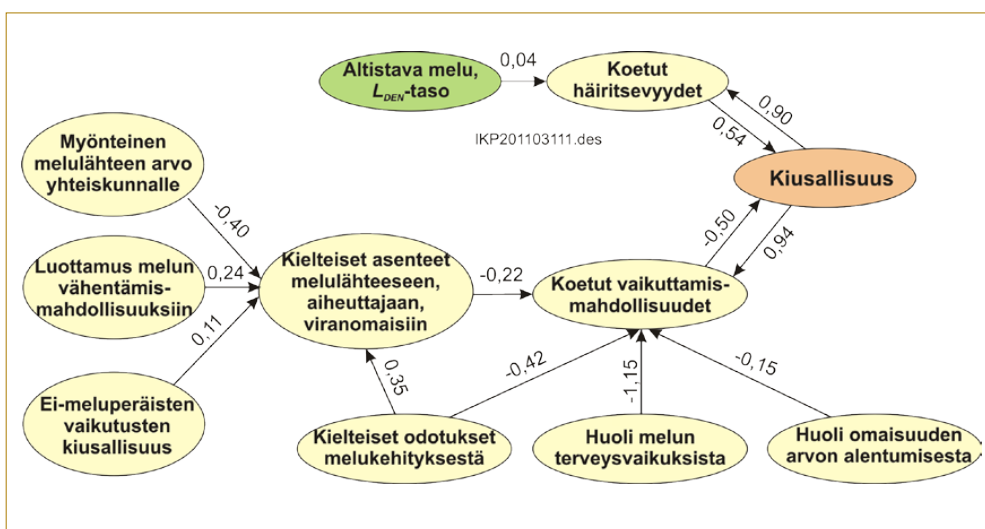
Kuva 4: Nykykäsitysten mukainen kiusallisuuden ja muiden vaikutuksen ja tekijöiden syy-seurausmalli. Kiusallisuus on tunne- ja asenneperäinen, ympäristöstä ja olosuhteista riippuva vaikutus tai vaikutelma. Yleensä sen voimakkuus riippuu enemmän muista tekijöistä (mediaattoreista, moderaattoreista) kuin melusta ja sen voimakkuudesta.

Melun voimakkuus selittää kenttätutkimuksissa yleensä vain pienen osan eri henkilöiden arvioiman kiusallisuuden voimakkuuden vaihtelusta. Haluttaessa tietoa siitä, miksi samalla melualueella asuvien eri henkilöiden ilmoittama/arvioima kiusallisuuden voimakkuus vaihtelee suuresti, kyselytutkimuksiin lisätään kysymyksiä ja kysymyssarjoja, joilla mitataan muiden muuttujien ja olosuhteiden osuutta. Nämä muut muuttujat jaetaan kahteen ryhmään: *moderaattorit* ja *mediaattorit*. Mediaattori, esimerkiksi huonokuuloisuus, toimii altisteen ja vaikutuksen välillä olevan suodattimen tavoin. Moderaattorit ovat altisteesta ja suorasta vaikutuksesta riippumattomia tekijöitä, joilla on tilastollinen "modifioiva" eli vasteen selektiivisyyttä hämärtävä tai huonontava (laajentava) vaikutus. Esimerkiksi ikä, sukupuoli, koulutus ja sosiaalinen asema ovat laadullisia moderaattoreita. Älykkyys sekä asenteiden⁴¹ laatu ja

⁴¹ Asenne tässä lauseessa merkityksessä myönteinen tai kielteinen suhtautumistapa. Käyttäytymistieteissä asenne tarkoittaa myös suhtautumistavan ilmoitettua arvoa eli yleistettynä: arviota jostakin, josta on tietoa.

voimakkuus ovat esimerkkejä määrällisistä moderaattoreista. Tilastomatematiikassa moderaattoreita kutsutaan yhteisnimellä (vasteyhteyttä) sekoittavat tai sulauttavat tekijät (engl. confounders, confounding factors).

Kuvassa 5 on esitetty eräs kiusallisuuden moderaattoreiden analyysi, jossa nuolien suunnat kertovat vaikutuksen suunnan ja niiden yläpuoliset luvut sen osuuden tai painon, jolla kyseinen muuttuja selittää arvioidun (ilmoitetun) kiusallisuuden voimakkuuden vaihtelua. Etumerkki kertoo onko vaikutus lisäävä vai vähentävä nuolen osoittamaan suuntaan. Esimerkiksi kielteiset odotukset voimistavat kielteisiä asenteita ja vähentävät henkilön odotuksia mahdollisuudesta vaikuttaa meluun (sitä, että tilanne parantuisi eli koettu kiusallisuus vähentyisi). Moderaattoreiden vaikutus voi olla yksi- tai kaksisuuntainen. Kyseessä on lentomelun kiusallisuus.⁸⁸



Kuva 5: Esimerkki analyysistä, jossa on selvitetty, miten – millä suhteellisella voimakkuudella tai osuudella – eri tekijät (muuttujat) vaikuttavat koettuun melun kiusallisuuteen. Melun voimakkuus selittää tämän esimerkin tapauksessa hyvin pienen osan eri henkilöiden kyselytutkimuksessa ilmoittaman kiusallisuuden voimakkuudesta ja sen vaihtelusta.⁸⁸

Kiusallisuuden esiintyvyyden alentamiseen tähtäävissä toiminna pelkkä melutasojen säätely ei takaa onnistumista (vrt. kuva 5).

3 Ympäristömelun terveysvaikutukset

Tässä selvityksessä ympäristömelun vaikutukset on jaettu varsinaisiin terveysvaikutuksiin ja elämyksellisiin kokemuksiin. Tällaista jakoa käytettäessä terveysvaikutuksille löytyy tautiluokka ja voidaan tarkastella, mikä osuus taudeista on melun aiheuttamia. Elämyksellisiä kokemuksia eli melun aiheuttamia kielteisiä ja myönteisiä ajatuksia ja mielipiteitä on tarkasteltu omana, erillisinä vaikutusryhmänä.

Ympäristömelun terveysvaikutuksia on mitattu sekä kyselytutkimuksin että epidemiologisten tutkimuksin. Lisäksi on tutkimuksia, joissa terveysvaikutuksia on tutkittu epäsuorasti, esimerkiksi vertailemalla lääkkeiden, kuten uni-, mieliala-, tai verenpainelääkkeiden, reseptien määrää ja/tai myyntitilastoja, tai sairaalakäyntien määrää, melultaan erilaisilla alueilla. Kyselytutkimuksilla mitataan vastaajien itse arvioimaa, omaa terveydentilaansa. Tarjolla on kansainvälisesti standardoituja, validoituja fyysisen ja mielenterveyden tilaa mittaavia kysymyssarjoja.^{89, 90, 91, 92} Voidaan lisäksi kysyä, mitä (meluvaikutusten kannalta tutkijaa kiinnostavia) sairauksia lääkäri on todennut. Epidemiologisissa tutkimuksissa selvitetään, miten tutkittaviin tauteihin sairastavuus ja/tai kuolleisuus eroavat melultaan erilaisilla alueilla. Epidemiologisia tutkimuksia pidetään luotettavampina kuin kyselytutkimuksia. Kirjeitse tai internetin kautta tehtyjä tutkimuksia pidetään epäluotettavampina kuin kotikäynnin tai puhelimitse tehtyihin haastatteluun perustuvia.

Vaikka monet tutkimukset viittaavat siihen, että riski sairastua fyysisiin ja psyykkisiin sairauksiin ja näiden sairauksien esiintyvyys riippuisi positiivisesti asuinalueen ulkomelun voimakkuudesta,^{93, 94, 95, 363, 392, 96, 97, 98, 259} suurin osa laajoista, hyvin kontrolloiduista *kyselytutkimuksista* on päätenyt siihen, että *itse arvioitu* fyysisen ja mielenterveyden tila ei riipu (tilastollisesti merkittävästi) asuinalueen melun voimakkuudesta, mutta riippuu muun muassa meluherkkyydestä ja henkilön kokemasta melun kiusallisuuden voimakkuudesta.^{8, 369, 23, 368, 125, 405, 99, 100, 101, 259}

Jäljempänä on tarkasteltu vain melun mahdollista osuutta sydän- ja verisuonitauteihin ja melun aiheuttamia unihäiriöiden vaikutusvasteita. Sydän- ja verisuonitautien esiintyvyyden riippuvuus melusta perustuu yleensä epidemiologisten tutkimuksiin. Unihäiriöiden riippuvuutta melusta on selvitetty objektiivisin mittauksin ja kyselytutkimuksin. Kirjallisuudesta löytyy myös tutkimuksia, joissa on selvitetty melun yhteyttä joihinkin muihin sairauksiin, kuten diabetekseen ja astmaan.^{102, 23, 125} On tutkittu myös melun vaikutusta immuunivasteeseen.¹²⁵ Näiden osalta näyttö meluyhteydestä edellyttäisi lisätutkimuksia.

Ympäristömelun terveysvaikutustutkimuksille on tyypillistä se, että tulokset vaihtelevat suuresti. Esimerkiksi sydänverisuonitauteja koskevilla tutkimuksissa osa päätyy siihen, että yhteyttä meluun ei ole, osa siihen, että yhteys on ja osa siihen, että ei voida päätyä kumpaankaan näistä. Tyypillistä on myös se, että tilastollista yhteyttä sekoittavien tekijöiden ja oheisvaikuttajien vaikutus on suuri. Monissa tutkimuksissa voidaan osoittaa puutteita näiden huomioon ottamisessa.

Sydän- ja verisuonitaudit ja ympäristömelu

Sydän- ja verisuonitaudit ovat nykyisin yleisin kuolinsyy monissa maissa. WHO:n vuoden 2004 tilaston mukaan Euroopan maissa oli noin 44 % kuolleista miehistä ja 57 % naisista kuolinsyynä tämän tautiryhmän tauti. Sydäninfarktien (sepelvaltimotaudin aiheuttama kuolema) osuus kuolemista oli 23 % miehillä ja 25 % naisilla.

Suomessa noin 36 % kuolleista miehistä ja 42 % naisista oli kuolinsyynä sydän- tai verisuonitauti. Sydäninfarktien osuus kaikista kuolemista oli miehillä 25 % ja naisilla 24 %.^{103,104} Suomessa tilastoitiin vuonna 2008 noin 11 900 miehellä ja 10 400 naisella sepelvaltimotautikohtaus,⁴² joista kuolemaan johtavia tapauksia oli miehillä noin 7 900 ja naisilla noin 6 300.^{43, 105} Sepelvaltimotautiin kuolleiden osuus kaikista kuolemista oli vuonna 2008 noin 29 %. Kuolemaan johtaneiden iskeemisten sydänsairauksien (tautiluokat I20 – I25) ilmaantuvuus on ollut laskusuunnassa jo vuosia ja olettavasti laskee tulevinakin vuosina.

Toinen kansanterveyden kannalta merkittävä tauti on verenpainetauti.⁴⁴ Suomessa arvioitiin Terveys 2000-tutkimuksessa aikuisista miehistä noin 49 % ja naisista 36 % olevan kohonnut verenpaine (yli 140/90 mmHg)^{106, 107} Suomessa yhteensä noin 0,5 milj. kansalaista käyttää säännöllisesti verenpainelääkitystä ja noin 0,3 milj. muiden verisuonitautien lääkitystä. Verenpainetaudin lääkekustannukset olivat vuonna 2004 noin 101 milj. euroa, josta potilaille korvattiin 88 milj. euroa.¹⁰⁸ Vuonna 2003 sydäninfarktipotilaiden ensimmäisen vuoden aikaiset sairaalahoidon kustannusten arvioitiin olevan hieman yli 10 000 € potilasta kohden.¹⁰⁹

Voimakas jatkuva (etenkin työperäinen) meluallistutus voi lisätä sepelvaltimo- ja verenpainetaudin riskiä.^{45, 110, 111, 112, 113, 114, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 121, 122, 123, 124, 125, 168, 126,46} Näyttö perustuu useimmissa tutkimuksissa vertailuihin, joissa on selvitetty molempien tautien esiintyvyys eri tavoin melulle altistetuilla tai melultaan erilaisilla teollisuusaloilla työskentelevillä tai asuinalueilla asuvilla. Melun aiheuttamaksi laskettujen infarkti- ja verenpainetapausten määrä on kuitenkin pieni verrattuna näihin tauteihin sairastuvien kokonaismäärään. On näyttöä myös siitä, että lyhytaikainen altistuminen liikennevälineiden sisämelulle voisi lisätä ainakin herkimpään ihmisten sydäninfarktiriskiä. Saksalaisessa tutkimuksessa, jossa verrattiin ajoneuvojen kuljettajien ja matkustajien infarkti-kohtaavuutta ajoneuvossa olon jälkeen ja aikaan paljon tämän jälkeen, päädyttiin siihen, että ajonaikainen altistuminen ajoneuvon sisämelulle lisäsi akuutteja kohtauksia.^{127,47}

On myös monia tutkimuksia, joissa ei ole löydetty yhteyttä sepelvaltimo- ja/tai verenpainetaudin ja asuinalueen ulkomelun välillä.^{128, 129, 119, 130, 131, 154} Yhtenä syynä tähän on se, että melun osuus tautiriskiin on niin pieni ja heikosti melun voimak-

⁴² Joko kuolema, tautiluokitus iskeemiset sydänsairaudet: I20 – I25, tai hoitajakso, tautiluokitus sepelvaltimotautikohtaus I20 – I22. Kansainvälinen WHO:n uusi tautiluokitus ICD10 otettiin käyttöön 1994: <http://www.who.int/classifications/icd/en>

⁴³ Tautiluokitus I21 (akuutti ensikertainen sydäninfarkti) tai I22 (uusiutunut infarkti).

⁴⁴ Tautiluokitus I10 (kohonnut verenpaine) ja I15 (sekundäärinen korkea verenpaine).

⁴⁵ Riski tarkoittaa tässä sitä, että melulle altistuneilla on suurempi todennäköisyys saada näitä tauteja kuin melulle altistumattomilla. Melu ei välttämättä ole se varsinaisen taudin syy vaan olosuhde, joka mahdollistaa varsinaisen syyn tai syiden toiminnan.

⁴⁶ Esimerkiksi WHO:n asiantuntijaryhmän raportissa ”Night Noise Guidelines, 2009” todetaan: On (vain) rajoitettua näyttöä siitä, että yöaikainen melu aiheuttaa sydänverisuonisairauksia. On kuitenkin olemassa uskottavan tuntuinen selitysmalli (stressimalli), jonka komponenteille on riittävä näyttöä. Yöaikaisten meluvaikutusten arvioinnin luotettavuutta vähentää se, että sisämelun voimakkuus on arvioitu olettamalla jokin vakiovoimennus ulkoa sisään kuuluvalla melulle.

⁴⁷ Koska myös matkustajilla todettiin kasvanut riski, tutkijat näyttävät olettaen melun olleen tekijän tai olosuhteen, joka herkisti akuutille infarktille. Tämä viite on esitetty esimerkkinä yksittäisestä tutkimuksesta, jonka perusteella ei pidä tehdä pitkälle meneviä johtopäätöksiä, vaikka tulos tukee näyttöä liikenteen ja ajoneuvojen melun kielteisille terveysvaikutuksille.

kuudesta riippuva, että luotettavaan syy-yhteyden näyttöön (onko syy-yhteyttä vai ei) tarvitaan hyvin suuria väestötoksia melultaan erilaisilta asuinalueilta. Suurista otoksista huolimatta tilastollinen epävarmuus on jäänyt monissa tutkimuksissa suureksi, olipa tulos syy-yhteyttä puoltava tai sen kieltävä.

Ei tiedetä riittävän luotettavasti, mikä on se mekanismi, jolla asuinympäristön melu aiheuttaa verenpainetaudin tahi akuutin infarktin, aivohalvauksen tai kroonisen taudin, joka lisää infarktiriskiä. Pääepäily on melun aiheuttama krooninen, so. jatkuvasti kotona ollessa ”päällä oleva”, stressi.^{132, 133, 134, 135, 18, 136, 137, 138, 206} Tiedetään sekä ihmisillä että eläimillä tehtyjen kokeiden ja mittausten perusteella, että autonominen hermosto reagoi (aktivoituu) melko herkästi ääniärsyksiin.^{139, 140, 116, 141, 142, 143, 144, 145, 146, 147} Autonominen hermoston aktivoituminen lisää stressihormonien eritystä. On esitetty, että pitkäaikaisen, voimakkaan melu-altistuksen aiheuttama stressi kiihdyttäisi ja jouduttaisi sydänlihaksen ja verisuonien seinien vanhentumista.⁴⁸ Vanhentuminen, johon liittyisi telomeerien (kromosomien päätteiden) lyhentymistä, puolestaan lisäisi muun muassa infarktiriskiä (ja verenpainetta).^{116, 148, 149} Epäiltyjen listalla on myös melun aiheuttama yöaikaisen unen fragmentoituminen (so. hyvän, virkistävän unen vähentyminen) ja sen seuraukset.^{150, 151, 152, 153} Fragmentoituminen lisääntyy ikääntymisen myötä. Epätietoisuutta on siitä, missä määrin ja miten akuutit yö- ja/tai päiväaikaiset melureaktiot muuntuvat aikaa myöten, altistuksen jatkuessa tai toistuessa vuosikausia, krooniseksi taudeiksi. Kuvassa 6 on tämän teorian yhteydessä kehitetty selitysmalli syy-seurausyhteyksille.

Eniten tutkimuksia on tehty lento- ja tieliikennemelun aiheuttamasta sydän- ja verisuonitautien riskistä. Raideliikenteen melun aiheuttamaa riskiä on tutkittu paljon vähemmän.¹⁵⁴ Toistaiseksi ei ole riittävää näyttöä eri liikennemelujen mahdollisista riskieroista ja riskierojen syistä.

Epidemiologisten tutkimusten mukaan suurin melun aiheuttama sydäninfarktiriski on useimmiten ollut vanhoilla (yli 64...74 v) miehillä. Joissakin tutkimuksissa on päädytty kellokäyrän muotoiseen ikäriippuvuuteen: riski on suurinta keski-ikäisillä. Useissa tutkimuksissa naisten riski on ollut alhaisempia kuin miehillä tai riskiä ei ole ollut lainkaan. Kun naisten infarktikohorttien määrä kasvaa kuukautisten poisjäännin jälkeen, niin tämä näkyy myös kasvavana (matemaattisena) riskinä meluvaikutuksille.⁴⁹ Ei tiedetä, herkistääkö kuukautisten poisjäänti todellisuudessa naisten riskiä melun aiheuttamille sydänverisuonitaudeille. Yleistä infarktiriskiä poisjäänti lisää.¹⁵⁵ Tämä kuukautisriippuvuus on esitetty tässä esimerkkinä monista tautien ilmaantumisista (tutkimustuloksia) sekoittavista tekijöistä, jotka pitäisi ottaa huomioon.

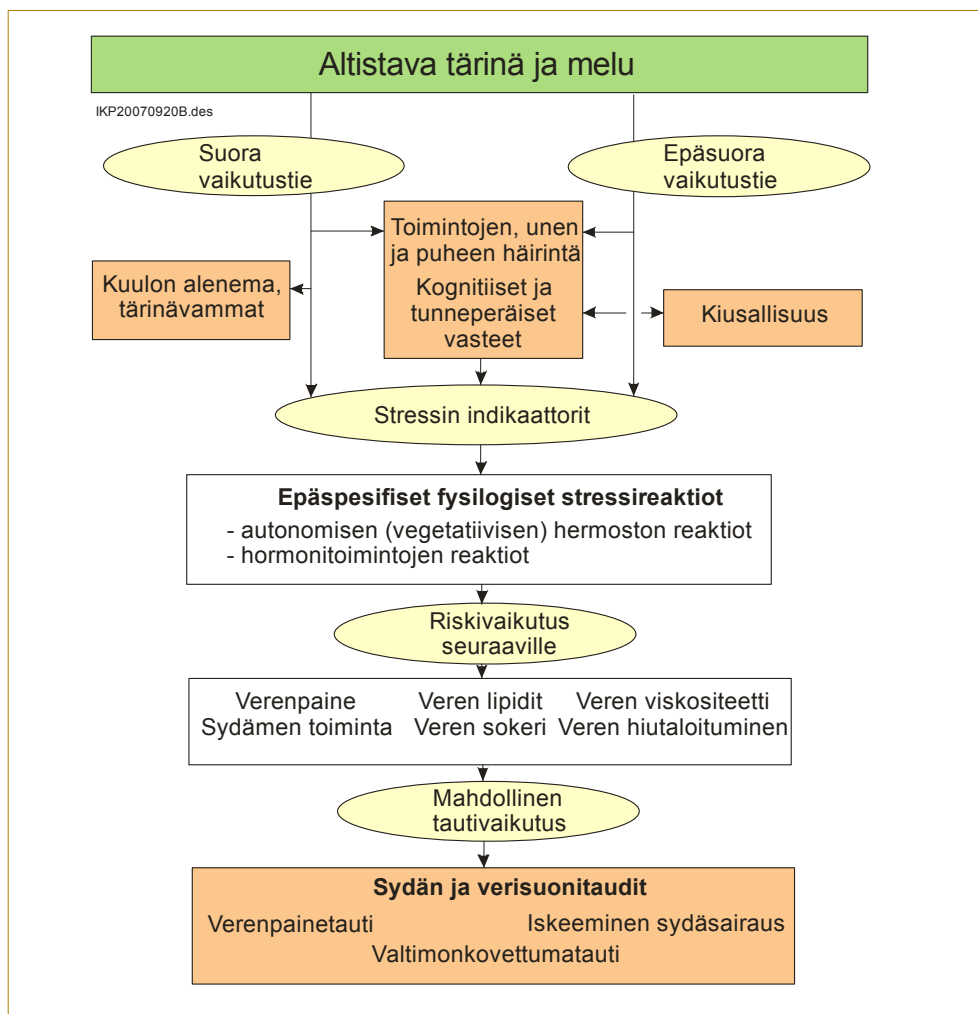
Riskin sukupuoli- ja ikäriippuvuuden selvittäminen edellyttää, että tiedettäisiin se mekanismi, jolla ympäristömelu aiheuttaa sydänverisuonitauteja. Erityisesti tarvittaisiin lisää tietoa siitä, miten eri melulajien melun aiheuttama riski kumuloituu keskenään⁵⁰ ja muiden syiden kanssa.

Tutkimustuloksia ei myöskään ole siitä, miten muutokset asuinalueiden melussa vaikuttavat sydän- ja verisuonitautien esiintyvyyteen ja ilmaantuvuuteen. Esimerkiksi ei tiedetä, miten ja missä ajassa meluntorjunta, esimerkiksi 5 dB(A) melutason alentuminen asuinalueella, vähentää niiden ilmaantuvuutta ja esiintyvyyttä.

⁴⁸ Vanhenemisen oletetaan muun muassa vähentävän verisuonten seinämien joustavuutta, mikä näkyy verenpaineen nousuna.

⁴⁹ jos samaa melun syyksi luettavaa riskiarvoa käytetään kaikille ikäluokille.

⁵⁰ Eri melulajien vaikutusten kumuloituminen: koska autonominen hermosto reagoi (muusta melusta erottuviin) melutapahtumiin, niin melutapahtumien kasvun voisi olettaa lisäävän riskiä ja toisaalta, ainakin teoreettisesti olisi mahdollista, että esimerkiksi tieliikennemelua peittävä vakio teollisuusmelu laimentaisi ohiajotyyppeihin melutapahtumiin reagointia.



Kuva 6: Tekstissä mainitun stressiteorian perusteella koostettu melun terveysvaikutusten syy-seurausmalli. Tässä mallissa painotetaan melun osuutta epäspesifisiin stressireaktioihin ja tätä kautta mahdollista vaikutusta sydän- ja verisuonitauteihin. Riskivaikutus mainittujen sydän- ja verisuonitautien esiintyvyyden kasvuun alkaa, kun ulkomelun pitkän ajan keskimääräinen L_{DEN} -taso ylittää asuinalueella 60...65 dB(A).^{116, 156, 39}

Kuvan 6 mukaan stressi toimii melun ja tautien välitysmekanismina. Käsite stressi on hyvin epäspesifinen termi. Hyvin moni tekijä ja olosuhde voi aiheuttaa samanlaisia stressireaktioita.¹⁵⁷ Henkilöiden kokeman ja arvioiman kulloisenkin stressin laatu ja voimakkuus ovat hyvin subjektiivisia muuttujia. Sydän- ja verisuonitaukeista puhuttaessa riskiä lisäävän stressin ilmenemismuoto voidaan luonnehtia seuraavasti: "Henkilö on herkästi ärtyvä tai kätttyisä, ahdistunut tai huolestunut tai/ja kärsii unihäiriöistä, joiden syynä tai taustalla ovat työ- tai kotiolot".^{158, 159} Näistä ainakin ärtyisyys tai kätttyisyys melua tai sen aiheuttajaa kohtaan sekä melun aiheuttamaksi koetut unihäiriöt on tunnistettu myös melun aiheuttaman kiusallisuuden moderaattoreiksi.

Stressi vaikuttaa harmonitoimintoihin. Melun aiheuttaman stressin riippuvuutta melusta ja sen voimakkuudesta on selvitetty mittaamalla verestä, virtsasta tai syljestä stressihormonien⁵¹ pitoisuuksia. Esimerkiksi kortisolipitoisuus laskee unen aikana

⁵¹ Kuten kortisoli, noradrenaliini eli norepinefriini ja adrenaliini eli epinefriini sekä unen laadun mittaavana toimiva melatoniini. Stressin indikaattorina on myös korkea katekoliamiinien pitoisuus. Näitä ovat noradrenaliinin lisäksi adrenaliini ja dopamiini. Nämä hormonit vaikuttavat muun muassa sykkeeseen, verenpaineeseen ja veren glukoosipitoisuuteen. Voimakkaassa stressissä on tyypillistä myös se, että syljen erityis vähenee ja kämmenet hikoavat.

ja alkaa kohota unen loppuvaiheessa ja jatkaa kohoamistaan heräämisen jälkeen noin tunnin tai kahden ajan. Pitoisuus on suurimmillaan noin 30 minuutin kuluttua heräämisestä.^{160, 161, 162, 163, 164, 165} Yöaikaisten (riittävän voimakkaiden) melutapahtumien vuoksi kortisolia akkumuloituu verenkiertoon. Kortisolin metaboloitumisen (vähentymisen) puoliintumisaika on noin 60 - 120 minuuttia, adrenaliinilla muuttamista sekunneista muutamaan minuuttiin ja noradrenaliinilla 2 - 20 minuuttia.^{165, 166} Tarvitaan useita ja säännöllisiä unen aikaisia, riittävän voimakkaita melutapahtumia - tai riittävän voimakas jatkuva melu?⁵² - jotta kortisolin akkumuloituminen näkyisi heräämisen jälkeen. Esimerkiksi Sprengin mukaan liiallista tai haitallista yöaikaista kortisolieritystä aiheuttavan melun kynnystaso (sisämelu) on $L_{Aeq,yö} = 53$ dB(A).¹⁶⁵

Tutkimukset yöaikaisen melun vaikutuksista yöaikaiseen ja heräämisen jälkeiseen kortisolipitoisuuteen ovat ristiriitaisia. Suurimmassa osassa laboratoriotutkimuksia ei ole todettu merkittäviä eroja meluisten ja hiljaisten öiden välillä.^{167, 161, 168, 169} On kuitenkin ollut sen verran positiivisia tuloksia, että osa melututkijoista katsoo - tai on ainakin katsonut - stressiteorian näytön riittäväksi.^{116, 156, 170}

Esimerkki 1:

Griefahn päätyi laboratorioskokeessa siihen, että yöaikaiset junien ohiajat [sisämelun $L_{Aeq,yö} = 44 - 56$ dB(A), $N = 12 + 23$] vaikutti kortisolipitoisuuteen vain kokeen suurimmilla melutasoilla ja tällöinkin vain niillä, joilla työolojen voitiin olevan osasyynä. Hyena-tutkimuksessa¹⁶⁹ ($N = 439$, kortisolimittauksissa, kenttätutkimus) todettiin $L_{Aeq,24h} > 60$ dB lentomelualueilla⁵³ vain naisilla kohonneita heräämisen jälkeisiä kortisolipitoisuuksia verrattuna $L_{Aeq,24h} \leq 50$ dB alueilla asuviin. Miehillä meluriippuvuutta ei todettu. Työssä käyvillä $L_{Aeq,24h} > 60$ dB alueella asuvilla naisilla kortisolipitoisuudet olivat suurempia kuin eläkkeellä olevilla. Kummallakaan sukupuolella ei todettu riippuvuutta tieliikennemelusta. Tulos ei tue stressiteoriaa sikäli, että vanhoilla miehillä on todettu suurempi melun aiheuttama infarktirisiki kuin naisilla.

Esimerkki 2:

Saksalaisessa tutkimuksessa (miehiä $N = 3\,508$, naisia $N = 3\,388$) päädyttiin siihen, että itse arvioidun huonon unen laadun (vaikeus ylläpitää unta) ja akuutin sydäninfarktin välillä oli positiivinen yhteys eli assosiaatio. Naisilla, jotka ilmoittivat kärsivänsä huonosta unesta HR (Hazard Ratio)⁵⁴ oli 1,53. Miehillä vastaava arvo oli 1,12.¹⁷¹ Niillä, jotka ilmoittivat kärsivänsä nukahtamisvaikeuksista, unihäiriön ja infarktirisikin välillä oli heikompi yhteys. Tutkimuksessa ei selvitetty nukahtamisvaikeuksien eikä huonon unen syytä, mistä syystä ei tiedetä oliko yöaikaisella melulla vaikutusta vai ei.

⁵² Tutkimuksia kortisolierityksen eroista nukuttaessa voimakkuudeltaan erilaisessa tasaisessa melussa ei löytynyt. Työmelulle altistuneiden kortisolieritystä tukittaessa on löytynyt viitteitä siitä, että erityis on suurempaa suurissa melutasoissa kuin alhaisissa.

⁵³ Joillakin tutkimuksissa mukana olevilla kentillä ei ollut yöaikaista liikennettä. Nähtävästi tämä oli pääsyy sille, että meluindikaattorina on $L_{Aeq,24h}$, ei $L_{Aeq,yö}$. Jos mukana on sekä työssäkäyviä että päivisin kotona olevia, $L_{Aeq,yö}$ olisi ainakin periaatteessa parempi molempien ryhmien meluindikaattori asuinalueen melun aiheuttamalle kortisolivasteille.

⁵⁴ http://en.wikipedia.org/wiki/Hazard_ratio . Usein oletetaan, että $HR = RR$.

Iskeemiset sydänsairaudet ja sydäninfarktit

Tutkimustuloksia siitä, että ympäristömelulla on jokin osuus sydänverisuonitauteihin on esitetty jo 30 vuotta sitten. USA:ssa raportoitiin 1970-luvun lopulla Los Angelesin lentokentän melualueilla⁵⁵ kuolleisuuden sydänverisuonitauteihin olevan noin 18 % suuremman kuin hiljaisella kontrollialueella.^{172, 173, 174} Analyysi osoitettiin sittemmin olevan ainakin osin virheellinen.^{175, 176} Näyttää siltä, että (yleinen) kuolleisuus oli sekä melu- että kontrollialueella alhaisempi kuin Los Angelesin piirikunnassa keskimäärin. Monissa meluvaikutuksia analysoivissa sydänverisuonitautitutkimuksissa ei ole verrattu tuloksia kyseisen maan tai tilastoalueen sydänverisuonitautien sairastavuus- ja kuolleisuustilastoihin, mikä on syytä ottaa huomioon arvioitaessa tulosten yleistä merkittävyyttä.

Kuvassa 7 on esitetty esimerkein iskeemisiin sydänsairauksiin sairastumisen suhteellisen riskin riippuvuus ulkomelun L_{DEN} -tasosta lento- ja tieliikennemelulle. Mukana on sekä kuolemaan johtaneet että ei-kuolemaan johtaneet tapaukset.

Kuvan 7 lentomelun vastekäyrä perustuu sveitsiläiseen tutkimukseen ($N = 4,6$ milj.)^{177, 178} Tässä tutkimuksessa todettiin viiden vuoden tarkastelujakson aikana yhteensä 15 532 infarktikuoletta. Näistä 14 356 sattui lentomelualueella $L_{DN} < 45$ dB(A) (kohorttina käytetty alue), 236 alueella $L_{DN} = 55 - 59$ dB(A) ja 43 alueella $L_{DN} \geq 60$ dB(A). 43 kuolemaa (kaikki syyt) viiden vuoden aikana eli 8,6 kuolemaa vuosittain yhteensä 64 lentokentän $L_{DN} \geq 60$ dB(A) melualueella on allekirjoittaneen käsityksen mukaan kovin pieni määrä yleistettäväksi esimerkiksi EU-maiden riskianalyyysien perusteeksi.⁵⁶ Suhteellinen riski $RR \approx 1,3$ kertoo sen, että melun syyksi luettava osuus $AR\% = [(1,3 - 1/1,3) \cdot 100] = 23\%$ eli 2 näistä 8,6 kuolemasta. Kaksi kuolemaa vähemmän vuosittain olisi pudottanut riskin samaksi kuin $L_{DN} < 45$ dB alueilla. Lentomelun ja muiden sydänverisuonitauteihin kuolleisuuden (kuin infarktien) välille sveitsiläistutkimus ei löytänyt yhteyttä.

Hollannin terveysneuvoston vuonna 1999 julkaistussa raportissa²³⁵ päädyttiin siihen, että lentomelu alkaisi lisätä iskeemisen sydäntaudin riskiä, kun ulkomelun pitkän ajan $L_{Aeq,06-22h}$ -taso ylittää 70 dB(A).

Kuvan 7 tieliikennemelun riskivaste perustuu saksalaiseen meta-analyysiin.^{39, 179, 18} Riskin, vetosuhteen OR , riippuvuus ulkomelun päiväajan L_{Aeq} -tasosta, $L_{Aeq,16h}$ (aikarajat joko 06 – 22h tai 07 – 23h) on edellä mainituissa viitteissä

$$OR = 1,63 - 0,000613L_{Aeq,16h}^2 + 0,00000736L_{Aeq,16h}^3 \quad (4)$$

Kaavan (4) pätevyysalue on noin 55 – 85 dB(A). Yhtenä syynä päiväajan melutason käyttöön meluindikaattorina on se, että monissa maissa on ollut helpommin saatavilla tieliikenteen päiväajan melualuekarttoja kuin yöajan tai L_{DEN}/L_{DN} -tasoina esitettyjä. Päivä- ja yöajan melutasojen ero ($L_{Aeq,päivä} - L_{Aeq,yö}$) riippuu muun muassa taajaman koosta. Erotus on tyypillisesti 5 – 11 dB. Suurissa taajamissa ero on pienempi kuin pienissä. Joillakin rataosilla ja lentokentillä runsas yöaikainen tavara- ja rahtiliikenne pienentää päivä- ja yöajan L_{Aeq} -tason eroa.⁵⁷

⁵⁵ Viitteissä mainitaan melualueella koneiden melun olevan 90 dB(A) tai yli ja vertailualueella 45 – 50 dB(A). Tarkoitettaneen hetkellisiä ylilentojen tasoja.

⁵⁶ Esimerkiksi WHO:n kuolleisuustilastojen (<https://apps.who.int/infobase/Mortality.aspx>) mukaan Sveitsissä kuolee (vuosi 2004) vuosittain iskeemisiin sydänsairauksiin 143 henkeä 100 000 kansalaista kohden; Suomessa 222. Jos melun aiheuttama osuus ($RR = 1,3$) olisi sama molemmissa maissa, Suomessa sama melu aiheuttaisi 1,5 kertaa enemmän kuolemia kuin Sveitsissä.

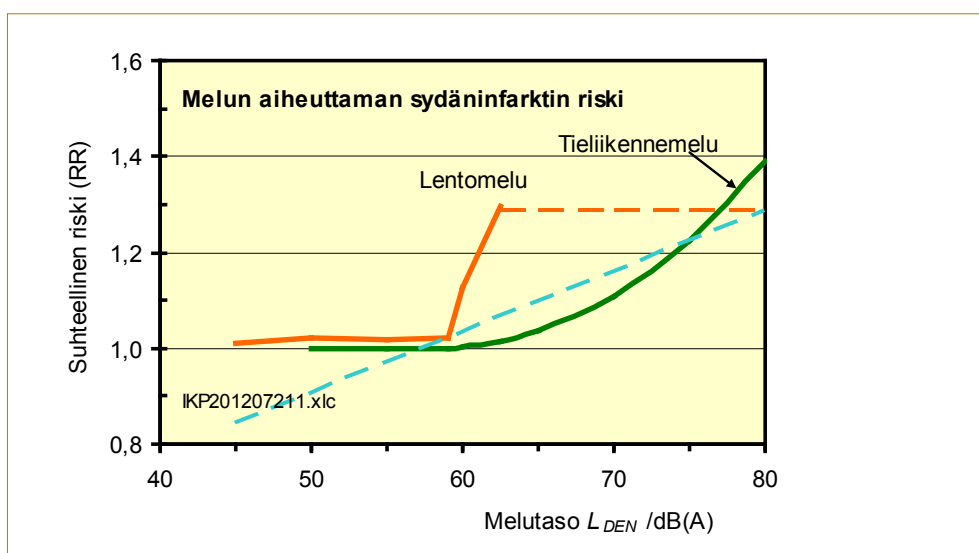
⁵⁷ Esimerkiksi joillakin Itävallan läpiajoteillä yöaikainen raskas liikenne on niin vilkasta, että yöajan L_{Aeq} -tasot ovat (ovat ainakin olleet) päiväajan tasoa suurempia. Hollannin rautateillä suurin osa tavaraliikenteestä ajoittuu yöaikaan.

Tanskalaisessa vuonna 2012 julkaistussa tutkimuksessa¹⁸⁰ ($N = 50\,614$, infarkteja 1600, kaikki henkilöt 50 – 77-vuotiaita⁵⁸) päädyttiin siihen, että tieliikennemelun aiheuttama sydäninfarktin⁵⁹ ilmaantumisriski (RR) oli 1,12 per 10 dB(A) kasvu L_{DEN} -tasossa eli riski kasvoi 12 % L_{DEN} -tason kasvaessa 10 dB(A). Tanskalaistutkimuksessa ei mainita, mikä on se L_{DEN} -taso, johon asti riski $RR = 1,0$ ja, josta se alkaa kasvaa ko. kulmakertoimen mukaisesti.

Kuvaan 7 on lisätty vertailun vuoksi edellä mainitun saksalaisen metatutkimuksen riskivasteen lineaarinen trendikäyrä (vaaleansininen katkoviiva). $RR = 1,127 L_{DEN}$ -tason kasvaessa 10 dB(A). Tämä vastaa melko hyvin tanskalaistutkimuksen $RR = 1,12$ pr 10 dB(A) kasvu, arvoa. Kynnystaso, johon asti lineaarisen estimaatin $RR = 1,0$ on noin 57 dB(A). Kuvasta 7 huomataan, että melutasovälillä 57 – 74 dB(A) lineaarisen trendikäyrän mukainen riski on suurempi kuin kaavan (4) mukainen riski. $L_{DEN} < 57$ dB alueella melu vähentää lineaarisen riskiestimaatin mukaan riskiä ja $L_{DEN} > 74$ dB lineaarisen estimaatin mukainen riski on pienempi kuin vihreän käyrän mukainen riski.

Vuonna 2009 julkaistussa ruotsalaistutkimuksessa¹²³ päädyttiin samaa suuruusluokkaa olevaan sydäninfarktien riskiin ($OR = 1,12$, kun ulkomelun $L_{Aeq,24h}$ -taso oli yli 50 dB(A), $N = 1571$ + kohortti $N = 2095$) kuin edellä mainitussa tanskalaistutkimuksessa. Riski ei kuitenkaan kasvanut melutason kasvaessa, paitsi kun aineistosta poistettiin huonokuuloiset ja muille meluille kuin tieliikennemeluille altistuvat.⁶⁰

Tutkimuksista ei selviä, paljonko melun aiheuttamaksi katsotut ennenaikaiset kuolemat lyhentävät tilastollisesti elinaikaa



Kuva 7: Sepelvaltimotaudin riskin riippuvuus tie- ja lentoliikenteen ulkomelutasosta L_{DEN} . Tieliikennemelussa (RR , taudin ilmaantuvuus) mukana tautiluokat I20 – I25 eli iskeemiset sydänsairaudet. Lentomelun riskissä (Hazard Ratio $HR \approx RR$, taudin ilmaantuvuus) on mukana tautiluokat I21 (akuutti sydäninfarkti) ja I22 (uusiutunut sydäninfarkti). Sininen katkoviiva on saksalaisen metatutkimuksen riskikäyrän (vihreä käyrä) lineaarinen trendikäyrä. Sen mukaan riski kasvaa 12,3 % L_{DEN} -tason kasvaessa 10 dB(A). Trendikäyrän kynnystaso on noin 57 dB(A).^{177, 61}

⁵⁸ Tutkimuksen perusaineiston keräyksen aikana, vuosina 1993 – 1997, mukaan kutsuttiin 50 – 64 vuotiaita. Ko. henkilöaineiston infarktitapaukset otettiin huomioon vuosilta 1993 – 2006. Tällöin vanhimmat mukana olevat olivat laskennallisesti $64 + 13 = 77$ -vuotiaita. Havaintoaineiston ikärjoituksesta johtuen tulosten yleistettävyyden kaikkiin ikäluokkiin on kyseenalainen. Infarktitapauksissa miesten osuus oli 74 %.

⁵⁹ Mukana on tautiluokat I21.0 – I21.9 sekä I46.0 – I46.0.

⁶⁰ Tämä on ainoa tämän tutkimuksen yhteydessä löydetty ympäristömelujen sydänverisuonitautitutkimus, jossa tuloksia analysoitaessa on poistettu huonokuuloiset (itse arvioitu/ilmoitettu kuulon huonontuminen). Muita meluja olivat työ-, lentoliikenne-, raideliikenne-, ilmanvaihto- ja naapurimelu. Kahden viimeksimainitun melun olemassa olon ja henkilöiden tietokannasta poiston kriteerinä oli ilmoitettu ko. melujen kiusallisuus.

⁶¹ Babischin raporteissa riskifunktio on julkaistu kaavassa (4) mainittuna vetosuhteena, OR. Tämän tutkimusjulkaisun kirjoittaja sai sähköpostitse meta-analyysin tekijältä Wolfgang Babischilta riskin riippuvuuden päivämelun L_{Aeq} -tasosta suhteellisenä riskinä, RR . Kuvaa 7 varten RR -funktio muunnettiin tätä raporttia laadittaessa L_{DEN} -tasosta riippuvaksi ($L_{DEN} \approx L_{Aeq,16h} + 2$ dB).

Esimerkki tieliikennemelun aiheuttamasta sepelvaltimotautiriskistä

Helsingin vuoden 2007 meluselvityksen¹⁸² mukaan tieliikenteen melualueiden asukasmäärät olivat:

Melutaso L_{DEN}	alle 55 dB	55 – 59 dB	60 – 64 dB	65 – 69 dB	70 – 74 dB	yli 75 dB
Asukasmäärä	323 400	87 200	88 700	46 600	14 900	100

Kuvan 7 tieliikennemelun sepelvaltimotaudin (tautiluokat I20 – I25) riskifunktiota (vihreä käyrä) käyttäen ja ottaen mukaan ikäluokat 35 – 84v melun syyksi luettava sairastapausten määrä on 40 – 45 vuosittain. Näistä 12 – 13 on kuolemaan johtavia. Jos otetaan huomioon vain ikäluokat 35 – 74v, vastaavat luvut ovat 20 – 30 ja 4 – 5.⁶² Syynä tähän ikäluokkavalinnan väliseen eroon on se, että ikääntyminen lisää sairastavuutta ja kuolleisuutta sepelvaltimotautiin. Kun melun syyksi luettavan osuuden, 1,1 – 1,2 % (kaikista Helsingin infarktitaapauksista), oletetaan olevan sama iästä riippumatta, niin sairastavuus ja kuolleisuus kasvavat, kun/jos mukaan otetaan yli 74-vuotiaita.⁶³ Esimerkiksi vuonna 2006 Helsingin sairaanhoitopiirissä tautiluokkiin I21 – I25 sairastuneita (kuolleet mukaan lukien) oli ikäluokissa 35 – 85+ yhteensä 3 944 ja ikäluokissa 35 – 74 yhteensä 1 789. Kuvan 7 mukaan riski on $L_{DEN} < 60$ dB(A) melualueilla I (melun syyksi luettavaa riskiä ei ole). Jos kuvan 7 riskifunktio pätee Helsingin oloissa, 60 dB(A) ylittävien ulkomelujen melujen vaimentaminen tähän tasoon vähentäisi tieliikennemelun syyksi luettavaa sairastavuutta ja kuolleisuutta edellä esitetyillä määrillä vuosittain.

Jos $L_{DEN} > 60$ dB(A) melualueilla ulkomelu vaimentuisi 5 dB(A), niin melun syyksi luettavien sairastuneiden ja kuolleiden ilmaantuvuus (määrä vuosittain) alentuisi noin puoleen edellä mainituista luvuista. L_{DEN} -tason kasvu kaikilla melualueilla 5 dB(A), lisäisi lukuarvot noin kolminkertaisiksi.

Helsingin vuoden 2007 meluselvityksessä on otettu huomioon vain vilkkaiden katujen ja teiden liikenne. Jos otettaisiin huomioon kaikki kadut ja tiet, edelliset luvut kasvaisivat jonkin verran. Kun sairastavuus sydänverisuonitauteihin (kaikki syyt) on alentunut vuosien mittaan, niin laskennallisesti myös melun syyksi luettavien tapausten määrä on alentunut. Esimerkiksi vuodesta 1995 vuoteen 2006 alentuminen oli noin 11 prosenttiyksikköä ikäluokassa 35 – 85+ ja 27 prosenttiyksikköä ikäluokassa 35 – 74v.

⁶² Tämän tutkimusjulkaisun kirjoittaja on tehnyt aikaisemmin vastaavat tautitapausrviot STM:n toimeksiannosta. Tuloksista ei ole julkaisua. Tämä selvityksen yhteydessä laskelmat tarkistettiin, niitä laajennettiin ja mukaan otettiin vuoden 2007 sairastavuustiedot. Laskennassa käytettiin samaa menetelmää kuin Babisch käytti arvioidessaan sairastavuutta ja kuolleisuutta Saksassa. Laskelmat on tehty sekä Babischin OR-funktiota että hänen uudempaa RR-vastefunktiota käyttäen. Sairastavuus- ja kuolleisuustiedot perustuvat Helsingin sairaanhoitopiirin tilastotietoihin vuodelta 2006 ja 2007 (<http://www3.ktl.fi/stat/>).

⁶³ Kansanterveyden tasolla tehtävissä sairastavuusanalyseissä otetaan usein huomioon vain ikäluokat 35 – 74.

Esimerkki lentomelun aiheuttamasta sepelvaltimotautiriskistä

Helsinki-Vantaan kentän melualueilla $L_{DEN} \geq 60$ dB(A) asui vuoden 2008 meluselvityksen¹⁸¹ mukaan yhteensä noin 1 500 henkilöä. Helsingin ja Uudenmaan sairaanhoitopiirissä oli sepelvaltimotautikohtauksia (tautiluokitus I20 – I25) vuonna 2008 noin 2100 tapausta 100 000 asukasta kohden mikä vastaa 2,1 % väestöstä. Kuolemaan johtaneita (tautiluokitus I21 ja I22 eli ensikertainen ja uusiutunut sydäninfarkti) näistä oli noin 500 tapausta 100 000 asukasta kohden eli noin 0,5 % väestöstä.^{105,64} $L_{DEN} \geq 60$ dB(A) melualueen 1 500 asukkailla olisi näiden lukujen mukaan vuosittain 32 sepelvaltimotautitapausta, joista 8 olisi kuolemaan johtavia. Jos melun aiheuttaman sydäninfarktin riski on sama kuin Sveitsissä ($RR \approx 1,3$), niin näistä kahdeksasta tapauksesta olisi melun aiheuttamia noin $AR\% = [(1,3 - 1)/1,3] \cdot 100 = 23\%$ eli kaksi kuolemaan johtanutta sydäninfarktitapausta vuosittain.

Vantaan asukasluku on noin 200 000. Kuolemaan johtavia sepelvaltimotautitapausten määrä olisi yleisten tilastojen mukaan $0,0051 \cdot 200\,000 \approx 1\,000$ vuosittain. Kaksi lentomelun syyksi laskettavaa vastaa 0,2 % kaikista Vantaan kuolemaan johtavista 667 sydäninfarkteista.

Edellisten kahden esimerkin mukaan melun syyksi luettava sairastavuus ja kuolleisuus sepelvaltimotautiin on Suomessa (taajamissa) pieni; 0,2 – 1,2 % kaikista tapauksista.⁶⁵ Helsinki-Vantaan lentomelualueilla kuolemaan johtavia tapauksia on kuvan 7 riskifunktioilla laskien 2 ja Helsingin kaupungin tieliikennemelun alueilla 12 – 13 vuosittain. Jos Helsingin tieliikennemelua alennettaisiin kaikkialla 5 dB(A):lla, alentuisi melun syyksi katsottava sepelvaltimotaudin ilmaantuvuus noin puoleen.⁶⁶ Melun kasvu 5 dB(A) lisäisi ilmaantuvuuden noin kolminkertaiseksi.

Edellä esitettyjen laskelmien perusteena olleiden riskifunktioiden pätevyys Suomen oloissa on tuntematon. Syynä tähän on muun muassa se, että Suomessa sairastavuus ja kuolleisuus sydänverisuonitauteihin ovat suurempia kuin monissa muissa maissa.¹⁹⁵ Ei tiedetä, miten tämä suurempi sairastavuus ja kuolleisuus kumuloituvat melun syyksi luettavaan osuuteen verrattuna oloihin maissa, joissa tehtyihin tutkimuksiin kuvan 7 vasteet perustuvat.

⁶⁴ Kohtausmäärät on ikävakioitu Euroopan standardiväestöön 35 – 84 v (jostakin syystä, KTL:n tietokannasta oli saatavissa ajoittain vain ikävakoituja lukuarvoja). Ikävakioiden, kaikki ikäluokat kattava kohtausmäärä vastaa noin 0,7 – 0,8 % väestöstä. Noin kolmannes kohtauksista saattuu ikäluokalle 85+.

⁶⁵ Muissa maissa tehdyissä riskilaskelmissa osuus on ollut suurimmillaan 2 – 3 %, yleensä alle 1 %. Kuntia tai taajamia, joissa melutilanne olisi asukaslukuun nähden (asukkaiden määrä melualueilla, joilla riski ylittää 1) merkittävästi pahempi kuin Helsingissä, ei Suomesta löytyne.

⁶⁶ Riskifunktion mukaan ulkomelun alentaminen vähentää sepelvaltimotaudin ilmaantuvuutta vain $L_{DEN} > 60$ dB(A) melualueilla, mutta melun kasvu tuo riskin piiriin uusia asuinalueita.

Aivohalvaukset

Tutkimustulokset viittaavat siihen, että voimakas asuinalueen ympäristömelu lisää verenpainetaudin riskiä ainakin miehillä.^{216, 220} Verenpainetauti tunnetaan tekijäksi, joka lisää aivohalvausten⁶⁷ riskiä.^{183, 184} Vuonna 2008 aivohalvauspotilaiden määrä oli Suomessa 11 290. Näistä oli alle 65-vuotiaita 24,4 %. Kuolemaan johtaneita kohtauksia oli vuonna 2008 yhteensä 3 890 eli noin 34 % potilasmäärästä.¹⁸⁵ Keskimääräiset hoitokustannukset⁶⁸ per potilas olivat Stakesin selvityksen mukaan 18 200 €/v.¹⁸⁶ Aivohalvauksiin kuolleiden osuus kaikista kuolleista oli vuonna 2008 noin 8 %. Tämä aivohalvauksiin kuolleiden määrä on hieman yli ¼ sepelvaltimotautiin kuolleiden määrästä, mikä oli vuonna 2008 noin 29 % kaikista kuolleista.

Aivohalvausten ja ympäristömelun välistä yhteyttä on tutkittu melko vähän. Yleensä on oletettu tai päädytty siihen, että yhteyttä ei ole^{177, 187} tai, että syynä ei ole melu, vaan tieliikenteen ilmansaasteet.^{188, 189} Tanskassa vuonna 2011 julkaistussa epidemiologisessa tutkimuksessa ($N = 57\,053$, henkilöiden ikä 50 – 77⁶⁹) todettiin eri melualueilla – kohorttialue $L_{DEN} < 55$ dB(A) mukaan lukien – asuvilla yhteensä 1 881 sairaalakäyntiä (kuolemaan johtaneet mukaan lukien) johtanutta aivohalvausta (tautiluokat I61, I63 ja I64) kuuden vuoden seuranta-aikana. Tutkimuksessa päädyttiin siihen, että tieliikenteen melu lisäsi yli 64,5-vuotiaiden aivohalvausriskiä, mutta ei tätä nuorempien miesten eikä naisten riskiä missään ikäluokassa tilastollisesti merkittävästi.⁷⁰ Ulkomelun L_{DEN} -tason kasvu 10 dB(A):lla nosti kuolemaan johtaneiden aivohalvauksien ilmaantumista noin 12 % ($RR = 1,12$ per 10 dB(A)) kaikissa mukana olleissa ikäluokissa ($IRR = 1,14$) ja 27 % ($RR = 1,27$) yli 64,5-vuotiailla. Heillä riski kasvaa L_{DEN} -tason ollessa yli 60 – 65 dB(A). Tutkimuksesta ei selviä, kuinka paljon tieliikennemelun syyksi todetut aivohalvaukset lyhentävät ikäluokkien 65 – 76 v odotettavissa olevaa elinaikaa. Raide- ja lentoliikenteen melun ei todettu lisäävän aivohalvausten riskiä.^{190, 71}

Tanskalaistutkimus ei selitä, miksi sama raide- ja tieliikenteen ulkomelu ei lisännyt aivohalvausten riskiä kuten lisäsi tieliikennemelun syyksi laskettua riskiä. Osin tästä syystä, osin siksi, että tanskalaistutkimuksen tulos poikkeaa aikaisemmista, tuloksiin on syytä suhtautua kriittisesti kunnes uudet, muissa maissa tehdyt tutkimukset joko vahvistavat tai kumoavat nämä tulokset.

⁶⁷ ICD-10 tautiluokat: I60 – I69 eli aivoverenkiertohäiriöt. Erityisesti I61 = aivoverenvuoto, I63 = aivoinfarkti, jotka aivohalvauksen pääsairaudet.

⁶⁸ Sairaala- ja avohoidon sekä reseptilääkkeiden kustannukset per potilas per vuosi.

⁶⁹ Tutkimuksen perusaineiston keräyksen aikana, vuosina 1993 – 1997, mukaan kutsuttiin 50 – 64 vuotiaita. Ko. henkilöaineiston aivohalvaustapaukset otettiin huomioon vuosilta 1993 – 2006. Tällöin vanhimmat mukana olevat olivat laskennallisesti 64 + 13 = 77-vuotiaita. Havaintoaineiston ikärjoituksesta johtuen tulosten yleistettävyyys kaikkiin ikäluokkiin on kyseenalainen.

⁷⁰ Tutkimusjulkaisussa mainitaan alle 64,5-vuotiaiden aivohalvausten ilmaantuvuusriskiksi $IRR = 1,02$ (95 % luottamusväli 0,91 – 1,14) eli noin 2 %:n tapausten kasvu per 10 dB(A) nousu tieliikenteen melun L_{DEN} -tasossa. p-arvo oli 0,77 (eli riippuvuus 77 %:sesti sattuman aiheuttama), mikä tarkoittaa, että riippuvuus ei ole tilastollisesti merkittävä. Melkein merkittävä edellyttäisi arvoa 0,05, merkittävä 0,01 ja erittäin merkittävä arvoa 0,001.

⁷¹ Tutkijat eivät julkaisseet aivohalvausriskin kasvun melutason kynnystasoa eli tasoa, johon asti $RR = 1$ ja, josta se alkaa kasvaa. Tekstissä tosin mainitaan, että vanhimmillä ikäluokilla riski alkaa kasvaa annos(vaste) maisesi L_{DEN} -tason ollessa yli 60 dB(A).

Esimerkki tieliikennemelun aiheuttamasta aivohalvausriskistä

Helsingin sairaanhoitopiirissä todettiin vuonna 2006 yhteensä 1 654 aivohalvaustapausta (tautiluokat I61, I63 ja I64), joista 443 eli noin 27 % oli kuolemaan johtanutta. Miesten ikäluokissa 65 – 85+ todettiin yhteensä 470 aivohalvaustapausta, joista 103 oli kuolemaan johtanutta. Naisilla vastaavat luvut olivat 805 ja 204.¹⁹³ Ikäluokissa 65 – 85+ kuolleiden määrä on noin 24 % sairastuneista. Helsingin vuoden 2007 meluselvityksen¹⁸² mukaan tieliikenteen melualueiden asukasmäärät olivat:

Melutaso L_{DEN}	alle 55 dB	55 – 59 dB	60 – 64 dB	65 – 69 dB	70 – 74 dB	yli 75 dB
Asukasmäärä	323 400	87 200	88 700	46 600	14 900	100

$L_{DEN} < 55$ dB(A) melualueella asui noin 58 % asukkaista ja melualueella $L_{DEN} \geq 55$ dB(A) noin 42 % asukkaista. Alueilla, joilla melu ylittää 10 dB:llä 55 dB(A) asuu noin 12 % asukkaista. Jos käytetään edellä mainitussa tanskalaistutkimuksessa¹⁹⁰ mainittua aivohalvausriskin lineaarisesta riippuvuudesta⁷² ($RR = 1,14$ per 10 dB melutason kasvu, oletetaan pätevän ikäluokissa 35 – 85+) ja oletetaan kynnyksen (melutasoraja, jonka alapuolella $RR \leq 1$) olevan $L_{DEN} \approx 55 \dots 57$ dB, saadaan melualueilla ilmaantuvien aivohalvausten määräksi (ikäluokat 35 – 85+) noin 115, joista kuolemaan johtavia on 24. Tieliikennemelun syyksi luettavissa oleva osuus aivohalvaustapauksista olisi näiden lukujen mukaan Helsingissä 4 – 7 %. Jos otetaan huomioon vain ikäluokat 65 – 85+⁷³, vastaavat luvut ovat 90 ja 22. Osuus kaikista tapauksista on tällöin noin 5 %. Koska naiset elävät tilastollisesti miehiä pitempään, heidän osuutensa ikäluokkien 65 – 85+ aivohalvauspotilaiden ja -kuolleiden joukossa on miehiä suurempi, noin 2/3 kaikista.

Vuoden 2007 meluselvityksessä otettiin huomioon vain vilkasliikenteisimmät kadut ja tiet. $L_{DEN} > 55$ dB(A) tieliikennemelun alueilla asuvien määrä, kuten myös edellisen riskioletuksen mukainen aivohalvaustapausten määrä, olisi jonkin verran suurempi, jos mukana olisivat kaikki kadut ja tiet.

Nykykäsitysten mukaan melun aiheuttamat krooniset stressireaktiot ja unihäiriöt toimivat melun ja sydänverisuonitautien välittäjinä (mediaattoreina).⁷⁴ Yöaikaista ulkoa sisään kuuluvaa melua pidetään tärkeämpänä tekijänä kuin päiväaikaista, sillä suuri osa asukkaista on päivisin poissa kotoaan ja päivisin esiintyy enemmän muuta melua kuin öisin. Jos näin on, niin riskilaskelmissa pitäisi ottaa huomioon se, että Suomessa (ja Helsingissä) rakennusten ulkokuoren äänenvaimennus on (todennäköisesti) parempi kuin Tanskassa. Tanskalaistutkimuksen mukaan riski kohdistui yli 65-vuotiaisiin eli eläkeläisiin, jotka todennäköisesti ovat myös päivisin katona.

Jos aivohalvausten ilmaantuvuus riippuu oleellisesti ulkoa sisään kuuluvasta melusta ja rakennusten ulkokuoren tuottama äänen vaimentuminen on Helsingissä 5 dB(A) suurempi kuin Tanskassa, melun syyksi luettavien aivohalvausten määrä olisi 115 sijasta noin 50 ja kuolemaan johtavien 24 sijasta noin 10. Tässä arvioissa on oletettu, että ulkokuoren 5 dB(A) suurempi vaimennus vastaa samaa kuin ulkomelutason alentuminen kaikilla $L_{DEN} > 55$ dB(A) melualueilla 5 dB(A).

Edellisiin lukuarvoihin on syytä suhtautua varauksin. Tavoitteena on arvio odotettavissa olevista suuruusluokista.

⁷² On kyseenalaista, että suhteellinen riski riippuisi lineaarisesti ulkomelun tasosta.

⁷³ Tanskalaistutkimuksen mukaan näillä ikäluokilla yhteys aivohalvausten ja tieliikennemelun välillä oli parempi kuin erittäin merkittävä ($p < 0,0001$), kun riippuvuus tätä nuoremmissa ikäluokissa oli tilastomaatemaattisin perustein satunnainen ($p = 0,77$ eli 77 % todennäköisyydellä sattuman aiheuttama). Jos otetaan huomioon vain ikäluokat 65 – 85+v, niin suhteellinen riski on suurempi (1,27 per 10 dB melutason kasvu) kuin em. laskelmissa käytetty kaikkien ikäluokkien riski (1,14 per 10 dB melutason kasvu). Kun $RR = 1,14$, on melun syyksi luettava osuus $AR\% = (1,14 - 1) / 1,14 * 100 = 12,3\%$. Kun $RR = 1,27$ on $AR\% = 21,7\%$ eli noin 1,8-kertainen. Ikäluokkien 65 – 85+v osuus Helsingin väestöstä (yhteensä n. 555 000 henkeä) oli vuonna 2008 14 % ja ikäluokkien 35 – 85+v noin 56 %.

⁷⁴ Katso luku ”Sydän- ja verisuonitaudit ja ympäristömelu”, kuva 6.

Verenpainetauti

Henkilön verenpaine vaihtelee esimerkiksi fyysisen rasituksen vaihtelun myötä. Mitä suurempi rasitus, sitä suurempi verenpaine. Lisäksi monet ympäristötekijät, esimerkiksi lämpötila,⁷⁵ vaikuttavat hetkelliseen verenpaineeseen.¹⁹¹ Taudiksi luokittelu edellyttää, että normaalin lepotilan verenpaine on jatkuvasti kohonnut.

Verenpainetauti on yksi yleisimmistä kansantaudeista. Kuusi EU-maata,⁷⁶ Kanadan ja USA:n kattavassa tutkimuksessa ($N = 80\,605$) todettiin verenpainetaudin, mukaan lukien henkilöt, joilla oli korkea verenpaine (vähintään 140/90 mmHg), esiintyvyydeksi ikäluokassa 35–44 v 27 %. Esiintyvyys kasvaa ikäänymisen myötä. Ikäluokassa 65–74 v se oli 78 %. Eri maiden välillä oli merkittäviä eroja. Maasta riippuen 25–50 % tutkimukseen osallistuneista henkilöistä, joilla oli korkea verenpaine, käytti verenpainelääkitystä.¹⁹²

Suomessa noin 60 %:lla väestöstä verenpaine ylittää arvot 140/90 mmHg eli heillä on vähintään lievästi korkea verenpaine.¹⁹³ Korkea verenpaine (ja verenpainetauti⁷⁷) on yksi tärkeimmistä sydän- ja verisuonisairauksien sekä aivoinfarktien riskitekijöistä.^{194,198}

WHO:n kriteereiden^{195,196} mukaan lievästi korkean verenpaineen (luokka 1) tunnusmerkit ovat⁷⁸

- diastolinen eli alapaine 90 – 99 mmHg ja
- systolinen eli yläpaine 140 – 159 mmHg tai
- henkilöllä on lääkärin määräämä verenpainetaudin lääkitys.

Suomalaisen Lääkäriseuran Duodecimin ja Suomen Verenpaineyhdistys ry:n käypähoito-suositusten¹⁹⁷ mukaan kohonneen verenpaineen lääkitystä suositellaan, jos

- systolinen paine on vähintään 160 mmHg tai diastolinen painetaso vähintään 100 mmHg tai
- systolinen paine on vähintään 140 mmHg tai diastolinen painetaso vähintään 90 mmHg ja potilaalla on
 - diabetes, munuaissairaus, kohde-elinvaurioita tai kliinisesti merkittävä sydän- ja verisuonisairaus.

Optimaaliseksi katsotaan verenpaine silloin, kun systolinen paine on alle 120 mmHg ja diastolinen alle 80 mmHg. Verenpaineen yleinen hoitotavoite on alle 140/85 mmHg paineet.

Useimpien sydän- ja verisuonisairauksien, kuten verenpainetaudin, esiintyvyys ja riski sille, että tietty sairaus johtaisi kuolemaan tai sairaalahoitoon vaihtelevat suuresti eri maissa.^{198,199} Tämä vaihtelu vaikuttaa siihen, miten eri syiden, kuten melun aiheuttaman stressin, vaikutus näkyy näiden sairauksien esiintymisessä. Tästä syystä voimakkuudeltaan sama asuinalueen ulkomelu voi näkyä erilaisina sairastavuuden riskeinä eri maissa.

Kohonnut verenpaine, hypertensio, on nykykäsitysten mukaan lähes poikkeuksetta essentiaalista, alkuperältään tuntematonta ja luokittelematonta. Verenpainetaudin synnyssä geenien⁷⁹ osuuden on arvioitu olevan 30 – 60 %.²⁰⁰ Melu näyttää

⁷⁵ Esimerkiksi kylmässä ja kylmänä vuodenaikana verenpaine on yleensä suurempi kuin lämpimässä. Saunassa verenpaine tyypillisesti alenee ja on alhainen saunan jälkeen. Korkea päivälämpötila voi näkyä kohonneena yöaikaisena verenpaineena ja korkea päivälämpötila kohonneena yöaikaisena paineena. Normaalisti yöaikainen verenpaine on päiväaikaista alhaisempi.

⁷⁶ Englanti, Espanja, Italia, Ruotsi, Saksa ja Suomi.

⁷⁷ ICD-10 tautiluokituksia: verenpainetaudit I10 – I15 (muuta sydänverisuonisairauksia: sepelvaltimotauti I20 – I25, aivohalvaukset I60 – I64, joista kallon sisäiset verenvuodot: I60 – I62).

⁷⁸ Monessa tutkimuksessa, joissa on selvitetty verenpaineen ja verenpainetaudin riippuvuutta ympäristömelusta kohonneen verenpaineen ja verenpainetaudin rajana on käytetty arvoa 140/90 mmHg. Voidaan kysyä, kuinka ”tiukkana” melupolitiikan perusteena tätä arvoa on perusteltua käyttää, jos lääkityksen suositusraja on tätä suurempi.

⁷⁹ Esimerkiksi verenpainetta sekä elimistön neste- ja suolatasapainoa säätelevän reniini-angiotensiinijärjestelmän hormoneja koodaavissa geeneissä on löydetty vaihtelua, jonka on todettu vaikuttavan työpärisen meluallistuksen aiheuttaman verenpainetaudin riskiin.

lisäävän eniten verenpainetaudin riskiä niillä, joilla on perinnäinen taipumus tai herkkyys verenpainetautiin^{234, 201}

Autonominen hermosto reagoi herkästi ääniärsykkeisiin; myös nukkuessa. Jo 1920-luvulla tehdyissä unitutkimuksissa yöaikaisen auton ohiajomelun todettiin nostavan (lyhytaikaisesti) nukkuvan verenpainetta, vaikka melu ei herättänytkaan nukkuvaa.²⁰² Verenpaineen vaihtelua ei sinänsä voida pitää ihmiselle vaarallisena, yhtä vähän kuin syketaajuuden vaihtelua.

Kuvassa 6 (sivu 29) esitetyn selitysmallin mukaan melun aiheuttamat krooniset stressireaktiot toimivat oletettuna päävälitystienä myös melun ja verenpainetaudin välillä. Melun aiheuttama pysyvä (krooninen) verenpaineen nousu selitetään usein kroonisella stressireaktiolla, jonka yhtenä merkinä tutkijat pitävät (etenkin) yöaikaista stressihormonien erityksen kasvua verrattuna vähämeluisissa oloissa asuviin.^{156, 135, 165, 116, 203, 204, 205, 206} Useimmat stressihormoneista ovat vasoaktiivisia⁸⁰ eli verisuonia supistavia ja sydämen toimintaa tehostavia.

Melun ja sydän- ja verisuonisairauksien välisten riippuvuuksien tutkimusta vaikeuttaa se, että siellä missä on liikennemelua, etenkin tieliikennemelua, on myös muita altisteita, joiden on epidemiologisissa tutkimuksissa osoitettu nostavan (ainakin vähäisessä määrin) asukkaiden verenpainetta ja lisäävän sydän- ja verisuonisairauksien esiintyvyyttä.^{41, 42, 207, 208, 209, 62, 210, 211} Verenpaineen ja melun välistä yhteyttä tutkittaessa yhtenä epävarmuuden lähteenä on kohonneen verenpaineen toteamismenetelmän epäluotettavuus. Useissa tutkimuksissa kohonneen verenpaineen esiintyvyys perustuu vastaajien antamiin tietoihin. Joissakin haastattelija on käyntinsä yhteydessä mitannut verenpaineen. Osa vastaajista ei tiedä verenpainettaan. Tämä voi pienentää taudin esiintyvyyssarviota. Käynnin aikana tehty mittaaminen antaa liian suuria painelukemia, mikä voi näkyä suurentuneena riskinä. Päivä- ja yöaikainen (unen aikainen) verenpaine ovat erilaisia. Tutkimukset viittaavat siihen, että yöaikainen paine ennustaisi paremmin sydäninfarktien ja aivohalvausten riskiä kuin päiväaikainen.^{212, 213, 81}

Verenpaineen sekä sydän- ja verisuonisairauksien riippuvuus ympäristömelusta on heikko ja melun osuus vaikea eristää luotettavasti. Tästä esimerkkinä on hollantilainen vuonna 2002 julkaistu metatutkimus,¹¹⁹ jossa päädyttiin siihen, että tutkimusmateriaali ($N = 53\ 212$) ei riitä tekemään luotettavia johtopäätöksiä asuinalueiden ulkomelun (päiväajan L_{Aeq} -taso 55 – 80 dB(A), yöajan melun voimakkuutta ei oltu selvitetty⁸²) osuudesta sydän- ja verisuonisairauksiin. Hollannissa verenpainetaudin (ja sydäninfarktien) riskirajana on ollut $L_{DEN} \geq 70$ dB(A).²¹⁴ Tuoreimmista tutkimuksissa on päädytty siihen, että ulkomelun pitkäaikaisen $L_{Aeq,07-22h}$ -tason ylittäessä 60 – 65 dB(A) melu lisää verenpainetaudin riskiä.^{39, 121, 215} Väestön verenpainetta ympäristömelu voi lisätä tätä alhaisemminkin tasoissa.^{216, 217, 218, 42, 219, 220} Toisaalta on melko tuoreita tutkimuksia, joissa ei ole todettu tilastollista (merkittävää) yhteyttä verenpaineen ja ulkomelun välillä.^{221, 131, 154, 222, 223}

Monissa epidemiologisissa tutkimuksissa, joista osa sisältyy edellä mainittuun Hollannissa tehtyyn meta-analyysiin ja osa on sen jälkeen tehtyjä, on päädytty siihen, että jatkuva pitkäaikainen altistuminen voimakkaalle työ- tai asuinympäristön melulle nostaa osalla altistettuja verenpainetta ja lisää verenpainetaudin ja sydänsairauksien esiintyvyyttä.^{224, 225, 226, 39, 122, 227, 228, 216} Verenpainetauti puolestaan on yksi tekijöistä, joka lyhentää odotettavissa olevaa elinaikaa lisäämällä muun muassa sydän- ja (etenkin) aivoinfarkteihin kuolleisuutta.^{229, 230, 117, 107}

⁸⁰ vasoaktiivisia ovat muun muassa adrenaliini, noradrenaliini, dobutamiini, dopamiini ja dopeksamiini.

⁸¹ melun aiheuttama akuutti stressihormonien pitoisuuden kasvu nostaa verenpainetta, mikä on syytä ottaa huomioon. Toisaalta on ihmisiä, joilla yöaikainen paine on luontaisesti, ympäristöoloista riippumatta, suurempi kuin päiväajan paine, kun normaalina pidetään sitä, että yöajan verenpaine on päiväaikaista alhaisempi.

⁸² Liikenteen päivä- ja yöajan ulkomelun L_{Aeq} -tason välillä on selvä riippuvuus. Yöajan L_{Aeq} -taso on taajamissa 5 – 11 dB päiväajan tasoa alhaisempi. Suurissa taajamissa ero on pienempi kuin pienissä.

Laajassa, vuonna 2006 julkaistussa Saksan ympäristöviraston meta-analyysissä käydään läpi 62 tutkimusta (yhteensä $N \approx 0,3$ milj. altistettua verrokkeineen).^{39, 228, 231} Yhteenvedon todetaan

- *verenpaine* (yhteensä $N \approx 23\,000$): ei ole riittävää näyttöä siitä, että asuinympäristön (ulko)melu lisää tai vähentäisi verenpainetta. Löytyy joitakin tutkimuksia, joiden mukaan melu lisää lievästi systolista, diastolista ja/tai molempaa painetta, mutta suurimmassa osassa tutkimuksia yksikäsitteistä yhteyttä ei ole pystytty osoittamaan. Osassa tutkimuksia suuremman melun asuntoalueen asukkailla on ollut tilastollisesti alhaisempi verenpaine kuin alemman melun asuntoalueella.
- *verenpainetauti* (yhteensä $N \approx 75\,000$): tulokset eivät ole yksikäsitteisiä, erot tutkimusten välillä ovat suuria. Näyttää siltä, että asuinalueilla, joilla pitkän ajan $L_{Aeq,päivä}$ -taso ylittää 60 – 70 dB(A), verenpainetaudin esiintyvyys (riski) on suurempi kuin tätä hiljaisemmilla alueilla. Tietoa ei ole esimerkiksi siitä, miten rakennusten ulkokuoren ääneneristävyys mahdollisesti vaikuttaa riskiin. Muutamassa mukana olevassa tutkimuksessa on verrattu kadun ja pihan puolen asunnoissa asuvien sairastavuutta tai ikkunoiden aukipitotavan (öisin auki/kiinni) vaikutusta sairastavuuteen (riskiin). Riski on pienempi pihan puolella asuvilla ja pienempi niillä, jotka nukkuvat ikkuna(t) kiinni. Nämä erot viittaavat siihen, että riski riippuisi ääneneristävydestä (ja ikkunoiden auki/kiinnipitotavasta).
- *iskeeminen sydänsairaus* eli sepelvaltimotaudin tai muun syyn aiheuttama sydänkudoksen krooninen hapen puute (yhteensä $N \approx 56\,000$): Suurimmassa osassa tutkimuksia todettiin yli 1 oleva riski (OR tai RR, 1,1 – 1,5) pitkän ajan $L_{Aeq,päivä}$ -tason ollessa vähintään 65 – 70 dB(A), mutta vain harvoissa tutkimuksissa riski on tilastollisesti merkittävä. Riski on suurempi melusta suuresti kiusaantuneilla (HA) kuin tätä vähemmän kiusaantuneilla.

Tutkimuksen tekijä, Wolfgang Babisch, itse esittää lopputulokset lyhyesti: 1) näyttö asuinalueen voimakkaan pitkäaikaisen melun ja iskeemisen sydänsairauden kasvaneen riskin välillä on riittävä, 2) näyttö asuinalueen voimakkaan pitkäaikaisen melun ja kasvaneen verenpainetaudin riskin välillä puutteellisen ja riittävän rajamailla ja 3) näyttö asuinalueen melun vaikutuksesta verenpaineeseen ja muihin biologisiin vasteisiin on riittämätön. Uusimmissa julkaisuissaan Babisch on päätenyt siihen, että näyttö meluyhteydestä on vahvistunut.^{228, 18, 232, 220}

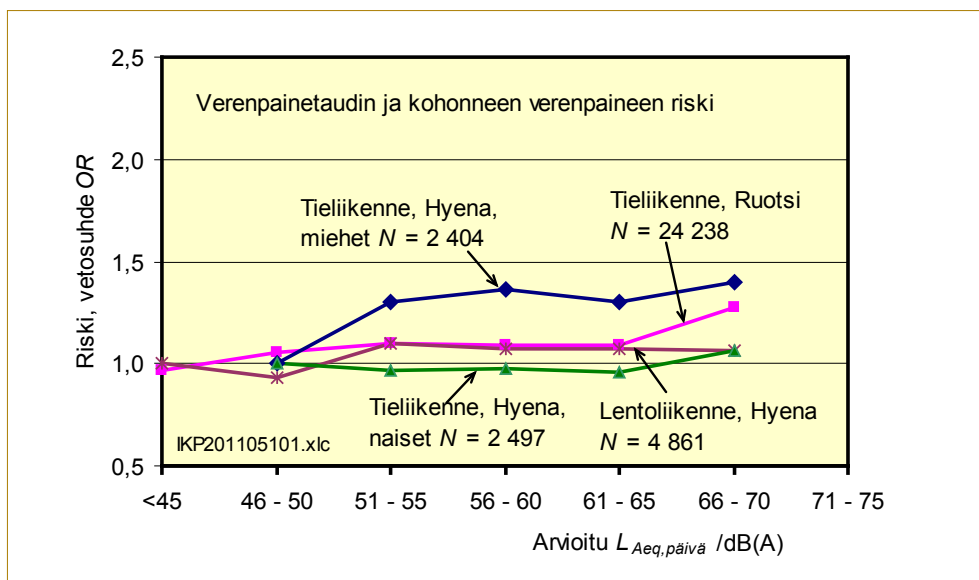
Uusimmissa tutkimuksissa on vahvistunut käsitys siitä, että melun syyksi luettava verenpainetaudin ja sydänverisuonitautien riski riippuu positiivisesti siitä, kuinka kiusalliseksi tai kuinka suuresti unta häiritseväksi henkilö melun arvioi.^{233, 154} Suuri kiusallisuuden ja/tai häiritsevyyden voimakkuus/aste lisää riskiä. Tämä tarkoittaa myös sitä, että niillä, jotka arvioivat tietyn melun/melu ympäristön vähemmän kiusalliseksi, riski on alhaisempi kuin niillä, jotka arvioivat melun kiusallisuuden voimakkaammaksi.

Kuvassa 8 on esitetty kahden tuoreen ja laajan tutkimuksen tulokset ympäristömelun aiheuttamasta verenpainetaudin ja kohonneen verenpaineen (vähintään 140/90 mmHg) riskistä. Ruotsalaisessa tieliikennemelututkimuksessa ($N = 24\,238$) tieto verenpainetaudista tai kohonneesta verenpaineesta perustuu kyselytutkimukseen (vastaajien antamaan tietoon).²¹⁵ HYENA-tutkimuksessa, jossa tutkittiin verenpaineen yhteyttä lento- ja tieliikennemeluun kuudessa⁸³ EU-maassa, verenpaine mitattiin haastateltavan kotona.²³⁴ Ruotsalaisessa tieliikennemelututkimuksessa ei todettu eroa miesten ja naisten riskille. HYENA-tutkimuksessa päädyttiin siihen, että naisilla ei ole melun syyksi luettavaa riskiä, miehillä on. HYENA-tutkimuksessa olisi päädy tielikenteen osalta lähemmäksi ruotsalaisen tutkimuksen riskikäyrää, jos riski olisi laskettu yhteisenä molemmille sukupuolille. Molemmissa tutkimuksissa ulkomelu

⁸³ Hollanti ($N = 898$), Italia ($N = 753$), Kreikka ($N = 635$), Saksa ($N = 975$), Ruotsi ($N = 1003$) ja UK ($N = 600$). Riskierot maiden välillä olivat merkittäviä. Syynä saattaa olla elintapa- ja geneettisten erojen lisäksi erot melutasojen arvioinnissa (laskentamenetelmissä).

perustuu melumalleilla laskettuihin arvoihin. Ruotsalaisessa tieliikenteen tutkimuksessa käytettiin yksinkertaistettua laskentamenettelyä.

Ruotsalainen tutkimus tehtiin Scanian alueella eli kaikkein eteläisimmässä Ruotsissa. Todennäköisesti siellä asuinrakennusten ulkokuoren äänen vaimennus⁸⁴ on huomppi kuin Suomessa on tyypillistä. Sama tilanne on HYENA-tutkimuksessa mukana olleiden maiden ja Suomen välillä.



Kuva 8: Verenpainetaudin ja kohonneen verenpaineen yhteys ulkomelun $L_{Aeq,päivä}$ -tasoon. Kuvassa melun voimakkuus on $L_{Aeq,päivä}$ -tasona L_{DEN} -tasoa alemmaksi, että joillakin Hyena-tutkimuksessa mukana olleella kentällä ei ollut yöaikaista liikennettä.^{215, 234} Ruotsalaisen tutkimuksen riskiluvut, jotka perustuvat $L_{Aeq,24h}$ -tasoon on muunnettu $L_{Aeq,päivä}$ -tason riskeiksi olettaen $L_{Aeq,päivä} = L_{Aeq,24h} + 2$ dB.

Kuvan 8 mukaan riski ylittää vertailualueen riskin ($OR = 1$) melutason ylittäessä 48 – 50 dB(A). Jos vertailualueeksi olisi valittu $L_{Aeq,päivä} \leq 55$ dB, kolme alinta käyrää putoaisivat välillä 55 – 70 dB – lukuun ottamatta ruotsalaistutkimuksen ylimmän meluluokan arvo – riskiarvoon $OR \approx 1$ eli melu ei lisää eikä vähennä riskiä. Naisilla (vihreä käyrä) tieliikennemelu jopa vähentäisi riskiä. Kuvan 8 kolmen alimman riskikäyrän pieni riippumattomuus melun voimakkuudesta välillä 51 – 65 dB herättää kysymyksen: poikkeaisivatko alueilla $L_{Aeq,päivä} \leq 48 - 50$ dB asuvien henkilöiden sosiaaliset ja demografiset muuttujat (ominaisuudet) tätä suuremman melun asuinalueilla asuvista siten, että ne alentavat (so. toimivat hoitotoimien tavoin⁸⁵) verenpainetaudin ja kohonneen verenpaineen ilmaantuvuutta?

WHO:n asiantuntijatyöryhmän²⁷⁵ ja Hollannin terveysneuvoston²³⁵ raporteissa, jotka julkaistiin kymmenkunta vuotta sitten, päädyttiin siihen, että ympäristömelu alkaisi lisätä verenpainetaudin riskiä, kun ulkomelun $L_{Aeq,päivä,vuosi}$ -taso ylittää 65 – 70 dB(A). Sittemmin kynnyksarvo on joissakin tutkimuksissa pudotettu $L_{DEN} = 60 - 65$ dB(A)-tasoon.

Useimmissa tutkimuksissa melun aiheuttama sydänverisuonitautien riski on arvioitu ulkomelun perusteella silloinkin, kun hypoteesina on se, että riski riippuu korostetusti yöaikaisesta nukkuvaa altistavasta melusta. Tuoreessa saksalaistutkimuksessa²³⁶

⁸⁴ Ilmastollisista oloista johtuva ikkunoiden aukipitotarpeet ja -tavat huomioon otettuna.

⁸⁵ Tilastomatemattista riskiriippuvuutta laskettaessa eri melualueilla asuvien henkilöiden sosiaalisista ja demografisista eroavaisuuksista osa on otettu huomioon, mutta on saattanut jäädä huomioon ottamatta tekijöitä, jotka näennäisesti toimivat hoitotoimien tavoin, kun tehdään riskivertailuja eri melualueilla asuvien välillä.

selvitettiin verenpainetaudin riskiä mittaamalla koehenkilöiden ($N = 1742$)⁸⁶ yhden päivän ja yön aikainen meluannos annosmittarilla, jonka mikrofoni oli päiväaikaan olkapäällä ja yöaikaan sängyn vieressä pöydällä. Verenpainetauti sairastaviksi katsottiin ne, joiden verenpaine ylitti 140/90 mmHg⁸⁷ tai henkilöllä oli verenpainetaudin lääkitys. Suurelle melulle altistuneiksi laskettiin ne, joiden makuuhuoneen mitattu yöaikainen $L_{Aeq,yö}$ -taso ylitti mediaanialistuksen 41,2 dB ja vertailuryhmänä olivat ne, joiden makuuhuoneen taso alitti tämän. Tutkimuksessa päädyttiin siihen, että yöaikainen suuri meluallistutus – mutta ei päiväaikaan – aiheutti aikuisilla ja teini-ikäisillä verenpainetaudin riskin ($OR = 1,49$, 95 %:n luottamusväli 1,04–2,13). Makuuhuoneiden $L_{Aeq,yö}$ -tason keskiarvo oli ko. henkilöryhmällä 43,0 ± 6,8 dB eli koko tilastollinen vaihteluväli 23–62 dB. Suomesta löytynee hyvin vähän makuuhuoneita, joiden yöajan L_{Aeq} -taso ylittää 40...45 dB(A) etenkin, jos ikkunat ovat kiinni. Tästä syystä tuloksia ei voida pitää edustavina Suomen melulojen ja melun aiheuttaman verenpainetaudin riskin kannalta.

Esimerkki tieliikennemelun aiheuttamasta verenpainetaudin ja kohonneen verenpaineen riskistä

Kun vaikutuksen esiintyvyys on suuri (luokkaa 50...60 %) sekä alhaisen että voimakkaan ulkomelun asuinalueilla, niin suhteellinen riski RR on lukuarvoltaan hyvin lähellä vetosuhdetta OR. Suomessa noin 60 %:lla väestöstä on kohonnut verenpaine (vähintään 140/90 mmHg tai todettu, lääkinnässä oleva verenpainetauti).¹⁹³ Riskilaskelmissa voidaan käyttää joko suhteellista riskiä tai vetosuhdetta ja ne voidaan korvata toisillaan ilman suurta eroa tuloksessa.

Tieliikenteen $L_{Aeq,07-22h}$ -tason ollessa 55 – 60 dB tai 60 – 65 dB, OR on kuvan 8 mukaan noin 1,09. Kun suhteellinen riski $RR = 1,09$, on melun syyksi luettava osuus $AR\% = (RR - 1) / RR = (1,09 - 1) / 1,09 = 8\%$. Vastaava luku on $L_{Aeq,07-22h}$ -tason ollessa 65 – 70 dB 21 %. Ruotsalaistutkimuksen mukaan riski on sama tätä ylemmissäkin meluissa.

Helsingin vuoden 2007 meluselvityksen¹⁸² mukaan tieliikenteen melualueiden asukasmäärät olivat:

Melutaso L_{DEN}	alle 55 dB	55 – 59 dB	60 – 64 dB	65 – 69 dB	70 – 74 dB	yli 75 dB
Asukasmäärä	323 400	87 200	88 700	46 600	14 900	100

Jos edelliset ruotsalaisperäiset melun syyksi luettavat prosenttiluvut pätevät Helsingissä ja, jos helsinkiläisistä noin 60 %:lla on verenpainetauti tai kohonnut verenpaine, niin melualueilla $L_{DEN} = 55 – 65$ dB olisi noin $0,6 \cdot 175\,900 = 105\,540$ verenpainetapausta, joista $0,08 \cdot 105\,540 = 8\,443$ olisi tieliikennemelun aiheuttamia. $L_{DEN} \geq 65$ melualueilla asuu 61 600 henkilöä. Tautitapauksia olisi siellä noin 7 800.

Kuvan 8 mukaan riski ylittää vertailualueen riskin (melualue, jolla valinnan perusteella $OR = 1$) melutason ylittäessä 48 – 50 dB(A). Helsingin meluselvitys ei kerro, miten alle $L_{DEN} < 55$ dB(A) alueen asukkaat jakaantuvat tätä alhaisimpien melujen alueille. Tästä syystä edelliset suuruusluokkalaskelmat tehtiin käyttäen rajana $L_{DEN} = 55$ dB(A). Koska kuvan 8 riskikäyrä on välillä 55 – 65 dB(A) lähes vakio, voidaan hyväksyä, että asukasmäärät perustuvat L_{DEN} -tasoon ja riskiarvot $L_{Aeq,päivä}$ -tasoon, lukuarvojen vastatessa toinen toisiaan.

⁸⁶ Koehenkiöistä oli 628 lasta (8 – 12-vuotiaita), 632 teini-ikäistä (13 – 17-vuotiaita) ja 482 aikuista (18 – 65-vuotiaita).

⁸⁷ Mittaus tehtiin melumittausta edeltävänä päivänä ja mittauksen jälkeisenä päivänä. Systolinen ja diastolinen verenpaine laskettiin näiden keskiarvona.

Verenpainetaudin vakavin seuraus on kuolemaan tai sairaalahoitoon johtava sydän-verisuonisairaus. Riski saada kuolemaan tai sairaalahoitoon johtava sydäninfarkti tai aivohalvaus seuraavan 10 vuoden aikana riippuu Suomessa kansanterveyslaitoksen (nykyisen THL) Finriski-tutkimuksen^{194, 237} mukaan iän lisäksi eniten tupakoinnista, seerumin kokonais- ja HDL-kolesterolipitoisuudesta, systolisesta verenpaineesta ja sukutaustasta, jonka mittana on sydäninfarktin esiintyminen jommallakummalla vanhemmista. Jos muita edellä mainittuja riskitekijöitä ei ole kuin kohonnut systolinen verenpaine, niin suomalaisella 30-vuotiaalla miehellä 5 mmHg systolisen paineen nousu lisää 10 vuoden aikajänteellä riskiä 0,02 – 0,05 prosenttiyksikköä ja 50-vuotiaalla 0,1 – 0,4 prosenttiyksikköä riippuen siitä, mikä on se lähtöpaine, johon mainitun nousun vaikutusta verrataan.⁸⁸

Yleensä verenpaine on unen aikana alhaisempi kuin valveilla. Yöaikaisen verenpaineen ja verenpaineen suhteellisen alentuman⁸⁹ katsotaan indikoivan sydän- ja verisuonitautien suurentunutta riskiä ja yöaikaista (melun aiheuttamaa) stressiä. HYENA-tutkimuksessa mitattiin 89 lentomelualueilla asuvan ja 62 hiljaisella alueella asuvan henkilön verenpainetta yhden vuorokauden ajan 15 minuutin välein. Tutkimuksessa ei havaittu tilastollisesti merkittävää lentomelun⁹⁰ aiheuttamaa suhteellisen verenpaineen alentuman muutosta (so. eroa melualueilla asuvien ja verrokkien välillä). Voimakkaimman tieliikenteen melualueilla asuvilla todettiin 0,8 % yksikköä alhaisempi diastolisen paineen suhteellinen alentuma verrattuna hiljaisilla alueilla asuviin. Tutkijat tulkitsevat tulosten viittaavan siihen, että yöaikainen voimakas tieliikenteen sisämelu voisi lisätä sydän- verisuonitautien riskiä.²³⁸ Kun suhteellinen alentuma on näin pieni, johtopäätöksenä voisi olla yhtä hyvin se, että näyttö kasvaneesta riskistä ei ole riittävä.

Sveitsiläisessä tutkimuksessa²³⁹ ($N = 6\,450$) päädyttiin siihen, että tieliikennemelun ja verenpaineen välillä ei löydetty assosiaatiota, paitsi henkilöillä, joilla oli diabetes. Raideliikennemelun ja verenpaineen välillä todettiin heikko positiivinen yhteys. Sairaudet, kuten verenpainetauti ja diabetes, vahvistivat yhteyttä.

3.2

Unihäiriöt ja ympäristömelu

Unihäiriöt ja huono uni ovat melko yleisiä vaivoja etenkin ikääntyneillä ihmisillä. lästä riippuen 10 – 40 % aikuisista ilmoittaa kokeneensa unettomuutta.²⁴⁰ Noin 10 % arvioidaan kärsivän kroonisesta unettomuudesta. Huonon unen (olipa syy mikä tahansa) tuottamalla päiväväsymyksellä on monia kielteisiä seuraamuksia. Esimerkiksi Ranskassa arvioidaan noin 20 % vakavissa liikenneonnettomuuksissa kuljettajan väsymyksen olevan pääsyy.²⁴¹ Suomessa liikennevahinkojen tutkijalautakunnan arvioiden mukaan kuljettajan väsymys tai nukahtaminen on ollut syynä noin 17 %:ssa kuolonkolareista.²⁴²

Pahimpana melun aiheuttamana unihäiriönä pidetään heräämistä valvetilaan ja nukahtamisen (tai uudelleen nukahtamisen) estymistä tai vaikeutumista. Säännöllisesti toistuvien unihäiriöiden (univajeen, unen lyhyiden) oletetaan vahvistavan, pahentavan tai pitkittävän monia tauteja, minkä katsotaan lisäävän unihäiriöitä aiheuttavan melun terveydellistä haitallisuutta. Kokemuksesta tiedetään, että lepo ja

⁸⁸ Arvot perustuvat tämän tutkimusjulkaisun kirjoittajan nyt kyseessä olevan tutkimuksen yhteydessä Finriski-algoritmillä tekemään herkkyyksianalyysiin. Analyysi tehtiin Excelissä sekä infarkti- että aivohalvauksen riskifunktiolla.

⁸⁹ Suhteellinen alentuma $Dip = [1 - (SPB_{sleep} / SPB_{awakeing})] \cdot 100\%$, jossa SPB_{sleep} on systolinen verenpaine unen aikana ja $SPB_{awakeing}$ systolinen paine valveilla ollessa. 10 % alhaisemman suhteellisen alentuman katsotaan indikoivan suurentunutta sydän- ja verisuonitautien riskiä.

⁹⁰ Ulkoa sisään kuuluva melu mitattiin jatkuvasti. Vain $L_{Amax} > 35$ dB ylittävät melutapahtumat (lentoliikenne, tieliikenne, muu melu) otettiin huomioon laskettaessa melutapahtumien L_{AE} -tasojen perusteella koko yön sisämelun L_{Aeq} -taso, joka oli melualueilla 34 – 46 dB(A).

uni auttavat, jouduttavat tai varmistavat monista taudeista parantumista, ja että erityisesti moniin mielensairauksiin liittyy (tautia pahentavana) oireena unettomuus. Se, että moniin sairauksiin liittyy seurauksena unen laadun huononeminen, vaikeuttaa ulkoisten unihäiriöiden syiden, kuten melun, osuuden ”esiin kaivamista”.

Yksilöllinen unen tarve vaihtelee, samoin kuin herkkyys unihäiriöille. Normaaliksi katsottu aikuisten yöunen pituus on 6 – 9 tuntia.⁹¹ Unen tarve vähenee ikäännyttäessä. Usein myös unen laatu huononee henkilön ikääntyessä. Muutama vuosi sitten julkaistussa 22 vuoden pituisen kaksosten terveyden seurannan suomalaistutkimuksessa tultiin tulokseen, että sekä normaalia lyhyempi että pitempi uni lisäävät riskiä ennenaikaiseen kuolemaan.²⁴³ Saksalaisessa tutkimuksessa ($N = 6896$) todettiin 8 tuntia lyhyemmän ja pitemmän unen lisäävän akuutin sydäninfarktin riskiä.²⁴⁴ On muitakin tutkimuksia, joissa on päädytty siihen, että 7 – 8 tuntia lyhyempään tai pitempään nukkuvilla on suurempi riski sairauksiin ja/tai kuolemaan.^{245, 246}

Jotta melu aiheuttaisi unen syvyyden muutoksia, aivoissa täytyy olla syvyydenmuutoksen aiheuttava toiminto tai sarja toisiinsa liittyviä toimintoja, jotka aktivoituvat unen aikana kuulosta välittämällä ärsyksen seurauksena. Tätä toimintoa kutsutaan uni-valve-kytkimeksi. Teorioita kytkimen sijainnista ja toiminnoista on esitetty jo 1900-luvun alkupuolella.²⁴⁷ Kytkimellä näyttäisi olevan hyvin pitkä hermosignaalien ja välittäjäaineiden pituisuuksien muutosten ”integroinnin” aikavakio, 10 – 100 s.^{248, 249} Lisäksi kytkimen toiminnassa näyttäisi olevan viive. Pitkä aikavakio selittää muun muassa sen, että mitä lyhyempi äänisignaalin kesto on, sitä pienempi on todennäköisyys, että se aiheuttaa unitilan muutoksia tai peräti heräämisen. Aikavakio on paljon pitempi kuin esimerkiksi tyypillisten ulkoa sisään kuuluvien ohiajojen melun kesto tai L_{AFmax} -tason (125 ms) ja L_{ASmax} -tason (1 s) tehollisarvon ilmaisimen aikavakio. On syytä myös huomata, että uni-valvekytkin (so. aivot) ei integroi äänienergiaa vaan jonkinlaista hermosignaaleista ja välittäjäaineista ilmaistua potentiaalista ”hälytystarvetta” aktivoida vireystilaa kevyemmän unen tai heräämisen suuntaan.^{250, 251, 252}

3.2.1

Unihäiriöiden tutkimusmenetelmistä

Unihäiriöiden ja huonon unen tautiluokituksessa tunnetaan yli 50 tautinimeä.²⁵³ Vain pieni osa näistä voi olla ympäristömelun aiheuttamia. Liitteessä 1 on esitetty yhteenveto unen syvyyden luokittelusta ja syvyyden vaihtelusta unen aikana.

Melun vaikutusta uneen on tutkittu pääasiassa kolmella tavalla:

- Kyselemällä altistuneilta heidän omia arvioitaan tietyn melun aiheuttamista unihäiriöistä. Puhutaan itse arvioituista tai itse raportoiduista unihäiriöistä, kuten itse raportoitujen (valveille) heräämisten määrästä.
- Mittaamalla laboratorio-oloissa melutapahtuman (esim. ohiajo tai -lento) aiheuttamia muutoksia aivosähkökäyrästä (EEG-käyrästä), sydämen toiminnasta (ECG-käyrästä), silmän liikkeistä (EOG-käyrästä) tai lihasjännityksestä (EMG-käyrästä) tai liikeantureilla (kehon tai raajojen liikkeet unen aikana). Yleensä koehenkilöitä altistetaan kaiuttimista toistetulle nauhoitetulle melulle, kuten ohiajoille, joiden välissä on hiljaisia jaksoja. Tutkimukseen voi myös sisältyä aamulla heti heräämisen jälkeen tai päivällä tehtyjä suorituskyky- tai vireystestejä. Kaiuttimella tuotetun ohiajotyyppisten melun äänikenttä (esim. kentän välittämät lähteen liikesuunnan ja nopeuden vihjeet) ei vastaa ulkoa sisään kuuluvan äänen äänikenttää.⁹²

⁹¹ Vastasyntyneet nukkuvat 15 – 18 tuntia vuorokaudessa.

⁹² Sisällä oleva ihminen pystyy arvioimaan mm. kuulemansa äänen ajallisen voimakkuuden muutoksen perusteella melko hyvin esimerkiksi sen, lähestyykö vai loittoneeko ulkona liikkuva äänilähde ja kuinka nopeasti se liikkuu. Kaiuttimilla toistetut ääninäytteet on äänitetty yleensä muualla kuin ko. asunnossa tai sen ulkopuolella.

- Mittaamalla kotiloissa unitilaa ja sen muutoksia samoilla menetelmillä kuin laboratoriossa. Altistava melu voi olla normaalia asunnon ja asuinalueen melua tai keinotekoisesti tuotettua. Liikeanturi voi olla sängyssä, jolloin tulos kuvaa (pääasiassa kehon) unen aikaista liikehdintää. Anturi voi olla myös raajassa, esimerkiksi ranteessa, jolloin unitilan aikaisen liikehdinnän lisäksi valvetilan aikainen (ml. vuoteesta poissaolon, esim. WC:ssä käynnin aikainen) liikehdintä näkyy tuloksissa.

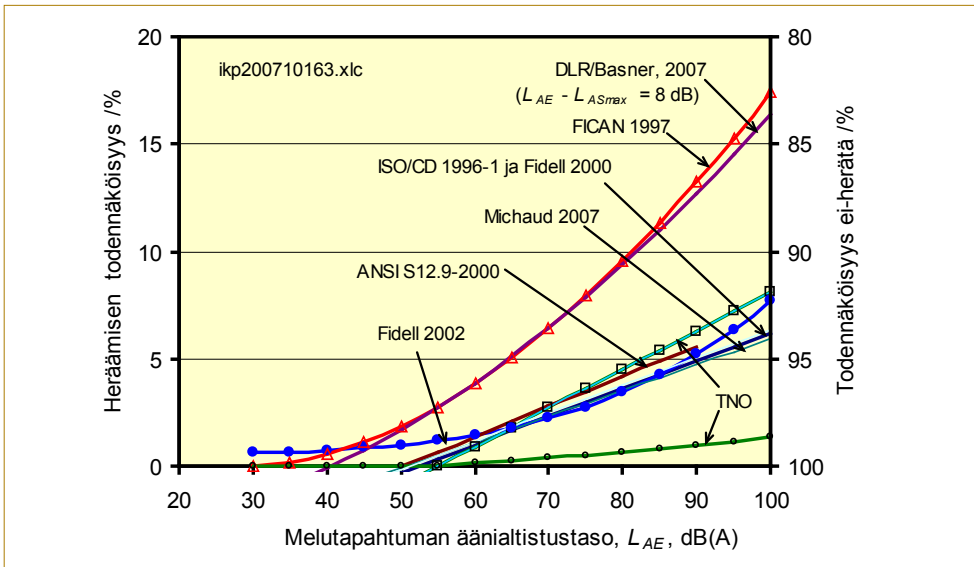
Ihmiset ovat kotiloissa paljon epäherkempiä melun aiheuttamille unihäiriöille kuin laboratoriossa nukkuessaan.^{254, 255} Kyselytutkimukset antavat yleensä paremman kuvan unihäiriöiden yleisyydestä ja koetusta unen laadusta kuin objektiiviset mitaukset.⁹³ Ero riippuu kuitenkin siitä, kuinka herkkää indikaattoria, esimerkiksi kuinka vähäistä aivosähkökäyrän muutosta tai nukkuvan raajojen liikettä, käytetään unihäiriön objektiivisena mittana ja millaisin kysymyksin unihäiriötä mitataan kyselytutkimuksissa.^{256, 265}

Edellisten lisäksi on tutkittu muun muassa, miten melu vaikuttaa nukkuvan verenpaineeseen ja sykkeeseen, eri hormonien pitoisuuteen veressä ja virtsassa sekä vaikutuksia immuunivasteeseen.^{138, 165, 167, 170, 238} Esimerkiksi melu, joka ei aiheuta selviä EEG-rytmien (taajuuden) muutoksia, voi aiheuttaa lyhytaikaisen verenpaineen (vähäisen) muutoksen.^{145, 146} On esitetty oletuksia, että usein toistuvat ja/tai pitkään kestävät melko vähäisetkin verenpaineen kasvut (muutama mmHg) voivat johtaa vuosikausia kestäessään verenkiertoelimistön sairauksiin tai jo olemassa olevan verenpainetaudin hoitovasteen huonontumiseen. Oletukselle ei kuitenkaan ole pystytty esittämään suoraa tieteellistä näyttöä.⁹⁴

Kuvassa 9 on esitetty yhdeksän (meta)tutkimuksen ja julkaisun tulokset. Kuvan vasen pysty akseli esittää yhteen melutapahtumaan heräämisen todennäköisyyden riippuvuuden melutapahtuman äänialistustasosta ja oikea pysty akseli todennäköisyyttä, että melutapahtuma ei aiheuta heräämistä. Suuressa osassa näitä tutkimuksia melun aiheuttajana on ollut lentoliikenne.²⁵⁷ Kuvan DLR/Basner-vaste,²⁵⁸ jossa alkuperäistutkimuksessa nukkuvaa altistavan lentomelun voimakkuus on mitattu L_{ASmax} -tasona, on muutettu muita kuvan käyriä vastaavaksi olettaen, että melutapahtuman $L_{AE} - L_{ASmax} = 8$ dB. Näiden vastekäyrien lisäksi on syytä mainita EU:n työryhmän HSEA (WG Health and Socio-Economic Aspects)²⁶⁶ vaste-ehtotukset, jotka perustuvat TNO:n tutkimusraporttiin.²⁵⁴

⁹³ Esimerkiksi oloissa, joissa ohiajojen tai -lentojen tyyppisiä melutapahtumia on yöaikana runsaasti, spontaanin valveille heräämisen ja uudelleen nukahtamisen välille ajoittuva melutapahtuma assosioituu helposti heräämisen syyksi. Toisaalta aivosähkökäyrissä esiintyy EEG-heräämisiä paljon enemmän kuin tiedostettuja heräämisiä.

⁹⁴ tällainen tutkimus edellyttäisi pitkäaikaisia koehenkilöiden unitilan syvyyden, verenpaineen ja altistavan sisämelun mittauksia kotiloissa sekä suurta koehenkilömäärää, jotta saataisiin riittävä näyttö hoitovasteen riippuvuudelle melusta.



Kuva 9: Heräämisen todennäköisyys melutapahtumaan kotiloissa sisämelun äänialtistustason funktiona. Alin käyrä (TNO-vaste) koskee tiedostettuja heräämisiä koko yön ajalta, keskimmäinen vasteryhmä EEG- ja tiedostettuja heräämisiä yhteensä koko yön ajalta ja kaksi ylintä pahinta tapausta eli esimerkiksi heräämistä (tiedostettu tai EEG-herääminen, DLR:llä lisäksi unen keventymien SI-tilaan) aamuyöstä tunti, pari ennen normaalia heräämisaikaa.

Kuvan 9 vasteet ennustavat taustamelusta riittävästi [vähintään 8 – 10 dB(A)] erottuvien melutapahtumien aiheuttamaa unen syvyyden muutosta. Tasoltaan vakiona pysyvälle tai vähän vaihtelevalla melulle vasteita ei voida määrittää, sillä ei ole olemassa taustamelusta erottuvaa melutason muutosta, jonka vaikutusta uneen voitaisiin tutkia korreloimalla mittaustuloksia melun muutoksiin.

Ympäristömelun aiheuttamien unihäiriöiden kyselytutkimuksissa riippumattomana muuttujana on yleensä yöajan ulkomelun keskiäänitaso, $L_{Aeq,yö}$. Keskiäänitaso ei kerro, minkä tasoista ja kuinka monta ohiajo/lento-tyyppistä melutapahtumaa yhden yön, tai tyypillisen vuoden aikaisen yhden yön, aikana on. Tästä syystä yöajan keskiäänitaso on epäspesifinen unihäiriöiden esiintyvyyden mittari.

Rakennusten ulkokuoren ääneneristävyys vaihtelee eri maissa muun muassa ilmastollisten erojen⁹⁵ vuoksi. WHO:n Euroopan toimiston julkaisussa "Night Noise Guidelines for Europe"²⁵⁹ oletetaan unihäiriöriskejä arvioitaessa rakennusten ulkokuoren vaimentavan ulkoa sisään kuuluvaa yöaikaista ääntä 21 dB(A). Vuonna 2013 julkaistussa UK:n ilmailuviraston yhteenvedotutkimuksessa mainitaan rakennusten ulkokuoren vaimentavan ulkoa sisään kuuluvia ääniä tyypillisesti vain 15 dB(A).²⁶⁰ Kanadalaisten tutkimusten mukaan heillä tyypillisten rakennusten ulkokuoren tuottama vaimennus on ikkunoiden ollessa kiinni (noin) 25 – 40 dB(A).^{261, 262, 263} Suomessa tyypillisissä rakennuksissa ulkoa sisään kuuluvan melun vaimentumisen vaihtelu on (ikkunoiden ollessa kiinni) tämän raportin kirjoittajan arvion ja kokemuksen mukaan samaa luokkaa kuin edellä mainittu Kanadan vaihtelu eli noin 25 – 40 dB(A).⁹⁶

⁹⁵ Kylmän ilmaston maissa, kuten Suomessa, hyvän lämmöneristävyuden vaatimukset tuovat mukanaan myös hyvän ääneneristävyuden. Tuuletustarpeet ja -tavat vaikuttavat ikkunoiden aukipitoon ja tätä kautta siihen, paljonko ulkoa sisään kuuluva ääni vaimentuu.

⁹⁶ Tässä on otettu vaimentumisalueen yläpäässä huomioon mm. parvekkeiden lasitusten vaikutus.

3.2.1.1

Useiden yöaikaisten melutapahtumien yhteensä aiheuttama heräämistodennäköisyys

Arvioitaessa ulkoa sisään kuuluvan yöaikaisen melun aiheuttamien unihäiriöiden vakavuutta joudutaan arvioimaan kuinka usein yhden yön, viikon tai vuoden aikana eriaisteisia unihäiriöitä esiintyy. Tällaisissa arvioissa oletetaan yleisesti, että melutapahtumien väliin jää niin pitkiä taukoja, jotta todennäköisyys herätä melutapahtumaan ei riipu aikaisemmista melutapahtumista.

Merkitään melutapahtuman i äänialtistustasoa $L_{AE,i}$ ja todennäköisyyttä herätä siihen $P_{L_{AE,i}}$. Tällöin todennäköisyys nukkua heräämättä tapahtumaan on

$$\bar{P}_{L_{AE,i}} = (1 - P_{L_{AE,i}}). \quad (5)$$

Kun yön aikana on $i = 1 \dots n$ kappaletta tasoltaan erilaisia melutapahtumia, on todennäköisyys nukkua heräämättä niistä yhteenkään eli nukkua koko yö heräämättä

$$\bar{P}_{kok} = (1 - P_{L_{AE,1}}) \cdot (1 - P_{L_{AE,2}}) \cdot \dots \cdot (1 - P_{L_{AE,n}}). \quad (6)$$

Jos kaikkien melutapahtumien äänialtistustaso on sama, L_{AE} , ja heräämistodennäköisyys on P_r , on todennäköisyys nukkua koko yö heräämättä

$$\bar{P}_{kok} = (1 - P_{L_{AE}})^n, \quad (7)$$

ja todennäköisyys herätä ainakin kerran

$$P_{kok} = 1 - (1 - P_{L_{AE}})^n. \quad (8)$$

Esimerkki yöaikaisten melutapahtumien aiheuttamien unihäiriöiden arvioinnista

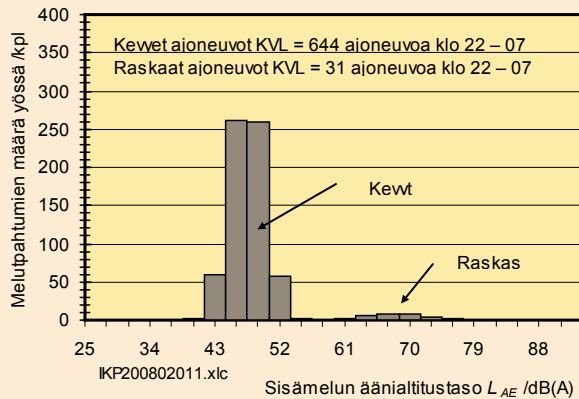
Kuvan 9 mukaan tiedostetun heräämisen todennäköisyys (alin TNO-käyrä) $L_{AE} = 65$ dB melutapahtumaan $P_{65\text{ dB}} = 0,24\% = 0,0024$. Jos yö aikana on 20 tällaista tapahtumaa, olisi todennäköisyys nukkua koko yö heräämättä $(1 - 0,0024)^{20} = 0,95$ eli 95 % ja todennäköisyys herätä vähintään kerran $100 - 95 = 5\%$. Tämä tarkoittaa tilastomatematisesti sitä, että jos henkilö nukkuu tällaisessa melussa 100 yötä, niin 95 yönä hän ei herää lainkaan ja 5 yönä herää vähintään kerran. Jos kriteerinä on kuvan 9 keskimäinen käyräjoukko (EEG- tai tiedostettu herääminen), $P_{65\text{ dB}} \approx 2,1\%$. Tämän mukaan todennäköisyys nukkua koko yö heräämättä on 66 % ja todennäköisyys herätä ainakin kerran 34 %. Vastaavat luvut $L_{AE} = 55$ dB melutapahtumalle on $P_{55\text{ dB}} \approx 0,7\%$ ja todennäköisyys olla heräämättä on 87 % ja todennäköisyys herätä ainakin kerran on 13 %. Jos kriteerinä on tiedostettu valveille herääminen, vastaavat luvut ovat 99,8 % ja 0,2 %. Nämä arviot koskevat unenlahjoiltaan keskivertohenkilöä, joka on tottunut kyseiseen meluun.

Edellä mainitut todennäköisyydet voidaan tulkita myös siten, että jos asuinalueella 100 henkilöä nukkuu oloissa, joissa he altistuvat 20 melutapahtumalle, joiden sisämelun $L_{AE} = 65$ dB, niin 95 ei herää lainkaan ja 5 herää vähintään kerran kyseisenä yönä.

Edellisessä esimerkissä oletettiin kaikkien melutapahtumien L_{AE} -taso samaksi. Seuraavassa esimerkissä arvioiden lähtökohtana on taajamaliikenteen ajoneuvojen ohiajojen L_{AE} -tasojen tyypillinen tilastollinen vaihtelu. Esimerkki on kuvattu tarkemmin vuonna 2008 lehdessä Ympäristö- ja Terveys.²⁶⁴

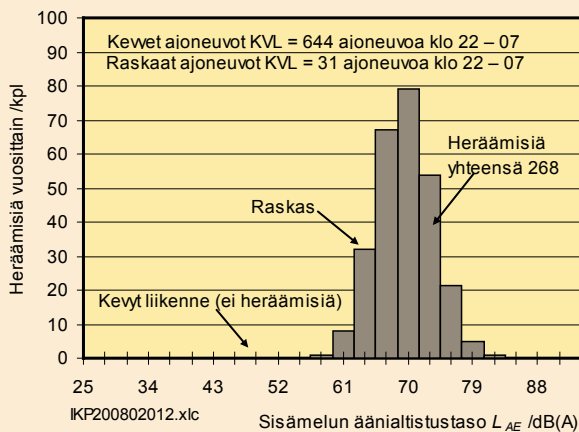
Esimerkki ohiajotyyppisten yöaikaisten melutapahtumien aiheuttamien unihäiriöiden arvioinnista

Tämä esimerkki koskee meluvalituksen tutkimusta. Valituksen aiheena olivat tieliikenteen aiheuttamat unihäiriöt. Kuvassa 10 on esitetty arvio ohiajomelun L_{AE} -tason jakautumasta. Erityisenä valituksen kohteena oli aamuyön tunteina tapahtuva raskaan liikenteen melu. Kyseessä oli taajaman keskustasta teollisuusalueelle johtava tie. Valittajan makuuhuoneen ulkoseinästä oli matkaa tielle 20 – 25 m. Valittaja asui rivitalossa, jonka ulkoseinän ääneneristävyyden (leveylementtiseinä, jossa ilmapäliin vaahdotettu valmistuksen aikana polyuretaani-vahto, päällä lautaverhoilu) oli Suomessa tyyppisiin arvoihin verrattuna hyvin alhainen.



Kuva 10: Kevyen ja raskaan liikenteen ohiajojen melun L_{AE} -tasojen jakaantuma valittajan makuuhuoneessa, kun liikennemäärä vastaa tien keskimääräistä vuosittaista yöliikenteen määrää (KVL, yö). Meluluokkien leveys 3 dB(A), esimerkiksi luokka 49 dB(A): $49 \pm 1,5$ dB(A).

Kuvassa 11 on esitetty ennuste vuosittain tiedostettujen ja/tai EEG-heräämisten määrästä eri ohiajotasoissa. Laskennassa käytetty heräämistodennäköisyys perustui kuvan 10 keskimmäisen käyräparven arvoihin.



Kuva 11: Ennuste kuvan 10 mukaisen liikenteen vuosittain aiheuttamien heräämisten (tiedostetut + EEG-heräämiset) määrästä eri L_{AE} -luokissa per yksi altistettu. Heräämisiä on keskimäärin 0,7 per yö eli noin 5 viikossa per altistettu.

Kuvasta 11 havaitaan, että vain raskas liikenne aiheuttaa heräämisiä. Liikennemelun vuosittain aiheuttamien heräämisten määrä (yhteensä 268) on kertaluokkaa pienempi kuin spontaanien heräämisten $[365 \cdot (15 - 50) \approx 5500 - 18000]$ määrä vastaavana aikana. Tämänkin esimerkin tulokset koskevat unenlahjoiltaan keskivertohenkilöä, joka on tottunut kyseiseen meluun.

Itsearvioitu ulkoa sisään kuuluvan melun aiheuttama unenhäirintä

Itsearvioidun unenhäirinnän vakavuutta ja esiintyvyyttä voidaan pitää sekä terveyshaittojen indikaattorina että elinympäristön laadun mittana. Mitä vakavammaksi henkilöt itse arvioivat melun aiheuttaman unenhäirinnän, sitä todennäköisempää on, että melu aiheuttaa myös objektiivisesti todettavissa olevia unihäiriöitä ja terveysvaikutuksia. Itse arvioitu unen laatu ei kuitenkaan korreloi kovin hyvin objektiivisesti mitattuun unen laatuun. Valveilla oloaika (unen syvyysaste W), näyttäisi selittävän parhaiten itsearvioidun unen laadun asteen.²⁶⁵

Monissa meluvaikutusten kyselytutkimuksissa vastaajia on pyydetty arvioimaan ulkoa sisään kuuluvan melun vuoksi kokemiensa unihäiriöiden vakavuus. Itse arvioitu unihäiriö ei ole lääketieteellisessä mielessä tauti, sillä sille ei ole tautiluokitusta.²⁵³ Tällä perusteella kyselytutkimusten tulosten katsotaan mittaavan ympäristön laatua nukkumisolojen kannalta. Itsearvioitua unenhäirintää on käytetty arvioitaessa melun aiheuttamia hyvien, terveellisten elinvuosien menetyksiä eli DALYjä.¹⁸

Unihäiriöiden kyselytutkimuksissa käytetyt mittarit⁹⁷ vaihtelevat hyvin paljon, mikä vaikeuttaa eri tutkimusten vertailua ja niiden tulosten yhdistämistä yhdeksi tietokannaksi. Ympäristömeludirektiivin toimeenpanon valmistelun yhteydessä hollantilaisella tutkimuslaitoksella, TNO:lla, teetettiin⁹⁸ selvitys, jonka tarkoituksena oli tuottaa menetelmä, jonka perusteella voitaisiin arvioida ulkomelun L_{night} -tason perusteella itsearviotujen unihäiriöiden vakavuuden esiintyvyyttä. Työn tuloksena julkaistiin tie- ja raideliikenteen melusta suuresti unihäiriöisten (%HSD), unihäiriöisten (%DS) ja lievästi unihäiriöisten (%LSD) vastefunktiot.²⁶⁶ Lentoliikenteen vastaavia vasteita ei julkaistu henkilöiden arvioiden suuren hajonnan vuoksi. TNO:n tutkijat julkaisivat myöhemmin nämä vasteet lentomelulle.²⁷² Vastaavat esiintyvyyssvasteet oli julkaistu direktiivin valmisteluvaiheessa tie-, raide- ja lentoliikenteen melun kiusallisuuden esiintyvyydelle. Unihäiriöiden vakavuuden tilastollisessa analysoinnissa käytettiin samanlaista tilastoanalyysiä kuin kiusallisuusvasteita johdettaessa.

WHO:n Euroopan toimisto julkaisi maaliskuussa 2011 raportin, jossa arvioitiin liikennemelujen aiheuttamien unihäiriöiden aiheuttamat hyvien elinvuosien menetykset eli DALYt. Arviot perustuvat TNO:n raporteissa^{266,267} julkaistuihin eri liikenne-
muotojen suuresti unihäiriöisten (%HSD) esiintyvyyssvasteisiin:

$$\%HSD_{Tielikenne} = 20,8 - 1,05L_{night} + 0,01486L_{night}^2, \quad (9)$$

$$\%HSD_{Raideliikenne} = 11,3 - 0,55L_{night} + 0,00759L_{night}^2, \quad (10)$$

$$\%HSD_{Lentoliikenne} = 18,147 - 0,956L_{night} + 0,01482L_{night}^2, \quad (11)$$

joissa L_{night} on yöajan ulkomelun pitkän ajan (vuoden) L_{Aeq} -taso [dB(A)]. Ulkomelun voimakkuuteen perustuvien unihäiriöiden kyselytutkimusten vasteisiin sisältyy implisiittisesti rakennusten ulkokuoren tuottama ulkoa sisään kuuluvan melun vaimentuminen ja ikkunoiden aukipitotapojen vaikutus. TNO:n "vakio-oletus" on, että tyypillinen ulko- ja sisämelun tasojen ero on 21 dB(A).

⁹⁷ Kysymysten instruktio-osan (filterin) muotoilu, kategorioiden määrä ja niiden sanallinen muotoilu. On saatettu kysyä, kuinka kielteisenä henkilö kokee sen, että herää/on herännyt yöllä meluun, tai kuinka usein omasta mielestään herää öisin meluun.

⁹⁸ Aloite työn teettämisestä tuli työryhmältä HSEA (Health and socio-economic aspects). Tulokset lähetettiin ympäristömeludirektiivin artikkelissa 13 mainitulle melukomitealle. TNO:ssa oli aikaisemmin tehty vastaavia arvioita mm. Hollannin ympäristöministeriön rahoittamissa selvityksissä.

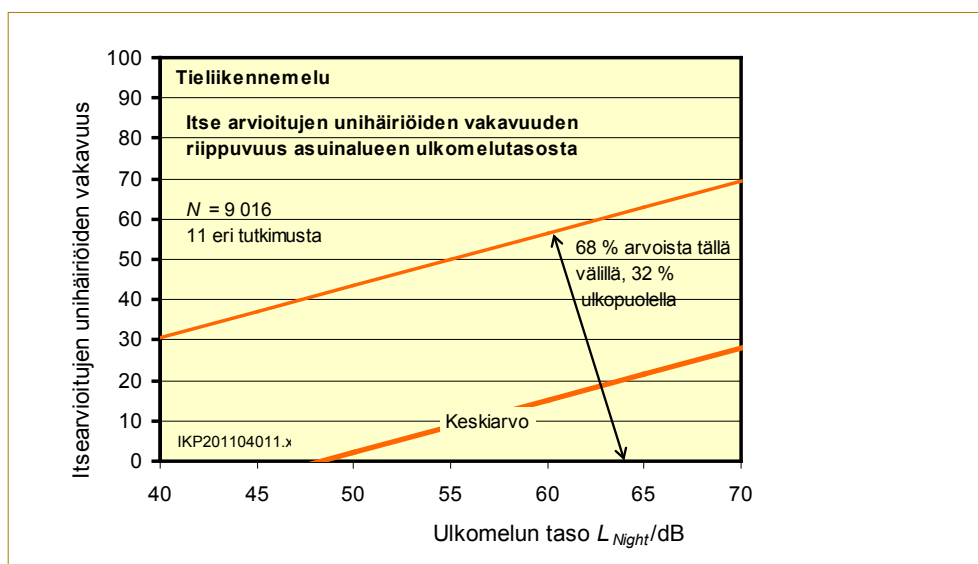
Itse arvioitu ulkoa sisään kuuluvan melun aiheuttamien unihäiriöiden vakavuus riippuu hyvin löyhästi ulkomelun L_{night} -tasosta. Esiintymisvasteiden perusteella pieni, esimerkiksi 5 dB(A) luokkaa oleva, ulkomelun alentaminen tai asuinrakenusten ulkokuoren ääneneristävyyden parantaminen⁹⁹ ei ole kovin tehokas meluolujen (kun kriteerinä itse arvioitujen unihäiriöiden vakavuus ja esiintyvyys) parantamiskeino.

Pitkän ajan L_{night} -tason oletetaan indikoivan kroonisia vaikutuksia. Tässä tapauksessa kroonisia unihäiriöitä ja niistä riippuvia ”melutauteja” ja vaikutuksia. Jos halutaan arvioida erillisten (todellisten) melutapahtumien aiheuttamia unihäiriöitä, on syytä käyttää muita kuin tässä kuvattuja menetelmiä ja vasteita ja nukkuvaa altistavaa todellista melutasoa. Esimerkiksi L_{AE} - tai L_{Smax} -tasoon ja niiden tilastolliseen vaihteluun perustuvaa arviointia (ks. unihäiriöitä koskeva luku).

3.2.2.1

Tieliikennemelu

Kuvassa 12 on esitetty TNO:n raportissa²⁶⁶ julkaistuihin tilastollisiin tietoihin ja tunnuslukuihin perustuva unihäiriöiden vakavuuden keskiarvon riippuvuus L_{night} -tasosta ja käyrä: keskiarvo + hajonta, σ . Asetettu vakavuusasteikon 0 – 100 alaraja (0) aiheuttaa sen, että tätä alhaisempaa vakavuutta ei voi esiintyä.

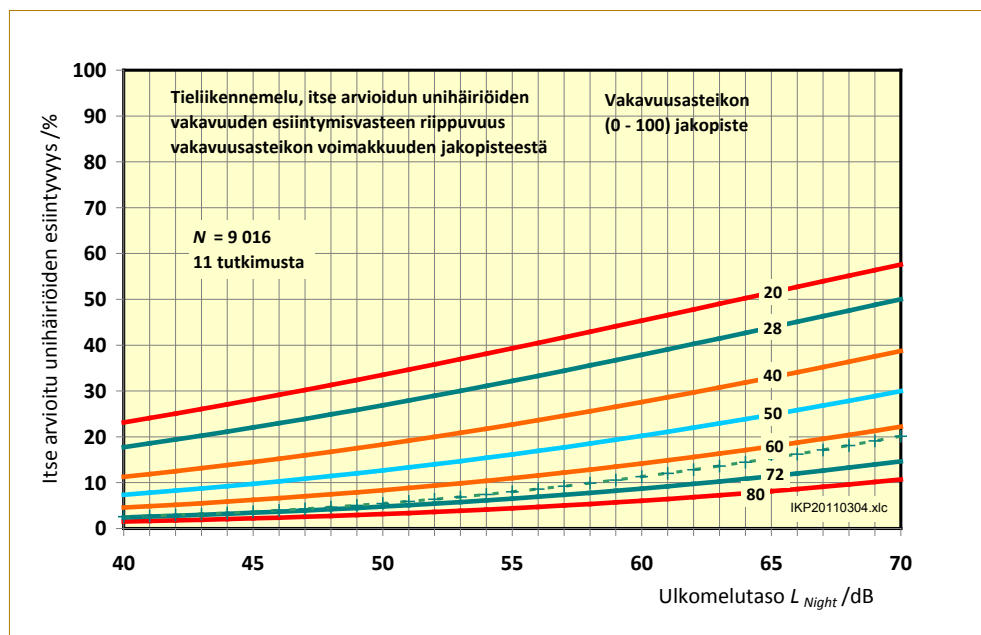


Kuva 12: Tieliikennemelu: itse arvioidun unihäiriöiden keskimääräisen vakavuuden voimakkuuden (lineaarinen) riippuvuus mitattuna vakavuusasteikolla, jossa 0 vastaa pienintä vakavuutta ja 100 suurinta. Riippuvuus perustuu TNO:n raportissa²⁶⁶ julkaistuihin tilastotietoihin. Henkilöiden ja tutkimusten määrä ei ole täysin tarkkaan se, minkä perusteella vastekäyrät on laskettu. Hajonnan alarajakäyrä (keskiarvo - s) ei näy, sillä asteikko rajoittaa 0 pienempien arvojen esiintymisen.

Kuvassa 13 on esitetty itse arvioidun unihäiriöiden eriasteiden vakavuuden esiintyvyyden riippuvuus ulkomelun L_{night} -tasosta. TNO:n raportissa esitetty vakavuusasteen hajonta on hieman pienempi kuin hajonta, johon tämä kuva perustuu. TNO:n esittämällä hajonnalla laskettuna 72, 50 ja 28 katkaisupisteen (vakavuusasteen) käyrät

⁹⁹ Tilastomateriaali (TNO:n tietokanta) sisältää ulkokuoren ääneneristävyydeltään vaihtelevia asuntoja. Tämä tunnetun, huomioon ottamatta jäänyt vaihtelu huonontaa arvioitujen unihäiriöiden riippuvuutta ulkomelutasosta. Huono riippuvuus tarkoittaa henkilökohtaisten arviointierojen (unihäiriöherkkyyden) lisäksi sen, että eristävyys selittää kovin pienen osuuden koko vaihtelusta. On esimerkiksi mahdollista, että hyvästä ääneneristävyydestä riippumatta asukas pitää ikkunoitaan auki ja tekee arvionsa tämän tilanteen perusteella.

poikkesivat vastaavien kaavojen (%HSD, %SD ja %LSD) mukaan lasketuista. Kuvassa esitetyt vastekäyrät perustuvat kokeillen haettuun hajontaan, jota käyttäen tilastomaattiset vastekäyrät vastaavat mahdollisimman hyvin TNO:n esittämien kaavojen mukaisia vastekäyriä.



Kuva 13: Tieliikennemelu: itse arvioitujen unihäiriöiden eriasteiden vakavuuden esiintyvyyden riippuvuus ulkomelun L_{night} -tasosta. Parametrina on vakavuuden voimakkuuden/suuruuden jakopiste, kun vakavuusasteikolla 0 vastaa pienintä vakavuutta ja 100 suurinta. Käyrästä perustuu TNO:n raportissa²⁶⁶ julkaistuihin tilastotietoihin. Ko. raportissa julkaistu %HSD-vasteen (kaava) mukainen vaste on esitetty katkoviivalla. Sen pitäisi vasta käyrää 72, mutta kyseissä raportissa kerrotaan kaavaan tehdyn "hienosäätöä". Henkilöiden ja tutkimusten määrä ei ole täysin tarkkaan se, minkä perusteella vastekäyrät on laskettu.

Kuvat 12 ja 13 kertovat eriasteisen unenhäirinnän esiintyvyyden riippuvan melko heikosti ulkomelun tasosta. Esimerkiksi kuvassa 13 5 dB(A) alentuminen ja kasvu muuttavat jakopisteen 72 käyrällä esiintyvyyttä 1 – 3 prosenttiyksikköä. Julkaistun %HSD-kaavan [kaava (5)] mukaiset muutokset ovat hieman suurempia. Esimerkiksi L_{night} -tason alentuminen 65 dB:stä 60 dB:hen alentaa julkaistun %HSD-kaavan mukaan esiintyvyyden 15,3 prosentista 11,3 prosenttiin melualueella asuvista. Heikko riippuvuus melusta selittyy sillä, että itse arvioitu unen häiriintyminen riippuu vain osittain ulkomelun voimakkuudesta ja sen muutoksista.

Ruotsalaisen kyselytutkimuksen ($N = 956$) mukaan noin 10 % asukkaista, joiden makuuhuoneen ikkunan ulkopuolella $L_{Aeq,22-06h} \leq 45$ dB ilmoitti, että eivät voi pitää makuuhuoneen ikkunoita auki ulkoa kuuluva liikennemelun aiheuttamien unihäiriöiden vuoksi. Ulkomelun $L_{Aeq,22-06h}$ tason ollessa 55 dB, vastaava luku oli noin 45 %.^{268, 269, 270} Tässä tutkimuksessa kadunpuolen melutasot oli määritetty vapaakenttärvoina ja pihanpuolen tasot 2 – 3 m etäisyydellä seinästä määritettyinä tasoina.¹⁰⁰ Tämän tutkimuksen mukaan itse arvioitujen huonon unenlaadun esiintyvyys kasvaa jyrkemmin melutason funktiona kuin kuvassa 13.

¹⁰⁰ Vapaakenttärvo ei ota huomioon rakennuksen seinän heijastuksen aiheuttamaa äänitason kasvua, joka on suurimmillaan suljetun ikkunan pinnalla noin 6 dB(A) vapaakenttärvoa suurempi. 2 – 3 m etäisyydellä seinästä äänitaso on tyypillisesti noin 3 dB(A) vapaakenttärvoa suurempi ja täten noin 3 dB(A) suljetun ikkunan pinnalla vallitsevaa tasoa pienempi. Erotus $L_{Aeq,24h} - L_{Aeq,22-06h}$ oli tutkijoiden mukaan 4 – 8 dB(A), yleensä 6 – 8 dB(A).

Vuonna 2012 julkaistussa suomalaisessa unihäiriöosuuden sisältäneessä terveys-tutkimuksessa ($N = 7\,019$) päädyttiin tieliikenteen osalta siihen, että itse arvioitujen unihäiriöiden vakavuus alkoi riippua liikenteen ulkomelun $L_{Aeq,22-07h}$ -tasosta sen ylittäessä 50 dB. Riippuvuus oli merkittävästi suurempi niillä, jotka katsottiin piirreahdistuneiksi, kuin niillä, jotka eivät olleet ahdistuneita piirreahdistuneisuutta mittaavan kyselyosion perusteella. Analyysissä, jossa oli mukana koko tutkimuspopulaatio,¹⁰¹ tilastollinen yhteys meluun ($OR = 1,15$) ilmeni vasta yöajan ulkomelun keskiäänitason ollessa yli 55 dB. Liian aikaisin herääminen ja unen huono virkistävä vaikutus olivat ne unihäiriöiden mitat, joilla oli suurempi merkitys itse arvioituun huonoon unen laatuun kuin vaikeudella nukahtaa tai heräämisellä kesken unen. Kunkin neljän häiriömuuttujan voimakkuutta tai yleisyyttä mitattiin kuusiportaisella kategoria-asteikolla.²⁷¹

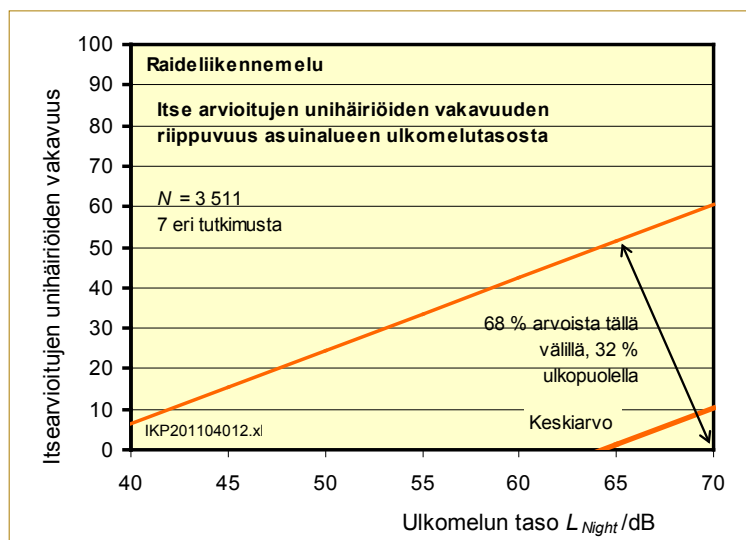
Edellä mainitussa suomalaisessa tutkimuksessa vetosuhteen, OR , laskentaa tehtiin logistisella regressioanalyysillä. Unihäiriöiksi luokiteltiin ne, jotka arvioivat kokeneensa edellisen neljän viikon aikana nukahtamisvaikeuksia, vaikeuksia nukkua hyvin koko yö, heräävänsä liian aikaisin tai unen virkistävän vaikutuksen huonoksi vähintään kahdesti viikoittain. Tämä jako vastaa käytetyn kuusiportaisen kategoria-asteikon puoliväliä eli, jos asteikko normalisoitaisiin 0 – 100-asteikoksi, katkaisupiste vastaisi arvoa 50.¹⁰²

Ulkomelun tasot luettiin tieliikenteen melualuekartoista, jotka oli laskettu tieliikennemelun pohjoismaisella laskentamallilla.¹⁰³ Tutkijat arvioivat, että Suomen rakennuskannan hyvä ulkokuoren ääneneristävyys näkyi tutkimustuloksissa vähentäen ulkomelun vaikutusta itse arvioidun unenhäirinnän esiintyvyyteen.

3.2.2.2

Raideliikennemelut

Kuvissa 14 ja 15 on esitetty raideliikenteen unihäiriöiden osalta samat tiedot kuin edellä tieliikenteen itse arvioitujen unihäiriöiden vakavuudesta. Raideliikenteen melun unihäiriöiden riippuvuus ulkomelun voimakkuudesta on heikko, kuten oli tieliikennemelulla.

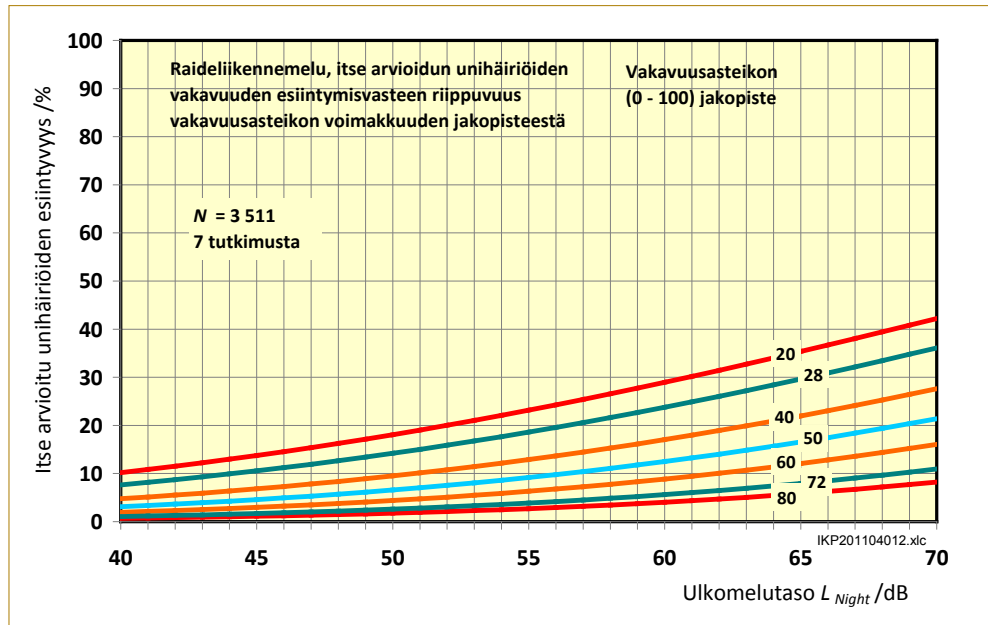


Kuva 14: Raideliikennemelut: itse arvioidun unihäiriöiden keskimääräisen vakavuuden voimakkuuden (lineaarinen) riippuvuus mitattuna vakavuusasteikolla, jossa 0 vastaa pienintä vakavuutta ja 100 suurinta. Käyrästä perustuu TNO:n raportissa²⁶⁶ julkaistuihin tilastotietoihin. Henkilöiden ja tutkimusten määrä ei ole täysin tarkkaan se, minkä perusteella vastekäyrät on laskettu. Hajonnan alarajakäyrä (keskiarvo - σ) ei näy, sillä asteikko rajoittaa 0 pienempien arvojen esiintymisen.

¹⁰¹ Kysely oli osoitettu julkishallinnon työntekijöille, joista hieman yli 80 % oli naisia.

¹⁰² Koska unihäiriöitä mittaavia kysymyksiä oli neljä ja analyysi perustui näistä kulloinkin henkilökohtaisesti herkimpään, katkaisupiste on oikeammin 50 tai pienempi. Unihäiriön voimakkuutta tai yleisyyttä olisi voitu mitata myös kaikkien neljän kysymyksen vastausten keskiarvolla.

¹⁰³ Tämän selvityksen yhteydessä ei tarkistettu käytettiinkö laskennassa vuoden 1993 vai vuoden 1996 versiota.



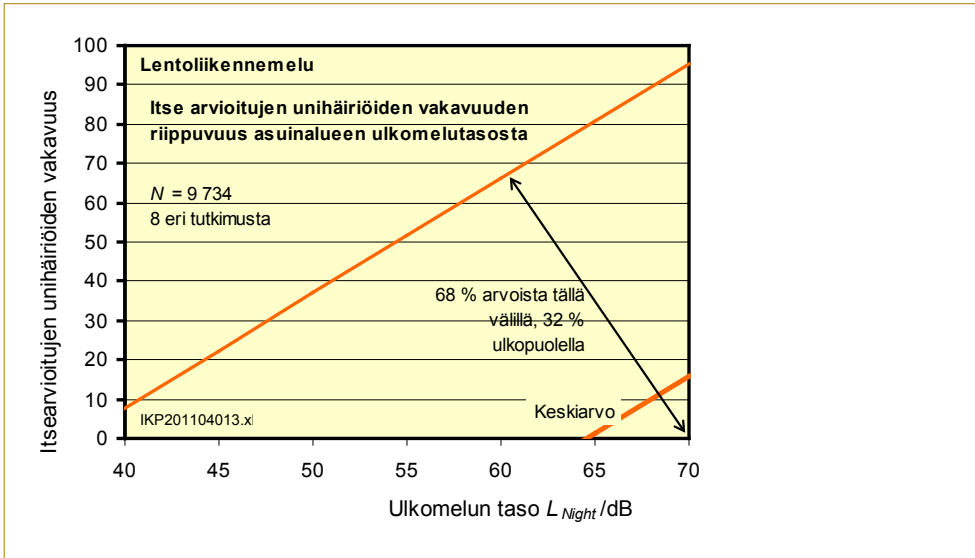
Kuva 15: Raideliikennemelu: itse arvioitujen unihäiriöiden eriasteiden vakavuuden esiintyvyyden riippuvuus ulkomelun L_{night} -tasosta. Parametrina on vakavuuden voimakkuuden/suuruuden jakopiste, kun vakavuusasteikolla 0 vastaa pienintä vakavuutta ja 100 suurinta. Käyrästä perustuu TNO:n raportissa²⁶⁶ julkaistuihin tilastotietoihin. Ko. raportissa julkaistu %HSD-vasteen (kaava) mukainen vaste vastaa tässä kuvassa esitettyä käyrää 72. Henkilöiden ja tutkimusten määrä ei ole täysin tarkkaan se, minkä perusteella vastekäyrät on laskettu.

3.2.2.3

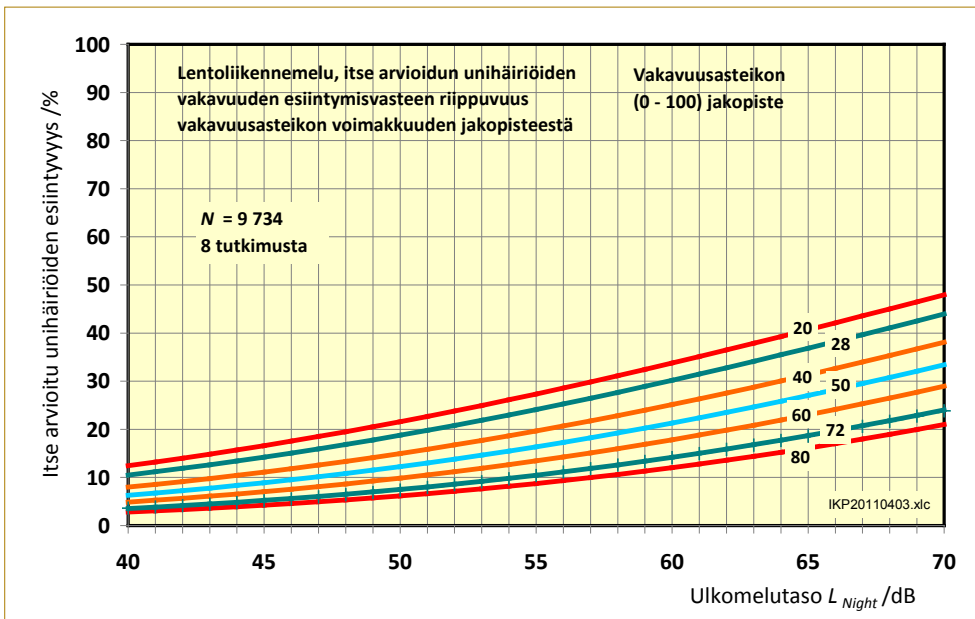
Lentoliikennemelu

Kuvissa 16 ja 17 on esitetty lentoliikenteen unihäiriöiden osalta samat tiedot kuin edellä tie- ja raideliikenteen itse arvioitujen unihäiriöiden vakavuudesta. Kuvat perustuvat niihin tilastollisiin tietoihin ja tunnuslukukuin, joita TNO:n tutkijat julkaisivat vuonna 2004, noin vuosi tie- ja raideliikenteen unihäiriöraportin jälkeen.²⁷² Lentoliikenteen melun aiheuttamien unihäiriöiden vakavuusasteen hajonta ($\sigma = 79$) on paljon suurempi kuin tie- ja raideliikenteen (42 ja 50). Suuresta hajonnasta johtuen keskiarvoriippuvuus ennustaa erittäin epätarkasti yksittäisen henkilön arviota, jopa kokonaisen muutaman sadan hengen taajaman arvioiden keskiarvoa ja sen hajontaa.

Kuvia 12 – 18 verrattaessa päädytään siihen, että samassa ulkomelun L_{Night} -tasossa lentomelun aiheuttama unihäiriöiden esiintyvyys on jonkin verran suurempi kuin tie- ja raideliikenteen melun. Esimerkiksi ulkomelun yöajan keskiäänitason ollessa 60 dB(A) lentomelun suuresti unihäiriöitä kokevien esiintyvyys on noin 14 %, kun vastaava luku on tieliikennemelussa noin 9 % ja raideliikennemelussa noin 6 %. Verrattaessa kuvista 13, 15 ja 17 vakavuusasteikon katkaisupistettä 50 vastaavia arvoja, todetaan että TNO:n tulosten mukaan lento- ja tieliikenteessä %SD-esiintyvyys on 60 dB(A) tasossa lähes sama 20 - 21 %, kun vastaava luku on raideliikenteellä noin 12 %.



Kuva 16: Lentoliikennemelu: itse arvioidun unihäiriöiden keskimääräisen vakavuuden voimakkuuden (lineaarinen) riippuvuus mitattuna vakavuusasteikolla, jossa 0 vastaa pienintä vakavuutta ja 100 suurinta. Käyrästä perustuu TNO:n raportissa²⁶⁷ julkaistuihin tilastotietoihin. Hajonnan alarajakäyrä (keskiarvo - σ) ei näy, sillä asteikko rajoittaa 0 pienempien arvojen esiintymisen.



Kuva 17: Lentoliikennemelu: itse arvioidun unihäiriöiden eriasteiden vakavuuden esiintyvyyden riippuvuus ulkomelun L_{night} -tasosta. Parametrina on vakavuuden voimakkuuden/suuruuden jakopiste, kun vakavuusasteikolla 0 vastaa pienintä vakavuutta ja 100 suurinta. Käyrästä perustuu TNO:n raportissa²⁶⁷ julkaistuihin tilastotietoihin. Ko. raportissa julkaistu %HSD-vasteen (kaava) mukainen vaste vastaa tässä kuvassa esitettyä käyrää 72.

4 Ympäristömelun subjektiivisesti arvioitu kielteisyyys

Melu on yksi elin- ja asuinympäristön laatuun vaikuttava tekijä. Viihtyisyys puolestaan on yksi elin- ja asuinympäristön laadun osatekijä. Melun osuutta ja vaikutusta subjektiivisesti arvioituun laatuun mitataan kyselytutkimuksin. Yleensä tutkimuksissa lähdetään siitä, että melu vaikuttaa laatuun kielteisesti eli huonontaa laatua.

Kyselytutkimusten tuloksena syntyvät kvalitatiiviset ja kvantitatiiviset meluvaikeusvasteet riippuvat siitä keneltä kysytään, mitä kysytään, miten kysytään, milloin kysytään ja lisäksi siitä, millaisin menetelmin vaste lasketaan. Esimerkiksi asuinalueen tai asunnon viihtyisyyttä ja siihen vaikuttavia tekijöitä selvitetään erilaisin kysymyksin kuin kiusallisuutta tai itse arvioitua unenhäirintää ja niihin vaikuttavia tekijöitä. Erilaisista kysymyksistä ja mittaustavastoista johtuen eri vaikutuksia kuvaavat meluvasteet – ko. vaikutuksen voimakkuuden tai yleisyyden riippuvuus melusta ja sen ominaisuuksista – voivat erota suuresti toisistaan. Puutteellisesta standardoinnista johtuen eri tutkijat käyttävät erilaisia kysymyksiä, asteikkoja ja tulosten analysointitapoja tutkiessaan ympäristömelun vaikutuksia subjektiivisesti arvioituun elin- ja asuinympäristön laatuun ja sen osatekijöihin, kuten viihtyisyyteen. Standardoinnin puute huonontaa eri tutkimusten keskinäistä vertailtavuutta ja yleistettävyyttä. Lisäksi asuinympäristön laatu ja sen vaikutus elämän laatuun riippuvat huonosti tai epämääräisesti melun voimakkuudesta, mikä vaikeuttaa melun osuuden selvittämistä.^{7, 6, 104}

Käyttäytymistieteiden näkökulmasta katsottuna kyseessä on melun herättämien ja meluun liittyvien elämyksellisten kokemusten ja tuntemusten mittausta.

4.1

Ympäristömelun aiheuttamat elämykselliset kokemukset

Asuinympäristön meluolot herättävät asukkaissa eriasteisia myönteisiä ja kielteisiä ajatuksia, mielleyhtymiä ja mielipiteitä. Näistä käytetään nimitystä elämykselliset kokemukset. Tutkimuskohteena oleva kokemus (meluvaikutus) voi olla esimerkiksi melun vaikutus asumisviihtyisyyteen tai se, miten melu vaikuttaa erilaisista toimista suoriutumiseen. Kyselyissä pyritään mittaamaan tutkittavan vaikutusten riippuvuutta melun voimakkuudesta ja ominaisuuksista. Koska useimmat vaikutukset riippuvat melko epäspesifisesti melun voimakkuudesta, lisäkysymyksiä pyritään selvittämään,

¹⁰⁴ Ei ole perusteita olettaa, että asuinympäristön arvioitu (so. subjektiivinen) laatu ja sen vaikutus arvioituun elämän laatuun riippuisivat paremmin melusta ja sen ominaisuuksista kuin esimerkiksi kiusallisuus riippuu. Päinvastoin: koska ympäristön laatuun vaikuttavia moderaattoreita ja mediaattoreita on paljon enemmän kuin esimerkiksi melun kiusallisuuteen vaikuttavia, on perusteita olettaa, että riippuvuus on huonompi ja epämääräisempi.

mistä muista seikoista ja olosuhdetekijöistä vastaajan arvioima vaikutuksen voimakkuus, laatu ja yleisyys riippuvat. Lisäselittäjiä voidaan hakea myös sisällyttämällä kyselyyn osioita, joilla mitataan vastaajien yleistä terveydentilaa tai meluherkkyyttä.

Kun a) vastaajat valitaan satunnaisesti melualueilla asuvista ja b) hyväksyttävien vastausten määrä noudattaa satunnaisuutta, c) määrä on riittävän suuri ja d) edustaa luotettavasti alueen väestöä ja asumisoloja, niin ainakin periaatteessa otokseen sisältyy koko se olojen ja muuttujien kirjo, josta vaikutusarviot riippuvat.¹⁰⁵ Esimerkiksi vasteisiin sisältyy meluherkkyydeltään ja kuulokyvyiltään erilaisten henkilöiden arvioita. Mukana on kadun/melulähteen puolella olevissa asunnoissa asuvia, kuten myös pihan/suojan puolella asuvia. Osa on päivisin töissä. He eivät ole arkipäivisin meluja kuuntelemassa. Osa vastaajista puolestaan viettää suurimman osan ajastaan asunnossaan tai sen lähiympäristössä. Meluvaikutuksille on tyypillistä se, että ihmisten arviot saman ympäristömelun kielteisyydestä (ja myönteisyydestä, jos sitä tutkitaan) poikkeavat suuresti. Saadut vaikutusvasteet riippuvat ainakin jossain määrin myös melun voimakkuuden indikaattorina käytetystä suureesta.¹⁰⁶

Tässä selvityksessä on käytetty vastekäyriä esiteltäessä ja vertailtaessa melun indikaattorina L_{DEN} -tasoa melun voimakkuuden kuvaajana, jotta vasteet olisivat keskenään paremmin vertailukelpoisia. Tämä valinta ei tarkoita, että L_{DEN} -taso olisi parempi akuuttien tai kroonisten vaikutusten indikaattori kuin jokin muu taso, esimerkiksi $L_{Aeq,07-22h}$, $L_{Aeq,22-07h}$ tai $L_{Aeq,24h}$.

Muunnettaessa eri indikaattoreihin perustuvia vastekäyriä L_{DEN} -tasosta riippuviksi, on oletettu, ellei alkuperäislähteessä ole esitetty tarkempaa tietoa:

$$L_{DEN} \approx L_{Aeq,24h} + 2 \text{ dB}$$

$$L_{DEN} \approx L_{Aeq,07-22h} + 2 \text{ dB}$$

Nämä yhteydet eivät ole yleispäteviä, mutta keskimäärin suuruusluokaltaan oikeita.²⁷³ Eriyistäpauksissa, esimerkiksi kun liikenne jakaantuu epätasaisesti vuorokauden eri ajoille, ero voilla jopa 5 – 7 dB.²⁷⁴ Tämä on tyypillistä esimerkiksi raideliikennemelulle, kun vilkas tavarajunaliikenne ajoittuu yöaikaan. Jos yöaikaista melua ei ole lainkaan, L_{DEN} -taso on liikenteen ja teollisuuden meluilla noin 0,5 – 2 dB $L_{Aeq,07-22h}$ -tasoa alhaisempi.

4.1.1

Ympäristömelun aiheuttama kiusallisuus

Kyselytutkimuksin mitattu kiusallisuus (engl. annoyance, saks. Belästigung tai Lästigkeit) on useissa maissa melupolitiikan perusteena käytetty melun päävaikutus. Sen on myös EU:n ympäristömeludirektiivissä⁴⁷² mainittu päävaikutus. Toinen direktiivissä mainittu vaikutus on melun aiheuttamat unihäiriöt.

Kiusallisuus ei ole lääketieteellisessä mielessä tauti, sillä sille ei ole tautiluokitus-koodia. WHO:n asiantuntijatyöryhmien julkaisuissa^{275, 18, 276} melulle altistuvien kokemana kiusallisuus katsotaan terveyshaitaksi sillä perusteella, että WHO:n terveys-käsitteen määritelmän mukaan ”Terveys tarkoittaa täydellistä fyysistä, henkistä ja sosiaalista hyvinvoinnin tilaa, ei pelkästään sairauksien ja raihnaisuuden poissaoloa.”²⁷⁷ Monissa maissa kyselytutkimuksin mitattu kiusallisuus katsotaan elinympäristön laadun indikaattoriksi.^{278, 22}

¹⁰⁵ Viimeaikoina Internetin välityksellä tehdyt kyselyt ovat lisääntyneet. Näihin sisältyy riski, että otos ei edusta tasapuolisesti melun eri tavoin kokevaa väestöä ja heidän asumisolonsa.

¹⁰⁶ Samalla paikalla samasta melusta mitatut eri melutasot, kuten L_{Aeq} , L_{Ceq} , L_{AFmax} , L_{AImax} ... korreloivat tilastollisesti yleensä erittäin hyvin keskenään vaikka lukuarvot ovat erilaisia.

Koetun kiusallisuuden yhteys itse arvioituun terveyden tilaan näyttää olevan heikko.^{279, 280} Monet tutkimukset viittaavat siihen, että meluherkät henkilöt kokevat melun kiusallisuuden voimakkaammaksi kuin ei-meluherkät. Melu- ja kiusallisuusherkillä henkilöillä esiintyy useammin mielen ja fyysisen terveyden sekä unen laadun huonontumista kuin ei-herkillä henkilöillä.^{281, 101}

Kiusallisuuden syntymekanismeille ei ole olemassa hyvää, yleispätevää teoriaa eikä malleja. Monet tutkijat ovat esittäneet omia mallejaan ja teorioitaan, mutta yksikään ei ole saavuttanut laajaa, yleistä hyväksyntää.^{282, 283, 284, 285, 286} Bröerin teoria (discourse resonance model^{283, 284}), jonka mukaan ihmisten kiusallisuusarviot (ajatusmallit, sisäiset viitekehukset) riippuvat (resonoivat) melun haitallisuuteen ja vaikutuksiin liittyvän yhteiskuntapoliittisen keskustelun sisällöstä, näyttäisi antavan hyvän lähtökohdan kiusallisuuden hallintapolitiikan muotoiluun.

4.1.1.1

Kiusallisuuden mittaus kyselytutkimuksin

Ensimmäinen tunnettu taajamien melututkimus tehtiin vuonna 1929.²⁸⁷ Ensimmäinen tunnettu meluhaittoja koskeva kyselytutkimus tehtiin vuonna 1943.²⁸⁸ Vuoteen 2008 mennessä oli tehty 620 kansainvälisessä englanninkielisessä kirjallisuudessa raportoitua kiusallisuuden kyselytutkimusta.²⁸⁹

Kyselytutkimusten yleisenä pulmana on se, että asteikot eivät ole kalibroituja eivätkä jäljitettävissä mihinkään yhteiseen objektiiviseen referenssiin. Toinen pulma on se, että tutkimuksessa joudutaan olettamaan, että on olemassa jatkuva, lineaarinen subjektiivinen kokemusmaailman kiusallisuusavaruus, mutta kyselyssä käytetty kategoria-asteikko ei kuvaudu sinne jatkuvana toisiaan vastaavana pistejoukkona (koska kategoria-asteikko on epäjatkuva).

4.1.1.2

Kiusallisuuden kyselytutkimusten asteikot

Kyselytutkimusten tulokset riippuvat siitä, mitä kysytään ja miten. Tutkimusten vertailukelpoisuutta arvioitaessa ja sovellettaessa tuloksia meluvaikutusten arviointiin, on perusteltua tuntea kiusallisuuden mittauksen perusteet.

Kyselytutkimuksissa kiusallisuutta mitataan pyytämällä altistettu merkitsemään kokemansa kiusallisuuden voimakkuus joko kategoria-asteikolle tai lämpömittari-tyyppiselle asteikolle, jonka päät on nimetty sanallisesti ja numerolla. Kategoria-asteikko määreineen voi olla esimerkiksi neliportainen*:

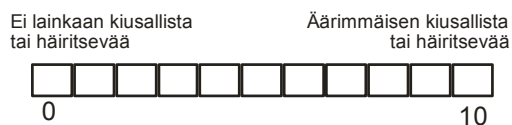
1. ei lainkaan kiusallista tai häiritsevää
2. jossain määrin kiusallista tai häiritsevää
3. melko kiusallista tai häiritsevää
4. erittäin kiusallista tai häiritsevää

tai kolmiportainen¹⁰⁷

1. ei lainkaan kiusallista tai häiritsevää,
2. jossain määrin kiusallista tai häiritsevää,
3. hyvin kiusallista tai häiritsevää.

¹⁰⁷ Tämä asteikko ei välttämättä ole tasavälinen. Tasavälisyyttä ei ole testattu. Asteikko ei myöskään vastaa ISO/TS 15666:2003 ohjeen mukaista 5-portaista kategoria-asteikkoa, jossa ylimmän kategorian tulee esittää suurinta kielellisesti ilmaistavissa olevaa kiusallisuuden/häiritsevyyden astetta ja alimman pienintä ja väliin jäävien 3 määritteen jakaessa asteikon tasavälisiin osiin.

Alla on esimerkki 11-portaisesta lämpömittarityyppisestä asteikosta. Vastaajaa pyydetään merkitsemään kruksi ruutuun, joka parhaiten vastaa ko. asteikolla (0 – 10) hänen kokemustaan.



Tiedeyhteisö (ICBN²⁹⁰) on esittänyt, että melun kiusallisuuden kyselytutkimuksissa käytetään kiusallisuuden voimakkuutta ja esiintyvyyttä mitattaessa rinnakkain kahta kysymysosiota. Toinen on viisiportainen tasavälinen kategoria-asteikko ja toinen 11-portainen lämpömittariasteikko. Molemmissa alimman pään määrittäneenä on alhaisin kielellisesti ilmaistavissa oleva kiusallisuuden aste (ei lainkaan...) ja ylimpänä suurinta ilmaistavissa oleva (äärimmäisen...).^{291, 292, 293, 294,108} Tiedetään, että viisiportainen kategoria- ja 11-portainen lämpömittariasteikot mittaavat kiusallisuutta hieman eri tavoin eli näille asteikoille saatujen vastausten perusteella lasketut vasteet eivät ole identtisiä.^{295, 300, 324, 358, 109} Vielä suurempi vaikutus tuloksiin on sillä, kuinka voimakasta kiusallisuutta asteikon ylin pää ilmaisee. Ylin pää vaikuttaa vastausten jakautumaan eri kategorioihin. Esimerkiksi Schultz totesi tämän yli 30 vuotta sitten analysoidessaan 18 eri kyselytutkimuksen tuloksia.³⁰⁰

Kyselytutkimuksissa käytettyjä mittausmenetelmiä ja asteikkoja on tarkastelu tarkemmin liitteessä 2.

4.1.1.3

Kiusallisuuden voimakkuuden riippuvuus melun voimakkuudesta

Meluvaikutuksen, kuten kiusallisuuden, voimakkuus, V , riippuu tavalla tai toisella melun voimakkuudesta, L [dB].¹¹⁰ Matemaattisesti voimme merkitä

$$V = f(L). \quad (12)$$

Kaava kertoo, että vaikutuksen suuruus/arvo on melun voimakkuuden funktio. Funktio kertoo sen säännön, joka liittyy jokaisen melutasojoukon, L , alkion yhteen vaikutusjoukon, V , alkioon. Kaavan (12) mukaan vaikutuksen, V , arvo riippuu siitä, mitä L arvoa käytetään melun voimakkuuden arvona. Epidemiologisissa tutkimuksissa vaikutusta kutsutaan usein vasteeksi (engl. outcome tai response).

Eri henkilöt arvioivat kokemuksiansa voimakkuuden ja laadun eri kriteerein ja erilaisia referenssejä käyttäen, mistä syystä he reagoivat – tai ainakin kokevat tai ilmoittavat reagoivansa – eri tavoin samaan tai samanlaiseen meluun ja sama henkilö reagoi eri tavoin eri aikoina tai eri ympäristöissä ja oloissa samaan meluun. Tämä

¹⁰⁸ Tämän tutkimusjulkaisun laatija teki vuoden 2010 lopussa suppean kyselytutkimuksen, jossa selvitettiin, mikä suomen sanoista erittäin, äärimmäisen, suunnattoman, valtavan (kiusallista/häiritsevää) tarkoittaa suurinta suomenkielellä ilmaistavissa olevaa kiusallisuuden ja häiritsevyyden astetta. Äärimmäisen (kiusallista tai häiritsevää) oli selvästi muita voimakkaampi. Vastaajina oli 11 Suomen työhygienian seuran jäsentä.

¹⁰⁹ ICBEN:n työryhmän jäseneltä saadun tiedon mukaan työryhmä ei ollut yksimielinen suositellessaan rinnakkain näiden kahden asteikon käyttöä. Tämä jäsen piti kategoria-asteikolla mittaamista parempana. 11-portainen lämpömittariasteikko antaa suuremman hajonnan kuin 5-portainen kategoria-asteikko. Pienempi hajonta voi johtua siitä, että ihmisillä on vähemmän vaihtoehtoja, ei siitä, että osaisivat valita oikeamman vaihtoehdon. Moni tutkija on kuitenkin sitä mieltä, että ihmiset osaavat valita kokemustaan paremmin vastaavan vaihtoehdon sanallisen määrittelyn perusteella kuin lämpömittariasteikolta. Tällöin sanallisten määrittelyjen nuotoilun (asteikon mittauskyvyn) merkitys korostuu.

¹¹⁰ Äärimmäisessä tapauksessa funktio voi olla kaksiarvoinen, vaikutus ilmaantuu heti, kun ko. melu on kuultavissa, eikä vaikutuksen voimakkuus riipu melun voimakkuudesta. Tästä esimerkkinä itikan ääni pimeässä makuuhuoneessa ja tippuvan vesihanauksen ääni yöllä.

tarkoittaa sitä, että kaavan (12) funktio on henkilö-, ympäristö- ja olosuhderiippuva. Yleensä henkilön, i , asuinalueen, j , ulkomelutaso, $L_{i,j}$, vaihtelee pitkän ajan sisällä. Joudumme kysymään, mitä ulkomelutason arvoa pitäisi käyttää arvioitaessa kyseisen melu vaikutusta tai vaikutuksia.

Kuuntelutesteissä samat henkilöt arvioivat eri meluja ja yleensä ympäristöolot ovat testin aikana kaikille samat. Tämä pienentää eri meluista tehtyjen vaikutusarvioiden hajontaa verrattuna kenttätutkimuksiin, jossa kussakin henkilökohtaisessa havaintoparissa, $(V_{i,j}, L_{i,j})$, sekä vaikutuksen että sen aikaansaaneen melun voimakkuuden arvo vaihtelevat. Kuuntelutesteissä meluja kuunnellaan ja arvioidaan lyhytaikaisesti, yleensä enintään muutaman tunnin ajan. Kenttätutkimuksissa kysellään yleensä sellaisten melujen vaikutuksia, joita on esiintynyt (kuunneltu) vuosien ajan. Kuuntelutestien ja kenttämittausten vasteet ja niiden tilastolliset ominaisuudet eroavat yleensä merkittävästi toisistaan.¹¹¹ Syynä saattaa olla ainakin osin se, että kuuntelutesteissä arviointiperusteena käytetään äänekkyyttä, vaikka vastaajaa pyydetään arvioimaan kiusallisuutta tai sitä, kuinka melu häiritsee jotakin toimintaa.

Melun vaikutukset jaetaan akuutteihin ja kroonisiin. Akuuteiksi kutsutaan vaikutuksia, jotka ilmenevät altistuksen aikana tai heti sen jälkeen. Krooniseksi kutsutaan vaikutuksia, jotka ilmenevät – tai vakiintuvat – vuosia kestäneen jatkuvan tai jatkuvasti toistuvan altistuksen seurauksena. Hetkellisen melutason ja sen ajallisen vaihtelun katsotaan indikoivan akuutteja vaikutuksia ja niiden ajallista vaihtelua. Pitkän ajan keski- eli ekvivalenttitasoa pidetään parhaana¹¹² indikaattorina kroonisille vaikutuksille.

Elämyksellisiä kokemusten voimakkuutta ja laatua, kuten melun kiusallisuutta ja erilaisia subjektiivisia häiritsevyyksiä¹¹³ on tapana mitata kyselytutkimuksin. Kyselytutkimusten analysoinnin lähtökohdaksi on yleisesti hyväksytty se, että vastaajan, i , kokemus ja ilmoittama kiusallisuuden voimakkuus, A_i [dimensioton luku], riippuu lineaarisesti¹¹⁴ altistavan melun¹¹⁵ voimakkuudesta, L_{Aeq} [dB]

$$A_i = kL_{Aeq} + b + \varepsilon_i, \quad (13)$$

jossa k on kulmakerroin [1/dB], L_{Aeq} sen aikavälin keskiääni- eli ekvivalenttitaso, jonka aikaista kiusallisuutta mitataan, b vakio ja ε_i satunnaismuuttuja, jonka oletetaan olevan normaalisti jakautuneen; keskiarvon ollessa 0 ja hajonnan σ_ε . Tällöin myös samansuuruiselle melulle altistuvien eri henkilöiden ilmoittama kiusallisuuden voimakkuus, A_i , on normaalisti jakautunut suure. Kaavaan (13) sisältyvien oletusten oikeellisuutta voidaan tutkia tarkastelemalla, miten suuren joukon A_i -arvojen keskiarvo ja hajonta, σ_ε , riippuvat altistavan melun voimakkuudesta. Analyysissä voidaan käyttää myös muita tilastomatematiikan tunnuslukuja. Jos kaavassa (13) $L_{Aeq} = 0$ dB, kiusallisuus $A_i = b + \varepsilon_i$. Tämä tarkoittaa sitä, että meluttomissakin oloissa

¹¹¹ Esimerkiksi EU:n ympäristömeludirektiivi määrittelee kiusallisuuden (engl. annoyance, saks. Belästigung, tanska gene), kenttätutkimusten perusteella arvioiduksi vaikutukseksi.

¹¹² Parhaana niistä yksilukuindikaattoreista, joita on tarjolla. Kaikki $L_{Aeq, vuosi}$ -tyyppiset tasot ovat suurin piirtein yhtä hyviä. Eri aikapainotusten, $L_{Aeq,24h}$, L_{DEN} , L_{DN} , $L_{Aeq, päivät}$, $L_{Aeq, yö}$ välillä on eroja siinä, miten ne ohjaavat meluntorjuntaa vuorokauden eri ajoille.

¹¹³ Esimerkiksi itse arvioitu unenhäirinnän voimakkuus/aste, joka luokitellaan suuresti unihäiriintyneet (HSD eli Highly Sleep Disturbed, jakopiste 72 asteikolla 0 – 100), unihäiriintyneet (SD eli Sleep Disturbed, jakopiste 50) ja lievästi unihäiriintyneet (LSD eli Lightly Sleep Disturbed, jakopiste 28).

¹¹⁴ Tämä oletus ei välttämättä ole täysin validi, mutta on matemaattisin perustein yksinkertaisin valinta. Hyvin yleinen oletus on, että melun tyyppisten altisteiden keskimääräinen vaste muistuttaa vinoa S-kirjainta: http://en.wikipedia.org/wiki/Sigmoid_functionUH. Kaavan kaksi ensimmäistä termiä kuvaavat suuren joukon keskiarvovastetta.

¹¹⁵ Kyselytutkimuksissa altistavan melun voimakkuutena on yleensä asuinalueen tai vastaajan asuntoon kohdistuvan ulkomelun taso. Tutkimukset viittaavat siihen, että kun kysytään kiusallisuutta sisällä oltaessa, ulkomelun voimakkuus vaikuttaa painotetusti arvioon. Esimerkiksi parannetusta rakennuksen ulkokuoren ääneneristyksestä ei saada tästä syystä täyttä hyötyä kiusallisuuden alentajana. Häiritsevyysoikutukset (esim. unihäiriöt) voivat alentua kiusallisuutta enemmän ääneneristävyyden parantuessa.

kiusallisuudella voi olla jokin arvo. Yleensä kaavan (13) voimassaolo rajoitetaan tietylle melun voimakkuusvälille, jolle kiusallisuusasteikko, esimerkiksi 0 – 100, sovitetaan.

Henkilökohtaisen kiusallisuuden voimakkuus, A_i , on satunnaisluku tai *satunnaisuuttuja*. Kyselytutkimusten tuloksena ilmoitettu A -vaste on yleensä kaavan (13) mukainen suuren vastaajajoukon vastausten keskiarvon lineaarinen riippuvuus melusta.

Kiusallisuuden *esiintyvyys* ilmoitetaan niiden ihmisten osuutena, joiden ilmoittama kiusallisuuden voimakkuus (tai sen tilastollinen odotusarvo) ylittää tietyn voimakkuusarvon A_k , kun melun voimakkuus on kaikille sama L_{Aeq} tai on tasojen $L_{Aeq,j2} - L_{Aeq,j1}$ arvojen välillä. Todennäköisyys, P , että melulle L_{Aeq} [dB] altistettu henkilö ilmoittaa kokemansa kiusallisuuden voimakkuuden olevan A_k tai suurempi, on kaavassa (13) esitetyn oletuksien

$$\begin{aligned} P_{Ak} &= P(A \geq A_k) \\ &= P(kL_{Aeq} + b + \varepsilon \geq A_k) \\ &= P(\varepsilon \geq A_k - kL_{Aeq} - b) \\ &= 1 - N_C \left[(A_k - kL_{Aeq} - b) / \sigma \right] \end{aligned} \quad (14)$$

jossa $N_C[\]$ on standardoitu kumulatiivinen normaalijakautuma. $100 \cdot P_{Ak}$ kertoo niiden vastaajien osuuden (tilastollisen todennäköisyyden) prosentteina, joiden kokema kiusallisuus ylittää tietyn arvon A_k . Kaavaa (14) vastaava tietyn asteisen kiusallisuuden esiintyvyys voidaan laskea myös logistiseen regressioon¹¹⁶ perustuvaa tilastomatemiikkaa soveltaen ”suoraan”.¹¹⁷

*Tässä selvityksessä on pyritty esittämään eri melujen kiusallisuusvasteet sekä lineaarisena keskiarvovasteena että esiintyvyyksinä, jotta vertailtavuus olisi mahdollisimman hyvää. Milloin on ollut mahdollista, esiintyvyydvasteet on esitetty kuvana, josta käy ilmi asteikon jakopisteen vaikutus esiintyvyyteen. Ennen melulajikohtaisten kiusallisuusvasteiden esittelyä käsitellään esimerkein kaavoihin (13) ja (14) perustuvia vasteita.*¹¹⁸

Kaavan (14) arvojen estimaatit ovat esimerkiksi kuvan 18 tieliikennemelun kiusallisuuden keskiarvovasteelle ($N = 19\,172$ vastaajaa, 26 eri tutkimusta): $k = 2,21$, $b = -105,97$, $\sigma = 36,06$, kun ulkomelun voimakkuus ilmoitetaan pitkän ajan L_{DEN} -tasona.²⁹⁹ Kuvasta huomataan, että tämän tilastollisuuden mukaan osa 68 %-alueen ulkopuolelle jäävistä voimakkuusarvioista kasaantuu¹¹⁹ asteikon 0 – 100 pätyihin, kuten myös $L_{DEN} = 48$ dB(A) alhaisemmat keskiarvon arvot asteikon alapäähän.

¹¹⁶ http://en.wikipedia.org/wiki/Logistic_regression

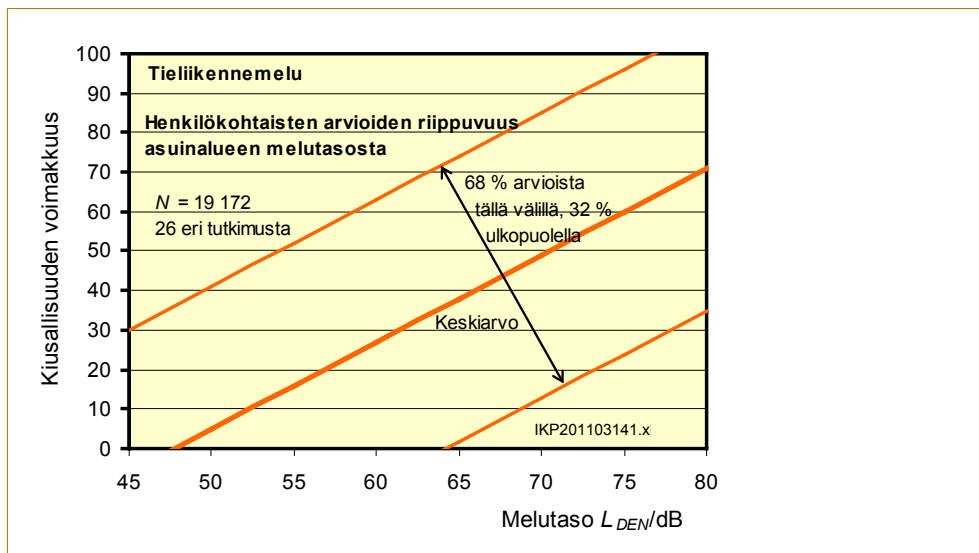
¹¹⁷ Meluvaikutustutkijat voidaan jakaa kahteen tai kolmeen koulukuntaan: 1) kaavoja (13) ja (14) suosiviin, 2) logistista regressiota suosiviin ja 3) syy-seurausmalleja suosiviin.

¹¹⁸ Keskiarvovasteiden vertailuissa osa on (todennäköisesti) mediaanivasteita, vaikka lähteenä olleessa julkaisussa käytetään nimitystä keskiarvo (average).

¹¹⁹ Tämä huomataan esimerkiksi siten, että alueen keskiarvo \pm hajonta molemmille puolille lisätään käyrät 1) keskiarvo \pm 2-hajonta (95,5 % havainnoista tämän alueen sisällä) ja 2) keskiarvo \pm 3-hajonta (99,7 % havainnoista tämän alueen sisällä). Kuva-alueen ylä- ja alareuna (arvot 100 ja 0) tulevat nopeammin vastaan kuin nämä käyrät (kuvassa suoria viivoja).

Kuva 18 perustuu havaintoarvojoukkoon, jonka arvoista 99,7 % on välillä keskiarvo ± 3 -hajonta. Tämän laajuinen yksittäisten kiusallisuusarvioiden vaihtelualue levittäytyy koko kuvan alueella (kaikissa melutasoissa) asteikkovälille 0 – 100. Tämä tarkoittaa sitä, että kun asuinalueen tieliikenteen ulkomelutaso on 45 – 80 dB(A), niin melutasosta riippumatta (so. kaikissa melutasoissa) löytyy suuresta joukosta (tilastollisesti) aina henkilöitä, joiden ilmoittama kiusallisuuden voimakkuus on mikä tahansa arvo normalisoidulla asteikolla 0 – 100. Mitä suurempi kyselytutkimukseen osallistuneiden henkilöiden määrä on, sitä todennäköisempää (yleisempää) on, että kaikilta melualueilta löytyy henkilöitä, joiden mielestä melu ei ole lainkaan kiusallista ($A_i = 0$) ja henkilöitä, joiden mielestä se on äärimmäisen kiusallista ($A_i = 100$). Mitä kielteisemmäksi henkilö melun kokee, sitä todennäköisemmin hän siitä valittaa ja, mitä enemmän melualueella asuu henkilöitä, joiden kielteisyysarviot ilmenevät voimakkaana kiusallisuutena, sitä todennäköisempiä valitukset ovat.^{296, 297, 474} Koetun viihtyisyyden ja kiusallisuuden välisestä riippuvuudesta ei löydetty tämän selvityksen laajassa kirjallisuushaussa tutkimuksia. Elämäkokemuksen perusteella viihtyisyys huononee kun kiusallisuus kasvaa. Yleistetty viihtyisyyden ja kiusallisuuden välinen riippuvuus on todennäköisesti heikko, sillä monet ympäristön laatuun vaikuttavat tekijät vaikuttavat eri tavoin ympäristön viihtyisyyteen ja melun kiusallisuuteen.

Kuva 18 kertoo, että suuresta henkilökohtaisten kiusallisuusarvioiden hajonnasta johtuen, melun voimakkuus selittää huonosti melun kiusallisuuden vaihtelun ja riippuvuuden melun voimakkuudesta. Esimerkiksi SILENCE-nimisessä EU-maiden yhteistyötutkimuksessa asuinalueen ulkomelun L_{DEN} -taso selitti noin 10 % kiusallisuuden voimakkuuden vaihtelusta. Kyselytutkimukseen saatiin vastauksia 17 jäsenmaassa. Vastaajia oli 4 124.³¹⁰



Kuva 18: Tieliikennemelun kiusallisuuden keskimääräinen riippuvuus asuinalueen ulkomelun L_{DEN} -tasosta ja alue, jonka sisään 68 % arvioista sijoittuu.

Tilastollisessa mielessä minkä tahansa samaa mittaustapaa käyttävään uuteen tieliikenteen melun kiusallisuustutkimukseen vastanneiden henkilöiden arviot mahtuvat edellä mainitulle keskiarvo ± 3 -hajonta välille. Kun kuvan 18 vastekäyrä ja sen hajontatiedot perustuvat 19 172 henkilön arvioihin, 26 eri puolilla maailmaa tehtyihin kyselyihin ja henkilöiden asuntojen tai asuinalueiden ulkomelun voimakkuus kattaa alueen $L_{DEN} = 45 - 80$ dB(A), niin yhden kohtuullisen kokaisen lisätutkimuksen –

vaikkapa Helsingissä tehdyn kyselyn, jossa $N = 1\,500$ – tulokset eivät muuta koko tietokannan tilastollisia ominaisuuksia merkittävästi.¹²⁰ Eri asia on se, kuinka hyvin kuvan 18 keskiarvovaste kuvaa helsinkiläisten tai jonkin muun paikkakunnan väestön tieliikennemelun keskiarvovastetta ja sen määrittelyyn käytettyjen havaintoarvojen tilastollisia ominaisuuksia, kuten hajontaa. Emme pysty ennalta arvioimaan kovinkaan tarkasti, mihin kohtaan kuvan 18 (ja 19) kattamaa ”tilastoavaruutta” jonkin uuden kyselytutkimuksen tulokset tulevat sijoittumaan. Esimerkkinä voidaan mainita kuvassa 26 esitetty lerumilaisten keskiarvovaste. On mahdotonta ennalta arvioida sen tarkkaa paikkaa kuvassa (kulmakerrointa k ja vakiota b).

Melun voimakkuus, L_{Aeq} (tai muu voimakkuutta mittaava suure), selittää kyselytutkimuksissa korkeintaan 20...40 % kiusallisuuden voimakkuuden, $A_{i,j}$, vaihtelusta. Muut seikat yhteensä selittävät melua suuremman osuuden. Tutkittaessa muiden syiden, x_n , osuutta (kuten sukupuoli, meluherkkyys, taloudellinen asema), kaava (14) voidaan laajentaa muotoon

$$A_{i,j} = k_1 L_{Aeq} + \sum (k_n x_{n,i,j}) + b + \varepsilon_{0,j} + \varepsilon_{i,j}, \quad (15)$$

jossa i tarkoittaa henkilöä, j ko. henkilön asuinympäristöä/paikkaa (esim. j . asuinalue, jonka asukkaat vastasivat kyselyyn), n kiusallisuuteen vaikuttavaa muuta syytä/muuttuja ($1 \dots N$) kuin melun voimakkuus, $\varepsilon_{0,j}$ normaalijakautunut sijaintiin (n) liittyvä satunnaismuuttuja (keskiarvo 0, hajonta $\sigma_{0,j}$) ja $\varepsilon_{i,j}$ henkilöön, i , ja asuinpaikan sijaintiin, j , liittyvä satunnaismuuttuja (keskiarvo 0, hajonta $\sigma_{i,j}$). Laskentamenettelyjen yksinkertaistamiseksi kaksi viimeistä satunnaistermiä, ”virhetermiä”, voidaan yhdistää yhdeksi.

Kuvan 18 taustalla olleen tilastomateriaalin mukaan saman tutkimuksen sisällä kiusallisuusarvion voimakkuuden hajonta oli 33,9 yksikköä (kun asteikko 0 – 100). Tutkimusten välinen ”lisähajonta” oli 12,3 yksikköä. Tutkimusten sisäinen kiusallisuusarvojen hajonta, 33,9 yksikköä, on lähes kolminkertainen tutkimusten välisten erojen tuottamaan lisähajontaan (12,3 yksikköä). Näitä arvoja voi verrata esimerkiksi siihen, että L_{DEN^-} -tason kasvaessa 10 dB(A), keskiarvokiusallisuus kasvaa tällä asteikolla 22 yksikköä.

4.1.1.4

Asteikon kategorioiden määrän vaikutus eriasteisen kiusallisuuden jakopisteisiin ja voimakkuuteen

Kyselytutkimuksissa käytetään sekä sanallisia kategoria-asteikkoja että lämpömittari-tyyppisiä numeroasteikkoja. Kiusallisuuden voimakkuutta ilmaisevien kategorioiden (vastausvaihtoehtojen) määrä vaihtelee eri tutkimuksissa 2 – 11.

Kyselytutkimuksen tuloksia analysoitaessa oletetaan, että vastaajien käyttämä kokemusmaailman kiusallisuusasteikko on jatkuva ja kategoria-asteikkojen kysymykset jakavat sen tasavälisiin osiin.¹²¹ Vertailtaessa tutkimuksia, joiden kiusallisuuden voimakkuutta mittaavissa kyselyosioissa on eri määrä kategoriaita ja, joiden asteikon päätyjen määreet eroavat toisistaan, joudutaan ratkaisemaan kysymys: Jos meillä on yleistetty kiusallisuuden voimakkuutta/astetta kuvaava asteikko, jonka alapää vastaa numeerista voimakkuutta 0 (alhaisin kielellisesti ilmaistavissa oleva voimakkuus) ja yläpää voimakkuutta 100 (suurin kielellisesti ilmaistavissa oleva voimakkuus), niin mihin kohtaa tälle asteikolle pitäisi sijoittaa kunkin tutkimuksen asteikkojen ala- ja yläpää ja, mihin kategorioiden jakopisteet? Tähän kysymykseen ei ole yksikäsitteistä vastausta. Verrattaessa eri tutkimusten tuloksia ja normalisoi-

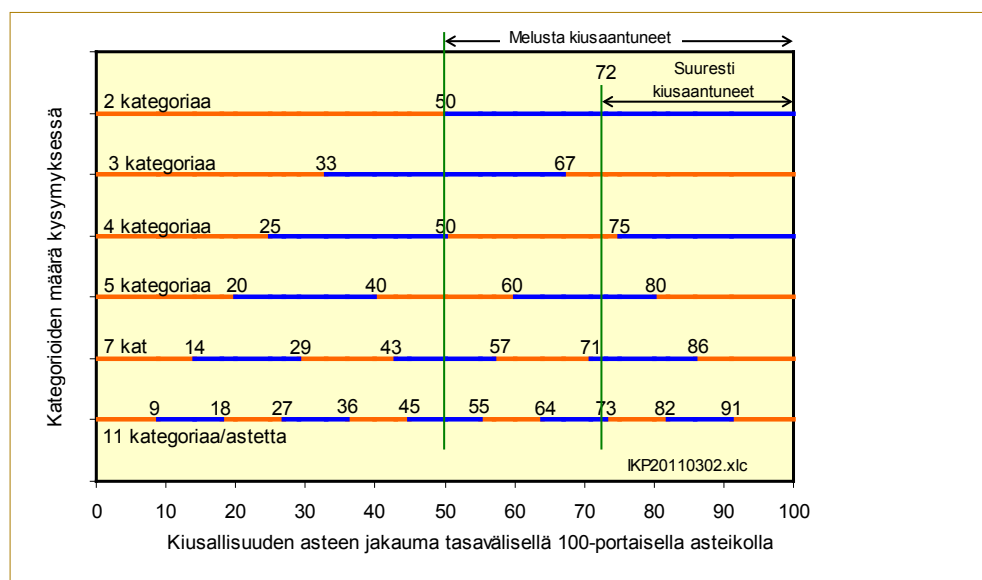
¹²⁰ Tämän tilastollisen ”yleispätevyyden” vuoksi ympäristömeludirektiiviä valmistelleen työryhmän WG2 vasteita kutsutaan joissain lähteissä kiusallisuuden standardivasteiksi.

¹²¹ Lisäksi oletetaan, että kiusallisuutta kokemusmaailmassa mittaava muuttuja on jatkuva ja mieluiten yksidimensionaalinen. Tasavälisyys on syytä testata ennalta.

taessa eri tutkimuksien tulokset yhdeksi tietokannaksi joudutaan Schulzin³⁰⁰ tavoin oletamaan, että kulloinkin käytetyn asteikon alin kategoria (tai lämpömittariasteikon alapää) vastaa arvoa 0 ja ylin arvoa 100.

Seuraavissa tarkasteluissa lähdetään siitä, että kategorioiden määrästä sekä alimman ja ylimmän kategorian määrään sanamuodosta riippumatta, koko asteikon pituus on 0 – 100. 0 vastaa kunkin asteikon heikointa kiusallisuutta ja 100 asteikon suurinta. Tämä tarkoittaa sitä, että vastaajien subjektiivinen kokemusmaailman asteikko on skaalattu 0 – 100 asteikoksi ja tämä asteikko on venytetty tai supistettu käytetyn kategoria-asteikon päälle.¹²²

Kuvassa 19 on esitetty, miten 0 – 100 asteikon kategoria-asteikkoa vastaavat jakokohdat riippuvat kategorioiden määrästä, kun asteikko on tasavälinen. Analysoitaessa vastauksia tilastomatemattisesti kullekin kategorialle joudutaan antamaan kiusallisuuden voimakkuuden numeroarvo. Esimerkiksi kolmen kategorian tapauksessa luokan ”ei lainkaan kiusallista tai häiritsevää” voimakkuuden arvo on olettaessa asteikon pituudeksi 0 – 100: $(33 - 0)/2 = 16,5$, luokan ”jossain määrin kiusallista tai häiritsevää” $33 + (67 - 33)/2 = 50$ ja luokan ”hyvin kiusallista tai häiritsevää” arvo $67 + (100 - 67)/2 = 83,5$. Tutkimustuloksia tilastollisesti analysoitaessa voidaan käyttää myös muunlaista skoorausta eli numeroarvon antoa eri kysymysosioiden (kategorioiden) kiusallisuuden voimakkuudelle. Esimerkiksi arvoja 1, 2 ja 3.



Kuva 19: Kategoria-asteikkojen tasavälien päätte/jakopisteiden arvojen riippuvuus kategorioiden määrästä, kun asteikot normalisoidaan vaihteluvälille 0 – 100. Kunkin kategorialuokan kiusallisuuden voimakkuuden arvona voidaan käyttää luokkaväliä markkeeraavan janan pituuden keskipisteen lukuarvoa. Tiedeyhteisö on päättänyt käytäntöön, jossa ne henkilöt, joiden arvio sijoittuu välille 72 – 100, luokitellaan melusta suuresti kiusaantuneiksi (engl. Highly Annoyed, HA) ja ne, joiden arvio osuu välille 50 – 100 melusta vähintään kiusaantuneiksi (engl. Annoyed, A) ja ne, joiden arvio osuu välille 28 – 100 melusta vähintään lievästi kiusaantuneiksi (engl. Lightly Annoyed, LA).

¹²² Suuressa osaa tässä raportissa referoiduissa kyselytutkimusten raporteissa vastekäyrät on ilmoitettu kulloinkin käytetyn asteikon, esimerkiksi 5-portaisen kategoria-asteikon, mukaan. Tämän tutkimusjulkaisun kirjoittaja on muuntanut nämä vastekäyrät 0 – 100 asteikolle. Kuvaus 0 – 100 asteikolle, jossa melun voimakkuus on muunnettu alkuperäisestä L_{DEN} -tasoksi edellyttää trendikäyrien analyttistä määrittystä. Yleensä trendikäyrät approksimoitiin neljännen asteen polynomilla.

Kyselytutkimuksen tulos, vastekäyrä melutason funktiona, esitetään joko kaikkien saman melualueen alueella asuvien vastaajien arvioiman kiusallisuuden voimakkuuden keskiarvona¹²³ (ja sen hajontana) tai tietyn asteiden kiusallisuuden esiintyvyytenä. Esimerkiksi melusta suuresti kiusaantuneiksi (engl. Highly Annoyed, HA) voidaan määrittää ne henkilöt, joiden arvioima asuinalueensa melun kiusallisuus ylittää kuvan 19 asteikoilla 72. Melusta *vähintään* kiusaantuneiksi (engl. Annoyed, A) määritellään tällöin ne, joiden arvioima kiusallisuus on vähintään 50 ja melusta *vähintään* lievästi kiusaantuneiksi (engl. Lightly Annoyed, LA) ne, joiden arvioiman kiusallisuuden voimakkuus ylittää 28. Näitä jakopisteitä on käytetty esimerkiksi EU:n ympäristömeludirektiivin valmisteluun osallistuneen työryhmän WG2 esittämissä ”harmonisoiduissa”¹²⁴ kiusallisuusvasteissa.^{298, 299} Englannin käsite ”Highly annoyed” ja sitä vastaava kiusallisuusasteikon (0 – 100) jakopiste 72 ovat peräisin Schultzin vuonna 1978 julkaisemasta meta-analyysistä.³⁰⁰ Schulz perustelee kyseisessä julkaisussa, miksi hän päätyi siihen, että %HA ja jakopiste 72 antaa paremman mitan tai indikaattorin kuin tätä alhaisempaan jakopisteeseen perustuvat vasteet tai keskiarvovaste. Schulzin lähtökohtana oli indikaattorin (vas-teen) käyttökelpoisuus yhteiskuntapoliittisessa meluvaikutusten harkinnassa. Hänen analyysiensä perusteella muut tekijät kuin melun voimakkuus (ja sen säätely) vaikuttavat sitä enemmän vasteisiin, mitä alemmaa jakopistettä käytetään. Saman kriteerin perusteella hän hylkää myös keskiarvon vaikutuksen indikaattorina ja annosvasteen muuttujana.

Monet tutkijat, Karl Kryter yhtenä ensimmäisistä, ovat suositelleet Schulzin käyttämää alemmaa jakopistettä arvioitaessa, miten kielteiseksi kansalaiset melun kokevat ja kuinka suuri on se kansalaisjoukko, joka kokee melun kielteiseksi.³⁰¹ Jakopisteen valinnalle ei ole olemassa yksikäsitteistä tieteellistä perustetta.¹²⁵

Kuvassa 20 on esitetty esimerkki siitä, miten kiusallisuuden voimakkuusluokituksen jakopiste vaikuttaa kiusallisuuden esiintyvyyteen alueella $0\% \leq \text{esiintyvyys} \leq 100\%$. Kuva perustuu EU:n ”harmonisoitujen” tieliikennemelun kiusallisuusvasteiden tilastollisiin tunnuslukuihin.^{298, 299, 302} Tavallisesti tämän tapaisista kuvista esitetään vain $L_{DEN} = 50 - 80$ dB(A) alue. Tietojen alkuperän (useita tutkimuksia, monista maista) vuoksi näitä vasteita voidaan kutsua globaaleiksi vasteiksi erotuksena kansallisista ja tutkimuskohteittaisista vasteista. Kansalliset ja paikalliset vasteet voivat erota merkittävästi globaaleista keskimääräisistä vasteista.³⁰³ Norjassa melupolitiikan perusteena käytetty melun kiusallisuusindeksi (Støyplageindeks, SPI) perustuu eri meluille räätälöityihin lineaarisiin %A-vasteisiin.³⁰⁴

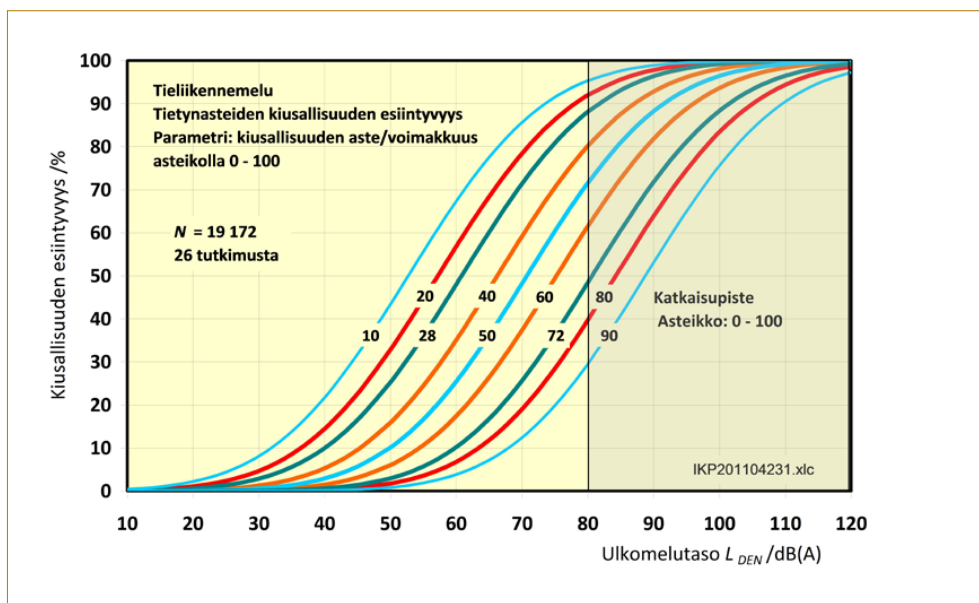
Koska asuinympäristöissä ei esiinny $L_{DEN, vuosi} \geq 80 \dots 90$ dB(A) ulkomelutasoja, tämän alueen yläpuoliset kuvan 20 käyrät ovat hypoteettisia.¹²⁶ Kuva 20 on kuitenkin sikäli mielenkiintoinen, että melutasoasteikko, 10 – 120...130 dB, kattaa koko kuuloalueen.

¹²³ tai mediaanina eli arvona, jonka puolet vastauksista ylittää ja puolet alittaa.

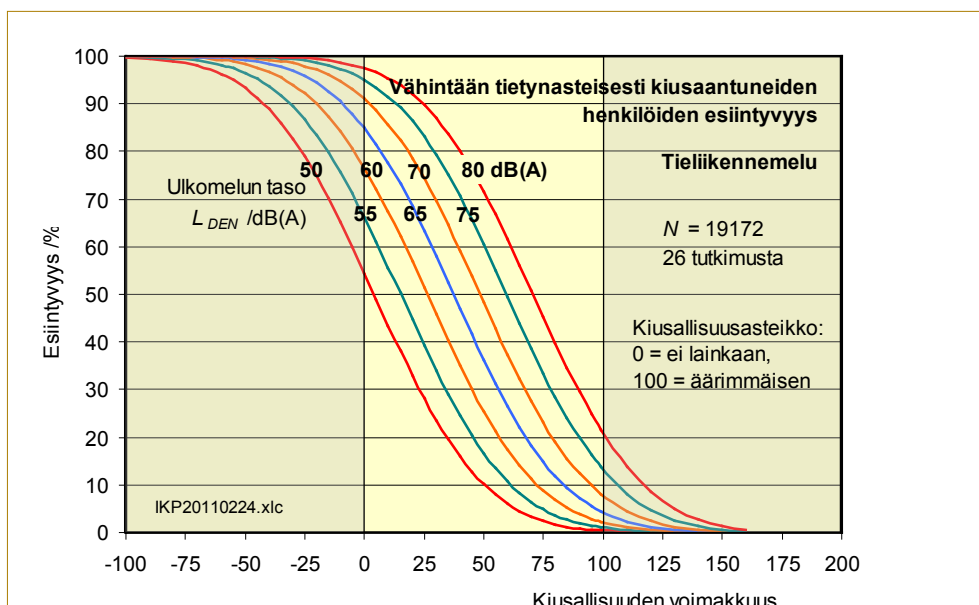
¹²⁴ Ympäristömeludirektiivin taustamateriaalia valmistellut työryhmä WG2 (meluvaikutukset) on esittänyt, että jos jäsenmaalla ei ole näitä työryhmän esittämiä vasteita pätevämpiä kansallisia kiusallisuusvasteita, niin jäsenmaan tulisi käyttää työryhmän esittämiä vasteita, jotta eri maissa tehdyt kiusallisuuden esiintyvyyсарviot olisivat vertailukelpoisia ja käytettyjen vasteiden tausta tunnettu.

¹²⁵ Jos kiusallisuutta käytetään melupolitiikan perusteena, joudutaan esimerkiksi arvioitaessa meluntorjunnan vaikuttavuutta kiusallisuuteen, päättämään mihin jakopisteeseen perustuvia vasteita käytetään. Tästä syystä tässä raportissa on kerrottu laajasti jakopisteen merkityksestä ja on esitetty useisiin jakopisteisiin perustuvia vasteita kaikille meluille, joille niitä löytyy.

¹²⁶ $L_{Aeq, päivä} = 80 \dots 85$ dB(A) luokkaa oleva melutaso on tosin mainittu joissakin lähteissä esimerkkinä tapauksesta, jossa asuinrakennus on vilkkaan raskaan liikenteen käyttämän tien laidassa.



Kuva 20: Eriasteisen tieliikennemelun kiusallisuuden esiintyvyyden riippuvuus asteikon (0 – 100) jakopisteistä. Käyrä 72 vastaa harmonisoitujen EU-vasteiden suuresti kiusaantuneiden esiintyvyyttä (%HA), käyrä 50 melusta vähintään kiusaantuneiden (%A) ja käyrä 28 melusta vähintään lievästi kiusaantuneiden esiintyvyyttä (%LA). Kuvasta huomataan, että jos melusta suuresti kiusaantuneiden luokan jakopiste on esimerkiksi 60, esiintyvyys eri melutasoissa on merkittävästi suurempi, kuin jakopisteen ollessa 72 ja, että jakopiste 40 antaa suurempia esiintyvyyksiä, kuin jakopiste 50.^{298, 299, 302}



Kuva 21: Eriasteisen tieliikennemelun kiusallisuuden esiintyvyyden riippuvuus koetun kiusallisuuden funktiona eri melutasoissa. Kuvaa kertoo kuinka monta prosenttia ko. melualueella asuvista arvioi melun kiusallisuuden asteen samaksi tai suuremmaksi kuin x-akselin ko. arvo.^{298, 299, 302}

Kuvassa 21 on esitetty kuvan 20 ”tilastotiedot”, kiusallisuuden esiintyvyys, koetun kiusallisuuden voimakkuuden funktiona L_{DEN} -tason ollessa parametrina. Tilastomatematiikka laajentaa 0 – 100 asteikon tässä tapauksessa asteikoksi -100...+175, jotta matemaattinen ehto $0 \leq \text{esiintyvyys} \% \leq 100$ täyttyisi näillä L_{DEN} -arvoilla. Voidaan myös sanoa, että kiusallisuusasteikon tulisi olla -100...+175, jotta vastekäyrät eri melutasoissa noudattaisivat normaalijakautumaa. Asteikko 0 – 100 kasaa vastauksia asteikon päätyihin. Kuvan 21 mukaan kiusallisuuden arvolla 0 esiintyvyysero eri melutasoissa on noin 40 prosenttiyksikköä, kun se on arvolla 100 puolet tästä. 50 dB(A) melussa noin 10 % alueen asukkaista arvioi kiusallisuuden voimakkuuden 50 tai sitä suuremmaksi, mutta 80 dB(A) melussa näin tekee noin 72 % asukkaista. Monissa, etenkin 1900-luvulla tehdyissä meluvaikutustutkimuksissa on käytetty kolmen kategorian kysymyksiä.¹²⁷ Kuvan 19 mukaan tällaisen kolmiportaisen asteikon ylin kategoria¹²⁸ on jonkin verran (noin 5 prosenttiyksikköä) leveämpi, kuin se kiusallisuuden voimakkuusalue, johon osuvien arvioiden katsotaan indikoivan suuresti kiusaantuneisuutta jakopisteen ollessa 72. Jos oletetaan, että

- kiusallisuusarvio riippuu vain melun voimakkuudesta,
- asteikko on jatkuva ja tasavälinen ja
- vastaajat valitsevat kategorioiden lukumäärästä ja määreistä (kysymysosion sanallinen muoto) riippumatta sen kiusallisuusluokan, jonka voimakkuus parhaiten vastaa koettua kiusallisuutta lämpömittariasteikolla 0 - 100¹²⁹,

niin kolmiportaisen asteikon jakopiste 67 antaa teoreettisesti hieman herkemmän ja viisiportaisen asteikon jakopiste 60 merkittävästi herkemmän esiintyvyysovasteen kuin jakopisteen ollessa 72.

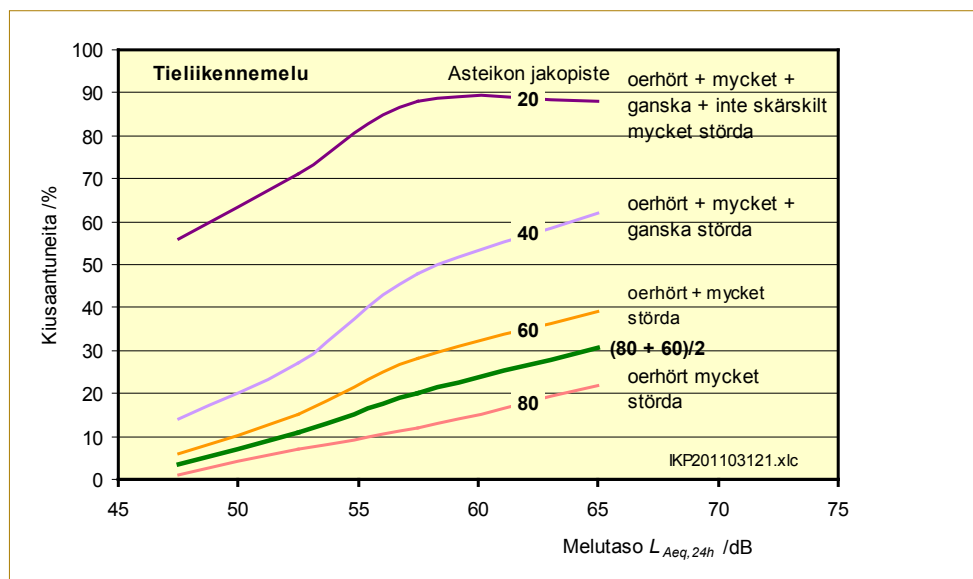
Monissa 2000-luvun tutkimuksissa on käytetty viisiportaista kategoria-asteikkoa ja usein sen rinnalla 11-portaista lämpömittari-asteikkoa. Kuvassa 22 on esimerkki viisiportaista asteikkoa käyttäneen ruotsalaistutkimuksen³⁰⁵ vasteista normalisoituna 0 – 100 asteikolle ($N = 1\,953$). Ruotsalaistutkimuksissa näyttää tulleen tavaksi käyttää melusta kiusaantuneiden (ruots. andel bullerstörda) esiintyvyyttä ilmoitettaessa jakopistettä, joka vastaa normalisoidulla 0 – 100 asteikolla arvoa 40.^{305, 305} Kolmeen ylimpään kategoriaan vastaajat katsotaan kiusaantuneiksi (störda) ja kahteen alimpaan ei-kiusaantuneiksi. Kuvasta 22 havaitaan, että $L_{DEN} = 55$ dB melualueella jakopisteeseen 40 perustuva esiintyvyys on noin 25 prosenttiyksikköä suurempi kuin jakopiste 72 (%HA) antaisi. $L_{DEN} = 65$ dB melualueella ero on noin 30 prosenttiyksikköä (vrt. kuvan 21 jakopistekäyrien 40 ja 72 eroihin).

Kuvassa 22 näkyvä kiusallisuusasteikon jakopisteisiin 60, 40 ja 20 perustuvien vasteiden jyrkentynyt nousu 52 dB ja 60 dB välillä saattaa johtua siitä, että osalla näitä melualueita esiintyi myös raideliikenteen melua. Tutkimuksessa tosin kysyttiin erikseen tie- ja raideliikenteen melun sekä kokonaismelun (tie-, raide- ja lentoliikenne yhteensä) koettua kiusallisuutta.

¹²⁷ Esimerkiksi ruotsalaistutkimuksissa: inte alls störande, ganska störande, mycket störande, englantilaistutkimuksissa: not at all annoying, moderately annoying, extremely (tai very) annoying, saksalaistutkimuksissa: gar nicht belästigt, nicht so stark belästigt, stark belästigt.

¹²⁸ Oletetaan, että tämä asteikko on tasavälinen.

¹²⁹ Oletetaan, että henkilöiden käyttämä sisäinen kiusallisuuden voimakkuuden kokemusasteikko on hienojakoinen ja normalisoitavissa 0 – 100 lämpömittariasteikoksi.



Kuva 22: Esimerkki 2000-luvun ruotsalaistutkimuksissa käytetyn viisiportaisen kategoria-asteikon määreistä ja siitä, miten eriaistisen kiusallisuuden esiintyvyys riippui eräässä tutkimuksessa (Lerum) normalisoidun asteikon (0 – 100) jakopisteestä. Kuvaan on lisätty vihreä käyrä, joka approksimoi melusta suuresti kiusaantuneiden esiintyvyyttä eli %HA-vastetta (HA:n oikea jakopiste olisi 72).³⁰⁵

Kategorioiden määrä ja määreiden sanallinen muoto vaikuttavat siihen, minkä vaihtoehdon vastaaja valitsee. Myös mahdolliset filttarikysymykset ja vastausinstruktio (ohje) vaikuttavat valintaan (ks. liite 2). Monissa tutkimuksissa vain niitä vastaajia, joiden asuinympäristössä tutkittava melu erottuu kuulohavainnoin, on pyydetty vastamaan kiusallisuutta tai/ja häiritsevyyttä mittaaviin kysymyksiin. Esimerkiksi kyselyssä alimmaksi kategoriaksi on saatettu laittaa filttarivaihtoehto ”Ei ole kuultavissa”. Filttarikysymykset ja -kategoriat vaikuttavat siihen, mikä osuus koko kyselytutkimukseen osallistuvista valitsee jonkun pääkysymyksen vaihtoehdon. Meta-analyseissä on päädytty käyttämään kiusallisuuden esiintyvyyttä ilmoitettaessa melko suurta asteikon 0 – 100 katkaisukohtaan (72 tai lähellä sitä) muun muassa siksi, että filttarikysymysten ja -kategorioiden vaikutus olisi mahdollisimman pieni ja eri tutkimusten vertailtavuus mahdollisimman hyvä.

Perusteena edellä mainitun tapaisen filttarin käytölle on se, että täten vähennetään sitä, että henkilöt, joiden asuinympäristössä ko. melu ei kuulu, ilmoittaisivat alinta kiusallisuusluokkaa suurempia kiusallisuuden voimakkuusarvioita.

4.1.2

Asuinalueen melun voimakkuuden arviointimenetelmän vaikutus kiusallisuusvasteisiin

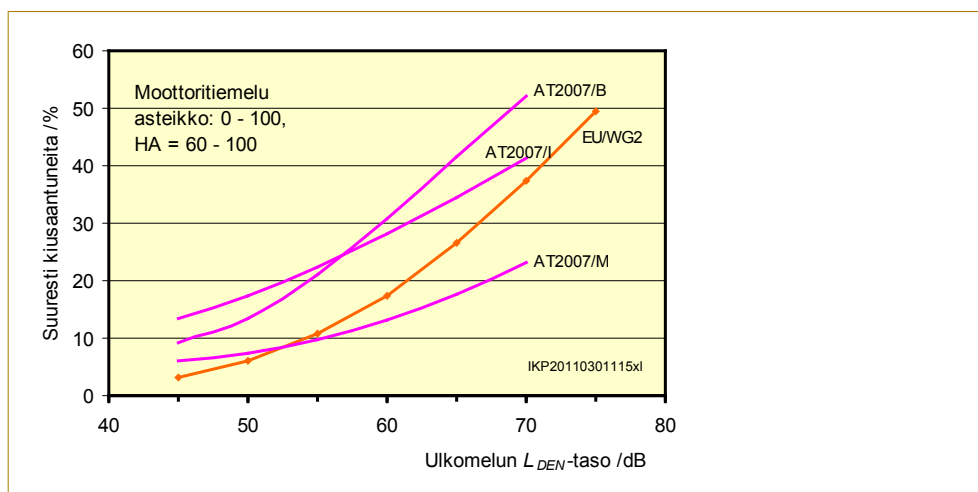
Useimmissa vaikutustutkimuksissa ulkomelutaso on arvioitu melualuekartasta. Joissakin tutkimuksissa on lisäksi tehty mittauksia laskentatulosten tarkistamiseksi. Tarkistusmittausten kesto (per mittauspiste) on vaihdellut kymmenminuuttisesta pariin viikkoon.

Tiedetään, että eri melumallit antavat erilaisia tuloksia samoilla liikenteen lähtöarvoilla.¹³⁰ Tästä syystä eri mallien mukaan laskettujen melualueiden rajojen kulku ja melualueiden koko eroavat toistaan. Mallien erot vaikuttavat ainakin jossain määrin siihen melutasoon, jonka perusteella vastaajan kokemia vaikutuksia arvioidaan. Erot vaikuttavat myös siihen, kuinka paljon eri melualueilla on asukkaita. Myös melualuekartan melutasojen laskentakorkeus aiheuttaa eroja vaikutuksen mittana käytettäviin melutasoihin. Pääsääntö on, että 4 m korkeus antaa suurempia melutasoja ja melualueiden kokoja kuin 2 m laskentakorkeus.

Kuvassa 23 on esimerkki, jossa on esitetty, miten moottoritiemelun kiusallisuuden (jakopiste 60 asteikolla 0 – 100) esiintyvyys riippui siitä, millä melumallilla ulkomelun voimakkuus arvioitiin.³⁰⁶

Kuvassa 23 on esitetty vastekäyrät

- EU/WG2: EU/WG2 ”suuresti kiusaantuneiden” esiintyvyys, jakopisteen ollessa 60 asteikolla 0 – 100, jotta vaste vertailukelpoinen muihin kuvassa oleviin.
- AT2007/B: itävaltalainen kyselytutkimuksen vaste, kun melutasot laskettiin BASS-ISO 9613-mallilla. Tässä mallissa tieliikenteen melun etenemisvaihtumisen algoritmit perustuvat ISO 9613-standardiin.³⁰⁶
- AT2007/I: edellisen kyselytutkimuksen vaste, kun melutasot laskettiin Harmonoise/Imagine-mallien¹³¹ kehitysversiolla.³⁰⁶
- AT2007/M: edellisen kyselytutkimuksen vaste, kun melutasot laskettiin ranskalaisella Mithra-nimisellä mallilla.³⁰⁶



Kuva 23: Esimerkki melunarviointiin käytetyn laskentamallien tuomista eroista kiusallisuusvasteisiin. AT2007-vasteet itävaltaisesta kyselytutkimuksesta.³⁰⁶ Kuvassa y-akselin pituus on vain 0 – 60 erojen selventämiseksi. AT2007/B = BASS/ISO9613-malli, AT2007/I = Harmonoise-Imagine-malli, AT2007/M = Mithra. Kiusallisuusasteikon (0 – 100) katkaisupiste 60.

¹³⁰ Joidenkin mallien tarkoitus on ennustaa äänen etenemistä myötätuulioissa, joidenkin ns. neutraaliilmakehässä ja joidenkin tarkoitus on ennustaa pitkän ajan keskimääräisiä melutasoja.

¹³¹ Ympäristömeludirektiivin julkaisun jälkeen käynnistettiin Harmonoise- ja Imagine-hankkeet, joiden tavoitteena on aikaansaada harmonisoidut eri liikennemuotojen ja teollisuusmelun melumallit. Ks. http://ec.europa.eu/research/fp6/ssp/Imagine_en.htm. Harmonoise- ja Imagine-hankkeiden www-sivuja ei enään ylläpidetä. Hankkeet jatkuivat CNOSSOS-hankkeena: http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our_activities/public-health/env_noise/new-report-by-jrc-common-framework-to-assess-noise

Melulähdekohtaiset kiusallisuusvasteet

4.1.3.1 Tieliikenne

Tarkastellaan ensin EU:n ympäristömeludirektiiviä valmistelleen vaikutusten arvioinnin työryhmän EU/WG2 esittämiä kiusallisuusvasteita^{298, 299, 132} ja niiden määrittelyyn käytetyn havaintomateriaalin tilastollisista tunnusluvuista saatavaa lisäinformaatiota. Vasteet perustuvat 26 eri tutkimuksen tuloksiin. Kyselyihin vastaajia on ollut 19 172 henkilöä.

Kuvassa 24 on esitetty tähän materiaaliin perustuva henkilökohtaisten kiusallisuusarvojen voimakkuuden keskiarvon riippuvuus asuinalueen ulkomelun pitkän ajan L_{DEN} -tasosta ja osuus, jonka sisällä on 68 % vastaajien arvioista. Eri tutkimusten kiusallisuuden voimakkuutta mittaavat asteikot on normalisoitu asteikoksi, jonka alapäässä kiusallisuuden voimakkuus on 0 ja yläpäässä 100.

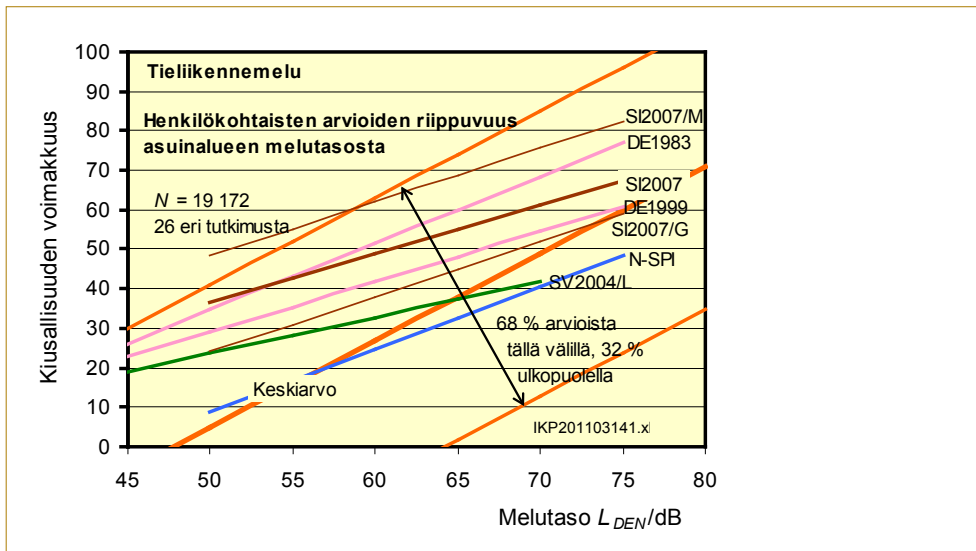
Kuvaan on lisätty vertailun vuoksi:

- SV2004/L: Ruotsin Lerumissa vuonna 2004 tehdyn tieliikennemelun kyselytutkimuksen³⁰⁵ ($N = 1\ 953$) raportin tietojen perusteella laskettu lineaarinen kiusallisuuden keskiarvovaste. Oletettu, että $L_{DEN} = L_{Aeq,24h} + 4$ dB. Tämä 4 dB arvo perustuu ko. tutkimusjulkaisun taulukkoon 5.
- DE1983: Saksan vuoden 1983 liikennemelun vaikutustutkimuksen³⁰⁷ ($N = 1\ 651$, yhteensä tie- ja raideliikenne) tieliikenteen kiusallisuuden keskiarvovaste Oletettu, että $L_{DEN} = L_{Aeq,24h} + 2$ dB.
- DE1999: Saksan vuoden 1999 liikennemelun vaikutustutkimuksen^{308, 309} ($N = 1\ 690$, yhteensä tie- ja raideliikenne) tieliikenteen kiusallisuuden keskiarvovaste Oletettu, että $L_{DEN} = L_{Aeq,24h} + 2$ dB.
- N-SPI: Norjan meluindeksin (Støyplageindeks) laskennassa käytetty vaste. Kyseessä on "räätälöity" pysyvyysarvojen keskiarvo.
- SI2007: SILENCE-tutkimuksen³¹⁰ vuoden 2007 raportin (kuva 2b) perusteella laskettu keskiarvovaste ($N = 2\ 102$). Tutkimukseen sisältyy useissa EU-maiden kaupungeissa tehtyjä osatutkimuksia.
 - SI2007/G, edellisen osatutkimus, Genovan kaupungissa mitattu tieliikennemelun keskiarvovaste ($N = 147$).
 - SI2007/M, edellisen osatutkimus, Münchenin kaupungissa mitattu tieliikennemelun keskiarvovaste ($N = 203$).

Genovan vaste oli epäherkin, Münchenin herkin. Molemmissa vastaajien määrä on ollut pieni. Eroja kaupunkien välillä voi aiheuttaa pienten näytteiden lisäksi muun muassa erot melualuekarttojen laskennassa käytetyissä melumalleissa ja niiden lähtöarvo-oletuksissa sekä erot erikielissä kiusallisuutta mittaavissa kysymyksissä. Kyselyt tehtiin Internet-kyselynä, mistä syystä vastaajat eivät saata edustaa hyvin ko. kaupunkien kaikkien asukkaiden asenteiden ja mielipiteiden kirjoa.

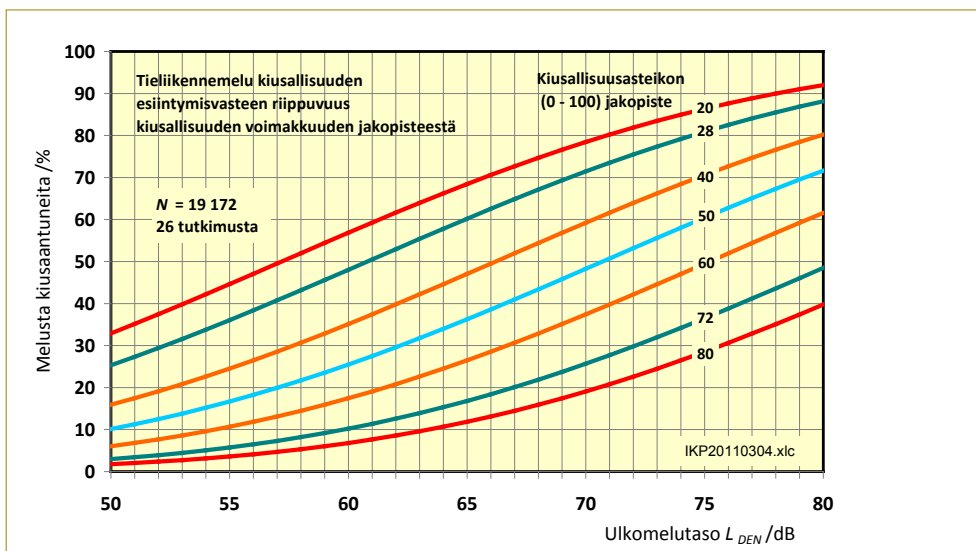
Kuvan 24 perusteella näyttää siltä, että tieliikennemelun keskimääräinen kiusallisuusvaste on herkistynyt verrattuna niihin tutkimuksiin, joihin EU/WG2-vaste perustuu. Herkistyminen on ollut alhaisissa melutasoissa suhteellisesti suurempaa kuin suurissa tasoissa.

¹³² Motiivina näin suureen havaintomäärään (paljon vastaajia, paljon tutkimuksia eri maista) perustuvien tilastollisten esiintyvyysovasteiden (väestövasteiden) esittämiselle oli se, että jos jäsenmaalla ei ole pätevämpiä (tai vahvistettuja) kansallisia vasteita, eri liikennemuotojen melun kiusallisuuden esiintyvyyttä arvioitaisiin näiden EU/WG2-vasteiden perusteella.



Kuva 24: Ympäristömeludirektiiviä valmistelleen työryhmän WG2 esittämä tieliikennemelun kiusallisuuden esiintymisvasteet perustuvat tässä esitettyyn henkilökohtaisesti arvioitun kiusallisuuden voimakkuuden keskiarvon riippuvuuteen melutasosta ja tämän riippuvuuden hajontaan (oranssit suorat). Vaihteluväli 68 % vastaa väliä: keskiarvo \pm hajonta (σ). Kuvaan on lisätty vertailun vuoksi joidenkin muiden tutkimusten keskiarvovasteet.

Kiusallisuuden esiintymisvaste (montako % melualueella asuvista kokee melun kiusalliseksi) riippuu siitä, mitä kiusallisuusasteikon jakopistettä käytetään perusteena. Kuvan 24 keskiarvovasteeseen (EU/WG2) ja hajontaan perustuva kiusallisuuden esiintyvyyden riippuvuus jakopisteestä ja asuinalueen ulkomelun tasosta on esitetty kuvassa 25. Tieliikenteen melussa tutkimusten sisäinen kiusallisuusarvioiden hajonta oli 33,9 yksikköä (asteikolla 0 – 100) ja vastaava tutkimusten välinen ”lisähajonta” 12,3 yksikköä.



Kuva 25: Työryhmän EU/WG2 esittämät tieliikennemelun kiusallisuuden esiintymisvasteet 72 (suuresti kiusaantuneet), 50 (kiusaantuneet) ja 28 (lievästi kiusaantuneet) sekä 0 – 100 asteikon jakopisteitä 20, 40, 60 ja 80 vastaavat vasteet.

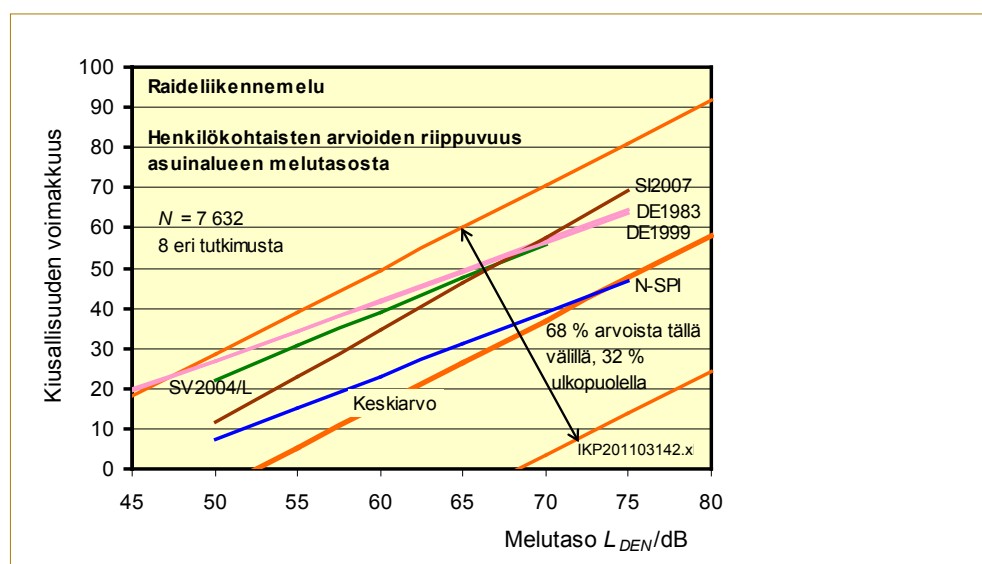
4.1.3.2

Raideliikenne

Tarkastellaan raideliikenteenkin osalta ensin työryhmän EU/WG2 esittämiä kiusallisuusvasteita^{298, 299} ja niiden määrittelyyn käytetyn havaintomateriaalin tilastollisista tunnusluvuista saatavaa lisäinformaatiota. Vasteet perustuvat 8 eri tutkimuksen tuloksiin. Kyselyihin vastaajia on ollut 7 632 henkilöä. Kuvassa 26 on esitetty tähän materiaaliin perustuva henkilökohtaisten kiusallisuusarvojen voimakkuuden keskiarvon riippuvuus asuinalueen ulkomelun pitkän ajan L_{DEN} -tasosta ja alue, jonka sisällä on 68 % vastaajien arvioista. Eri tutkimusten kiusallisuuden voimakkuutta mittaavat asteikot on normalisoitu asteikoksi, jonka alapäässä kiusallisuuden voimakkuus on 0 ja yläpäässä 100.

Kuvaan 26 on lisätty vertailun vuoksi

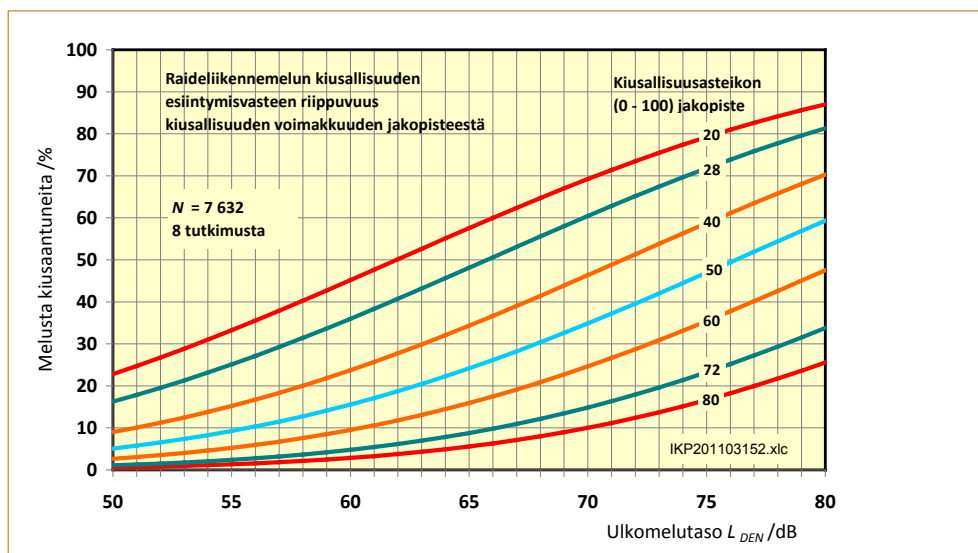
- SV2004/L: Ruotsin Lerumissa vuonna 2004 tehdyn raideliikennemelun kyselytutkimuksen³⁰⁵ ($N = 1\,953$) raportin tietojen perusteella laskettu lineaarinen kiusallisuuden keskiarvovaste. Oletettu, että $L_{DEN} = L_{Aeq,24h} + 7$ dB. Tämä arvo perustuu ko. tutkimusjulkaisun taulukkoon 6. Yöaikainen vilkas tavarajunaliikenne suurentaa tasojen eroa.
- DE1983: Saksan vuoden 1983 liikennemelun vaikutustutkimuksen³⁰⁷ ($N = 1\,651$, yhteensä tie- ja raideliikenne, raideliikenne $N = 1\,002$) raideliikenteen kiusallisuuden keskiarvovaste. Oletettu, että $L_{DEN} = L_{Aeq,24h} + 2$ dB.
- DE1999: Saksan vuoden 1999 liikennemelun vaikutustutkimuksen^{311, 309} ($N = 1\,690$, yhteensä tie- ja raideliikenne) tieliikenteen kiusallisuuden keskiarvovaste. Oletettu, että $L_{DEN} = L_{Aeq,24h} + 2$ dB.
- N-SPI: Norjan meluindeksin (Støyplageindeks) laskennassa käytetty vaste. Kyseessä on "räätälöity" pysyvyysarvojen keskiarvo.
- SI2007: SILENCE-tutkimuksen³¹⁰ vuoden 2007 raportin (kuva 2c) perusteella laskettu keskiarvovaste, $N = 1\,407$. Tutkimukseen sisältyy useissa EU-maiden kaupungeissa tehtyjä osatutkimuksia.



Kuva 26: Työryhmän EU/WG2 esittämä raideliikennemelun kiusallisuuden esiintymisvasteet perustuvat tässä esitettyyn henkilökohtaisesti arvioidun kiusallisuuden voimakkuuden keskiarvon riippuvuuteen melutasosta ja tämän riippuvuuden hajontaan (oranssit suorat). Vaihteluväli 68 % vastaa väliä: keskiarvo \pm hajonta (σ). Kuvaan on lisätty vertailun vuoksi joidenkin muiden tutkimuksen tuloksia.

Kuvan 26 perusteella näyttää siltä, että myös raideliikennemelun kiusallisuusvaste on herkistynyt verrattuna niihin tutkimuksiin, joihin EU/WG2-vaste perustuu.

Kuvan 26 keskiarvovasteeseen (EU/WG2) ja hajontaan perustuva kiusallisuuden esiintyvyyden riippuvuus jakopisteestä ja asuinalueen ulkomelun tasosta on esitetty kuvassa 27. Esiintymisvasteiden on oletettu noudattavan normaalijakautumaa. Raide-liikenteen melussa tutkimusten sisäinen kiusallisuusarvioiden hajonta oli 32,8 yksikköä (asteikolla 0 – 100) ja vastaava tutkimusten välinen ”lisähajonta” 7,3 yksikköä.



Kuva 27: Työryhmän EU/WG2 esittämät raideliikennemelun kiusallisuuden esiintymisvasteet 72 (suuresti kiusaantuneet), 50 (kiusaantuneet) ja 28 (lievästi kiusaantuneet) sekä 0 – 100 asteikon jakopisteitä 20, 40, 60 ja 80 vastaavat vasteet.

4.1.3.3

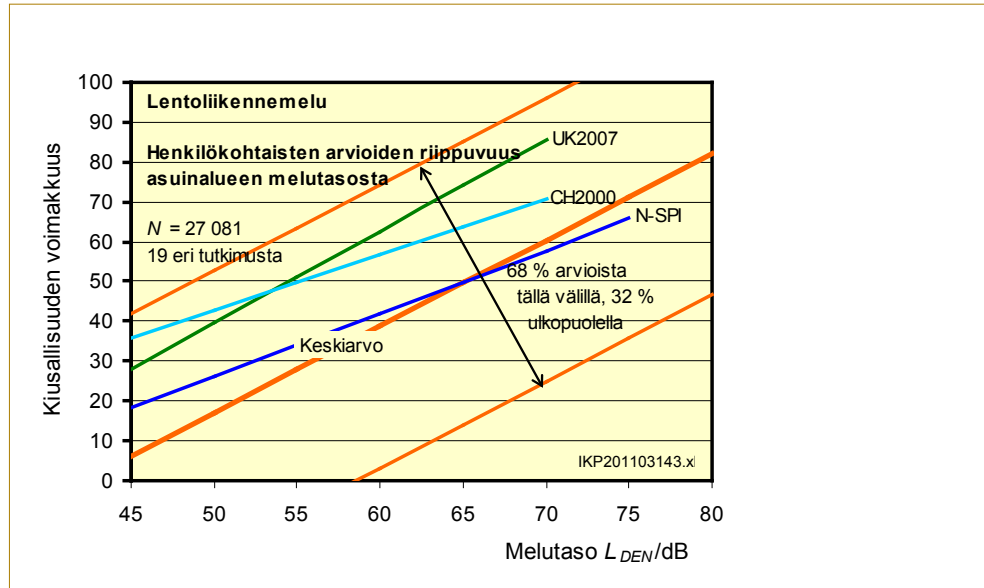
Lentoliikenne

Tarkastellaan myös lentoliikenteen osalta ensin EU:n ympäristömeludirektiiviä valmistelleen työryhmän WG2/vaikutukset esittämiä lentomelun kiusallisuusvasteita^{298, 299} ja niiden määrittelyyn käytetyn havaintomateriaalin tilastollisista tunnusluvuista saatavaa lisäinformaatiota. Vasteet perustuvat 19 eri tutkimuksen tuloksiin. Kyselyihin vastaajia on ollut 27 081 henkilöä. Kuvassa 28 on esitetty tähän materiaaliin perustuva henkilökohtaisten kiusallisuusarvojen voimakkuuden keskiarvon riippuvuus asuinalueen ulkomelun pitkän ajan L_{DEN} -tasosta ja alue, jonka sisällä on 68 % vastaajien arvioista. Eri tutkimusten kiusallisuuden voimakkuutta mittaavat asteikot on normalisoitu asteikoksi, jonka alapäässä kiusallisuuden voimakkuus on 0 ja yläpäässä 100.

Kuvaan 28 on lisätty vertailuarvoksi:

- UK2007: Englannissa vuonna 2007 julkaistun ANASE-tutkimuksen ($N = 2\,722$, 55 asuntoaluetta, 9 lentokenttää) lineaarinen keskiarvovaste.^{316, 133} ANASE-tutkimuksen tuloksia on esitelty tarkemmin kuvassa 31.
- CH2000: Sveitsissä vuonna 2000 julkaistun Zürichin kentän tutkimuksen ($N = 1\,265$) lineaarinen keskiarvovaste.³¹²
- N-SPI: Norjan meluindeksin (Støyplageindeks) laskennassa käytetty vaste. Kyseessä on ”räätälöity” pysyvyyssarvojen keskiarvo.

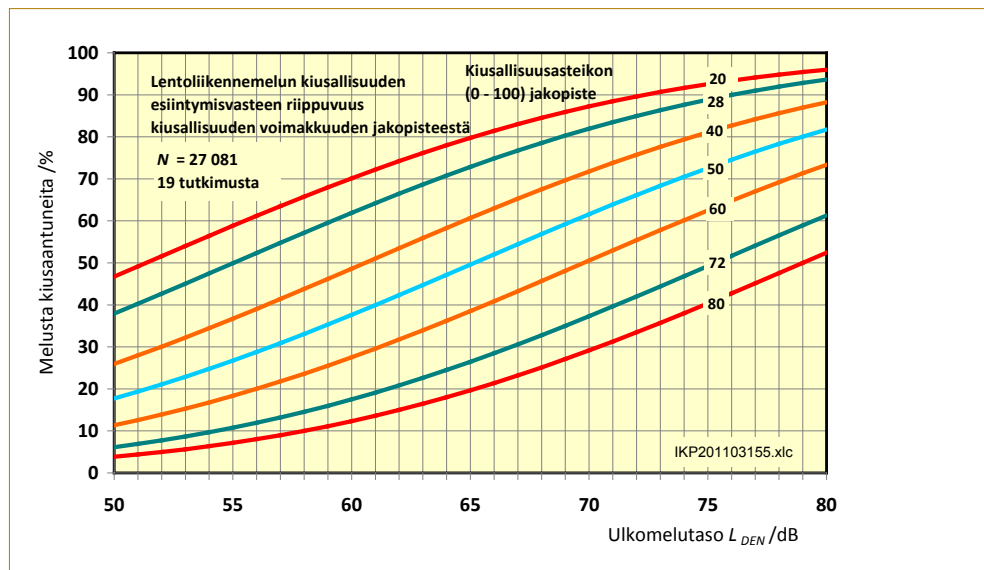
¹³³ Oletettu, että $L_{DEN} = L_{Aeq,07-23h} + 2$ dB. Eri kentillä on erilaisia yöajan lentojen rajoituksia, mistä syystä 2 dB ei ole oikea luku kaikille mukana oleville kentille.



Kuva 28: Työryhmän EU/WG2 esittämä lentoliikennemelun kiusallisuuden esiintymisvasteet perustuvat tässä esitettyyn henkilökohtaisesti arvioitun kiusallisuuden voimakkuuden keskiarvon riippuvuuteen melutasosta ja tämän riippuvuuden hajontaan. Vaihteluväli 68 % vastaa väliä: keskiarvo ± hajonta (σ). Kuvaan on lisätty vertailuarvoksi Englannissa vuonna 2007 julkaistun ANASE-tutkimuksen³¹⁶ lineaarinen keskiarvovaste (vihreä katkoviiva).

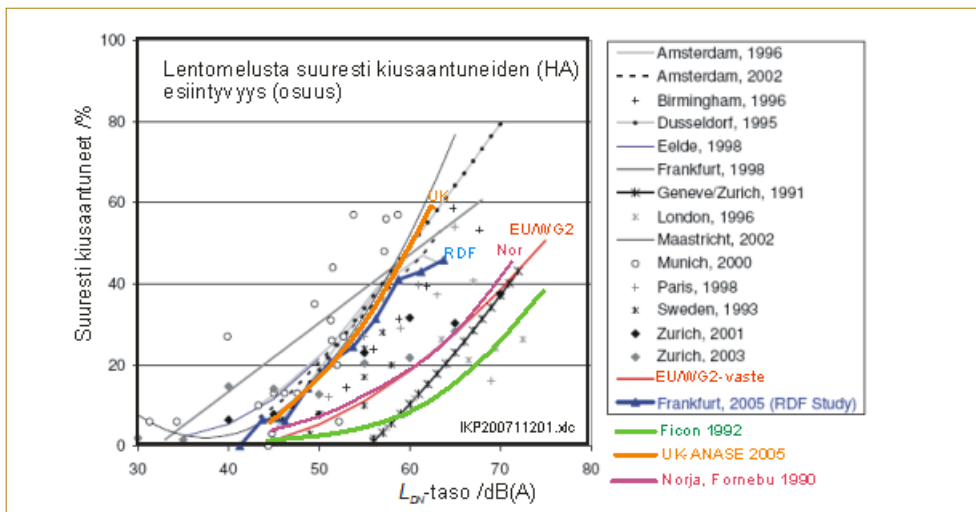
Kuvan 28 perusteella näyttää siltä, että myös lentoliikennemelun kiusallisuusvaste on herkistynyt verrattuna niihin tutkimuksiin, joihin EU/WG2-vaste perustuu.

Kuvan 28 keskiarvovasteeseen ja hajontaan perustuva kiusallisuuden esiintyvyyden riippuvuus jakopisteestä ja asuinalueen ulkomelun tasosta on esitetty kuvassa 29. Esiintymisvasteiden on oletettu noudattavan normaalijakautumaa. Lentoliikenteen melussa tutkimusten sisäinen kiusallisuusarvioiden hajonta oli 34,5 yksikköä (asteikolla 0 – 100) ja vastaava tutkimusten välinen ”lisähajonta” 9,0 yksikköä.



Kuva 29: Työryhmän EU/WG2 esittämät lentoliikennemelun kiusallisuuden esiintymisvasteet 72 (suuresti kiusaantuneet), 50 (kiusaantuneet) ja 28 (lievästi kiusaantuneet) sekä 0 – 100 asteikon jakopisteitä 20, 40, 60 ja 80 vastaavat vasteet.

Kuvassa 30 on esitetty EU:n työryhmän WG2 lentoliikenteelle esittämä %HA-vaste verrattuna 1990-luvulla ja 2000-luvun alussa Euroopassa tehtyihin sekä Yhdysvaltain hallinnon yhteistyökomitean, FICONin, vuonna 1992 esittämään vastaavaan kiusallisuusvasteeseen.^{298, 313, 314, 315} Erojen syitä ei ole tämän raportin yhteydessä selvitelty.



Kuva 30: Työryhmän EU/WG2 esittämä lentomelusta suuresti kiusaantuneiden (HA) esiintyvyyssvaste (EU/WG2) verrattuna 1990-luvulla ja 2000-luvun alussa Euroopassa tehtyjen sekä Yhdysvaltain hallinnon yhteistyöryhmän (FICON) vuonna 1992 esittämiin HA-vasteisiin.^{298, 313, 314, 315, 134}

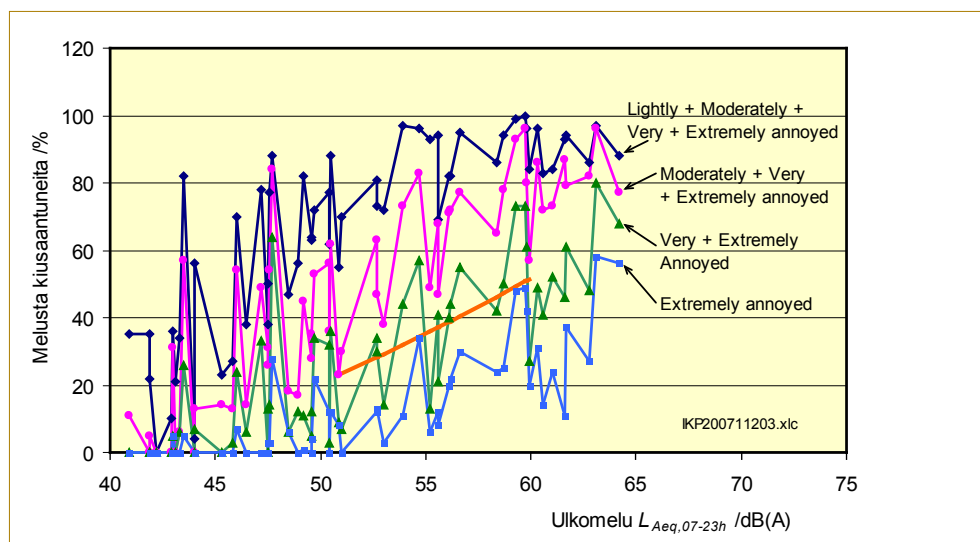
Kuvassa 30 EU/WG2-vaste, Ficonin vaste, Geneve/Zürichin vaste ja Norjan Fornebun vaste perustuvat vuosina 1965 – 1992 tehtyihin kyselytutkimuksiin. Kun näitä vasteita verrataan uudempien tutkimusten vasteisiin näyttää siltä, että lentomelun HA-kiusallisuusvasteet ovat herkistyneet 1990-luvun alun jälkeen.

Kuvat 28 – 30 kertovat, että lentomelun kiusallisuusarviot voivat vaihdella suuresti. Kuvassa 31 on käytännön esimerkki, miten eri asuinalueilla asuvien henkilöiden arviot voivat vaihdella. Kyseessä on Englannissa yhdeksän eri lentokentän¹³⁵ ympäristössä olevat 55 eri asuntoaluetta, joilla asuvilta saatiin 2 722 henkilön arviot ulkomelun kiusallisuudesta.^{316, 317} Kiusallisuuden esiintyvyyden (montako prosenttia ko. asuinalueen vastauksista on missäkin luokassa) perusteena on viisiportaisella kategorioita asteikolla annetut vastaukset. Kategorioiden nimet ovat kuvassa oikeassa laidassa. Asuinalueiden $L_{Aeq,07-23h}$ -tasot, 41 – 64 dB(A), eivät jakaannu aivan tasavälisesti eri melutasoihin. Vastaajien määrät olivat erilaisia melultaan erilaisilla asuinalueilla. Pienissä otoksissa määrän vaihtelu voi lisätä satunnaisvaihtelua.

Kuvaan on piirretty luokkaan "Very + Extremely Annoyed" välille 50 – 60 dB(A) murtoviivakäyrän vaihtelua estimoiva toisen asteen polynomi (oranssi käyrä), joka estimoi keskimääräistä riippuvuutta.

¹³⁴ Tässä kuvassa melutaso on L_{DN} -tasona, jota käytetään muun muassa USA:ssa. Ero L_{DEN} -tasoon on se, että ilta-ajan melulle ei ole +5 dB(A) lisäpainotusta, kuten on L_{DEN} -tasossa.

¹³⁵ Birmingham, Gatwick, Heathrow, Leeds-Bradford, London City, Luton, Manchester, Southampton ja Stansted.



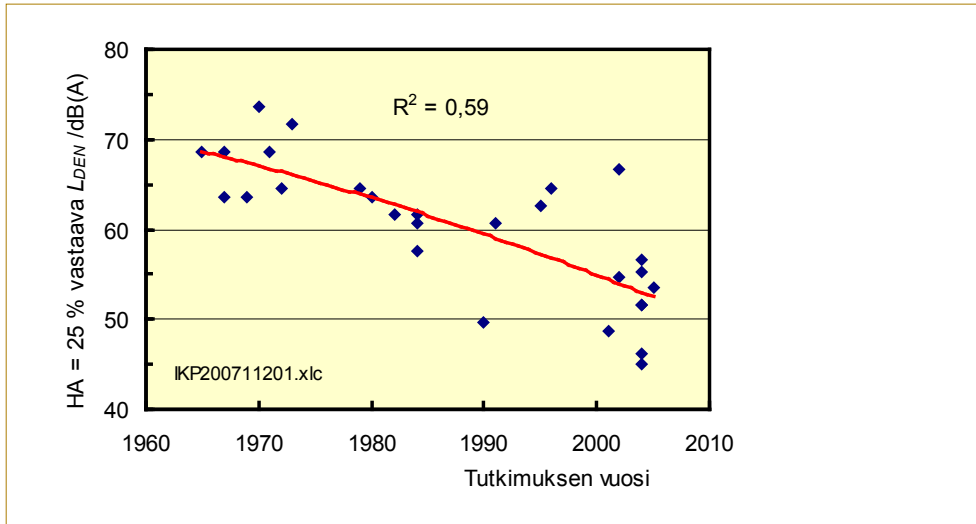
Kuva 31: Englannissa tehdyn lentomelun kiusallisuuden ANASE-kyselytutkimuksen (N = 2 722) tulos: kiusallisuuden esiintyvyyden jakaantuminen vähintään tietyn asteisesti kiusaantuneiden luokkiin melutasoltaan 55 eri asuinalueella. Melusta ei-lainkaan kiusaantuneiden esiintyvyys on 100 % ja ylimmän käyrän väliin jäävä osuus. Murtoviivakäyrään "Very + Extremely Annoyed" (vihreä viiva) on piirretty sitä pienimmän neliösumman menetelmällä approksimoiva toisen asteen polynomi (oranssi käyrä), trendikäyrä, välillä 50 – 60 dB(A).

Kuva 31 kertoo, että tietyn asuinalueen asukkaiden arviot kokemansa melun kiusallisuudesta voivat poiketa – ja useimmiten poikkeavat – kuvissa 29 ja 30 esitettyjen tapaisten tilastollisten esiintymisvasteiden arvoista. Tämä tarkoittaa sitä, että tilastolliset esiintymisvasteet eivät välttämättä ennusta kovin tarkasti tietyn asuinalueen ihmisten kiusallisuusarvioita. Melun voimakkuudesta riippumattomista syistä asukasjoukkojen arviot voivat poiketa tilastollisten vasteiden ennustamista arvoista melkoisesti ja ennalta arvaamattomasti. Kuva 31 kertoo myös sen, että mitä pienempi on kyselytutkimukseen osallistuvien määrä ja, mitä vähemmän asuinalueita on mukana, sitä suurempi on vaara, että näytteiden tilastollinen edustavuus ei ole hyvä.

4.1.3.3.1

Lentomelun kiusallisuuvasteiden herkistyminen

Kuvassa 32 on vertailtu 28 vuoden 1964 jälkeen tehdyn lentomelun kiusallisuuden kyselytutkimuksen tuloksia. Kuvassa on esitetty, mikä on kussakin tutkimuksessa ollut se L_{DEN} -taso, jossa 25 % vastaajista on arvioinut melun suuresti kiusalliseksi (%HA = 25). Kuvan 32 28 tutkimuksesta 14 ovat samoja kuin on kuvan 30 vastekäyrien tietokannassa^{298, 299}, kuusi havainnoista on vuonna 2005 julkaistusta hollantilaistutkimuksesta³¹⁸ ja kahdeksan muista uusista tutkimuksista.^{319, 320, 321}



Kuva 32: Lentomelun kiusallisuuden muuttuminen vuosien mittaan. Kuvassa on esitetty, miten se ulkomelun L_{DEN} -taso, jossa (noin) 28 % kyselytutkimuksiin vastanneista ilmoittaa olevansa suuresti melusta kiusaantunut on muuttunut 40 vuoden aikana. Kuvassa oleva käyrä selittää 59 % havaintojen vaihtelusta. Oletettu, että $L_{DEN} \approx L_{DN} + 0,6 \text{ dB(A)}$ ja $L_{DEN} \approx L_{Aeq,päivä} + 2 \text{ dB(A)}$, kun on yöaikaista liikennettä.

Lentomelun kiusallisuusvasteen herkistymisen syistä löytyy lisätietoa ja arvioita Finavian julkaisusta "Lentomelun vaikutuksista ja niihin liittyvistä tekijöistä".³²² Brooker on esittänyt epäilyjä siitä, onko herkistyminen todellista, vai olisiko syynä esimerkiksi se, että melunarviointimenetelmät (laskentamallit, mittausten menetelmät) ovat muuttuneet ja tarkentuneet, kuten myös kyselytutkimuksissa käytetyt menetelmät ja menettelyt.³²³ Janssen *et al.* päätyivät meta-analyysissään siihen, että herkistymistä on tapahtunut ja että 11-portainen kiusallisuusasteikko antaa herkempiä vasteita kuin viisiportainen kategoria-asteikko.³²⁴

4.1.3.4

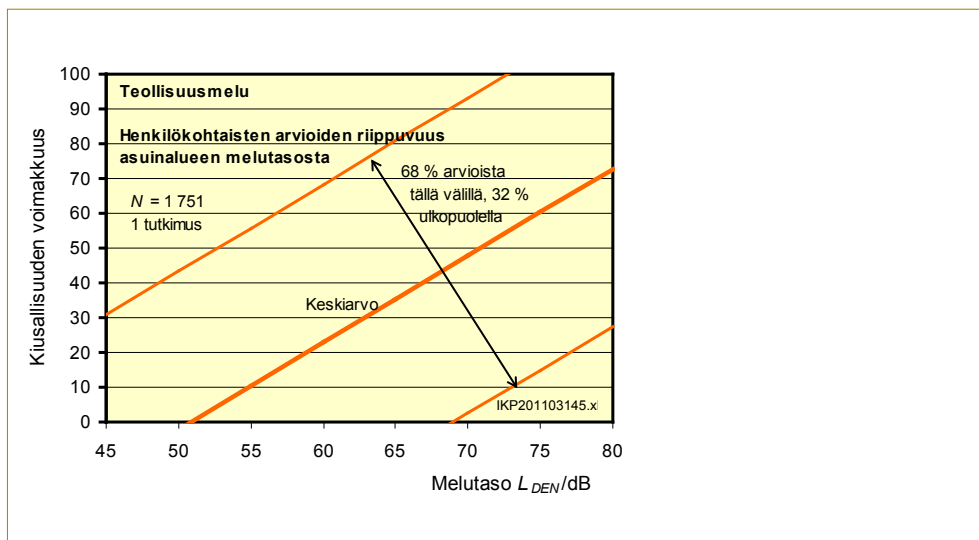
Teollisuusmelu

Työryhmä EU/WG2 ei esittänyt "yleistettyjä" teollisuus melun kiusallisuusvasteita.^{298,299} Perusteena nähtävästi oli, että ryhmän käytettävissä ei ollut riittävän laajaa eri tutkimuksista kerättyä tietokantaa. Kansainvälisessä kirjallisuudessa tunnetaan vain kahdeksan kyselytutkimusta, joissa on tutkittu teollisuusmelun vaikutuksia.^{289,325}

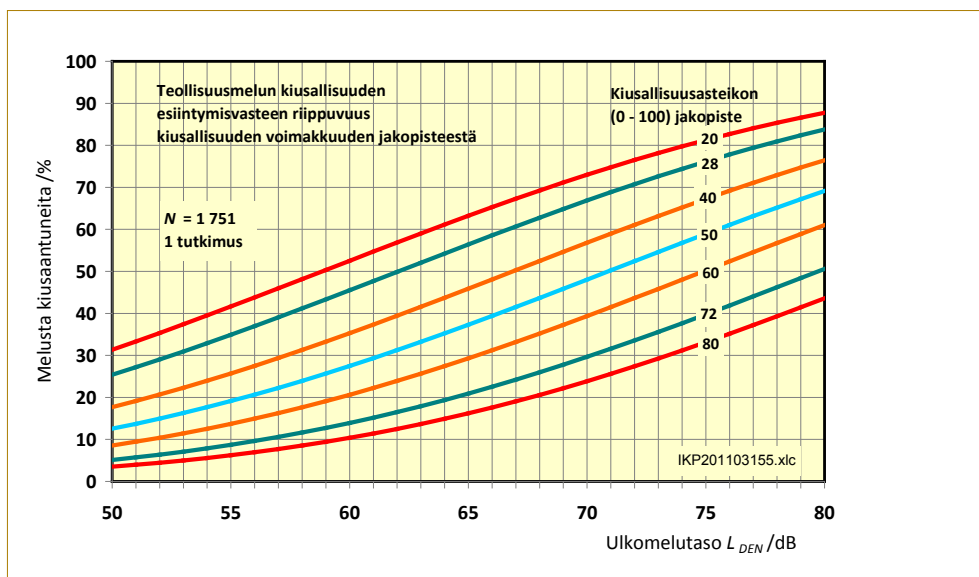
Miedema ja Vos julkaisivat 2004 Hollannissa teollisuusmeluista ja rautateiden rata-
pihameluista tehdyn kiusallisuustutkimuksen yhteenvedon.³²⁶ Tässä yhteenvedossa on vain yhden teollisuusmelua koskevan tutkimuksen tulokset. Kuvassa 33 on esitetty tähän materiaaliin perustuva henkilökohtaisten kiusallisuusarvojen voimakkuuden keskiarvon riippuvuus asuinalueen ulkomelun pitkän ajan L_{DEN} -tasosta ja osuus, jonka sisällä on 68 % vastaajien arvioista. Tutkimuksessa kiusallisuuden voimakkuutta mittaava asteikko on normalisoitu asteikoksi, jonka alapäässä kiusallisuuden voimakkuus on 0 ja yläpäässä 100.

Miedeman ja Vosin tutkimuksessa oli vain kaksi asuinalueita, joilla L_{DEN} -taso ylitti 60 dB(A). Tutkimuksessa kiusallisuuden vastekäyrä (%HA) ilmoitettiin vain 65 dB(A)-tasoon asti. Kuvan 33 vasteita laskettaessa on oletettu, että sama kiusallisuuden keskimääräisen voimakkuuden lineaarinen riippuvuus ja hajonta pätevät myös alueella 65 – 80 dB(A). Tämä oletus tehtiin, jotta teollisuusmelun vastekuvat olisivat yhdenmukaisia tie-, raide- ja lentoliikenteen vastekuvien kanssa.

Kuvan 33 keskiarvovasteeseen ja hajontaan perustuva kiusallisuuden esiintyvyyden riippuvuus jakopisteestä ja asuinalueen ulkomelun tasosta on esitetty kuvassa 34. Esiintymisvasteiden on oletettu noudattavan normaalijakautumaa. Tämän teollisuusmelututkimuksen sisäisen kiusallisuusarvioiden hajonta oli 45,3 yksikköä (asteikolla 0 – 100).



Kuva 33: Henkilökohtaisesti arvioidun teollisuusmelun kiusallisuuden voimakkuuden keskiarvon riippuvuus melutasosta ja tämän riippuvuuden hajontaan. Vaihteluväli 68 % vastaa väliä: keskiarvo \pm hajonta (σ).³²⁶



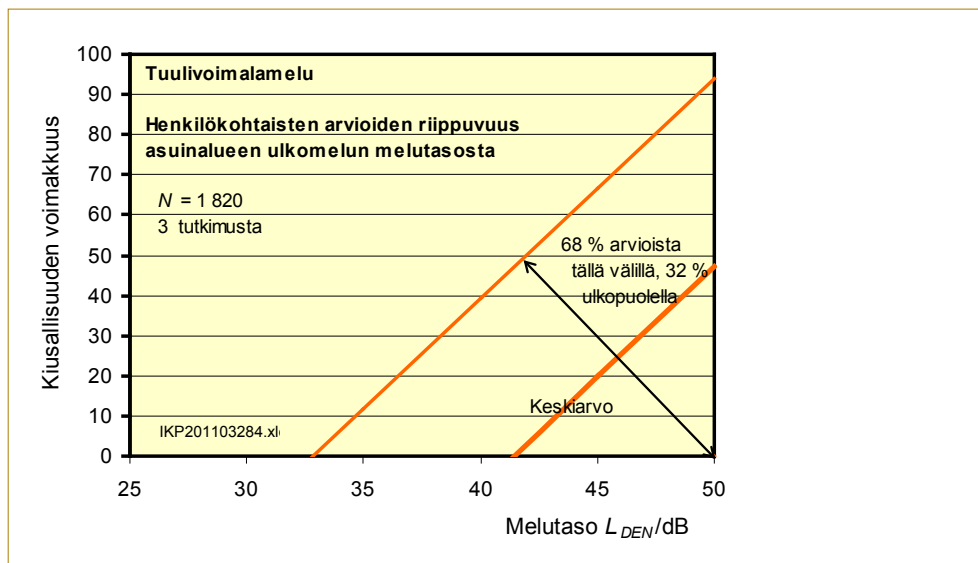
Kuva 34: Teollisuusmelun kiusallisuuden esiintymisvasteen riippuvuus ulkomelun voimakkuudesta. Kiusallisuusasteikon (0 – 100) jakopiste parametrina. Kuva perustuu Miedeman ja Vosin julkaisemiin tilastotietoihin.³²⁶ Tässä tutkimuksessa on vain 2 asuinalueita, joilla L_{DEN} -taso ylitti 60 dB(A). Vastekäyrät esitettiin 65 dB(A)-tasoon asti. Yllä olevassa kuvassa ulkomelutason alue on laajennettu 80 dB(A)-tasoon asti. Kuvan 34 lineaarisen keskiarvovasteen ja sen hajonnan oletetaan yltävän 65 dB suurempiin tasoihin.

4.1.3.5

Tuulivoimalamelu

Kuvassa 35 on esitetty kolmeen eri tutkimukseen^{327, 328} perustuva tuulivoimalamelun keskimääräisen kiusallisuuden riippuvuus melun voimakkuudesta. Tutkimus³²⁷ tehtiin Hollannin ympäristöasioista vastaavan ministeriön (VROM) toimeksiannosta tuulivoimalamelun ohjearvojen määrittämisen taustamateriaaliksi. Kiusallisuuden voimakkuus on esitetty L_{DEN} -tason funktiona. Hollannissa käytetään L_{DEN} -tasoa liikenteen ja teollisuuslaitosten melun voimakkuuden indikaattorina.¹³⁶ Hollannissa vuotuinen tuulen nopeuden vaihtelu ja alle 4 m/s tuulten osuus on – etenkin Atlantin rannikolla – paljon vähäisempää kuin esimerkiksi Suomessa.¹³⁷

Yksi edellä mainituista kyselytutkimuksesta on tehty Hollannissa³²⁸ ($N = 725$) ja kaksi Ruotsissa³²⁹ ($N = 351$ ja 754 , yhteensä analyysiin 1095). Hollantilaisessa kyselytutkimuksessa käytettiin samoja pääkysymyksiä (kategoria-asteikkoja) kuin ruotsalaisissa oli käytetty. Kaikissa tutkimuksissa melutasot oli arvioitu laskennallisesti. Ruotsissa laskenta perustui tuulen nopeuteen $v_{10m} = 8$ m/s (nopeus 10 m korkeudella, tuuli voimalasta vastaanottopisteeseen). Hollannissa tuulivoimaloiden L_{DEN} -tasoa ennustavan äänitehotason oletettiin olevan $4,7 \pm 1,5$ dB alhaisempi kuin tehotaso $v_{10m} = 8$ m/s tuullessa. Mitä enemmän vuoden aikana on alle 4...5 m/s tuulia, sitä alhaisempi on pitkän ajan L_{DEN} -taso verrattuna tasoon, joka saadaan $v_{10m} = 8$ m/s myötätuulioletuksella.

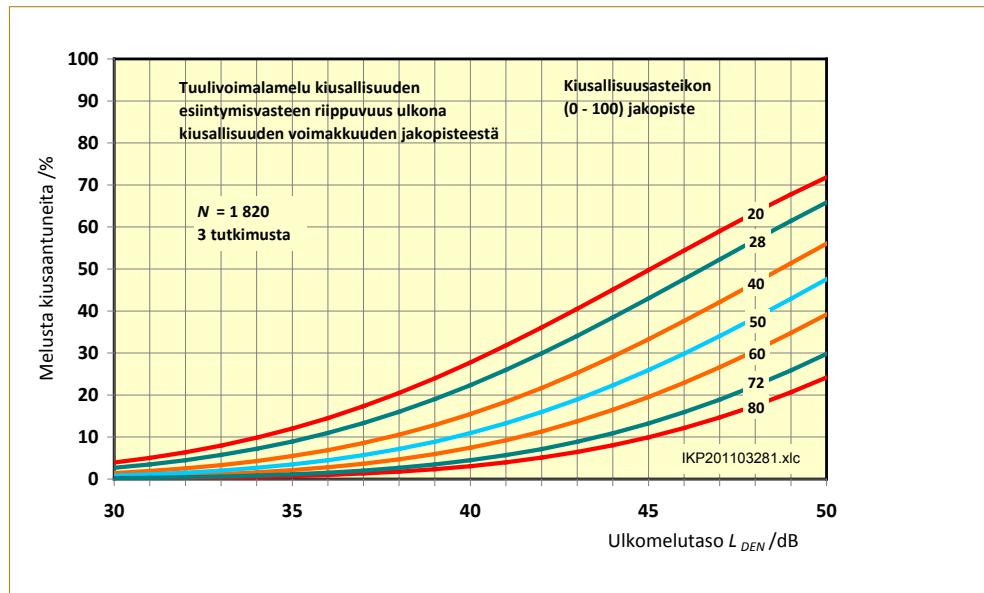


Kuva 35: Henkilökohtaisesti arvioidun tuulivoimalamelun kiusallisuuden voimakkuuden keskiarvon riippuvuus melutasosta ja tämän riippuvuuden hajontaan. Vaihteluväli 68 % vastaa väliä: keskiarvo \pm hajonta (σ). Kuva perustuu Jansenin esittämiin tilastotietoihin.³²⁷

Kuvan 35 keskiarvovasteeseen ja hajontaan perustuva kiusallisuuden esiintyvyyden riippuvuus asuinalueen ulkomelun tasosta ja jakopisteestä on esitetty kuvassa 36. Esiintymisvasteiden on oletettu noudattavan normaalijakautumaa. Kiusallisuusarvioiden hajonta on noin 47 yksikköä (asteikolla 0 – 100).

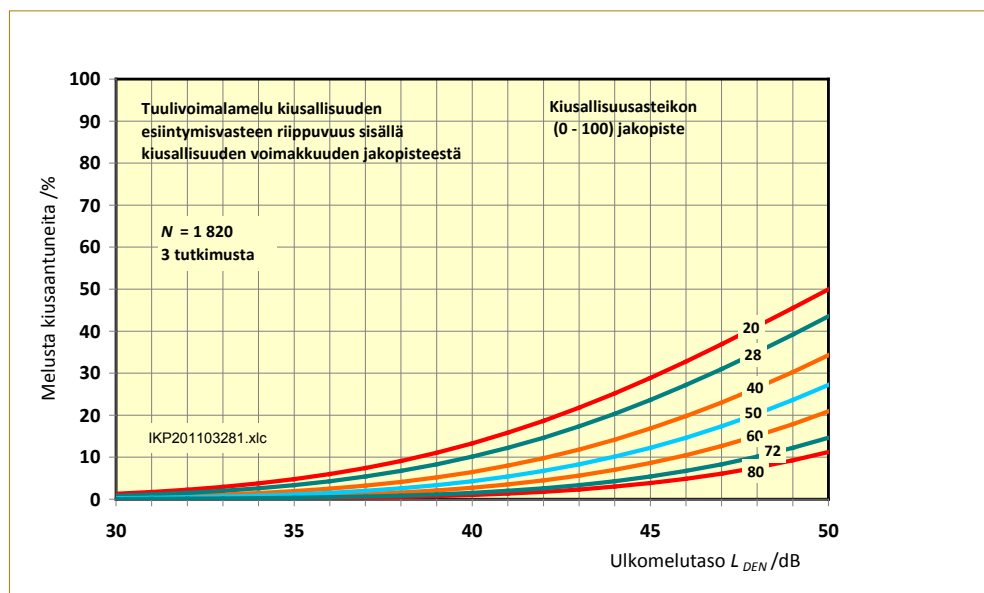
¹³⁶ Hollannin melupolitiikka perustuu $L_{DEN, vuosi}$ -tasoihin. Tämä voidaan tulkita siten, että politiikan perusteena on melun aiheuttamien kroonisten vaikutusten hallinta.

¹³⁷ Esimerkiksi Hollannissa yöaikoina tuulen nopeus on 80 % vuoden ajasta yli 4 m/s (Vestas V90 voimalan akselikorkeus, n. 100 m). Kun laskettu yöaikainen L_{Aeq} -taso on tuulen nopeudella 10 m/s 42 dB(A), on lasketun tason vaihtelu 80 % vuoden öistä 39 – 42 dB(A) välillä. Tiedot saatu VROMista. 3 – 4 m/s on nopeus, jonka alittuessa voimat seisovat eivätkä tuota melua.



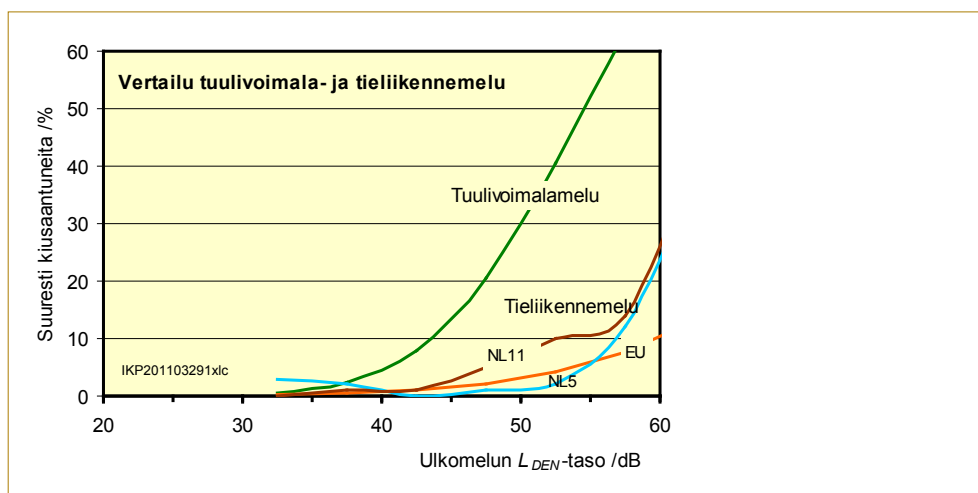
Kuva 36: Tuulivoimalamelun kiusallisuuden esiintymisvasteen riippuvuus ulkomelun tasosta. Kiusallisuusasteikon (0 – 100) jakopiste on parametrina. Vastaajia pyydettiin arvioimaan ulkona kuuluvan melun kiusallisuus. Kuva perustuu Jansenin esittämiin tilastotietoihin (keskimääräinen vaste ja %HA- ja %A-vaste).³²⁷

Kuvassa 37 on esitetty tuulivoimalamelun kiusallisuuden esiintyvyyden riippuvuus jakopisteestä ja asuinalueen melutasosta, kun kysyttiin arvioita kiusallisuudesta oltaessa asunnossa sisällä. Esimerkiksi ulkomelun L_{DEN} -tason ollessa 40 dB noin 4,5 % asukkaista kokee ulkomelun ja noin 1,5 % sisämelun suuresti kiusalliseksi.



Kuva 37: Tuulivoimalamelun kiusallisuuden esiintymisvasteen riippuvuus ulkomelutasosta. Kiusallisuusasteikon (0 – 100) jakopiste on parametrina. Vastaajia pyydettiin arvioimaan melun kiusallisuus oltaessa sisällä. Kuva perustuu Jansenin esittämiin tilastotietoihin (keskimääräinen vaste sekä %HA- ja %A-vaste).³²⁷

Kuvassa 38 on verrattu tuulivoimalamelun ja tieliikennemelun kiusallisuusvasteita. Tieliikennemelun kiusallisuutta kysyttiin samoilta henkilöiltä kuin tuulivoimalamelunkin. NL11-käyrän esiintyvyyttä on mitattu 11-portaiseen lämpömittariasteikolla, NL5 viisiportaisella kategoriasteikolla.³²⁷ EU-käyrä vastaa EU/WG2-vastetta. Kaikissa vasteissa on käytetty 0 – 100 asteikon jakopisteenä arvoa 72.



Kuva 38: Tuulivoimalamelusta suuresti kiusaantuneiden (%HA, jakopiste 72) esiintyvyyttä verrattuna tieliikennemelun (oranssi EU-käyrä) vastaavaan kiusallisuuden esiintyvyyteen. Esiintyvyyssasteikon (y-akseli) pituus on vain 0 – 60, jotta vastekäyrien erot näkyivät selvemmin.

Mitä suurikokoisempi tuulivoimala on, sitä enemmän se tuottaa pieni- eli matalataajuista ääntä suhteessa A-äänitason voimakkuuteen. Matalien (alle 150...200 Hz) äänien kiusallisuuden arviointia vaikeuttaa muun muassa se, että henkilöiden kuulokynnykset eroavat suuresti. Matalien äänien äänekkyys kasvaa lähellä kuulokynnystä paljon jyrkemmin äänitason kasvun funktiona kuin keskikorkeilla ja korkeilla äänillä.^{474, 330, 331, 332, 333, 334} On myös esitetty, että tuulivoimalan infraäänit, joita ei kuulla, voisivat aiheuttaa oireita.³³⁵ On perusteltua seurata, miten tuulivoimaloiden matalien äänien voimakkuus ja vaikutukset ”kehittyvät” voimaloiden koon kasvaessa.

Tuulivoimalamelun kiusallisuuden ja häiritsevyyden väestövasteet sisältävät mahdollisen kapeakaistaisuuden ja impulssimaisuuden vastetta herkistävän vaikutuksen.¹³⁸ Jos esimerkiksi hyväksytään, että kuvan 38 vaste pitää paikkansa ja sallitaan, että melusta suuresti kiusaantuneita on enintään 10 %, niin mitattuun tai arvioituu L_{DEN}-tasoon ei tarvita kapeakaistaisuuden tai impulssimaisuuden vuoksi korjausta, mikäli tutkittavan kohteen voimaloiden melun kapeakaistaisuus tai impulssimaisuus eivät poikkea merkittävästi siitä, mitä väestövasteen mittauksessa mukana olevilla voimaloilla oli. On syytä myös huomata, että sekä kapeakaistaisuus että impulssimaisuus alenevat etäisyyden melulähteeseen kasvaessa.^{139,140}

¹³⁸ Edellyttäen, että tutkimuksessa on mukana tällaisia ääniä tuottavia tuulivoimaloita ja, että mukana olevat edustavat validisti voimalakirjon ominaisuuksia.

¹³⁹ riittävän etäällä ääni ei erotu kuulohavainnoin taustamelusta lainkaan, jolloin ääni ei voi olla kapeakaistaista eikä impulssimaisista. Heikosti taustamelusta erottuvan äänen subjektiivisesti arvioitu kapeakaistaisuus ja impulssimaisuus ovat heikompia kuin selvästi erottuvan. Koska taustamelun voimakkuus (peitto-ominaisuus) vaihtelee eri aikoina, niin myös tuulivoimalamelun mahdollinen kapeakaistaisuus ja impulssimaisuuskin voi vaihdella. Yleinen käsitys on, että nykyaikaisten tuulivoimaloiden melun impulssimaisuus on mitätöntä ja kapeakaistaisuuskin on monissa tapauksissa hyvin vähäinen.

¹⁴⁰ On mahdollista, että sisätiloissa mitatussa tuulivoimaloiden melussa on huonetilan tai rakennusosien ominaisvärähtelymuotojen tuottamaa tai vahvistamaa kapeakaistaisuutta, jonka voimakkuus ei riipu yksikäsitteisesti etäisyydestä äänilähteeseen.

Tuulivoimaloiden melun voimakkuus ja melun osuus kiusallisuudesta selittävät vain pienen osan niistä syistä ja tekijöistä, joiden perusteella tuulivoimaloita ja tuulivoimalahankkeita vastustetaan.³³⁶

4.1.3.6

Ampumaratamelun kiusallisuusvasteista ja -vasteita

Ampumamelun, erityisesti suurikaliiperisten aseiden (tykkien), kiusallisuutta on selvitetty useissa tutkimuksissa.^{337, 338, 339, 340, 341, 342, 356, 358, 343, 344, 345, 346} Osa tutkimuksista on kuuntelutestejä.^{347, 348, 349, 350} Kiusallisuutta ja häiritsevyyksiä (vain ampumamelun uni-häiriöistä löytyy tutkimuksia¹⁴¹) mittaavien kuuntelutestien tulokset eroavat yleensä merkittävästi kenttätutkimusten tuloksista. Kuuntelutesteissä vastaajien arviot saattavat perustua laukausäänien äänekkyyteen ja äänekkyyseroihin, vaikka pyydetään arvioimaan kiusallisuutta tai häiritsevyyttä.³⁵¹ Pienikaliiperisten aseiden ampumamelun kiusallisuudesta on julkaistu vain muutama kenttätutkimus. Jäljempänä referoidaan kahta tutkimusta, joissa melutason indikaattorina on pitkän ajan keskiäänitaso tai sitä vastaava suure. Pitkän ajan keskiäänitason tarkoitus on indikoida kroonisia vaikutuksia.

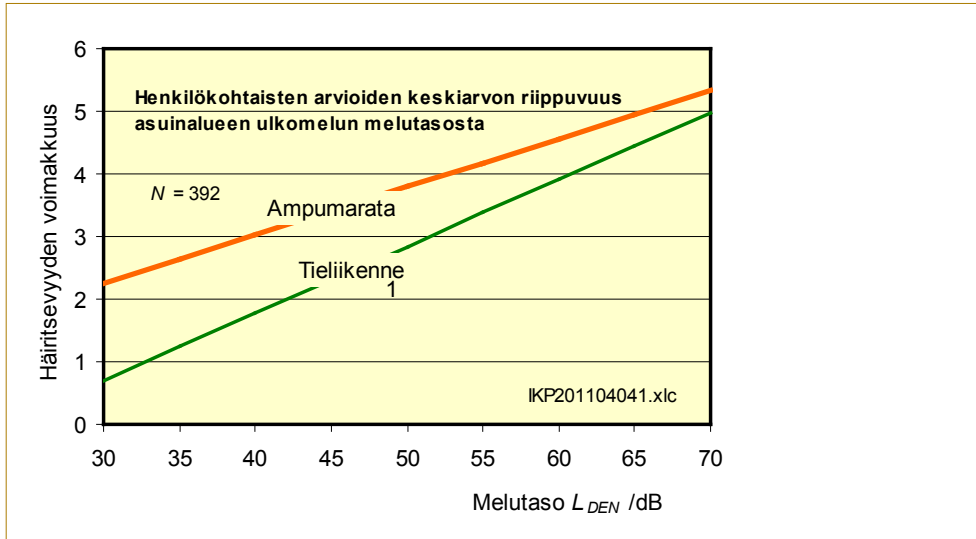
1970-luvulla Norjan, Ruotsin ja Tanskan yhteistyönä tekemä pienikaliiperisten ampumaratojen meluvaikutustutkimuksessa ($N = 1\,963$) melutaso laskettiin $L_{A_{Imax}}$ -tasoina.^{352, 353} Kyseessä oli niin sanotun ampumaratamelun pohjoismaisen laskentamallin³⁵⁴ edeltäjä, jonka tarkkuudesta ei ole tietoa. Tämä tutkimus päättyi siihen, että olisi $L_{A_{Imax}}$ -tason kynnsarvo, 65 – 70 dB, jonka alittuessa kiusallisuuden esiintyvyys on pieni ja alkaisi kasvaa jyrkästi sen ylittyessä. Jäljempänä referoidut kaksi tutkimusta eivät tue tällaisen kynnsarvon olemassaoloa. Pohjoismaisen mallin epätarkkuus on pitkällä äänen etenemismatkoilla +5...–20 dB-luokkaa, mikä tarkoittaa, että odotettavissa oleva mitattu melutaso voi olla 5 dB laskettua suurempi tai jopa 20 dB pienempi.³⁵⁵

Kuvassa 39 on esitetty saksalaisen kyselytutkimuksen^{356, 357} tuloksena esitetty ampumarata- ja tieliikennemelun keskimääräisen häiritsevyyden riippuvuus L_{DEN} -tasosta. Tutkimuskohteena ($N = 392$) oli viisi ampumarataa, joilla ammuttiin pienikaliiperisilla aseilla. Kaksi radoista oli sotilasratoja, kolme siviiliratoja. Tässä tutkimuksessa kysyttiin häiritsevyyden (saks. Störung) voimakkuutta kuusiportaisella kategoria-asteikolla. Vastaajilta kysyttiin myös tieliikennemelun häiritsevyyden voimakkuutta. Julkaisussa ampumaratamelun ja tieliikennemelun häiritsevyyden voimakkuus on esitetty asteikolla, jonka nollakohta on keskellä asteikkoa (+2...–3). Kuvassa 39 asteikko on käännetty ja arvoihin on lisätty 3, jotta häiritsevyyden keskiarvovaste kasvaisi positiivisella lukualueella melutason kasvaessa. Alkuperäisessä julkaisussa ampuma- ja tieliikenteen melun voimakkuutena oli $L_{A_{eq, 06-22h}}$ -taso. Tämä oli arvioitu laskemalla vuoden keskiarvopäivän $L_{A_{eq, 06-22h}}$ -taso laukausten äänialistustason (L_{AE}) ja vuotuisten laukausmäärien perusteella.

Kuvaa 39 työstettäessä oletettiin, että L_{DEN} -taso on 2 dB $L_{A_{eq, 06-22h}}$ -tasoa suurempi. Kuvan päätarkoitus on esittää, miten näiden viiden ampumaradan ympäristön asukkaiden arviot ampuma- ja tieliikenteen melun häiritsevyyden voimakkuudesta eroavat toisistaan. *Eroa voidaan nimittää impulssikorjaukseksi.* Korjaus on noin 12 dB häiritsevyyden ollessa voimakkuudeltaan 3. $L_{DEN} = 40$ dB ampumaratamelun häiritsevyyys vastaa tällöin noin $L_{DEN} = 52$ dB tieliikennemelun häiritsevyyttä.

Kuvan vasteita ei pidä verratta tässä selvityksessä muissa kuvissa esitettyihin vasteisiin, koska tiedossa ei ole, millaista asteikkoskoorausta on käytetty vastesuuria laskettaessa.³⁵⁷ Edellä mainittu impulssikorjaus olisi toinen, jos kriteerinä käytetään eriaistaisen häiritsevyyden, esimerkiksi %HD (Highly Disturbed), esiintyvyyttä.

¹⁴¹ Suomessa siviiliampumaradoilla ei ammuta öisin ja puolustusvoimillakin on hyvin vähän yöaikaista ammuntaa pienikaliiperisilla aseilla. Tästä syystä tässä selvityksessä ei tarkastella ampumamelun unihäiriövasteita eikä -riskejä.



Kuva 39: Ampumaratamelun (pienikaliiperiset aseet) keskimääräisen häiritsevyyden voimakkuuden lineaarinen riippuvuus ulkomelun L_{DEN} -tasosta. Kuvassa on vertailuarvona samojen henkilöiden keskiarvovaste asuinalueidensa tieliikennemelulle esitettyä samaa häiritsevyyden mittausasteikkoa käyttäen kuin ampumamelun häiritsevyys.

Toisena esimerkkinä on sveitsiläinen sotilasampumaratojen melun kiusallisuuden kyselytutkimus.^{358, 359} Radoilla (7 rata-alueetta) ammuttiin sekä pieni- että suurikaliperisillä aseilla. Kyselytutkimukseen saatiin 1002 henkilön vastaukset. Eri aseiden laukausäänten L_{AE} -, L_{CE} - ja L_{Amax} -tasot laskettiin WL04-melumallilla ottaen huomioon koko vuoden sääolojen jakautuma.¹⁴² Kullekin vastaanottopisteelle laskettiin kolmen vuoden aikana vuosittain ammuttujen laukausten äänialtistustasojen summa

$$L_{AE,\Sigma} = 10 \lg \left(\sum 10^{L_{AE,i}/10} \right) \quad (16)$$

jossa $L_{AE,i}$ on tietyn asetyypin äänialtistustaso (vuosiarvo, so. säävaihtelujen vaikutus äänen etenemisvaimentumisen vaihtelu huomioon ottaen).³⁶⁰ $L_{CE,\Sigma}$ -taso laskettiin vastaavalla tavalla.

$L_{AE,\Sigma}$ -tasosta voidaan laskea radan tyypillisen toimintapäivän L_{Aeq} -taso. Jos radalla ammutaan N_p päivänä vuodessa ja kunakin päivänä N_t tuntia, on tällaisen keskimääräisen päivän L_{Aeq} -taso (oletetaan, että päivittäinen eri aseiden käytön jakautuma ei vaihtelee suuresti)

$$L_{Aeq,Nt} = L_{AE,\Sigma} - 10 \lg(N_p N_t \cdot 3600). \quad (17)$$

Viimeisen termin sulkulause kertoo vuotuisen ammunta-ajan sekunteina. Esimerkiksi, jos ammuttapäiviä on 100 vuodessa ja rata on auki 11 tuntia (klo 9 – 20h) kunakin päivänä, on

$$L_{Aeq,11h} = L_{AE,\Sigma} - 10 \lg(100 \cdot 11 \cdot 3600) = L_{AE,\Sigma} - 66 \text{ dB}. \quad (18)$$

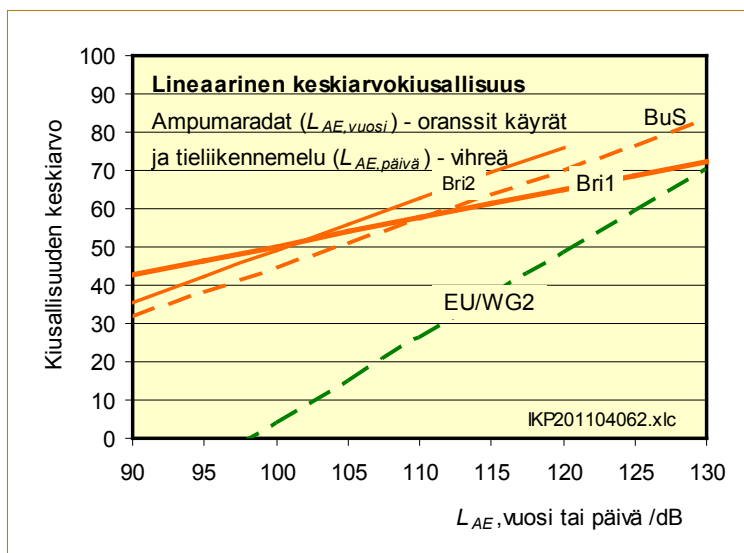
Vastaava $L_{Aeq,07-22h}$ -taso on 1,4 dB alhaisempi. L_{DEN} -taso on tässä esimerkissä lähes sama kuin $L_{Aeq,07-22h}$ -taso, jos klo 19 – 20 h välillä laukausmäärä ei ylitä 10...20 % koko päivän laukauksista.

¹⁴² Rakennukseen kohdistuva melutaso sen julkisivun puolella, jolla taso suurin. Sääolojen jakautuma (etenemisvaimentuminen eri sääoloissa) otettiin huomioon laskemalla laukausäänten $L_{AE,i}$ -tasot 13 – 16 eri säätyypissä.

Kuvassa 40 on vertailtu tämän sveitsiläisen tutkimuksen³⁵⁹ (Bri1 ja Bri2) ja aikaisemmin mainitun saksalaisen tutkimuksen³⁵⁶ (BuS) lineaarisia keskiarvovasteita keskenään ja EU/WG2-tieliikennemelun vasteen perusteella laskettuun vasteeseen. Bri2 vaste perustuu samaan dataan kuin Bri2, mutta kahden voimakkaimman meluluokan arvot on jätetty huomioon ottamatta. BuS-vaste on haettu kokeilemalla, mikä olisi se vuotuinen toiminta-aika, joka käyttäen saksalainen $L_{Aeq,16h}$ -tasoon perustuva häiritsevyyssvaste vastaisi Bri1- ja Bri2-vasteita. Muunnos koko vuoden kumulatiiviseksi L_{AE} -tasoksi perustuu kaavaan

$$L_{AE,\Sigma} = L_{Aeq,16h} + 10 \lg(N_p N_t \cdot 3600) \text{ dB} \quad (19)$$

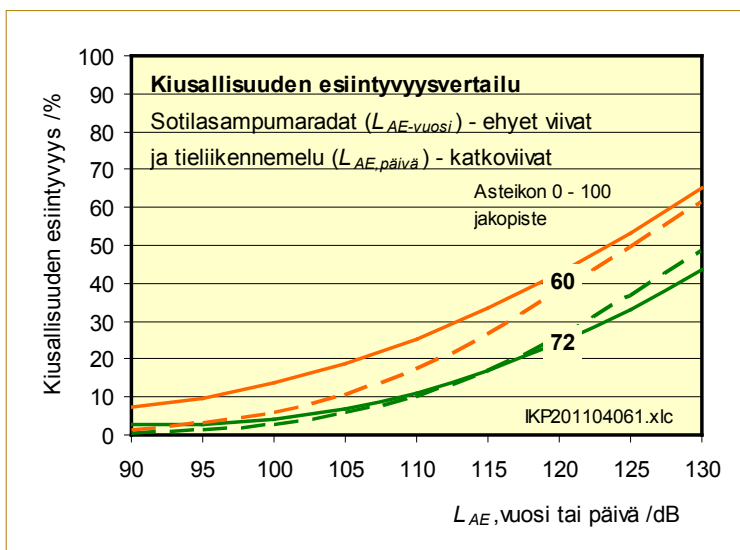
Kuvan 40 käyrä perustuu arvoihin $N_p = 100$ [pv/v] ja $N_t = 8$ [h/pv] eli 800 tunnin vuotuisen meluntuottoaikaan. Tieliikennemelun vastekäyrä perustuu muunnokseen $L_{AE,päivä} \approx L_{DEN} + 10 \lg(24 \cdot 3600) \approx L_{DEN} + 50$ dB. Voidaan kysyä: perustuiko saksalaisten ampumaratojen ympäristön asukkaiden muistinvarainen arvio melun kiusallisuudesta (kysyttiin tosin häiritsevyyttä) laukausten kaavan (19) mukaiseen äänialtistustasojen summaan¹⁴³ ja ammunta-aikaan, joka on noin 800 tuntia vuodessa? Jos vastaus on myönteinen, niin on syytä kysyä: voidaanko tämä yleistää muille radoille ja muiden maiden radoille?



Kuva 40: Ampumaratojen melun kesimääräisen lineaarisen kiusallisuuden riippuvuus koko vuoden kumulatiivisesta L_{AE} -tasosta verrattuna tieliikennemelun vastaavaan vasteeseen, mutta yhden keskimääräisen vuoden päivän aikana kertyvään. Bri1 ja Bri2 perustuvat sveitsiläiseen sotaväen ampumaratamelun vaikutusten tutkimukseen, BuS saksalaisen siviiliratojen. EU/WG2 on tieliikennemelun kiusallisuusvaste, jossa L_{DEN} -taso on kuvattu $L_{AE,päivä}$ -asteikolle.

¹⁴³ tai oikeammin: joihinkin melusta ja sen ominaisuuksista/esiintymisestä muistista palautettuihin mielikuviin, joiden voimakkuus on verrannollinen tähän summaan ja, joka summa kertyy noin 800 tunnin aikana ammuttuja laukauksia vastaavaksi.

Kuvassa 41 on esitetty sveitsiläisen sotaväen ampumaratatutkimuksen kiusallisuuden 100-portaisen kiusallisuusasteikon jakopisteisiin 60 ja 72 (%HA) perustuvat esiintymisvasteet verrattuna vastaaviin EU/WG2-tiemeluvasteisiin. Tieliikennemelun L_{DEN} -perusteiset vasteet on muutettu $L_{AE,päivä}$ -perusteisiksi, käyttäen yhtäläisyyttä: $L_{AE,päivä} \approx L_{DEN} + 10 \lg(24 \cdot 3600) \approx L_{DEN} + 50$ dB. Huomataan, että etenkin %HA-vasteet vastaavat hämmästyttävän hyvin toisiaan. Syytä hyvään vastaavuuteen ei pystytä arvioimaan pelkkien käyrien perusteella.



Kuva 41: Sveitsiläisen ampumaratamelun kiusallisuustutkimuksen kiusallisuuden esiintyvyysvasteet verrattuna tieliikennemelun vasteisiin. Molemmissa tapauksissa koko vuoden L_{AE} -taso. Verrattu kahta eri kiusallisuusasteikon jakopisteeseen (60 ja 72) perustuvaa vastetta.

Ampumaratojen kiusallisuuden ja häiritsevyyden väestövasteet sisältävät impulssimaisuuden vastetta hermistävää vaikutusta. Jos esimerkiksi hyväksytään, että kuvan 41 vaste pitää paikkansa ja sallitaan, että melusta suuresti kiusaantuneita (jakopiste 72) on enintään 20 %, niin mitattuun tai arvioituun L_{AE} -tasoon (ylittääkö vai alittaako tulos 117 dB) ei tarvita impulssimaisuuden vuoksi korjausta. On syytä kuitenkin huomata, että eri aseiden äänien impulssimaisuus voi olla erilainen ja, että impulssimaisuuden aste/voimakkuus alenee etäisyyden aseeseen tai luodin/ammuksen lentorataan kasvaessa.^{144, 474}

4.1.3.7

Moottoriratamelun kiusallisuusvasteista ja -vasteita

Moottoriratamelun kiusallisuudesta ei löydy sellaisia tutkimustuloksia, joiden perusteella voitaisiin arvioida melun kiusallisuuden esiintyvyys melun voimakkuuden tai radan muun toimintaparametrin perusteella.¹⁴⁵

¹⁴⁴ riittävän etäällä ääni ei erotu kuulohavainnoin taustamelusta lainkaan, jolloin ääni ei voi olla impulssimaista. Heikosti taustamelusta erottuvan äänen subjektiivisesti arvioitu impulssimaisuus on heikompi kuin selvästi erottuvan. Koska taustamelun voimakkuus (peitto-ominaisuus) vaihtelee eri aikoina, niin ampumaratamelun impulssimaisuuskin voi vaihdella (etäällä radasta).

¹⁴⁵ Tämän työn yhteydessä tehtiin kirjallisuushaku PubMedistä, Medlinestä, Googlella ja Google Scholarilla Internetistä, läpikäytiin Inter-Noise, Noise-Con, Forum Acusticum, Euro-Noise ja IC BEN kongressien julkaisut sekä alan ammattilehtiä kuten Noise Control Engineering Journal, Acta-Acustica ja Journal of American Society of Acoustics.

Meluherkkyys ja sen vaikutus ympäristömelun vaikutusvasteisiin

Ihmisten meluherkkyys vaihtelee, mistä syystä sama melu aiheuttaa voimakkuudeltaan ja pysyvyydeltään erilaisia vasteita eri henkilöille. Tavallista suuremman meluherkkyuden vaikutus näkyy vastetta herkistään muun muassa kiusallisuus-, unihäiriö- ja melustressivasteissa.^{361, 362, 363, 364, 365, 366, 367, 30} On kuitenkin tutkimuksia, esimerkiksi monet Itävallassa tehdyt, jossa meluherkkyydellä ei ole todettu olevan tilastollisesti merkittävää vaikutusta esimerkiksi ympäristömelun syyksi luettavaan verenpainetaudin tai sydäninfarktien riskiin.¹⁵⁴ Meluherkkyys vaikuttaa selvästi myös itse arvioituun terveyden tilaan. Kyselytutkimuksien mukaan meluherkät henkilöt arvioivat fyysisen ja henkisen terveydentilansa huonommaksi kuin ei-meluherkät henkilöt.^{8, 313, 368, 369} Kyselytutkimuksissa on yleisesti päädytty siihen, että meluherkkyys ei riipu henkilön asuinympäristön melun voimakkuudesta.

Meluherkillä henkilöillä tarkoitetaan asiayhteydestä riippuen joko niitä, jotka reagoivat herkästi – monien mielestä joskus jopa lähes sairaalloisen herkästi – meluun tai niitä, joita normaalia alhaisemman ”vastustuskyvyn” vuoksi olisi suojeltava melulta. Meluherkkyydelle ei kuitenkaan ole yleistä, kansainvälisesti hyväksyttyä määritelmää, eikä menetelmää sen toteamiseksi.¹⁴⁶

Kyselytutkimuksissa meluherkkyys mitataan pyytämällä vastaajaa arvioimaan se itse esimerkiksi viisiportaisella asteikolla. Meluherkkyyttä ja sen riippuvuutta erilaisista meluista voidaan mitata myös kysymyssarjojen avulla.^{370, 371, 372, 373, 374, 381, 375} Validoitujen kysymyssarjojen avulla mitattua tulosta pidetään luotettavampana kuin yhdellä kysymyksellä mitattua.^{376, 377, 378, 379} Tyypillisesti 20 – 40 % melua koskevien kyselytutkimusten vastaajista ilmoittaa olevansa suuresti meluherkkiä.^{380, 379, 366, 30} Meluherkkien ihmisten osuus riippuu siitä, kuinka herkkää mittaria käytetään herkkyuden kriteerinä.

Ihmisten meluherkkyys merkityksissä ”melunsietokyky” ja ”tietyn meluallistuksen aiheuttama melureaktion voimakkuus”, vaihtelee.^{381, 382, 383, 384, 385} Osan ihmisistä tiedetään olevan normaalia herkempiä kokemaan erilaisia meluhaittoja. He arvioivat/kokevat systemaattisesti melut äänekkäämmäksi ja epämiellyttävämmäksi kuin ei-meluherkät ihmiset.³⁷⁷ Meluherkkyys saattaa olla jossain määrin perinnöllistä.³⁸⁶ Ikääntyminen ja monet psyykkiset sairaudet, kuten depressio ja neuroottisuus, näyttävät lisäävän meluherkkyyttä tai meluherkät saavat psyykkisiä sairauksia herkemmin kuin ei-meluherkät.^{381, 387, 388, 389, 371, 390, 391, 392} Myös joihinkin elimellisiin sairauksiin liittyy herkistyminen melulle. Esimerkiksi (melun aiheuttama) pysyvä kuulon aleneminen ja tinnitus¹⁴⁷ näyttäisivät olevan sairauksia, jotka herkistävät melulle.³⁹³ On myös viitteitä siitä, että meluherkkyys lisää psyykkisten sairauksien riskiä.^{392, 8}

Meluherkkyys on mediaattori eli sisäinen ”suodatin”, joka muuntaa henkilön melureaktioita verrattuna ei-meluherkän henkilön reaktioihin. Meluherkkyuden on mm. todettu vahvistavan henkilön kielteistä asennoitumista meluun. Sen katsotaan myös indikoivan altistetun yleistä asennoitumista meluun ja yleensä kielteistä asennoitumista ympäristöön ja itseensä.^{394, 372, 395, 396} Meluherkkyys voi olla myös lähdekohtaista.³⁹³ Henkilö voi olla esimerkiksi herkempi lentomelulle kuin tieliikennemelulle.³⁷⁰

¹⁴⁶ Meluherkkyyttä mittaavia kysymyksiä ja kysymyssarjoja on validoitu, mutta meluherkkyydelle ei ole olemassa objektiivista referenssiä. Esimerkiksi ei ole esitetty yleisesti hyväksyttyä menetelmää, jolla voitaisiin arvioida miten eriasteinen meluherkkyys huonontaa erilaisissa meluoloissa asuvien elämän laatua tai vähentää hyvien elinvuosien määrää.

¹⁴⁷ Tinnitus on tauti, joka ilmenee toisen tai molempien korvien (kuulon) soimisena tai suhiseemisena ilman vastaavaa ääniärsykettä. Tinnituksen on todettu esimerkiksi vaikeuttavan nukahtamista ja uudelleen nukahtamista hiljaisissa oloissa.

Meluherkkyys herkistää meluvasteita. Esimerkiksi, kun meluherkkyiden todettiin selittävän noin 10 – 26 % kiusallisuuden yksilöllisestä vaihtelusta, niin melun voimakkuus selitti suoraan vain noin 10 – 12 %.^{397,398,385,379} Meluherkät ihmiset ilmoittavat kyselytutkimuksissa kokevansa tietyn melun suuresti kiusallisena alhaisemmissa äänitasoissa (noin 10 – 20 dB(A) alhaisemmissa^{399,400}) kuin meluherkkydeltään normaaleiksi luokitellut henkilöt.

Kun meluvaikutustutkimus perustuu riittävään suureen otantaan ja osallistajat ovat hyvin satunnaistettuja, mukaan tulee meluherkkydeltään erilaisia ihmisiä samassa suhteessa kuin heitä on kohdealueen väestössä. Poikkeuksena voi olla se, että otantaan ei sisälly tiettyjä väestöryhmiä, kuten lapsia ja hoitolaitoksissa olevia. Esimerkiksi, kun kiusallisuutta tai tiettyä häiritsevyysovastetta mitataan kyselytutkimuksin ja vaste esitetään asteikolla 0 – 100 (0 = ei lainkaan, 100 = äärimmäisen), niin on odotettavissa, että mitä meluherkempi henkilö on, sitä voimakkaampaa vaikutusta kuvaavan vaihtoehdon hän valitsee arviokseen. *Oikein mitattuja meluvaikutusten väestövasteita ei tarvitse erikseen korjata jälkikäteen siksi, että niistä puuttuisi meluherkkien henkilöiden osuus.*¹⁴⁸ Eri asia on, jos esimerkiksi meluvalituksia käsiteltäessä halutaan arvioida, missä määrin poikkeava meluherkkyys selittää henkilön kokeman vaikutuksen voimakkuuden tai asteen. Tilastolliset väestövasteet eivät anna vastausta sille, miten tietty yksilö melun kokee. Vasteet eivät myöskään kerro, miten tietyn henkilön kokeman vaikutuksen voimakkuus vaihtelee eri aikoina ja eri oloissa/ympäristöissä.

4.3

Vaikutustutkimusten lähtöarvojen oikeellisuus altistavan melutason kuvaajana

Meluvaikutusten arvioinnissa käytettävän melun voimakkuutta (ja muita ominaisuuksia) kuvaavan indikaattorin tulisi olla

- riittävän herkkä melun fysikaalisten ominaisuuksien muutoksille,
- sellainen, että se saa ympäristöstä ja altistustilanteesta riippumatta yhtäläisiä numeroarvoja tarkasteltavan vaikutuksen, esimerkiksi kiusallisuuden tai unhäiriöiden, esiintyvyyden ollessa tietyn suuruinen.

Edelliset vaatimukset tarkoittavat sitä, että indikaattorin tulisi sisältää ominaisuuksia, jotka vähentävät vaikutussuureen hajontaa, ilman että mittausvalideetti ja reliabiliteetti huonontuvat.¹⁴⁹

Ensimmäiseksi on syytä huomata, että lähes pääsääntöisesti meluvaikutustutkimuksissa altistavana ulkomelun tasona¹⁵⁰ on käytetty melulle altistuvan henkilön asuin-

¹⁴⁸ Melupolitiikan kannalta kyse on siitä, mitä vaikutuksen vakavuutta (arvo asteikolla 0 – 100) ja tietyn vakavuusasteen esiintyvyyden arvoa käytetään kriteerinä oloja arvioitaessa ja tavoitteita asetettaessa.

¹⁴⁹ EU:n ympäristömeludirektiiviä valmistellut asiantuntijaryhmä WG1/Indikaattorit, määritteli indikaattorille asetettavat vaatimukset: "...each "soundscape" can be recorded in full, but this would produce a huge amount of detail which would not be suitable to base decisions on. The purpose of an indicator is to reduce this large volume of information which is still meaningful but easier to handle. It is inevitable that information about individual contributions will be lost, but this has to be accepted. This can be done in much the same way that indicators are made for stock markets and the state of the global climate (based on average annual temperature)..." <http://ec.europa.eu/environment/noise/pdf/noiseindicators.pdf> tarkistettu 20.3.2013

¹⁵⁰ Laskettu tai mitattu ulkomelutaso ei välttämättä kuvaa hyvin sitä melutasoa, josta henkilökohtaiset vaikutukset riippuvat. Osa vastaajista on päivisin töissä, osa kotona. Ulkona oleskelun määrä vaihtelee. Ulkoa sisään kuuluvan melun voimakkuus riippuu rakennuksen ulkokuoren vaimennuksesta, mitä ei yleensä tunneta kovinkaan tarkasti. Myös erot ikkunoiden aukkipitotavoissa aiheuttaa eroja siihen, miten sisällä olijat kokevat ulkoa sisään kuuluvan melun. Osa vastaajista asuu ja/tai nukkuu melulähteen puolella, osa rakennuksen pihan puolella eli hiljaisella puolella.

alueen melutasoa tai siitä melutasoa, joka kohdistuu rakennukseen, jossa altistettu asuu. Vain objektiivisissa unihäiriötutkimuksissa on pääsääntönä ollut mitata nukkuvaan altistavaa todellista melutasoa. Unihäiriöiden kyselytutkimuksissa (itse arvioitu unenhäirinnän aste) ärsykkeen voimakkuus on yleensä ulkomelun voimakkuus, josta vähennetään oletettu rakennuksen ulkokuoren tuottama melutason alentuma.

Käytettäessä meluvaikutusten arviointiin jollakin laskentamallilla laskettuja lukuarvoja, joudumme kysymään: kuinka hyvin ne vastaavat todellisia, mitattuja arvoja ja kuinka hyvin sitä arvoa, joka parhaiten indikoisi meluvaikutuksia?

Eri maiden laskentamallien erot voivat olla suuria. Raportoidaan jopa 15 dB(A) suuruusluokkaa olevista eroista.^{401, 402, 403, 404, 405} Onneksi lähellä liikenneväyliä (so. suurten melutasojen alueella) eri melumallien laskenta-algoritmien eroista johtuvat immisiotasojen erot ovat nykyisin yleensä vain muutamia desibelejä. Systemaattista virhettä aiheuttaa muun muassa se, että joissakin maissa rakennuksiin kohdistuva melu lasketaan niin sanottuna vapaakenttäarvona (ilman rakennusten tuottamia heijastuksia), osassa vapaakenttäarvoihin lisätään 3 dB(A).

EU:n ympäristömeludirektiivi edellyttää, että jos tietyn rakennuksen eri seiniin kohdistuu erilainen melutaso, asukkaita altistavana melutasona käytetään suurinta arvoa. Monissa maissa ja vaikutustutkimuksissa on noudatettu samaa käytäntöä. Periaatteessa tämä voi tarkoittaa altistavan melutason yliarviointia verrattuna siihen, että käytettäisiin suojanpuolen piha-alueen tasoa tai sen seinän tasoa, jonka puolella asunto tai (unihäiriötutkimuksissa) makuuhuone on. Voidaan myös sanoa, että direktiivin suositus lisää haitta-arvioiden varmuutta.

Melko tuore norjalaistutkimus viittaa siihen, että asukkaat eivät arvioi asuinympäristönsä melua ja sen vaikutuksia pelkästään rakennukseen kohdistuvan melun tai ulkoa sisään kuuluvan melun voimakkuuden perusteella, vaan ottavat huomioon vähintään 50 – 100 m etäisyydellä rakennuksesta ("kotiovesta") ilmenevän melun.^{406, 407, 408, 409} Tuoreessa belgialaistutkimuksessa ($N = 8030$) päädyttiin siihen, että asuinympäristön laadun arviointi (tyytyväisyys laatuun) perustuu koetun tieliikennemelun kiusallisuuden lisäksi melu- ja liikenneoloihin liikkumareiteillä, jotka yltyvät vähintään 300 m etäisyyteen kotiovesta.⁶ Saksalaisen lentomelun vaikutustutkimuksen mukaan asuinympäristön arvioitu laatu riippui hyvin heikosti melu voimakkuudesta.⁷

Ympäristömeludirektiivi edellyttää, että meluarviointiin käytettävien melualuekarttojen laskentakorkeus on 4 m. Meluvaikutustutkimusten melutasot perustuvat yleensä 2 m korkeudella maanpinnasta laskettuihin tasoihin. Laskentakorkeudesta johtuvat ero eri melualueilla asuvien määrässä voi olla merkittävä. Esimerkiksi Ruotsin Borlövissä vähintään $L_{DEN} = 55$ dB(A) alueilla asui 6 977 henkilöä (42 % asukkaista), kun laskentakorkeus oli 2 m, mutta 9 790 henkilöä (59 % asukkaista), kun laskentakorkeus oli 4 m. Esimerkiksi 25 % 6 977 henkilöstä on 1 744 ja 9 790 henkilöstä 2 448 henkilöä. Jälkimmäinen arvo on 40 % edellistä suurempi. Direktiivissä mainittuun 4 m korkeuteen päädyttiin muun muassa siksi, että eteläisen ja keskisen Euroopan EU-maissa suurimmassa osassa asuntoja rakennusten ulkokuoren ääneneristävyys on huono, mistä syystä ulkoa sisään (etenkin yöaikaan) kuuluva melu on merkittävä muuttuja arvioitaessa meluvaikutuksia. 4 m korkeus katsottiin validimmaksi kuin 2 m korkeus, kun joudutaan arvioimaan, miten esimerkiksi melulähteen ja asunnon välillä olevat melusteet (aidat, vallit, rakennukset) vaikuttavat asukkaiden kokemiin meluhaittoihin.¹⁵¹

Ympäristömeludirektiivi ei rajoita käyttämästä mitä tahansa indikaattoreita ja menetelmiä direktiivissä ilmoitettujen rinnalla ja etenkin meluntorjunnan suunnittelussa.

¹⁵¹ Tämä selvityksen tekijä oli ympäristömeludirektiiviä valmistelleen asiantuntijatyöryhmän WG1/Indikaattorit jäsen. Ryhmä suosittelee komissiolle 4 m määrityskorkeutta. Arvioni oli, että 2 ja 4 m korkeuserolla ei Suomen oloissa ole vastaavaa validiutta kuin etelässä, sillä meillä rakennusten ulkokuoren tuottama ulkoa sisään kuuluvan melun vaimennus on tyypillisesti ainakin 5 – 10 dB(A) suurempi kuin eteläisissä jäsenmaissa.

Liite I: Unen syvyyden luokittelu ja syvyyden vaihtelu unen aikana

Unen syvyys, joka luokitellaan aivojen vireystilan perusteella, vaihtelee unen aikana. Vireystila arvioidaan aivosähkökäyristä.^{410, 411} Unen aikainen aivojen vireystila luokitellaan karkeasti kolmeen luokkaan: 1) valveilla olo (W), 2) ei-REM-uni¹⁵² eli NREM ja 3) REM-uni. Paradoksisessa eli REM- eli vilkeudessa (PS tai REM) aivosähkökäyräanalyysi (EEG-käyrät) näyttää aivokuoren aktivoituneen samantyyppisesti kuten valvetilassa (desynkronoitu EEG). Syvyysvaihtelua tutkittaessa aivosähkökäyrätuosteet jaksotetaan *epookkeihin*. Perinteisesti epookin pituus on 30 sekuntia.

Ei-REM uni jaetaan neljään syvyyoluokkaan, S1 – S4. S1 on unen ja valveilla olon rajamailla olevaa torkeunta. S3 ja S4 luokitellaan syväksi, virkistäväksi uneksi. Niitä kutsutaan aivosähkökäyrille tunnusomaisen taajuuden perusteella hidasyrytmiseksi eli SWS-uneksi (engl. Slow Wave Sleep). Ei-REM-unen aikana aivokuorelta voidaan havaita suuriamplitudisia, pienitaajuisia EEG-aaltoja, jotka esiintyvät synkronoidusti merkkinä aivosolujen yhtäaikaista aktiivisuudesta. Hyvässä unessa vireystilat (S1 – S4, REM-uni) vuorottelevat säännöllisesti läpi yön. Yhden kierroksen kesto on ihmisellä noin 60 – 90 minuuttia (kuva 42).⁴¹² Luokituksen perusteella on kehitetty muitakin unta kuvaavia tunnuslukuja, kuten nukahtamisviive (engl. SOL, Sleep Onset Time), kokonaisnukkumisaika (engl. TST, Total Sleep Time), unen tehokkuus (engl. Sleep Efficiency) ja hereillä olon sekä liikkumisen eli motiliteetin kokonaisaika yössä.

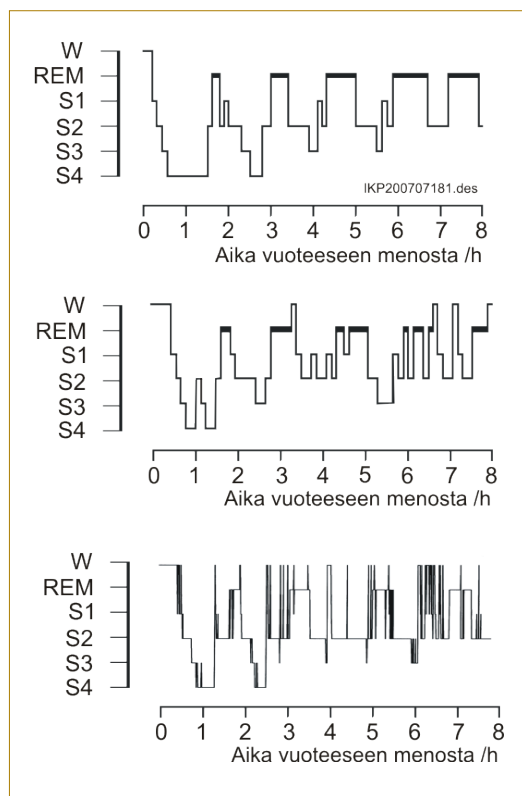
Normaalissa unessa valvetilan (W) osuus on enintään noin 5 – 7 %, S1 vaiheen osuus on 2 – 10 %, S2 vaiheen 45 – 55 %, S3 noin 3 – 10 %, S4 noin 10 – 15 % ja REM unen osuus noin 20 – 25 % kokonaisuniajasta.^{413, 414}

Unihäiriötutkimuksissa puhutaan nykyisin ainakin kolmenlaisista ”heräämisistä”: 1) EEG-heräämisistä, 2) EEG-havahtumisista ja 3) tiedostetuista heräämisistä. *EEG-heräämiseksi* kutsutaan yleensä sellaista aivosähkökäyrän äkillistä vähintään 15 sekuntia kestänyttä ja *EEG-havahtumiseksi* yleensä vähintään kolme sekuntia kestänyttä muutosta (taajuuden kasvu), jonka tuloksena käyrä muistuttaa valvetilan käyriä (ns. alfa-rytmiä, 8...13 Hz⁴¹⁵).^{153, 255, 256, 416, 417, 418} EEG-heräämiseksi luokittelu edellyttää (yleensä) lisäksi lihasjännityksen selvän nousun. *Tiedostettu herääminen* (engl. behavioral arousal) tarkoittaa heräämistä, jossa henkilö herää joksikin aikaa tietoiseen valvetilaan. Univaihtelun syklisen vaihtelun analyysissä (engl. cyclic alternating pattern, CAP) erotetaan kolmenlaisia NREM-unen aikaisia EEG-”heräämisiä”.⁴¹⁹

Se kuinka herkästi tai todennäköisesti jokin melutapahtuma aiheuttaa unen syvyyden keventymisen tai heräämisen, riippuu unen syvyydestä tapahtumahetkellä. Herkkyys on suurimmillaan kevyen unen aikana ja epäherkimmillään syvän unen aikana. Herkkyyttä herätä ääniin eri univaiheissa on tutkittu muun muassa laadittaessa asuntojen palovaroittimien äänille minimivaatimuksia.⁴²⁰ Outoihin, tärkeiksi tai vaarallisiksi tiettyihin/tunnettuihin ääniin herätään herkemmin kuin tuttuihin ja vaaraa aiheuttamattomiksi tiedettyihin.^{144, 421, 422}

¹⁵² REM, engl. Rapid Eye Movements, nopea silmän liike (luomet suljettuna).

¹⁵³ ASDA-ohje määrittelee EEG-havahtumisen: ”Äkillinen vähintään kolme sekuntia kestävä EEG-signaalin taajuuden muutos, jonka tuloksena voi olla theta tai alfa-aaltoja ja / tai aaltoja, joiden taajuus ylittää 16 Hz, mutta signaalissa ei ole spindeleiksi luokiteltavia osia.” Jos on kyse REM-unen vaiheesta, niin edellytetään lisäksi EMG-signaalin voimakkuuden kasvu.



Kuva 42: Kaaviollisia esityksiä terveen aikuisen henkilön univaiheiden vaihtelusta nukuttaessa hiljaisessa (ylin ja alin kuva) ympäristössä ja ympäristössä, jossa on monia (kymmeniä) voimakkaita melutapahtumia yön aikana (keskimmäinen kuva). Alin kuvaa esittää sellaista meluttoman ympäristön univaiheiden vaihtelua (rekisteröintiä), jossa on mukana lyhytaikaiset (yhdestä muutamaan epookkiin kestäneet) unen syvyyden muutokset.

Heräämisen ja unen syvyyden muutos voi olla joko *spontaani* eli ilman ulkoista syytä tapahtuva tai ulkoisen syyn, kuten melun, aiheuttama.

Spontaaneja tiedostettuja heräämisiä on meluttomissa oloissa normaalissa terveen henkilön unessa tyypillisesti 1 – 3 yössä.^{154, 423, 424} Lyhytaikaisten EEG-havahtumisten (engl. EEG arousal, kesto vähintään 3 s) lukumäärä (aikuisilla) on meluttomissa kotioloissakin suuri, 60...150 yössä.^{425, 426, 427, 428} Näistä noin 60 % on kestoltaan alle 10... 15 s. EEG-heräämisiä (kesto vähintään 15 s) on meluttomissa oloissa tyypillisesti 15 – 50 yössä.^{424, 425} Yleensä EEG-havahtumisten ja -heräämisten määrä ilmoitetaan joko yhtä nukuttua tuntia tai epookkia kohden. Kaikkien heräämisten määrä kasvaa iän myötä.

Keskushermosto saa jatkuvasti – myös unen aikana – eri aistien välittämiä ärsyketietoja. Vain osa näistä välittyy aivokuorelle signaaleiksi, jotka näkyvät EEG-käyrissä. Ärsykkeet, esimerkiksi yöaikaisen lyhyen melutapahtuman aiheuttama kuuloärsyke, saattaa aiheuttaa vegetatiivisen eli autonomisen hermoston aktivaatiotason lyhytaikaisen muutoksen (*vegetatiivinen havahtuminen*, engl. vegetative arousal). Ääniärsykkeiden aiheuttamat muutokset näkyvät esimerkiksi lyhytaikaisena (enintään 10 – 20 s) sydämen syketaajuuden nousuna ja/tai sykevälän vaihtelun voimistumisena. Mikäli ärsyke välittyy aivokuorelle aiheuttaen EEG-havahtumisen tai -heräämisen, vegetatiivisen havahtumisen kesto voimistuu ja pitenee.^{145, 429}

Pelkästään se, että unen syvyys vaihtelee unen aikana syvästä unesta tiedostettuihin heräämisiin ei ole terveyshaitta, vaan normaalia elimistön toimintaa. Terveyshaitaksi osoittaminen edellyttää, että on osoitettava haitaksi luokiteltavia seuraamuksia. Näiden osoittamista vaikeuttaa se, että useimmat ihmiset tottuvat asuinympäristönsä meluihin. Tottuminen vähentää sekä objektiivisin mittauksin todettavissa olevia melutapahtumien aiheuttamia muutoksia unen syvyydessä että itse arvioitujen uni-häiriöiden vakavuutta.^{430, 144, 431}

¹⁵⁴ Tiedostettujen heräämisten määrä vaihtelee suuresti eri henkilöillä ja eri öinä. Monet sairaudet, tunnetuimpina suurentunut eturauhanen ja uniapnea sekä runsas nesteiden (esim. alkoholin) nautinta ennen nukkumaan menoa lisäävät yöaikaisia heräämisiä.

Miten melu eroaa äänestä

Kaikki melu on ääntä, mutta kaikki ääni ei ole melua. Ollakseen melua, äänen tulee esiintyä väärässä paikassa, väärään aikaan ja sen tulee aiheuttaa tai olla osasyynä kielteisiin tai haitalliseksi katsottuihin tai ei-toivottuihin vaikutuksiin. Osa näistä vaikutuksista voidaan mitata objektiivisesti, osaa ei. *Elämykselliset kokemukset* ovat *vaikutuksia*, jotka saattavat johtaa objektiivisesti näkyviin ja mittaviin seuraamuksiin, kuten ikkunan sulkemisenä tai terveys- tai ympäristövalvonnalle tehtynä valituksena, mutta itse kokemukset esiintyvät vain aivoissa mielikuvina ja mielteinä.

Ääntä, joka aiheuttaa kuulovaurion tai kuulovaurioriskin, voidaan aina pitää meluna. Äänisignaaleista ei voida kuitenkaan osoittaa mitään yksikäsitteistä ja yleispätevää "korvamerkkiä", jonka perusteella äänet voitaisiin luokitella meluiksi ja *ei-meluiksi*. Kuulovaurioita aiheuttamattomien äänien *elämyksellisten vaikutusten* luokittelun perusteeksi ei jää juuri muita mahdollisuuksia, kuin äänen aiheuttamiksi katsottujen subjektiivisten kokemusten ja tuntemusten laatu ja voimakkuus.

Elämyksellisten kokemusten mittausta

Käyttäytymistieteissä, varsinkin sosiologiassa, elämyksellisten kokemusten ja tuntemusten mittausta kutsutaan asennemittaukseksi, mutta myös mielipidemittaukseksi. *Asenne* voidaan määrittellä *arvioiksi jostakin, josta on tietoa*. Käytännössä koehenkilön asenne tutkitaan pyytämällä häntä vastaamaan joukkoon ennalta harkittuja kysymyksiä. Vastaaminen voi tapahtua joko haastattelun muodossa tai ilman haastattelijan aktiivista panosta, esimerkiksi kirjeitse. Haastattelun yhteydessä osa tutkimustuloksista voi perustua haastattelijan salaa tai avoimesti suorittamaan havainnointiin¹⁵⁵ ja havaintotulosten jälkianalyysiin.

Melun aiheuttamien elämyksellisten kokemusten mittauksessa tutkitaan, miten kokemuksen voimakkuus (*vaikutuksen suuruus/kielteisyys/myönteisyys*) riippuu *ärsyksen* (melun) voimakkuudesta tai sen muista ominaisuuksista.

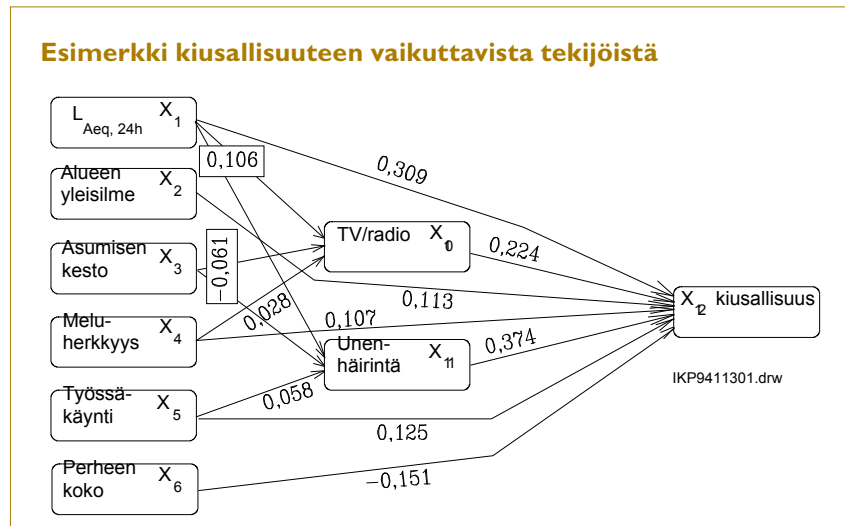
Asennemittauksissa käytettävien mittareiden – kysymysten ja toisiinsa liittyvien kysymyssarjojen – laadinnasta, testaamisesta ja tulosten analysointimenetelmistä on muotoutunut oma tieteenalansa. Tässä tieteessä keskeisinä kohteina ovat

- erilaisten käsitteiden oikea määrittely ja nimeäminen,
- käytettävien mittausten menetelmien ja mittareiden validiuden varmistaminen,
- käytettävien mittausten menetelmien ja mittareiden reliabiliteetin varmistaminen.

Hyvä *reliabiliteetti* (luotettavuus, toimintavarmuus) tarkoittaa mm. sitä, että toistettaessa mittausta eri aikoina tietyn koehenkilön vastausten ja niistä johdettujen muutosten epäsystemaattinen eli satunnaisvaihtelu on mahdollisimman pieni. Reliabiliteettia mitataan esimerkiksi toistokertojen välillä olevan satunnaisvaihtelun määrällä.

Validiteetti (pätevyys) tarkoittaa sitä, kuinka yksikäsitteisesti, tarkasti ja hyvin mittari, esimerkiksi kysymyssarjasta johdettu muuttujan arvo, kuten summa-asteikon indeksiluku, mittaa kohteena olevaa asennetta/vaiikutusta, ilman että muut muutokset tai tekijät vaikuttavat saatuun tulokseen. Validius jaetaan nykyisin moniin eri osatekijöiden validiteetteihin.

¹⁵⁵ käyttäytymistieteissä havainnointia kutustaan observoinniksi.



Kuva 1.1: Esimerkki siitä, miten eri tekijät selittävät vastaajien arvioiman tieliikennemelun kiusallisuuden. Nuolet osoittavat muuttujien keskinäisen riippuvuuden. Selittävyyttä kuvaavat lukuarvot on normalisoitu standardipoikkeaman arvoon yksi. $R^2 = 0,465$.⁴³²

Kuvan 1.1 riippuvuusmalli¹⁵⁶ on laskettu multiregressioanalyysillä. Nuolien suunta osoittaa mallin ajallisen kausaalisuuden. On esimerkiksi koettava melun häiritsevän nukahtamista, jotta tällä olisi vaikutusta koettuun kiusallisuuteen. Malli ei selitä mahdollista toisensuuntaista syy-seuraussuhdetta.

Kuvassa 1.1 referoidun japanilaisen tutkimuksen⁴³² ($N = 146$) mukaan tieliikennemelun voimakkuus, sen $L_{Aeq, 24h}$ -taso (ulkona), selittää suoraan alle 20 %:a eri henkilöiden arvioiman kiusallisuuden voimakkuuden vaihtelusta. Melun voimakkuus vaikuttaa kiusallisuuteen myös unenhäirinnän (tässä tutkimuksessa nukahtamisen vaikeutuminen) ja puheenhäirinnän kautta.¹⁵⁷ Kun nämä vaikutuspolut otetaan huomioon, $L_{Aeq, 24h}$ -taso selittää noin 40 %:a kiusallisuuden vaihtelusta. Koko malli selittää noin 47 %:a kiusallisuuden vaihtelusta.

Asenne- ja mielipidemittausten mittarit ja muuttujat

Likertin asteikot

Kehittäjänsä, Rensis Likertin, mukaan nimen saaneita Likert-asteikkoja on käytetty asennemittauksissa jo 1930-luvulta lähtien.^{433,434, 435}

Tyypillisesti yhden kysymyksen eli *osion* asteikko on bipolarinen ja yleensä viisi-luokkainen. Bipolarinen tarkoittaa sitä, että asteikon päät esittävät toisilleen päinvastaisia käsitteitä. Koehenkilö valitsee parhaiten käsitystään (asenteensa voimakkuutta) vastaavan vaihtoehdon. Alkuperäinen asteikon rakenneajatus oli seuraava: Koehenkilölle esitetään jokin asennetta kuvaava väite. Esimerkiksi ”Liikennemelu tällä kadulla on ihmisen terveydelle vaarallista”. Vastausvaihtoehtoina on ”täysin eri mieltä”, ”jokseenkin eri mieltä”, ”ei osaa sanoa”, ”jokseenkin samaa mieltä”, ”täysin samaa mieltä”. Vaihtoehtoja kutsutaan kategorioiksi. Kategoria-asteikon pulmana on asteikon jatkuvuus (onko jatkumo) ja luokkien keskinäiset etäisyydet (joiden pitäisi olla samat koko asteikolla¹⁵⁸). Tosin sanoen, asteikon pitäisi olla tasavälinen.

¹⁵⁶ R on mallin yhteiskorrelaatiokerroin. $100 \times R^2$ ilmoittaa, kuinka monta prosenttia kiusallisuuden voimakkuuden vaihtelusta malli, so., siinä olevat muuttujat, yhteensä selittää.

¹⁵⁷ Rakennuksen ulkokuoren ääneneneristävyyden vaikutus tulee mukaan näiden kiusallisuuden moderaattoreiden kautta ainakin teoreettisesti. Mallissa ei kuitenkaan ole esitetty/tutkittu ääneneneristävyyttä erillisenä tekijänä (lähinnä mediaattorin tapainen filtti).

¹⁵⁸ On tosin olemassa analyysimenetelmiä, jotka sallivat epätasavälisen asteikon.

Jos keskimäinen ”neutraalivaihtoehto” (”ei osaa sanoa”), jätetään pois, puhutaan pakkovalinnaisesta (engl. forced choice) asteikosta.

Vastausten tilastomatemaaattinen käsittely edellyttää numeroarvojen käyttöä. Vastausten pisteyttäminen¹⁵⁹ (”skooraus”) tehdään antamalla vastauksen vaihtoehdolle järjestysnumeroon viittaava numeroarvo (painoarvo), esimerkiksi edellisellä asteikolla arvot 1–5. Numeroarvoja voidaan lisäpainottaa erojen suurentamiseksi tai selventämiseksi, tahi mittarin reliabiliteetin tai validiuden parantamiseksi, kertomalla ne luvulla k . Hyvin usein $k = 1$, mutta periaatteessa se voi vaihdellakin, ollen jopa erilainen eri vastausvaihtoehdolle. Esimerkiksi k voisi saada arvot 1, 5, 10, 15 ja 20. Jos vastaus on ”ei osaa sanoa”, sen pistearvo olisi tällä asteikkopainotuksella $1 + 5 \times 2 + 10 \times 3 = 41$ tai $3 \times 10 = 30$, riippuen tutkijan parhaaksi katsomasta painotuskriteeristä. Koehenkilöiden keskimääräisen asenteen voimakkuus on painotettujen pisteiden keskiarvo.

Likertin esittämä perustavaa laatua oleva uudistus oli moniportainen asteikko. Aiemmin asennemittareissa oli käytetty yleensä vain kahta vastausvaihtoehtoa (samaa mieltä, eri mieltä). Likertin esittämä tärkein uudistus oli kuitenkin se, että varsinainen asenteen voimakkuutta kuvaava muuttuja on usean osion vastausten summa. Tässä mielessä mm. elinkustannusindeksiä voidaan pitää esimerkkinä Likertin asteikosta

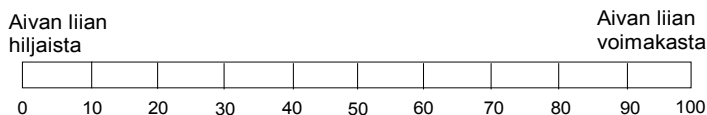
Hyvä mittausvalideetti edellyttää, että kategoria-asteikon kategoriat (niiden sanalliset määreet) edustavat todellisia mitattavan vaikutuksen (elämyksen) voimakkuuksia, eri kategoriat edustavat todellisia voimakkuuseroja ja, että voimakkuuseroista muodostuva asteikko kattaa koko kokemusavaruuden (sen jota mitataan) voimakkuusvaihtelun ja, että lisäksi kategorioiden muodostama mittausasteikko jakaa tämän avaruuden tasavälisiin osiin.

Lämpömittariasteikot

Lämpömittari-asteikkoa voidaan pitää Likertin asteikon laajenuksena. Kun Likertin asteikolla on vain tietyt, tutkijan ennalta valitsemat asenteen voimakkuutta kuvaavat ilmaisut (kategoriat), niin lämpömittariasteikolla ei ole tällaista rajoitusta. Esimerkiksi ravintolamusiikin koettua voimakkuutta voitaisiin mitata käyttäen seuraavaa kysymystä (filtterinä mm. ”tänä iltana”) ja asteikkoa:

Esimerkki

Tutkimme asiakkaidemme mielipiteitä ravintolassamme esitetyn musiikin voimakkuudesta. Pyydämme sinua esittämään oman käsityksesi tänä iltana esitetyn musiikin voimakkuudesta oheisella asteikolla, jossa nolla vastaa mielipidettä ”Aivan liian hiljaista”, 100 mielipidettä ”Aivan liian voimakasta” ja 50 ”Sopivan voimakasta”. Merkitse kruksi (x) kohtaan, joka parhaiten vastaa mielipidettäsi.



Lämpömittariasteikosta saa helposti sen käsityksen, että se mittaisi tarkemmin asenteiden riippuvuutta musiikin voimakkuudesta kuin viisiportainen Likertin asteikko. Se, että yksityinen vastaaja voi ilmoittaa käsityksensä tarkemmin, ei kuitenkaan esimerkiksi pienennä suuren vastaajajoukon asenteiden satunnaishajontaa. Tällaisen 0–100 lämpömittariasteikon valideetti saattaa olla huonompi kuin viisiportaisen Likertin asteikon.³⁵⁸

¹⁵⁹ Numeroarvoja joudutaan antamaan sen tähden, että tuloksia voitaisiin analysoida laskennallisesti, esimerkiksi testata vastausten tilastollisia ominaisuuksia.

Luis Guttmanin 1940-luvun loppupuolella kehittämän analyttisen asteikkohierarkian^{436, 437, 438} tarkoituksena on varmistaa mitattavan ominaisuuden yksidimensionaalisuus. Yksinkertaisena esimerkkinä olkoon tutkimus, jonka tarkoitus on saada selville lähellä lentokenttää olevien ihmisten asenne (asennevaste, jota voimme nimittää kiusallisuusvasteeksi) lentomeluun. Hyvin usein Guttmanin analyysin osioissa on vain kaksi vaihtoehtoa. Seuraavassa lentomeluesimerkissä osiot ovat kuitenkin neliportaisia. Moniportaisuuden toivotaan antavan yksityiskohtaisempaa tietoa siitä, miten asenne riippuu asunnon ulkopuolisesta melutasosta, joka on tyyppillinen jatkuva intensiteettisuure.¹⁶⁰ Moniportaisuus myös antaa tarkemman kuvan vastausten tilastollisesta jakautumasta eri voimakkuusluokkiin. Logistisia tilastomalleja käytettäessä kaksi alinta ja kaksi ylintä luokkaa voidaan yhdistää eli vastaukset jakaantuvat tällöin vain kahteen luokkaan.

Guttman-tyyppisiä asteikkoja laadittaessa ensimmäisenä tehtävänä on hakea ja testata vähintään kolme osiota, jotka mittaavat loogisessa herkkyyssjärjestyksessä kielteisyydeltään voimistuvaa (tai alentuvaa) asennetta meluun. Oletetaan, että esitteen on selvitetty, että melun voimakkuus (A), häiritsevyys (B) ja vaarallisuus terveydelle (C) muodostavat tällaisen loogisen muuttujaryhmän ja, että voimakkuus on herkin ja terveyshaitta epäherkin mittari melutasosta riippuvalle asenteelle. Taulukossa 1.1 on esitetty osiot, vastausvaihtoehdot ja niiden pistearvot suluissa.

Taulukko 1.1: Esimerkki lentomelun haitallisuutta mittaavasta Guttmanin asteikkohierarkiasta¹⁶¹

A) Kuinka voimakkaana pidät asuntoalueesi lentomelua			
hyvin hiljaisena (1)	jokseenkin hiljaisena (2)	melko voimakkaana (3)	erittäin voimakkaana (4)
B) Kuinka häiritseväenä pidät asuntoalueesi lentomelua			
ei lainkaan häiritseväenä (1)	melko vähän häiritseväenä (2)	melko häiritseväenä (3)	erittäin häiritseväenä (4)
C) Kuinka vaarallisena terveydellesi pidät asuntoalueesi lentomelua			
en lainkaan vaarallisena (1)	melko vähän vaarallisena (2)	melko vaarallisena (3)	erittäin vaarallisena (4)

Jos osioista muodostuva summa-asteikko on yksidimensionaalinen, pitäisi kysymykseen A saada suurempi pistearvo kuin kysymykseen B, jonka saaman pistearvon puolestaan pitää olla suurempi kuin C:ssä annettu. Yksidimensionaalisuutta voidaan tutkia selvittämällä, miten hyvin vastaukset noudattavat tätä sääntöä. Jos noudattavat, kysymyksien A, B ja C vastauksista voidaan muodostaa uusi summa-asteikko (indeksisuure).

Nykyisin on siirrytty asteikkojen yläpäästä voimakkuusasteeseen "äärimmäisen" (tai tätäkin voimakkaampaa käsitteeseen, jos löytyy).^{293, 292} Jos taulukossa 1.1 yläpää (erittäin) korvataan voimakkuudella "äärimmäisen", niin asteikon kategorioiden tasavälisyysvaatimus edellyttää kategorioiden voimakkuuden muuttamista (ja asteikon mittaushyvyyden testaamista) myös väliportaissa.

Hollannissa kiusallisuuden kyselytutkimuksissa on käytetty vuodesta 1963 lähtien seitsemästä osiosta muodostettua Guttman-asteikkoa.⁴³⁹ Guttman-asteikoista on sittemmin luovuttu. On siirrytty kiusallisuuden moderaattoreiden ja mediaattoreiden vaikutusten selvittämiseen erillisin kysymyksin tai kysymyssarjojen.

¹⁶⁰ Vaikka vastaajan asuntoon kohdistuvan melun taso saattaakin olla luokiteltu 5 dB portain esimerkiksi siksi, että taso on luettu 5 dB:n portain piirretyistä melualuekartoista, jolloin kaikkien tietyllä melualueella asukkaiden altistuksen oletetaan olevan sama.

¹⁶¹ Varsinainen kyselylomake sisältää monia muitakin kysymyksiä.

Likertin menetelmässä osiot ovat selvästi eri kysymyksiä; asennetta mitataan vastausvaiheessa vain yhden osion kysymyksellä kerrallaan. Kukin osio on räätälöitävä, ts. sen mittausskyky ja tarpeellisuus on tarkistettava erikseen. Esimerkiksi ampumaratamelun kiusallisuutta mittaava kysymyssarja ei välttämättä ole paras mahdollinen mittari tieliikennemelulle. Syynä on se, että yleensä vastaajan asenne aseisiin ja ampumiseen vaikuttaa niin voimakkaasti tuloksiin, että riippuvuus melun voimakkuudesta voi jäädä minimaaliseksi. Hyvä kysymyssarja ottaa huomioon tällaiset kohteesta riippuvat seikat. Kysymyssarjoja tarvitaan myös silloin, kun halutaan selvittää, mitkä muut seikat kuin melu ja sen voimakkuus (ominaisuudet) vaikuttavat vastaajien asenteen voimakkuuteen (arvioon).

Osgood kumppaneineen esitteli 1950-luvun loppupuolella melko yleiskäyttöisen käsite-erojen ja asenteiden mittaustekniikan, josta hän käytti nimitystä "semantic differential".^{440, 441, 434, 442} Koehenkilölle esitetään joukko merkitykseltään vastakkaisia, melko yleisiä adjektiivipareja 7 – 11-portaisella asteikolla, ja pyydetään vastaamaan, kuinka voimakkaan tunteen kysymys ko. asteikolla herättää.

Esimerkiksi ampumaratamelua koskeva Osgoodin asennemittari (yksi kysymys ja sen vastausosiot lomakkeella) voisi olla alla esitetty. Vastausohjetta kutsutaan käyttäytymistieteissä *instruktioksi*. Sen muotoilu vaikuttaa yleensä suuresti vastauksiin. Vastauksen viitekehukseksi annettua instruktiota kutsutaan usein *filteriksi* (suodattimeksi):

Esimerkki

Alla olevan kysymyksen alapuolella on esitetty joukko vastakkaisia adjektiivipareja ja niiden välillä seitsemäportainen asteikko. Merkitse asteikolle kruksi (x) sitä lähemmäksi sitä päätä, jota läheisemmin se mielestäsi liittyy niihin tunteisiin, joita kysymys herättää. Vastaa ensivaikutelman mukaan, sillä kysymyksiin ei ole olemassa oikeita eikä vääriä vastauksia.

Miten luonnehdit asuntosi piha-alueelle kuuluvaa ampumaratamelua seuraavien adjektiiviparien välisillä asteikoilla

Suuri	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Pieni
Paha	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Hyvä
Voimakas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Heikko
Hiljainen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Äänekäs
Puhdas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Likainen
Vihamielinen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Ystävällinen
Arvokas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Arvoton
Pelottava	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Turvallinen
Terve	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Sairas
Kylmä	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kuuma

Riippumattomana muuttujana edellisen esimerkin tutkimuksessa on jokin laukausten voimakkuutta ja/tai niiden lukumäärää kuvaava suure. Osioista voidaan muodostaa erilaisia summa-asteikkoja. Osioille voidaan käyttää summaa laskettaessa osiokohtaisia painokertoimia. Painokertoimien lukuarvot voivat perustua esimerkiksi faktorianalyysin eri osioille antamiin latauksiin.

Adjektiiviparien ja niistä muodostettujen summa-asteikkojen avulla voidaan tutkia, millä osuuksilla erilaiset tunnelataukset vaikuttavat yksittäisen henkilön asenteeseen tai, miten vastaajat jakaantuvat tietyn, asenteeseen vaikuttavan tunnelatauksen suhteen.

On olemassa muitakin käyttäytymistieteiden kyselytutkimusten asteikkoihin perustuvia nimeltään tunnettuja mittausten menetelmiä kuin edellä mainitut Likertin, Guttmanin ja Osgoodin asteikot (menetelmät), esimerkiksi Thorstonen⁴⁴³ ja Mokken⁴⁴⁴ asteikot. Helbruck on esittänyt audiometrinen ja meluvaikutusten mittausten mittaustalideetin/tarkkuuden parantamiseksi laboratoriotutkimuksiin kaksivaiheisen kategoria-asteikkoihin perustuvan menettelyn: Ensimmäisellä näyteäänä arviointikerralla käytetään 5...9-portaista luokittelua, sitten näyteäänä esitetään toisen kerran ja pyydetään uusi hienoluokitus 10...50-portaisella asteikolla.⁴⁴⁵

Melukokemuksen kielteisyyttä kuvaavien käsiteparien intensiteetti (voimakkuuden aste)

Kyselytutkimuksen tulokset riippuvat siitä, millaisia käsitteitä (kategorioiden ja asteikon päätyjen sanallisia määreitä) käytetään. Puhutaan mittarin herkkydestä. Alla on esimerkkinä joukko käsitepareja (asteikon päiden määreitä), joilla voidaan arvioida suomenkielen sanaparien keskinäistä voimakkuutta melukokemusten kielteisyyden mittana.¹⁶² Esimerkin tarkoitus ei ole selvittää sitä, mitä suomen sanoja pitäisi käyttää englannin annoyance ja disturbance-tyyppisistä vaikutuksista.

Jäljempänä on esitetty seitsemän melukokemuksen kielteisen kokemuksen voimakkuutta kuvaavaa suomenkielistä käsiteparia. Tämä kyselyn tarkoitus on selvittää millaiseen keskinäiseen voimakkuusjärjestykseen vastaajat luokittelevat näissä asteikoissa käytetyt ilmaukset.

Vastausohje:

1. Valitse ensin mielestäsi kaikkein lievintä kielteisyyttä ja meluun kohdistuvia tunteita merkitsevä ilmaus ja anna sille arvoksi 0 (nolla).
2. Valitse seuraavaksi mielestäsi kaikkein voimakkainta kielteisyyttä ja meluun kohdistuvia tunteita merkitsevä ilmaus ja anna sille arvoksi 100.
3. Anna tämä jälkeen muille käsitteille arvosana asteikolla 0 – 100.

ei lainkaan harmillista

erittäin harmillista

ei lainkaan piinallista

erittäin piinallista

ei lainkaan kiusallista

erittäin kiusallista

ei lainkaan häiritsevää

erittäin häiritsevää

ei lainkaan epämiellyttävää

erittäin epämiellyttävää

ei lainkaan närkästyttävää

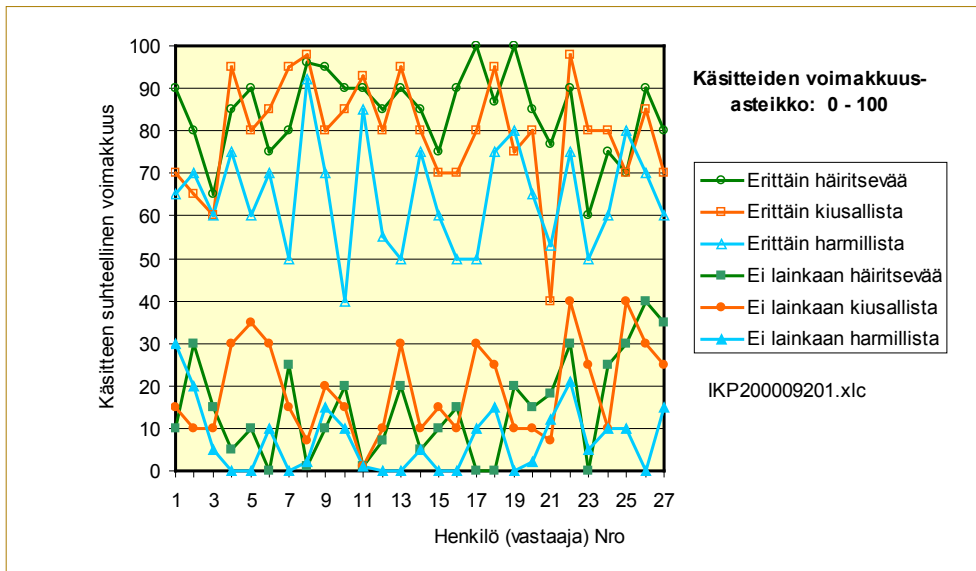
erittäin närkästyttävää

ei lainkaan haitallista

erittäin haitallista

¹⁶² Tämän tutkimusjulkaisun laatija käytti tätä kyselyä opetukseen liittyvänä esimerkkinä Teknillisen Korkeakoulun Ympäristönsuojelutekniikan laboratorion melukurssilla.

Kyselyssä, johon osallistui 27 opiskelijaa (suurimmalla osalla ympäristönsuojelu syventymiskohteena), pienin kielteisyys oli tällä 0 – 100 (pienin – suurin) asteikolla käsitteellä ”ei lainkaan harmillista” (keskiarvo 7,3, standardipoikkeama 8,1) ja suurin kielteisyys käsitteellä ”erittäin piinallista” (keskiarvo 90,5, hajonta 17,7). Kuvassa 1.2 on esitetty, vastaajien arviot kuuden eri käsitteen voimakkuudesta asteikolla 0 – 100.



Kuva 1.2: Kuuden melun kielteisyysasteen mittavan asteikkomäärän suhteellinen voimakkuus 27 vastaajan arvioiden mukaan.

Alla olevassa taulukossa on esitetty käsitteillä ”kiusallisuus”, ”häiritsevyys” ja ”harmillisuus” määriteltyjen asteikkojen sijoittuminen tällä 0 – 100 kokonaisasteikolle. Lyhenne ka tarkoittaa keskiarvoa ja std standardipoikkeamaa eli hajontaa.

Käsite	Asteikon alapää		Asteikon yläpää		Asteikon pituus	
	ka	std	ka	std	ka	std
kiusallisuus	19,1	11,2	79,8	13,2	60,7	14,5
häiritsevyys	14,7	11,8	84,3	9,9	69,5	16,1
harmillisuus	7,3	8,1	64,6	12,7	57,3	14,6

Tämä testi viittaa siihen, että melun kielteisyysasteen tai meluun kohdistuvien kielteisten tunteiden ilmauksena ”ei lainkaan häiritsevää” on merkitykseltään hieman lievempi kuin ”ei lainkaan kiusallista”, mutta ”erittäin häiritsevää” on merkitykseltään voimakkaampi kuin ”erittäin kiusallista”. Harmillista on näitä selvästi lievempi.

Noin 60 %:a vastaajista oli sitä mieltä, että ”ei lainkaan kiusallista” oli merkitykseltään voimakkaampi kuin ”ei lainkaan häiritsevää”. Sama vastaajamäärä piti ”erittäin häiritsevää” voimakkaampana kuin ”erittäin kiusallista”. Noin 60 %:a vastaajista säilytti saman voimakkuusjärjestyksen asteikon molemmissa päissä. Esimerkiksi jos ”ei lainkaan häiritsevää” koettiin lievemmäksi kuin ”ei lainkaan kiusallista”, koettiin myös ”erittäin häiritsevää” lievemmäksi kuin ”erittäin kiusallista”. Noin 40 % vastaajista muutti järjestystä. Muuttajista noin 70 % oli niitä,

joiden mielestä ”ei lainkaan kiusallista” oli voimakkaampi kuin ”ei lainkaan häiritsevää”, mutta ”erittäin kiusallista” lievempi kuin ”erittäin häiritsevää”. Vastaukset saattaisivat olla toiset, jos instruktiossa olisi painotettu sitä, että käsitteen pitäisi ilmaista myös lievää suuttumusta tai vihastumista melua tai sen aiheuttajaa kohtaan. Vastaukset saattaisivat olla toiset myös silloin, jos olisi käytetty jotakin muuta filteri-instruktiota.

Eräs asteikkojen intensiteetin (kokemisen voimakkuutta ilmaisevien käsitteiden) valintaan liittyvä pulma ovat tapaukset, joissa vastaus osuu jompaa kumpaan päähän. Voidaan kysyä, mikä vastauksen koehenkilö olisi antanut, jos melu olisi

- vieläkin voimakkaampaa tai useammin toistuvaa tai pitempään kestävä, kuin se, jonka perusteella hän valitsi kaikkein voimakkainta kielteisyyttä edustavan arvon, tai
- vieläkin hiljaisempaa, harvemmin toistuvaa tai lyhyemmän aikaa kestävä, kuin se, jonka perusteella hän valitsi kaikkein heikointa kielteisyyttä edustavan arvon.

Tiedeyhteisön suositus siitä, että kiusallisuutta pitäisi mitata viisiportaisella, tasavälisellä kategoria-asteikolla ja sen rinnalla 11-portaisella lämpömittariasteikolla, molempien asteikkojen alimman pään vastatessa heikointa ja ylimmän pään suurinta kielellisesti ilmaistavissa olevaa kielteisyyttä julkaistiin vasta 2000-luvun alussa.^{293, 292}

Kun mitataan jatkuvien intensiteettisuureiden,¹⁶³ kuten ympäristömelun, koettuja vaikutuksia kyselytutkimuksin, hyvä mittausvalideetti edellyttää asteikkoja, joiden eri kategorioihin tai voimakkuusluokkiin vastaukset jakaantuvat normaalijakautuman mukaisesti. Esimerkiksi, jos tutkimukseen sisältyvillä eri asuinalueilla $L_{Aeq,07-22h}$ -taso vaihtelee 35 – 70 dB välillä, niin alueilla joilla melun voimakkuus on 50 – 55 dB suurin osa arvioista pitäisi kohdistua asteikon keskiluokkaan/luokkiin, 35 – 40 dB asuinalueella asteikkoalueen alimman päädyn luokkaan/luokkiin ja 65 – 70 dB asuinalueella asteikkoalueen ylimmän päädyn luokkaan/luokkiin.

Arvioitaessa eri käsitteiden selitysvoinan eroja, on syytä muistaa, että olipa asteikko mikä tahansa, tutkimuksessa riippumattomana muuttujana käytetty melun voimakkuus usein selittää vain 5 % – 40 % yksilötason kiusallisuuden vaihtelusta. Paljon suurempi selitysvoina näyttäisi olevan mm. sillä, miten kriittisesti henkilö yleensä suhtautuu ympäristöönsä (melu, ilman epäpuhtaudet, kunnalliset palvelut, turvallisuus, naapurit, yms).⁴⁴⁶

EU:n ympäristömeludirektiivissä määritetty kiusallisuus ja sen mittaus

Direktiivin englanninkielisen version⁴⁴⁷ 3. artiklan selityskohdassa c) todetaan: ”’annoyance’ shall mean the degree of community noise annoyance as determined by means of field surveys”. Tämän mukaan kiusallisuudella tarkoitetaan kenttätutkimuksin selvitettyä väestön kokeman kiusallisuuden astetta tai voimakkuutta. Tiedeyhteisö on tulkinut tämän ja 6. artiklan 3. kohdan siten, että jos jäsenmaa tekee kiusallisuusarvioita, niiden on perustuttava kyselytutkimuksiin. Määrittelyt jättävät avoimeksi, mitä kiusallisuuden asteella/voimakkuudella ja annosvasteella tarkoitetaan. Tarkoitetaanko esimerkiksi keskimääräistä kiusallisuutta tiettyssä melutasossa vai tietyn asteisen kiusallisuuden esiintyvyyttä (esim. %HA tai %A)?

Direktiivin liitteessä III on esitetty, millaisia eri melujen ja eri olosuhteissa/oloissa annosvasteita tulee käyttää ja, mitä voidaan sisällyttää (myös) direktiivin tuleviin versioihin.

¹⁶³ jatkuvuus tarkoittaa sitä, että altistavan melun voimakkuus voi olla mikä tahansa dB-luku tietyllä välillä, esimerkiksi asuinalueen ulkomelun $L_{Aeq,07-22h}$ -taso välillä 30 – 80 dB.

Meluvaikutusta mitattaessa on kaksi päämuuttujaa: 1) kiusallisuuden voimakkuus ja laatu (vaste) sekä 2) ärsykkeen, so. melun, voimakkuus ja laatu. Molemmat ovat periaatteessa jatkuvia intensiteettisuureita, mikä tarkoittaa sitä, että ne voivat saada minkä tahansa arvon tietyltä vaihteluväliltä. Jotkut meluvaikutukset, kuten taudit, poikkeavat kiusallisuuden voimakkuuden vaihtelusta siinä, että ne ovat kaksiarvoisia. Henkilöllä joko on tauti tai ei ole.

Kuten edellä jo on esitetty, kategoria-asteikot ovat epäjatkuvia. Ärsykkeen, asuinalueen ulkomelun, voimakkuutta kuvaa lukuarvo voi perustua joko vastaajan asuntoon kohdistuvan melun voimakkuuteen (yleensä kokonaislukuarvo, dB) tai vastaajan asunnon melualueen keskimääräisen melutasoon. Jos vastaaja asuu esimerkiksi melualueella, jonka rajat ovat 50 – 55 dB(A), ulkomelun voimakkuusarvona käytetään kaikille tällä alueella asuville arvoa 52,5 dB(A). Tällainen 5 dB(A)-portainen ärsykkeen voimakkuusasteikko on epäjatkuva.

Yleensä kyselytutkimuksissa oletetaan, että eri melualueilla asuvat tulkitsevat kiusallisuuden tai häiritsevyyden voimakkuutta kuvaavat sanalliset määreet (kategoriat) ja lämpömittariasteikot samoin perustein eli käyttävät (tilastollisesti) yhtäläisiä vastauskriteerejä asuinalueen melun voimakkuudesta riippumatta. Tämä tarkoittaa sitä, että esimerkiksi sanallinen voimakkuus (vastaaja kokee/arvioi melun) ”hyvin kiusalliseksi tai häiritseväksi” vastaa samaa kiusallisuuden/häiritsevyyden astetta tai voimakkuutta eri melualueilla asuville. Näin ei välttämättä ole. Tutkimuksia siitä, miten vastauskriteerit riippuvat asuinalueen melun voimakkuudesta on kovin vähän. Ruotsalaisessa vuonna 1975 tehdyssä tutkimuksessa todettiin, että vastauskriteerit riippuivat vastaajan asuinalueen melutasosta.⁴⁴⁸

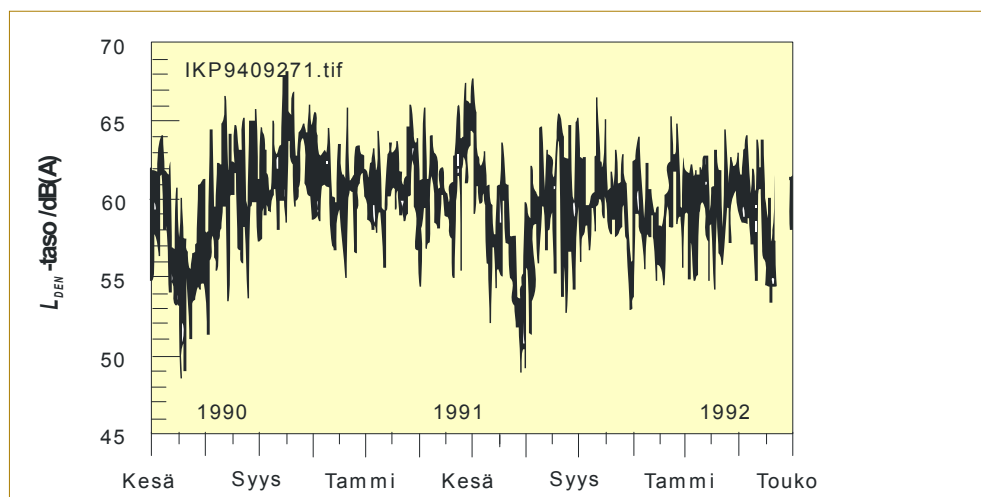
Melun ajallisen vaihteluun liittyvät pulmat

Meluvaikutusten mittausta perustuu oletukseen, että on olemassa jatkuva funktio (ts. psykologinen yksidimensionaalinen jatkuva kokemusavaruus, V , jonne L_i kuvautuu V_i :ksi)

$$V_i = f(L_i),$$

jossa V_i on i . koehenkilön vaste – esim. kyselytutkimuksen skoorattu tulos (lukuarvo), tai unihäiriön voimakkuutta kuvaava lukuarvo – ja L_i on ko. koehenkilöä altistavan melun voimakkuus. Tällä voimakkuudella voi edellisessä funktiossa olla kuitenkin vain yksi lukuarvo yhtä V_i -arvoa (koehenkilön vastausta) kohden. Todellisuudessa esimerkiksi liikennemelujen voimakkuus (ja vastekin)¹⁶⁴ vaihtelee ajallisesti.⁴⁴⁹ Niissä voidaan erottaa usein selvää tilastollisuutta vuorokauden, viikonpäivän, kuukauden ja vuodenajan mukana.

¹⁶⁴ Voidaan erottaa todelliseen altistavaan meluun perustuva vaste, jota mitataan esim. laboratorio-oloissa ja lyhytkestoisissa koetilanteissa kotioiloissa. Yleensä vaste – tai ainakin osa siitä – riippuu muistissa olevista mielikuvista (kuten arvio viimeisen vuoden aikana koetusta kiusallisuudesta). Tällöin puhutaan muistinvaraisista vasteista, esimerkiksi muistinvaraisesta kiusallisuudesta tai siitä kiusallisuudesta, jonka muistinvarainen mielikuva viimeisen vuoden melusta ja kiusallisuudesta virittää vastausta harkittaessa mieleen.



Kuva 1.3: Esimerkki lentomelun päivittäisen L_{DEN} -tason vaihtelusta kahden vuoden ajalta noin 6 km etäisyydellä vilkasliikenteiseltä kentältä.

Minkä voimakkuusarvon valitsemme L_i :ksi, jotta luku kuvaisi validisti lentomelun vaikutuksia? Onko tämä lukuarvoa se melun voimakkuus, jonka perusteella koehenkilö teki arvionsa? On myös syytä kysyä, miten hyvin tämä arvo vastaa sitä melun voimakkuutta, jonka perusteella pitäisi arvioida suuren ihmisjoukon (väestön) vastetta, esimerkiksi niiden henkilöiden määrää (esiintyvyyttä), joiden asenne ylittää jonkun ennalta valitun V_i -arvon? Tällainen kysymys joudutaan tekemään esimerkiksi ohjearvoista ja ympäristölupien lupaehdoista päätettäessä (silloin kun niiden halutaan perustuvan vaikutusten esiintyvyyteen, eli kun halutaan hallita vaikutuksia, ei pelkästään melun voimakkuutta).

Vastaus kysymykseen ”mikä L_i arvo valitaan altistavan melun voimakkuudeksi” riippuu myös siitä, tarkastellaanko akuutteja vai kroonisia vaikutuksia.

Jos haluamme muuttaa/hallita (meluntorjunnalla) vaikutusta, on osattava vastata myös kysymykseen: mikä on se osuus (melutason muutos) – tai ne osuudet (ja ominaisuudet) – ko. melussa ja sen vaihtelussa, jota muuttamalla saadaan toivottu vaikutuksen muutos? Jos melu ja sen ominaisuudet selittävät vain osan V_i :stä ja vastausten V_i -arvojen perusteella määritetyistä esiintyvyysvasteista, niin on kysyttävä: mitä muita muuttujia muuttamalla saataisiin toivottu vaikutus tai, miten niiden muutokset – esimerkiksi asuinalueen yleisilmeen tai työssä käyvän väestöosan osuuden muutos, tai rakennuksen ulkokuoren ääneneristävyyden parantaminen (unihäiriöiden ja TV/Radio-tien vaikutuksen kautta välittyvä osuus muuttuu ilman ulkomelun voimakkuuden muuttamista) kuvassa 1.1 – vaikuttavat myönteisesti tai kielteisesti?

Ei ole olemassa sellaista tilastomatematiikkaa, jossa koehenkilöä altistava L_i olisi esimerkiksi jatkuva jakautuma tai moniarvoinen diskreetti muuttuja (ja kuitenkin V_i :llä vain yksi arvo). Tunnetut validiteetin ja reliaabeliuden arviointimenetelmät edellyttävät, että riippumattomalla muuttujalla, L_i , on vain yksi lukuarvoa kutakin koehenkilöä ja vasteen mittausta (vastausta) kohden ja, V_i , siitä riippuva muuttuja, vaihtelee. Esimerkiksi kuvan 1 malli¹⁶⁵ kuvaa ja selittää V_i :n riippuvuutta eri tekijöistä silloin, kun kutakin vastaajaa altistavalla melulla on tietty tutkijan oletama (ja malliin syöttämä) voimakkuus. Saattaa olla, että sumeiden joukkojen matematiikka tulee tarjoamaan joitakin ratkaisuja tähän pulmaan.

¹⁶⁵ Kuvanumero viittaa varsinaisen raportin kuvaan, ei liitteisiin.

Eräs L_p :n vaihtelun aiheuttaman pulman ratkaisu on käyttää arvona hyvin pitkän ajan keskimääräistä altistusta kuvaavaa arvoa; esimerkiksi sitä hypoteettista L_{Aeq} -tyyppistä tasoa, joka saadaan, kun kutakin koehenkilöä tai "tapausta" altistavaa melua mitataan (tai arvioidaan muulla tavoin) häiriöttömissä oloissa yksi vuosi. EU:n ympäristömeludirektiivissä on lähdetty siitä, että tämä lukuarvo korjataan vielä vastamaan 10 viimeisen vuoden sääolovaihteluita (vaikutus melun tuottoon ja etenemisvaimentumiseen) vastaavaan keskimääräiseen arvoon. Menettelyä perustellaan sillä, että menettelyn katsotaan parantavat kroonisten eli pysyväisluonteisiksi katsottavien vaikutusten vasteiden arvioinnin validiutta ja reliabeliutta (mutta ei tietystikään poista yksilöllisten arvioiden, V_p , hajontaa). Viitekehyksenä ovat vaikutukset kansanterveyden ja strategisen suunnittelun tasolla ja keinot vaikuttaa kansanterveyteen ja -hyvinvointiin yhteiskuntasuunnittelulla ja -politiikalla.

Teorian puutteeseen liittyvät pulmat

Tiedetään, että kyselytutkimuksin mitattu kiusallisuus riippuu hyvin monesta muuttujasta. Riippuvuus melun voimakkuudesta on yleensä hyvin heikko. Tämä tarkoittaa sitä, että eri henkilöiden arvioima tietyn (saman) melun kiusallisuuden voimakkuus vaihtelee suuresti. Jotta tiedettäisiin, mitä ja miten pitäisi kysyä ja millaisia muuttujia pitäisi käyttää melun ominaisuuksien mittana, pitäisi olla toimiva ja paikkansa pitävä kiusallisuuden teoria ja sitä tukeva malli. Teoriaa ja malleja tarvittaisiin myös kiusallisuuden hallintaan. Yleisesti hyväksyttyä ja pätevää teoriaa ei ole, vaikka monet tutkijat ovat esittäneet teorioita ja malleja.^{282, 283}

Melun ohjearvot ovat yksi tapa asettaa kansallisen melupolitiikan tavoitteita. Ohjearvojen filosofia voidaan kiteyttää seuraavasti: Säädöksissä on sanktioitu meluhaitan tai -haittojen aiheuttaminen tai asetettu tavoitteita melusta johtuvalle elinympäristön laadulle. Toimivaltainen viranomainen on selvitystensä ja harkintansa perusteella päättänyt, mitä meluindikaattoria haitan tai haittojen arvioinnissa käytetään ja, mikä on se melun voimakkuus, jonka ylittyessä melu aiheuttaa, tai saattaa aiheuttaa, säädöksessä tarkoitettua meluhaittaa. Yleensä erilaisille meluille ja meluallistussympäristöille ja -tilanteille annetaan erilaiset ohjearvot. Voimme puhua ohjearvojärjestelmästä. Järjestelmä sisältää indikaattoreiden ja lukuarvojen lisäksi muun muassa valittujen indikaattorein ja arvojen perusteluja, mittausohjeita sekä säädösten toimeenpanoa tarkentavia selityksiä.

Tietämys meluvaikutuksista ja vaikutusten riippuvuudesta melusta ja sen ominaisuuksista on muuttunut aikaa myöten. Melun mittaus- ja analysointilaitteet ovat kehittyneet. Myös lainsäädäntö on muuttunut. Nämä muutokset ovat johtaneet meluindikaattoreiden ja melun ohjearvojen muutoksiin.

Melua koskevaa lainsäädäntöä muutettaessa ja uudistaessa joudutaan harkitsemaan millaisia muutoksia ohjearvojärjestelmään on syytä tehdä. Lainsäädännösämme on yleisesti lähdetty siitä, että takautuvasti ei voida sanktioida sitä, mikä aikaisemmin oli sallittua. Tästä syystä ohjearvojärjestelmää uudistettaessa joudutaan ottamaan huomioon aikaisemmin voimassa olleet järjestelmät eli se historiallinen kehitys, joka on johtanut nykyiseen ohjearvojärjestelmään.

Jäljempänä on esitetty katsaus Suomen sisä- ja ulkomelua koskevien ohjearvojen historiaan ja kehitykseen. Esityksestä käy ilmi eri vaiheissa ja dokumenteissa julkaistut ohjearvot sekä perusteita ohjearvojen valintaan.

Aluksi on esitelty STM:n hallinnonalan¹⁶⁶ sisä- ja ulkomelujen ohjearvojen julkaisut ja arvot sekä näiden jälkeen YM:n hallinnonalaan¹⁶⁷ kuuluvana meluntorjuntalain (382/86) nojalla annetut valtioneuvoston päätösten arvot ja arvojen taustoja. Meluntorjuntalaki kumottiin vuonna 2000. Osa sen säädöksistä sisällytettiin ympäristönsuojelulakiin (89/2000) ja -asetukseen (169/2000).

STM:n ja YM:n ohjearvojen jälkeen on esitetty rakennusakustiikan puolelta Suomen Rakennusinsinöörien liiton vuoden 1967 normeissa mainitut sisämelujen arvot ja niiden jälkeen (nykyisin) YM:n hallinnon alaan¹⁶⁸ kuuluvien rakennusmääräysten sisämeluja koskevat arvot ja julkaisut. Näidenkin osalta on noudatettu ikäjärjestystä. Vuoden 1958 rakennuslaki (370/58 ja sen muutokset) kumottiin maakäyttö- ja rakennuslain (132/1999) astuessa voimaan. Maankäyttö- ja rakennuslain perusteella ei ole annettu ympäristömelua koskevia ohjearvoja.

¹⁶⁶ Tässä katsauksessa lääkintöhallituksen (v. 1879 – 1991) sekä sen seuraajan, sosiaali- ja terveyshallituksen (v. 1991 – 1992), meluohjearvoihin liittyvä toiminta on katsottu STM:n hallinnonalan toiminnaksi. Molemmat mainitut virastot toimivat STM:n alaisina keskusvirastoina.

¹⁶⁷ Ympäristöministeriön toiminta alkoi 1.10.1983.

¹⁶⁸ Vuoden 1976 rakennusmääräysten osa C1, Ääneneristysmääräykset, julkaistiin silloisen sisäasiainministeriön toimeenpanomääräyksenä. Vuoden 1985 rakennusmääräysten osa C1 oli ympäristöministeriön toimeenpanomääräys. Molemmat perustuvat sisäasiainministeriön päätökseen (867/75) Suomen rakentamismääräyskokoelmasta. Tämä päätös perustui vuoden 1958 rakennuslakiin (370/58 + muutokset). Vuoden 1998 määräysten osa C1 perustui ympäristöministeriön vuoden 1989 päätökseen Suomen rakentamismääräyskokoelmasta (1002/1989), joka puolestaan perustui rakennuslakiin (370/58, muutos 557/89).

Toimivaltaisen viranomaisen antamat melua koskevat ohje- ja määräysarvot ovat osa säädösten toimeenpano-ohjeita. Eri säädösten nojalla annettujen melutasojen oikeusvaikutus on ollut – ja on – erilainen. Tämän syynä on osin se, että eri säädöksissä mainitut oikeushyvät, joiden arviointiin ohjearvoja on tarkoitus käyttää, ovat erilaisia. Esimerkiksi terveydensuojelulaissa tarkoitettun mahdollisen terveyshaitan indikointiin tarkoitettu melun ohjearvo ei välttämättä indikoi validisti naapuruussuhdelaisa tarkoitettua melun aiheuttamaa kohtuutonta räsitätä.

Ohjearvojen tosiasiallinen oikeuskohde ja/tai -vaikutus on usein aikaa myöten muuttunut siitä, mitä sen oletettiin tai selitettiin olevan arvoja annettaessa. Eri säädösten perusteella annettujen ohjearvojen oikeusvaikutuksia on esitelty muutamien lausein ohjearvojen esittelyn yhteydessä ja yhteenvetomaisesti luvussa ”Ohjearvojen oikeusvaikutteinen status”.

Sosiaali- ja terveyshallinnon alan ohjearvot

Vuoden 1973 Meluohjekirje Nro 1551

Lääkintöhallitus julkaisi vuonna 1973 silloisen terveydenhoitolain (469/65) ja -asetuksen (55/67) nojalla ensimmäiset sisä- ja ulkomelun ohjearvot (suositusarvot) yleiskirjeessään N:o 1551. Arvot on esitetty taulukoissa 1, 2 ja 3. Arvot tarkoittavat tehollista melutasoa, joka vastaa nykyistä ekvivalenttitasoa eli keskiäänitاسoa.⁴⁵⁰ Tähän aikaan ei ollut saatavilla keskiäänitason mittareita. Lukuarvo arvioitiin silmämääräisesti mitarin osoittimen (”viisarin”) liikkeestä tai esimerkiksi jakamalla piirturilla tulostettu äänitason ajallinen vaihtelu pätkiin, jonka sisällä tasoa approksimoitiin vakioarvolla. Kun tunnettiin kunkin pätkän äänitaso ja sen kesto, voitiin laskea koko mittausjakson tehollinen eli keskiäänitaso.

Taulukko 1: Korkeimmat suositeltavat melutason arvot sisällä (immissio)

Huoneisto	Huonetiلا	Päivällä klo 7–21	Yöllä klo 21–7
Asunnot	Asuinhuoneet Asunnon muut tilat	35 dB(A) 40 dB(A)	30 dB(A)
Opetustilat	Luokkahuoneet Luentosalit yli 40h	35 dB(A) 30 dB(A)	– –
Hoitolaitokset	Hoituhuoneet Käsittelytilat	35 dB(A) 35 dB(A)	30 dB(A) –
Toimistot ja vastaavat työhuoneistot	Toimistuhuoneet yms. vast. työhuoneet	45 dB(A)	–

Taulukko 2: Korkeimmat suositeltavat melutason arvot ulkona (immissio)

Alueen käyttötarkoitus	Päivällä klo 7–21	Yöllä klo 21–7
Yleiset alueet	60 – 70 dB(A)	60 dB(A)
Asuntoalueet	55 dB(A)	–
Ulkoilu-, virkistys-, loma- ja asuntoalueet	45 dB(A)	35 dB(A)

Teollisuus ja liikenne ¹⁾	75 dB(A)
Ulkona suoritettavat meluisat työt ²⁾	75 dB(A)

¹⁾ Kohta 5.8. otettava huomioon

²⁾ Kohta 5.9. otettava huomioon

Alaviitteessä mainittu kohta 5.8 kuului: Teollisuudesta ja liikenteestä aiheutuva melu ei saisi teollisuus- ja suoja-alueen rajalla kuin poikkeuksellisesti ylittää 85 dB(A). Melutason arvona tulisi pitää 75 dB(A), jonka jälkeen on ryhdyttävä toimenpiteisiin, joilla meluemissiota voidaan vähentää.

Kohta 5.9 kuului: Tähän erikoisryhmään kuuluvat talonrakennuksen purku-, perustus-, betonointi- sekä tienrakennus- ja louhintatyöt yms. Tällaiset melulle on asetettava samat vaatimukset kuin teollisuusmelullekin, eikä se saisi ylittää ilman erikoislupaa 75 dB(A). Muussa tapauksessa on ryhdyttävä toimenpiteisiin meluemission vähentämiseksi.

Terveystieteiden tutkimuskeskuksen tutkimuksen mukaan terveydenhoitolain 469/65 20 §:ssä säädettiin: ”Jos asuin-, työ- tai kokoontumishuoneistoon tunkeutuu savua, nokea, ... tahi kuuluu kohtuuttomasti häiritsevää kolinaa tai melua taikka, jos muusta sellaisesta aiheutuu terveydellistä haittaa huoneistossa oleskeleville, on se, jonka menettely tai toimenpide on syynä tällaiseen epäkohtaan velvollinen ryhtymään toimenpiteisiin epäkohdan poistamiseksi tai rajoittamiseksi.” Lain 26 ja 28 §:ssä säädettiin, että asetuksessa mainittavat laitokset, jollaisesta katsotaan voivan aiheutua terveydellistä haittaa ympäristölle, saadaan sijoittaa vain sellaiseen paikkaan, jonka terveyslautakunta tehdystä hakemuksesta on hyväksynyt, mikäli sijoituspaikka ei ole asema- tai rakennuskaavassa varattu. Lautakunnan hyväksyntä oli hankittava myös edellä tarkoitettun tehtaan, laitoksen tai varaston olennaiseen muuttamiseen tai uudelleen järjestelyyn. Lain 28 §:ssä todettiin 26 § säädöksen koskevan soveltuvin osin sairaalaa, lentokenttää, huvikenttää, moottorirataa ja ampumarataa.

Yleisten alueiden⁴⁵¹ $L_{Aeq,07-21 h}$ -tason ohjearvon 60 – 70 dB(A) – ja nähtävästi myös asuntoalueiden 55 dB(A) – perusteeksi mainitaan ohjekirjeessä: ”... tutkimuksissa on todettu, että 25 prosenttia ihmisistä kokee 55 dB(A) liikennemelun häiritsevänä ja 20 prosenttia hyvin häiritsevänä. Puolet kokee 65 dB(A) melun häiritsevänä ja 35 prosenttia hyvin häiritsevänä.” Nämä prosenttiluvut perustuivat painotetusti tuon aikaisiin Ruotsissa julkaistuihin kyselytutkimusten tuloksiin.⁴⁵² Ruotsissa käytettiin jo tuolloin melko herkkiä asteikkoja kyselytutkimuksissa.⁴⁵³ Tätä ei Suomessa todennäköisesti tiedetty. Meluohjekirjeen 1551 taustajulkaisuista voidaan mainita myös brittiläinen rakennusakustiikan ja meluntorjunnan standardi.⁴⁵⁴

Seuraava meluohjekirje N:o 1676 julkaistiin vuonna 1979. Valmistelu oli aloitettu vuoden 1976 aikana. Luonnos lähetettiin lausunnonle 6.6.1977. Lausuntoja pyydettiin yli 20 julkishallinnon virastolta ja yhteisöltä sekä lisäksi lääninhallitusten sosiaali- ja terveysosastoilta. Lausuntojen perusteella tehtiin muutoksia ja tarkennuksia.

Taulukko 4: Ohjearvot sisällä, A-äänitaso (dB) [ekvivalentti- eli keskiäänitaso ja rakennusten teknisten laitteiden osalta myös L_{AFmax} -taso]

Huoneisto	Huonetila	Päivällä klo 7–22	Yöllä klo 22–7
Asuinhuoneisto	Asuinhuoneet, paitsi keittiö	35 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾
	Asunnon muut tilat ja keittiö ⁽²⁾	40	40
Hoitolaitokset, hotelli- ja majoitustilat	Potilas- ja majoitushuoneet	35	30
Kokoontumishuoneistot	Luokkahuoneet, luentosalit, kirkot ja muut huonetilat, joissa edellytetään yleisön saavan hyvin puheesta selvää ilman jatkuvaa äänenvahvistuslaitteiden käyttöä Muut kokoontumistilat ⁽⁴⁾	35 ⁽³⁾	–
		40 ^(3,5)	–
Työhuoneistot (yleisön kannalta)	Yleisön vastaanottotilat, toimistohuoneet	45 ⁽⁶⁾	–

¹⁾ Loma-asunnoissa olisi suotavaa pyrkiä 5 dB alhaisempiin tasoihin ympäristön lepo- ja virkistysvaihtuksen tehostamiseksi.

²⁾ Asunnon muista tiloja ovat mm. eteinen, kylpyhuone, sauna, vaatehuone ja apukeittiö. Asuinhuoneen ja keittiön muodostaessa yhteistilan sovelletaan siihen asuinhuoneen ohjearvoa.

³⁾ Äänitasovaatimuksia ei sovelleta niinä aikoina, jolloin kyseinen huonetila ei ole yleisön käytössä eikä yleisö pääse sinne.⁴⁶⁹

⁴⁾ Muita kokoontumistiloja ovat esimerkiksi uimahallit, kokoontumistilojen lämpiöt ja ravintolasalit.

⁵⁾ Kokoontumishuoneistoissa voidaan hyväksyä 5 dB korkeammat äänitasot, jos niissä harjoitettu toiminta ei edellytä yleisön saavan puheesta tai muista alle 60 dB:n äänistä hyvin selvää.

⁶⁾ Useita työpaikkoja tai yleisöpalvelupisteitä käsittävissä huoneissa voidaan sallia enintään 10 dB suurempia äänitasoja, mikäli yleisön kannalta on suotavaa estää keskusteluäänien selvä kuuluminen palvelupisteestä toiseen. Ohjearvon 45 dB ylittävän taustamelun on oltava mahdollisimman vähän häiritsevää, esimerkiksi laajakaistaista kohinaa tai niin sanottua työpaikkamusiikkia. Ohjearvon 45 dB ylittävän taustamelun käytön tulisi perustua asianmukaiseen akustiseen suunnitteluun silloin, kun äänitaso ei ole haluttaessa säädettävissä ohjearvoon 45 dB.⁴⁵⁵

Taulukon 4 ohjearvot pätevät rakennusten teknisten laitteiden osalta (myös) L_{AFmax} -tasoina. Taustana tälle määrittelylle oli se, että vuoden 1976 rakennusmääräysten⁴⁵⁶ mukaan 1.7.1976 ja sen jälkeen rakennusluvan saaneiden rakennusten teknisten laitteiden määräystasoinen arvo oli $L_{AFmax} \leq 30$ dB(A). Meluohjekirjeen arvoja voitiin soveltaa myös tätä vanhempiin rakennuksiin. Jo tuolloin terveysvalvonnan ohjeistuksissa oli, että ellei ole syytä olettaa tai valita mitään mittausalueen paikkaa tai pistettä meluallistuksen kannalta muita edustavammaksi, melu mitataan kohdasta, jossa äänitasot ovat suurimmat. Ilman pätevää syytä mittausmikrofonina ei pitänyt sijoittaa sisällä 0,5 m lähemmäksi suuria ääntä heijastavia pintoja eikä alle 1 m tai yli 1,8 m korkeuteen lattiasta. Rakennusmääräyksissä todettiin, että mittauspiste ei saa olla 0,5 m lähempänä huonetta rajoittavia pintoja eikä 1,5 m lähempänä teknistä laitetta tai sen osaa, kuten radiaattoria tai ilmanvaihtoventtiiliä. Terveysvalvonnassa lähtökohtana oli, että ”mitataan siellä, missä korva on käytettäessä huonetta normaalin käyttötarkoituksensa mukaan”, mutta ilman perusteltua syytä ei esimerkiksi 0,5 m lähempänä seinää.⁴⁵⁷

Taulukko 5: Ohjearvot ulkona, A-äänitaso (dB) [ekvivalentti- eli keskiäänitaso]

Alueen pääasiallisen käyttötarkoitus	Päivällä klo 7–22	Yöllä klo 22–7
Asuntoalueet ¹⁾	55	– ⁴⁾
Yleisten rakennusten alueet ²⁾	55	–
Virkistysalueet ³⁾	45	40

¹⁾ Loma-asuntojen pihapiirissä tulisi pyrkiä 5 – 10 dB alhaisempiin tasoihin ympäristön lepo- ja virkistysvaikutuksen tehostamiseksi.

²⁾ Ohjearvo koskee melulle herkkiä rakennuksia ja alueita, kuten sairaaloita, hoitolaitoksia, hautausmaita ja opetukseen käytettäviä rakennuksia.⁴⁵⁸

³⁾ Virkistysalueita ovat käytössä olevat kaavoitetut retkeily-, ulkoilu-, urheilu-, uimaranta- ja leirintäalueet. Ohjearvot eivät koske alueella sen käyttötarkoitusta vastaavan toiminnan aiheuttamaa ääntä.⁴⁵⁹

⁴⁾ Uusilla asuntoalueilla tulisi pyrkiä yöllä (22 – 07) tasoon 45 dB.

Perusteena sille, että yöajan ulkomelulle ei esitetty ohjearvoa oli yleiskirjettä valmistelleen työryhmän enemmistön käsitys, jonka mukaan hyvin harvat kansalaiset altistuvat yöaikaiselle ulkomelulle. Sisämelun ohjearvon katsottiin riittävän yöaikaisten terveyshaittojen arvioinnin ja valvonnan lähtökohdaksi. Muistelen, että tässä yhteydessä ei selvitetty juridisia pulmia, esimerkiksi sitä, miten silloisen lainsäädännön mukaan vastuut jaettaisiin, jos ulkoa sisään kuuluvan melun haittojen syynä olisi tavanomaisesta merkittävästi alhaisempi rakennuksen ulkokuoren (ikkunoiden) ääneristävyys. Lähtökohtaisesti melun aiheuttaman terveyshaitan aiheuttaja on se, jonka toiminta – tai toimettomuus – on melun syynä. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että melun aiheuttajan on otettava selvää ympäristön rakennusten ulkokuoren tuottamasta äänen vaimentumisesta. Tätä vastuuta lievensi kuitenkin suuresti se, että Meluohjekirjeessä 1676/1979 (ja myös kirjeessä 21/1987) todettiin: ”Jo rakennetuilla taaja-alueilla voidaan ajoneuvo-liikenteestä aiheutuvalla melulla sallia suurempia arvoja, jos melutasoa ei esimerkiksi liikennejärjestelyillä voi kohtuullisin kustannuksin alentaa ohjearvojen mukaiseksi”.⁴⁶⁰

Tässä yleiskirjeessä, jonka valmisteluun allekirjoittanut osallistui, julkaistujen ohjearvojen vaikutusperusteiksi mainittiin seuraavat esiintyvyydet: ympäristömelun väestölle aiheuttamien kuulovaurioiden esiintyvyys 0 %, puheen (sana-) ymmärrettävyys (normaalikuuloisilla) yli 90 %, unta haittaavan häirinnän esiintyvyys vähemmän kuin 5 %. Yleiskirjeessä ei mainita, mikä on ohjearvojen perusteena oleva kyselytutkimuksin mitatun häiritsevyyden (kiusallisuuden) esiintyvyys. Yleiskirjeessä määritettiin melun häiritsevyys yleiskäsitteeksi, joka kattoi kaikki melureaktiot.^{461,462} Kyselytutkimuksin mitatulle häiritsevyydelle varattiin käsite kiusallisuus. Sille, että kiusallisuudelle ei esitetty sallittua tai tavoitteena olevaa esiintyvyyttä oli kaksi pääsyytä: 1) tuolloin tunnetut, eri puolilla maailmaa tehtyjen tutkimusten menetelmät ja vastet vaihtelivat niin paljon, että ei löydetty luotettavaa perustetta arvolle⁴⁶³ ja 2) katsottiin, että kyselytutkimuksen tulos ei ole terveydenhoitolaissa tarkoitettun terveyshaitan (suora) mittari. Kuten edellä kerrotaan, yleiskirjeessä todettiin, että jo rakennetuilla alueilla liikenteen ulkomelulle voidaan sallia ohjearvoja suurempia tasoja.⁴⁶⁴ Kuopiossa 8 – 9.10.10.1979 pidetyssä yleiskirjeen koulutustilaisuudessa allekirjoittanut ilmoitti valmistelussa taustana olevista perusteista: ”...10 – 20 % ihmisistä kokenevat jotkut ympäristömelut kiusallisiksi tai erittäin kiusallisiksi, vaikei ohjearvoja ylitettävikään.”⁴⁶⁵

Meluohjekirjeen 1676/79 lähtökohtana oli sellaiset ohjearvot, joiden alittuessa melu ei aiheuta säädöksissä tarkoitettua terveyshaittaa, mutta ylittyessä haittoja voi olla (mutta ei välttämättä ole; eli ylitykset ovat mahdollisia ilman, että terveysvaikutukset kasvavat suuremmiksi kuin säädökset sallivat). Nykyisin tällaiseen argumentointiin

perustuvat ohjearvot tunnetaan WHO-typpeinä tai ”nollariskin” (terveysvaikutus: LOAEL) perustuvina ohjearvoina. Allekirjoittanut teki ohjekirjettä valmistellessaan hyvin laajan kirjallisuuden läpikäynnin. Läpikäytyjen julkaisujen määrä oli noin 600. Suurin osa oli kongressiesitelmiä. Valmistelutyötä koskenut toimeksianto ei sisältänyt rahoitusta läpikäydyn materiaalin referointiin julkaisuna.

Vuoden 1987 meluohjekirje 21/87

Tämä meluohjekirje ohjearvojen osalta identtinen vuoden 1979 kirjeen kanssa. Syynä julkaisuun oli se, että lääkintöhallitus oli lakkautettu ja sen tehtävät olivat siirtyneet sosiaali- ja terveyshallitukselle. Kirje muutettiin sosiaali- ja terveyshallituksen julkaisuksi.

Vuonna 1992 sosiaali- ja terveyshallitus julkaisi allekirjoittaneen konsulttityöhön perustuvan oppaan terveydenhoitolain soveltamisesta meluntorjunnassa.³⁵⁵ Tässä oppaassa esitettiin sen aikaisia vaikutusvasteita kiusallisuudelle ja unihäiriöille. Lisäksi annettiin ohjeita siitä, miten melutason pitkän ajan sisällä tapahtuva tilastollinen vaihtelu otetaan huomioon verrattaessa meluindikaattoreiden lukuarvoja ohjearvoihin.

Viimeistään tämän soveltamisoppaan valmistelun yhteydessä päädyttiin mm. sijoituspaikkalupaharkinnan ohjeistuksessa siihen, että riippumatta melulähteen ja melulle altistuvan kohteen välisen alueen maanomistusoloista, mahdollinen terveyshaitta arvioidaan sen melutason perusteella, joka altistaa kansalaisia pysyväisluonteisesti haittan kohteessa. Esimerkiksi vahvistetuissa kaavoissa esitetyt ja myönnettyjen rakennuslupien mukaiset rakentamattomat kiinteistöt tuli ottaa lupaharkinnassa huomioon haittakohteina, mutta ei esimerkiksi sellaisia haja-asutusalueen kiinteistöjä (rakentamattomia maa-alueita), joiden huomioon ottamista valittaja vaati tulevaisuuden rakennusmahdollisuutta varten. Lähdettiin siitä, että jos maakäyttö- ja omistusoloissa tapahtuisi muutoksia, niin syntyy uusi etujen ja terveyshaittojen harkintatilanne, joka ratkaistaisiin uusien tosiasioiden pohjalta. Muistaakseni jo lääkintöhallituksen aikana oli päädytty tähän ratkaisuun KHO:n sijoituslupavalituksista lääkintöhallitukselta pyytämässä lausunnoissa.⁴⁶⁶

Taustaksi edelliselle kappaleelle se, että joissakin esimerkkimaissa meluohjearvot pätevät (ja pätevät) haittan aiheuttajan hallitseman maa-alueen rajalla tai haittaa aiheuttavalle laitokselle vahvistetun melualueen rajalla tahi kaavassa osoitetulla rajalla siitä riippumatta, kuinka paljon ”tyhjää tilaa” jäi tällaisen rajan ja todellisen haittakohteen välille.

Kysymys siitä, onko meluhaittaa olemassa, jos ei ole osoittaa korvaa kuulemassa, on tunnettu oikeusopillisen väittelyn kohde monissa maissa. Suurin merkitys tällä kysymyksellä on tie- ja raideliikenteen meluvaatimuksia harkittaessa. Käytännössä tämä tarkoittaa muun muassa sitä, pitääkö tien tai radan pitäjän hallita (ohje/määräsarvot ylittäviä) melualueiden maa-alueita tai maksaa korvauksia maanomistajille niissäkin tapauksissa, joissa melualueet ovat esimerkiksi maa- ja metsätalouskäytössä tai vesialueita, joilla ei ole vakituista asustusta.

Maailman terveysjärjestön, WHO:n, ympäristömeluja ja niiden terveysvaikutuksia koskeva kirjanen ”Environmental Health Criteria 12, Noise” oli julkaistu vuonna 1980.⁴⁶⁷ Muistelen, että käydessäni läpi tämän julkaisun (jonka sain lääkintöhallitukselta kommentoitavaksi) 1980-luvun alussa, päädyin kertomaan lääkintöhallitukselle, että julkaisu ei edellytä muutoksia meluohjekirjeeseen.

Vuoden 1997 Sisäilmaohjeen melutasoja koskevat ohjearvot

Terveydenhoitolaki ja -asetus uudistettiin vuonna 1994 terveydensuojelulaksi (763/94) ja -asetukseksi (1280/94). Sisämelujen ohjearvot ja arviointiohjeet päivitettiin tässä yhteydessä. Ne julkaistiin Sisäilmaohje-nimisessä kirjasessa.⁴⁶⁸ Päivitetty ulkomelujen ohjearvot oli tarkoitus antaa erikseen (tästä jäljempänä).

Terveydensuojelulain (763/94) 2 §:n toinen kohta säättää: "Elinympäristöön vaikuttavaa toimintaa on harjoitettava siten, että terveyshaittojen syntyminen mahdollisuuksien mukaan estyy." Tämä ei poissulje mitään ulkona tai sisällä esiintyvää melua eikä sen, tai sen yhdessä muiden melujen kanssa, mahdollisesti aiheuttamaa terveyshaittaa. Terveyshaitta määritellään lain 1 §:n toisessa momentissa: "Tässä laissa tarkoitetaan terveyshaitalla ihmisessä todettavaa sairautta, muuta terveydenhäiriötä tai sellaisen tekijän tai olosuhteen esiintymistä, joka voi vähentää väestön tai yksilön elinympäristön terveellisyyttä".

Taulukko 6: Päivä- ja yöajan melutasojen ohjearvot sisätiloissa

Huoneisto ja huonetila	LAeq,07-22h	LAeq, 22-07h
Asuinhuoneisto - asuinhuoneet, paitsi keittiö - asunnon muut tilat(1 ja keittiö	35 dB 40 dB	30 dB 40 dB
Hoito- ja sosiaalihuollonlaitokset ja majoitustilat - potilas- ja majoitushuoneet - päiväkodit, lastentarhat, lapsien ja henkilö- kunnan oleskeluun tarkoitettut huoneet	35 dB 35 dB	30 dB 30 dB(2
Kokoontumis- ja opetushuoneistot - luokkahuoneet, luentosalit, kirkot ja muut huonetilat, joissa edellytetään yleisön saavan hyvin puheesta selvää ilman jatkuvaa äänenvahvistuslaitteiden käyttöä - muut kokoontumistilat(4	35(3 40(3,5	- -
Työhuoneistot (yleisön kannalta) - yleisön vastaanottotilat, toimistohuoneet	45(3,6	-

¹⁾ Asunnon muita tiloja ovat mm. kylpyhuone, sauna ja apukeittiö. Jos tällainen tila tai keittiö muodostaa yhteistilan asuinhuoneen kanssa, ohjearvona on asuinhuoneen arvo.

²⁾ Yöarvoa sovelletaan vain huoneisiin, joissa nukutaan yöaikana.

³⁾ Ekvivalenttitaso tarkoittaa sitä aikaa, jona yleisö oleskelee huoneessa. Äänitasot saavat olla korkeampia sellaisina aikoina, jolloin huoneessa ei ole yleisöä.⁴⁶⁹ Kuulovammaisten ja kielenopetuksen luokkahuoneille suositellaan ohjearvoksi 30 dB.

⁴⁾ Muita kokoontumistiloja ovat esimerkiksi uimahallit, kokoontumistilojen lämpiöt ja ravintolasalit.

⁵⁾ Kokoontumishuoneistoissa voidaan hyväksyä 5 dB korkeammat äänitasot, jos niissä harjoitettu toiminta ei edellytä yleisön saavan puheesta tai muista alle 60 dB:n äänistä hyvin selvää.

⁶⁾ Useita työpaikkoja tai yleisöpalvelupisteitä käsittävissä huoneessa voidaan sallia enintään 10 dB suurempia äänitasoja, mikäli yleisön kannalta on suotavaa estää keskusteluäänien selvä kuuluminen palvelupisteestä toiseen. Ohjearvon 45 dB ylittävän taustamelun on oltava mahdollisimman vähän häiritsevää, esimerkiksi laajakaistaista kohinaa tai niin sanottua työpaikkamusiikkia. Ohjearvon 45 dB ylittävän taustamelun käytön tulisi perustua asianmukaiseen akustiseen suunnitteluun silloin, kun äänitaso ei ole haluttaessa säädettävissä ohjearvoon 45 dB.⁴⁵⁵

Muutoksina aikaisempiin meluohjekirjeisiin olivat muun muassa:

- loma-asuntojen 5 dB normaaliasuntoja alhaisemmasta melusuosituksesta luovuttiin, koska suositus oli johtanut valituksia ratkaistaessa ja sijoituspaikkalupien ehtoja asetettaessa ennakoimattomiin vaikeuksiin. Esimerkiksi maalta muuton seurauksena ilmaantui maatilojen rakennuksia ja jopa maa-seututaajamiin asuntoja, joita alettiin käyttää loma-asuntoina, naapurirakennuksen tai asunnon ollessa edelleen tavallisessa asuinkäytössä.
- Rakennusten teknisten laitteiden enimmäistason, L_{AFmax} , ohjearvoa laajennettiin ylöspäin (30 – 45 dB). Tämän taustalla oli useita tapauksia, joissa valittajat olivat vaatineet 30 dB ohjearvoon vedoten vaimentamaan hyvin lyhytaikaisia ja/tai vain kerran tai pari yö- tai päiväaikana esiintyneitä ääniä, joiden ei voitu osoittaa aiheuttavan terveyshaittoja.⁴⁷⁰
- Ohjeet ohjearvojen soveltamisesta ajallisesti vaihtelevan melun arvioimiseksi (luku 5.2). Todettiin, että melun voidaan katsoa olevan ohjearvojen mukaisia, kun ohjearvojen ylittymisiä yli 3 dB:llä on enintään noin 10 % vuoden vuorokausista kuitenkin siten, että yli 5 dB ylittymisiä ei ole enempää kuin 20 – 30 vuorokautena vuodessa eikä yli 10 dB ylittymiä esiinny lainkaan. Tällä ohjeistuksella ei kuitenkaan ollut tarkoitus rajoittaa terveysvalvonnan harkintavaltaa sallia ohjearvot ylittäviä meluja tai vaatia niitä tiukempia arvoja siitä riippuen millaista näyttöä haitoista on tapauskohtaisesti.
- Ohjeet mittaustulosten luotettavuudesta uusittiin. Valmistelussa lähdettiin siitä, että tilastomatemattinen luotettavuus ei anna yleispätevästi validia vastausta siihen aiheuttaako jokin melu terveyshaittaa vai ei tai, eikä siihen, mikä olisi se tilastomatemattinen riski, jota korkeintaan voitaisiin sallia arvioitaessa haitan todennäköisyyttä.
- Ohjeet impulssimaisuuden ja kapeakaistaisuuden huomioon ottamisesta uudistettiin. Korjaus $L_{Aeq,07-22h}$ - ja $L_{Aeq,22-07h}$ -tasoon tehdään vain siltä ajalta, jona näitä ominaisuuksia esiintyy. Taustana oli muun muassa se, että oli tullut esille tapauksia, joissa muutaman päivittäisen iskuäänen perusteella valittaja vaati impulssikorjausta laitoksen koko päivän tai yöajan L_{Aeq} -tasoon.

Kuten jo aikaisemmin on todettu, rakennusmääräykset koskevat vain 1.7.1976 jälkeen rakennuslupan saaneita rakennuksia, mutta terveysvalvonta voi antaa määräyksiä myös näitä vanhempien rakennusten teknisten laitteiden melun vähentämisestä. On syytä huomata, että rakennuksessa voi olla myös muita terveyshaittaa aiheuttavia rakennuksen tai sen osien melulähteitä kuin varsinaiset tekniset laitteet. Esimerkkinä tuulessa rämisevä peltikatto tai rautaportin sulkemisen kolina. Onpa valitettu asunnon ovesta olevan postiluukun aamuyön kolahduksistakin. STM:n yllä mainittua teknisten laitteiden ohjearvoja on valitustapauksissa sovellettu myös näiden melujen arviointiin.

Sisäilmaohjeen käytäntöön soveltamista helpottamaan STM julkaisi vuonna 1997 Asumisterveysoppaan.⁴⁷¹ Sitten tätä on uudistettu vuosina 2005, 2007 ja 2009. Oppaassa on runsaasti esimerkkejä melun mittaamisesta ja arvioinnista.

Päivitetty ulkomeluohjearvot oli tarkoitus antaa erikseen. Euroopan Unionin ympäristömeludirektiivin valmistelu oli käynnistynyt. Pidettiin mahdollisena, että direktiivin kattaisi kaikki ulkomelun lajit eli olisi ollut kattavampi ja pitemmälle jäsenmaiden melupolitiikkaa ohjaava kuin se, mikä lopullisesti julkaistiin vuonna 2002.⁴⁷² STM:ssä päädyttiin siihen, että ulkomelunohjearvojen päivityksen valmistelu lykätään ainakin siksi aikaa, että nähdään, millaisia muutoksia direktiivi mahdollisesti edellyttää esimerkiksi meluindikaattoreihin ja mittaustapoihin.

Vuoden 1997 sisäilmaohjeessa ei kerrottu, millaisiin vaikutusten esiintyvyyksiin ohjearvot perustuivat tai mihin vaikutusten esiintyvyyksiin terveystarkinnassa tulisi pyrkiä. Yhtenä syynä tähän oli se, että eri tutkijoiden ja eri maissa julkaistut vaikutusvasteet erosivat suuresti toisistaan. Ei katsottu olevan riittävää tietoa työstää näistä Suomen oloihin valideja vasteita. Tunnetut kiusallisuusvasteet perustuivat lisäksi pääsääntöisesti ulkomelun voimakkuuteen ja ominaisuuksiin.

Vuoden 2003 asumisterveysohjeen melua koskevat ohjearvot

Sisäilmaohje uudistettiin vuonna 2003 Asumisterveysohje-nimiseksi oppaaksi.⁴⁷³ Tämän uudistustyön yhteydessä allekirjoittanut teki erittäin laajan meluvaikutuksia ja melunarviointia koskevan kirjallisuuden läpikäynnin. Tämän työn tuloksena syntyi julkaisu ”Ympäristömelun haittojen arvioinnin perusteita”, joka julkaistiin vuonna 2005.⁴⁷⁴ Tästä selvityksestä löytyy ohjearvojen taustalla olevia vaikutusvasteita ja ohjearvojen perusteita. Valitettavasti kirjoitusaikataulua jouduttiin lyhentämään, mistä syystä joidenkin vaikutusten osalta kerätty laaja materiaali jäi käyttämättä.

Ohjearvoihin tehtiin muutama muutos ja lisäys.

Taulukko 7: Päivä- ja yöajan melutasojen ohjearvot sisätiloissa

Huoneisto ja huonetila	L _{Aeq,07-22h}	L _{Aeq,22-07h}
Asuinhuoneisto - asuinhuoneet, paitsi keittiö - asunnon muut tilat ¹⁾ ja keittiö	35 dB 40 dB	30 dB ²⁾ 40 dB
Hoitto- ja sosiaalihuollonlaitokset ja majoitustilat - potilas- ja majoitushuoneet - päiväkodit, lastentarhat, lapsien ja henkilökunnan oleskeluun tarkoitetut huoneet	35 dB 35 dB	30 dB 30 dB ³⁾
Kokoontumis- ja opetushuoneistot - luokkahuoneet, luentosalit, kirkot ja muut huonetilat, joissa edellytetään yleisön saavan hyvin puheesta selvää ilman äänenvahvistuslaitteiden käyttöä - muut kokoontumistilat ⁴⁾	35 ⁴⁾ 40 ^{4),6)}	– –
Työhuoneistot (yleisön kannalta) - yleisön vastaanottotilat, toimistohuoneet	45 ^{4),7)}	–

¹⁾ Asunnon muita tiloja ovat mm. kylpyhuone, sauna, vaatehuone ja apukeittiö. Jos tällainen tila tai keittiö muodostaa yhteistilan asuinhuoneen kanssa, ohjearvona on asuinhuoneen arvo

²⁾ Asuntojen makuuhuoneisiin yöaikaan kuuluvalla musiikkimelulle ja matalataajuiselle melulle on annettu jäljempänä kohdissa 5.3 ja 5.4 erilliset ohjearvot

³⁾ Arvoa sovelletaan vain huoneisiin, joissa nukutaan yöaikaan.

⁴⁾ Ohjearvo aikana, jona yleisö oleskelee huoneessa. Äänitasot saavat olla korkeampia aikoina, jolloin huoneessa ei ole yleisöä. Kuulovammaisten ja kielenopetuksen luokkahuoneille suositellaan ohjearvoksi 30 dB.

⁵⁾ Muita kokoontumistiloja ovat esimerkiksi kokoontumistilojen lämpiöt ja ravintolasalit.

⁶⁾ Tiloissa, joissa harjoitettu toiminta ei edellytä yleisön saavan puheesta tai muista äänistä selvää, voidaan käyttää 5 dB suurempaa ohjearvoa.

⁷⁾ Jos esimerkiksi yleisön ja palvelun intimitteettisuoja edellyttää kuuluvuuden rajoittamista samassa huoneessa olevasta palvelupisteestä toiseen, puhetta voidaan peittää ohjearvoa voimakkaammalla säädettävällä kohinalla tai taustamusiikilla.⁴⁵⁵

Taulukko 8: Yöaikaisen pieni- eli matalataajuisen melun ohjearvot tiloille, joissa nukutaan⁴⁷⁵

Kaista/Hz	20	25	31,5	40	50	63	80	100	125	160	200
Leq,1h/dB	74	64	56	49	44	42	40	38	36	34	32

Päivä- ja ilta-ajan matalataajuiselle melulle voidaan sallia noin 5 dB suurempia arvoja. Arvioitaessa matalataajuisen melun haitallisuutta taulukon 3 ohjearvojen perusteella mittaustuloksiin ei tehdä kapeakaistaisuus- eikä impulssimaisuuskorjausta. Taulukon 8 arvot ovat kuulijaa (esim. nukkuvaa) altistavia keskimääräisiä tasoja.

Muutoksina sisäilmanohjeen 1997 meluohjearvoihin nähden olivat muun muassa:

- Pieni- eli matalataajuiselle yöajan sisämelulle annettiin ohjearvo terssitasoina (ks. taulukko yllä).
- Annettiin ohjeistus asuntoihin kuuluvan musiikkimelun arviointiin. Syynä musiikkimelun ohjearvojen antamiseen oli runsaat valitukset yöaikaisesta musiikkimelusta ja se, että havaittiin tarvittavan tiukempia ohjearvoja ja ohjeita unihäiriöiden (lähinnä nukahtamisen vaikeutuminen) estämiseen tai vähentämiseen. Alkuyön, klo 22 – 02 h aikana nukkuvaa altistavan $L_{Aeq,1h}$ -tason tulisi olla korkeintaan 25 dB, ellei hyväksyttävissä oleva jatkuva taustamelu peitä tässä tasossa musiikkimelua kuulumattomiin. Pienitaajuisen melun ohjearvo koskee myös musiikkimelua.
- Ohjeet mittaustulosten luotettavuuden arvioinnista ja huomioon ottamisesta uudistettiin.

Koulutustilaisuuksissa allekirjoittanut ilmoitti kuulijoille, että koska ei ole ollut ennalta tiedossa kovin tarkasti, kuinka paljon ja millaisia tapauksia uudet musiikki- ja pienitaajuisen melun ohjearvot tuovat terveysvalvonnan ratkaistavaksi, STM:n on tarkoitus seurata tilannetta ja mahdollisesti tarvittavat muutokset ja tarkennukset pyritään tekemään nopealla aikataululla. Kokemus on osoittanut, että yöaikaisen musiikkimelun mittauksissa taustamelun eliminointi ja sen osuuden arviointi on tuottanut mittaajille vaikeuksia. Tätä ohjeistettiin Asumisterveysoppaan vuoden 2005 painoksessa. Toinen vaikeuksia tuottanut asia on huoneiden käyttötarkoituksen huomioon ottaminen. Ohjearvon valmisteluvaiheessa lähdettiin siitä, että arvo koskee vain makuuhuoneita ja niidenkin osalta vain sellaisia, joissa tosiasiallisesti nukutaan.

Asumisterveysohjeen julkaisun jälkeen päivitettiin Asumisterveysopas-niminen STM:n julkaisu vuonna 2005. Oppaassa esitetään käytännön sovellutusohjeita ja esimerkkejä terveyshaitan arviointiin liittyvistä mittauksista, haitan arviointiperusteista ja jonkin verran myös haitan vähentämisohteja. Oppaasta julkaistiin korjatut painokset vuonna 2008 ja 2009.^{476, 477, 478}

Meluntorjuntalain perusteella annetun VnP 993/1992 ohjeet

Meluntorjuntalain (982/1987) 9 §:ssä säädettiin, että valtioneuvosto voi antaa meluntorjuntaa varten yleisiä ohjeita melutasosta ulko- ja sisätiloissa. Tämän säädöksen perusteella valtioneuvosto antoi päätöksellään 993/1992 yleiset melun ohjeet, joiden soveltamisalaksi todetaan päätöksen 1 §:ssä: ”Päätöstä sovelletaan meluhaittojen ehkäisemiseksi ja ympäristön viihtyisyyden turvaamiseksi maankäytön, liikenteen ja rakentamisen suunnittelussa sekä rakentamisen lupamenettelyissä.” Arvot on esitetty taulukoissa 9 ja 10.

YM:n 26.10.1992 päivätyn muistion mukaan ohjeiden tarkoitus oli asettaa (ilmoittaa) tavoitteet ympäristön laadulle meluntorjunnan kannalta maankäytön, liikenteen ja rakentamisen suunnittelusta vastaaville viranomaisille. Päätöksen ohjeita ja mahdollisia soveltamisohjeita ei ollut tarkoitus soveltaa sijoituspaikkalupa- ja rakentamispäätöksiin, joissa arvioitaisiin melun mahdollisesti aiheuttamia terveyshaittoja.⁴⁷⁹

Taulukko 9: Ohjeet sisällä, A-äänitaso [ekvivalentti- eli keskiäänitaso]

Huonetila	Päivällä klo 7–22	Yöllä klo 22–7
Asuin-, potilas- ja majoitusruuut	35 dB	30 dB
Opetus- ja kokoontumistilat	35 dB	–
Liike- ja toimistoruuut	45 dB	–

Taulukko 10: Ohjeet ulkona, A-äänitaso (dB) [ekvivalentti- eli keskiäänitaso]

Alueen käyttötarkoitus	Päivällä klo 7–22	Yöllä klo 22–7
Asuntoalueet, virkistysalueet taajamissa ja taajamien välittömässä läheisyydessä, hoito- ja oppilaitoksia palvelevat alueet - nykyiset alueet - uudet alueet	55 dB 55 dB	50 dB ¹⁾ 45 dB ¹⁾
Loma-asumis- ja leirintäalueet. taajamien ulkopuolella olevat virkistysalueet ja luonnonsuojelualueet	45 dB ²⁾	40 dB ^{2), 3)}
Virkistysalueet ³⁾	45	40

¹⁾ Ei koske oppilaitoksia palvelevia alueita.

²⁾ Taajamien loma-asumisalueilla voidaan soveltaa asunto-alueiden arvoja

³⁾ Yöarvoa ei sovelleta sellaisilla luonnonsuojelualueilla, joita ei yleisesti käytetä oleskeluun tai luonnon havainnointiin yöllä.

Jos melu on luonteeltaan iskumaista tai kapeakaistaista, mittaus- tai laskentatulokseen lisätään 5 dB ennen sen vertaamista taulukon 9 tai 10 ohjeisiin. Nähtävästi on ajateltu, että kaikki mittaukset ja laskentamallit estimoivat (pitkän ajan) L_{Aeq} -tasoa. Säädos ei ota kantaa impulssimaisuuden tai kapeakaistaisuuden keston päivän tai yön aikana. STM:n ohjeistuksessa (vuoden 1997 sisäilmaohjeista lähtien) lähdetään siitä, että korjaukset tehdään vain siltä ajalta, jona tällaista ominaisuutta esiintyy.

YM:n 26.10.1992 päivätystä muistiossa esitetään arvio: ”Melutason ollessa (ulkona) 55 dB vielä noin 10 – 15 % ns. normaaliväestöstä kokee melun erittäin häiritseväksi. Muistiossa esitetyn arvon mukaan Suomessa asuu 1,8 miljoonaa ihmistä (eli noin

37 % silloisesta väestöstä) alueilla, joissa L_{Aeq} -taso ylittää 55 dB. Sama arvo oli esitetty meluntorjuntalain perusteluissa (HE 211/1986). Perustelumuiotiossa ei mainita, missä määrin lain 3 §:n 1 momentin säädös ”melun aiheuttajan oli huolehdittava meluntorjunnasta siinä laajuudessa kuin kohtuudella voidaan edellyttää” oli otettu huomioon ohjearvoissa, vai oliko tarkoitus, että kohtuullisuusharkinta tehtäisiin vasta sovellettaessa ohjearvoja käytäntöön, esimerkiksi kaavamääräyksien lähtökohdaksi.

VnP 993/1992 ohjearvojen ja tuolloin voimassa olleen meluohjekirjeen välisistä eroista saa käsityksen lääkintöhallituksen päätöksen luonnoksesta antamasta lausunnosta, joka julkaistiin pääpiirteittäin Ympäristö ja Terveys lehdessä.⁴⁸⁰

Meluntorjuntalaki kumottiin ympäristönsuojelulain (86/2000) säätämisen yhteydessä. Osa sen säädöksistä sisällytettiin ympäristönsuojelulakiin ja -asetukseen.

Meluntorjuntalain perusteella annetun VnP 53/1997 ohjearvot ampumaratamelulle

Valtioneuvosto antoi meluntorjuntalain (382/1987) nojalla laukausäänen ulkomelulle ohjearvot päätöksellään, VnP 53/1997. Arvot on esitetty taulukossa 11. Ohjearvojen soveltamisala säädetään päätöksen 1 §:ssä: ”Päätöstä sovelletaan ampumaratojen aiheuttamien meluhaittojen ehkäisemiseksi ja ympäristön viihtyisyyden turvaamiseksi maankäytön ja rakentamisen suunnittelussa sekä rakentamisen lupamenettelyissä.”

Päätöksen ohjearvoja ja mahdollisia soveltamisohjeita ei ollut tarkoitus soveltaa sijoituspaikkalupaharkintaan eikä tapauksiin, joissa arvioitaisiin melun mahdollisesti aiheuttamia terveyshaittoja.

Taulukko II: Ohjearvot ulkona, L_{Amax} -äänitaso (dB)

Alueen käyttötarkoitus	L_{Amax}
Asumiseen käytettävät alueet	65 dB
Oppilaitoksia palvelevat alueet	65 dB
Virkistysalueet taajamissa ja taajamien välittömässä läheisyydessä	60 dB
Hoitolaitoksia palvelevat alueet	60 dB
Loma-asumiseen käytettävät alueet	60 dB
Luonnonsuojelualueet	60 dB

Päätöksen 3 §:ssä säädettiin: Ohjearvoja sovellettaessa on otettava huomioon ampumaratatoiminnan luonne, kuten ampuma-ajat, laukausmäärät ja ampumalajit, sekä 2§:ssä (edellä mainittu taulukko) tarkoitettujen alueen todellinen tai suunniteltu käyttö ja merkitys. Allekirjoittaneen tiedossa ei ole toimeenpano-ohjeita, joissa olisi esitetty, miten mainitut asiat otetaan huomioon. Ohjearvojen valmisteluun osallistuneen ylitarkastaja Mika Seppälän kirjoituksessa ”Ampumaratojen melutason ohjearvot” viimeisessä luvussa korostetaan joustavuutta soveltamisharkinnassa.⁴⁸¹

Kuten edellä on jo todettu, meluntorjuntalaki kumottiin ympäristönsuojelulain (86/2000) säätämisen yhteydessä.

Kulloinkin voimassa olleen rakentamista ja rakennuksia koskevan lainsäädännön perusteella on annettu suunnitteluohjeita ja -määräyksiä. Rakennusten äänioaloja koskevissa suunnitteluohjeissa ja -vaatimuksissa on esitetty arvoja eri tilojen välisen seinien ja välipohjien ääneneristävyydelle ja askeläänitasoille. Näiden lisäksi on esitetty arvoja tiloihin kuuluvalla rakennusten teknisten laitteiden melulle sekä rajoituksia joidenkin tilojen, kuten porraskäytävien, kaikuisuudelle ilmoittamalla kaiunta-ajan enimmäisarvo.

Rakennusasetuksen 266/1959 79 §:ssä säädettiin: Asuinhuoneisto on niin rakennettava, että siinä on tyydyttävä ääneneristys ja että se on suojattu muilta haitoilta. Äänioaloja koskevia säädöksiä uudistettiin vuonna 1993. Uusitun asetuksen 77 § säädettiin muun muassa: Rakentamisessa on huolehdittava siitä, että rakennuksen äänioolosuhteet ja suojaus melulta ovat tilojen käyttö huomioon ottaen hyvät. Vuoden 1993 muutokset (1158/1993) rakennuslakiin liittyivät EU:n rakennustuotedirektiivin toimeenpanoon. Direktiivin englanninkielisessä versiossa äänioalojen laatu määriteltiin sanoilla "satisfactory conditions".⁴⁸² Olosuhdevaatimuksen muuttuminen tyydyttävästä hyväksi ei johtanut välittömiin rakennusmääräysten äänioalovaatimusten muutoksiin.

Vuoden 1998 ääneneristysmääräyksissä ja ohjeissa lukuarvojen peruste ja rakentamisen olennainen äänioalovaatimus on määritelty sanoilla "riittävän hyvissä oloissa".

Rakennusinsinöörien liiton vuosien 1967 ja 1971 ohjeavot

Suomen Rakennusinsinöörien Liiton (RIL) työryhmän laatimat ääneneristysnormit⁴⁸³ julkaistiin vuonna 1968. Ääneneristävyden ja askeläänitasojen lisäksi annettiin ohjeita huonetilojen äänitasoille. Koska kyseessä oli yksityisoikeudellisen yhdistyksen julkaisusta, normeilla ei ollut lainsäädöksiin perustuvaa taustaa eikä statusta.

Sisämeluja koskien kirjoitettiin: Kaikki rakennukseen kiinteästi liittyvät koneet ja laitteet kuten esim. LVI-laitteet, hissit, pesukoneet sekä mankelit on valittava ja asennettavat niin, ettei niiden aiheuttama melu ylitä muissa huoneistoissa taulukossa 12 annettuja arvoja. Ohje koskee jatkuvaa tai jatkuvasti toistuvaa ääntä eikä ole voimassa, jos ääni on yksittäinen ja erittäin lyhytaikainen tai jos sen aiheuttaa liikenne tai jokin muu seikka rakennuksen ulkopuolella.

Normijulkaisussa ei kerrottu miten korkeimmat sallitut äänentason mitataan. Ohjeeksi annettiin: "Mittaukset suoritetaan Valtion teknillisen tutkimuskeskuksen soveltamia menetelmiä käyttäen".⁴⁸⁴

Huonelaji		Korkein sallittu äänentaso dB(A)		
		Jatkuva yöllä	Jatkuva päivällä	Veden otosta tai pois-laskusta johtuva ääni ⁽¹⁾
Asuinhuoneisto	Asuinhuone Keittiö	30	35	40
		35 ⁽²⁾	40 ⁽²⁾	45 ⁽²⁾
Toimisto ja liikehuoneisto	Työhuone	40	40	45
Hoitolaitos	Potilashuone	30	35	40 ⁽³⁾
Hotelli	Vierashuone	35	40	40
Koulu	Luokkahuone	–	40 ⁽⁴⁾	40

¹⁾ Kylpyammeeseen vettä laskettaessa hyväksytään 5 dB korkeammat arvot. Poikkeus koskee vain päiväsaikaa. Jos kylpemistä yöaikana pidetään välttämättömänä, on kylpyhuone suunniteltava niin, että taulukossa esitetyt jatkuvan äänen yöarvot saavutetaan.

²⁾ Jos keittiö avautuu olohuoneeseen siten, että huoneita ei voida erottaa ovella, se on katsottava asuinhuoneen osaksi, jolloin melun enimmäisarvot keittiössä ovat asuinhuoneessa sallittujen arvojen mukaiset.

³⁾ Tämä arvo koskee vanhainkoteja, mielisairaaloita, kroonisten tautien sairaaloita ja vaikeavammaisten hoitolaitoksia, joissa oleskelu on pitkäaikaista, Lyhytaikaiseen oleskeluun tarkoitetuissa hoitolaitoksissa sallitaan 5 dB korkeampi arvo.

⁴⁾ Auditorioissa, joiden ala on suurempi kuin 75 m² on vaatimus 5 dB ankarampi.

Vuoden 1976 Rakennusmääräysten osa CI Ääneneristysmääräykset

Sisäasiainministeriö antoi vuoden 1976 rakennusmääräykset rakennuslain (371/56) ja -asetuksen (226/59) nojalla. Rakennusmääräyskokoelmasta sisäasiainministeriö oli antanut määräyksen (867/75). Arvot koskivat rakennuksia, joiden rakennuslupa oli haettu 1.7.1976 tai sen jälkeen.

Melutasot olivat määräystasoisia. Niistä poikkeaminen olisi vaatinut poikkeuslupaisen rakennuslupan (esim. koerakentamista varten tällaisen olisi saattanut saada).

Taulukko 13: Vuoden 1976 rakennusmääräysten äänitason enimmäisarvot sisätiloissa.

Rakennuksen, huoneiston ja huoneen käyttötarkoitus	L _{AFmax}
Asuinrakennus	
- LVIS-laitteiden ⁽¹⁾ äänitaso keittiössä ⁽²⁾	35 dB
- LVIS-laitteiden ⁽¹⁾ äänitaso asuinhuoneessa	30 dB
- työhuoneen laitteiden aiheuttama äänitaso asuinhuoneessa	30 dB
Majoitusliike, asuntolarakennus ⁽³⁾	
- LVIS-laitteiden ⁽¹⁾ äänitaso majoitushuoneessa	30 dB
- työhuoneen laitteiden aiheuttama äänitaso majoitushuoneessa	30 dB
Sairaala	
- LVIS-laitteiden ⁽¹⁾ äänitaso potilashuoneessa ja yhteisessä oleskelutilassa	30 dB

¹⁾ Rakennuksen LVIS-laitteita ovat vesi- ja viemärlaitteet, hissit, kompressorit, ilmanvaihtolaitteet, jäädytyslaitteet, lämmityskattilat, lämmityslaitteet ja muut vastaavat. Vaatimukset eivät koske äänitasoa, joka aiheutuu samassa huoneistossa tapahtuvasta vedenlaskusta.

²⁾ Keittiön ollessa osan muuta asuinhuonetta noudatetaan asuinhuoneelle asetettua äänitasovaatimusta.

³⁾ Määräykset eivät koske tilapäistä, siirrettävää työmaa-asuntoa.

Melutasot edellytettiin suoritettavan luotettavaa menetelmää käyttäen siten, etteivät mittauspisteet ole 0,5 m lähempänä huonetta rajoittavia pintoja eikä huoneessa olevaa esinettä. Jos huoneessa oli teknisiä laitteita, kuten radiaattoreita, ilmanvaihtoventtiileitä tai muista vastaavia laitteita, mitattiin melutaso kuitenkin vähintään 1,5 m etäisyydellä häiriölähteestä. Ovien ja ikkunoiden piti olla suljettuina mittauksissa. Tulokset korjattiin tarvittaessa 10 m² äänenabsorptiota vastaavaksi.

Taulukko 14: Vuoden 1976 rakennusmääräysten äänitason enimmäisarvot rakennuksen ulkopuolella.

Rakennuksen, huoneiston ja huoneen käyttötarkoitus	L _{AFmax}
Kaikki rakennukset ¹⁾ - rakennusta palvelevat ja rakennuksen teknisten laitteet, välittömästi saman rakennuksen ikkunan ulkopuolella, parvekkeella tai oleskeluterassilla tai muussa vastaavassa paikassa	45 dB

¹⁾ Määräyksissä ei ollut esitetty mitään rakennuksen käyttötarkoitusta koskevia kohdetietoja.

Taulukossa 10 mainitussa meluvaatimuksessa melua tuottavat äänilähteet on mainittu monikossa. Tämä jättää avoimeksi kysymyksen: tarkoittaako määräysarvo laitteiden yhteensä aiheuttamaa äänitasoa vai kunkin erikseen aiheuttamaa?

Mitattaessa melua, joka sisältää impulssiääntä tai selvästi erottuvia ääneksiä, saatuu mittaustulokseen oli lisättävä maksimiarvoon 5 dB. Määräyksissä ei annettu ohjeita siitä, miten impulssimaisuus ja äänestäisyys todetaan.

Vuoden 1985 Rakennusmääräysten osa C I Ääneneristysmääräykset

Vuoden 1976 ääneneristysmääräykset, osa C1, uudistettiin ympäristöministeriön rakennuslain (371/56) ja -asetuksen (226/59) nojalla antamina määräyksinä vuonna 1985. Uudet määräykset koskivat rakennustoimenpidettä, jolle oli haettu lupaa 1.7.1985 tai sen jälkeen. Yleisenä vaatimuksena oli, että rakennus on suunniteltava ja rakennettava siten, että kussakin tilassa saavutetaan sen käyttötarkoitusta vastaavat tyydyttävät ääniolosuhteet. Vaatimusarvot olivat juridiselta statukseltaan määräyksiä.

Rakennuksen, huoneiston ja huoneen käyttötarkoitus	L _{AFmax}
Asuinrakennus - LVIS-laitteiden ¹⁾ äänitaso keittiössä ²⁾ - LVIS-laitteiden ¹⁾ äänitaso asuinhuoneessa - talopesulan laitteiden ³⁾ äänitaso keittiössä ²⁾ - talopesulan laitteiden äänitaso asuinhuoneessa - samassa rakennuksessa olevan muun huoneiston ⁴⁾ kuin asuinhuoneen laitteiden äänitaso keittiössä ²⁾ - samassa rakennuksessa olevan muun huoneiston ⁴⁾ kuin asuinhuoneen laitteiden äänitaso asuinhuoneessa	35 dB 30 dB 35 dB 30 dB 35 dB 30 dB
Majoitusliikkeet - LVIS-laitteiden ⁵⁾ äänitaso majoitushuoneessa - samassa rakennuksessa olevan muun huoneiston kuin asuin- tai majoitusliikkeen huoneiston laitteiden äänitaso majoitushuoneessa	30 dB 30 dB 30 dB
Asuntolarakennukset⁶⁾ - LVIS-laitteiden ⁵⁾ äänitaso keittiössä ²⁾ - LVIS-laitteiden ⁵⁾ äänitaso asuinhuoneessa - talopesulan laitteiden ³⁾ äänitaso keittiössä ²⁾ - talopesulan laitteiden ³⁾ äänitaso asuinhuoneessa - samassa rakennuksessa olevan muun huoneiston ⁸⁾ kuin asuinhuoneen laitteiden äänitaso keittiössä ²⁾ - samassa rakennuksessa olevan muun huoneiston ⁸⁾ kuin asuinhuoneen laitteiden äänitaso muussa asuinhuoneessa	35 dB 30 dB 35 dB 30 dB 35 dB 30 dB
Sairaalat, terveyskeskukset ja hoitolaitokset - LVIS-laitteiden ¹⁾ äänitaso potilashuoneissa, oleskeluhuoneissa, lepohuoneissa, hoituhuoneissa ja vastaavissa tiloissa	30 dB
Koulut ja muut opetusrakennukset - LVIS-laitteiden ⁷⁾ äänitaso luokkahuoneessa - LVIS-laitteiden ⁷⁾ äänitaso liikuntatilassa, juhlasalissa ja ruokalassa - LVIS-laitteiden ⁷⁾ äänitaso portaassa ja käytävässä - LVIS-laitteiden ⁷⁾ äänitaso työpajassa	30 dB 35 dB 40 dB 40 dB
Päivähoitolaitokset - LVIS-laitteiden ¹⁾ äänitaso oleskelutiloissa ja käytävissä - LVIS-laitteiden ¹⁾ äänitaso lepotiloissa	35 dB 30 dB
Toimistorakennukset - LVIS-laitteiden ¹⁾ äänitaso toimistohuoneessa ¹⁾	35 dB
Teollisuusrakennukset - LVIS-laitteiden ¹⁾ äänitaso toimistotiloissa ⁹⁾	35 dB

¹⁾ Rakennuksen LVIS-laitteita ovat hissit, vesi- ja viemärlaitteet, kompressorit, ilmanvaihtolaitteet, jäädytyslaitteet, lämmityslaitteet, tms. Vaatimukset eivät koske äänitasoa, joka aiheutuu samassa huoneistossa tapahtuvasta vedenlaskusta.

²⁾ Keittiön ollessa osan muuta asuinhuonetta noudatetaan asuinhuoneelle asetettua äänitasovaatimusta.

³⁾ Talopesulan koneita ja laitteita ovat pesukoneet, lingot, kuivauspuhaltimet ja mankelit.

⁴⁾ Muulla huoneistolla tarkoitetaan tässä kaikkia muita asuinrakennuksessa olevia huoneistoja kuin asuinhuoneistoa, siis myös toimistohuoneistoa.

⁵⁾ Rakennuksen LVIS-laitteita ovat hissit, vesi- ja viemärlaitteet, kompressorit, ilmanvaihtolaitteet, jäädytyslaitteet, lämmityslaitteet, tms. Vaatimus ei koske äänitasoa, joka aiheutuu samassa huoneessa/tilassa tapahtuvasta vedenlaskusta.

⁶⁾ Vaatimukset eivät koske tilapäistä, siirrettävää, lyhytaikaiseen asumiseen tarkoitettua työ-maa-asuntola.

⁷⁾ Rakennuksen LVIS-laitteita ovat hissit, vesi- ja viemärlaitteet, kompressorit, ilmanvaihtolaitteet, jäädytyslaitteet, lämmityslaitteet, tms. Huom. ei ollut varautumaa, joka olisi sallinut samassa huoneessa tapahtuvan vedenlaskun äänelle korkeamman arvon.

⁸⁾ Muulla huoneistolla tarkoitetaan tässä kaikkia muita asuntolarakennuksessa olevia huoneistoja kuin asuinhuoneistoja.

⁹⁾ Määräys ei koskenut tuotantotiloista kantatuvan äänen voimakkuutta.

Taulukko 16: Vuoden 1985 rakennusmääräysten äänitason enimmäisarvot rakennuksen ulkopuolella.

Rakennuksen, huoneiston ja huoneen käyttötarkoitus	L_{AFmax}
Kaikki rakennukset ¹⁾ - rakennusta palvelevat ja rakennuksen LVIS-laitteet, saman tai viereisen rakennuksen ikkunan ulkopuolella, parvekkeella, pihamaalla tai muussa vastaavassa paikassa	45 dB

¹⁾ Määräyksissä ei ollut esitetty mitään rakennuksen käyttötarkoitusta koskevia kohdetietoja. Voidaan tulkita siten, että arvo koskee ainakin kaikkia niitä rakennuksia, joiden sisätilojen äänioloille on asetettu vaatimuksia.

Taulukossa 12 mainitussa meluvaatimuksessa melua tuottavat äänilähteet on mainittu monikossa, kuten oli myös vuoden 1976 määräyksissä. Tämä jättää avoimeksi kysymyksen: tarkoittaako määräysarvo laitteiden yhteensä aiheuttamaa äänitasoa vai kunkin erikseen aiheuttamaa?

Vuoden 1998 Rakennusmääräysten osa C I Ääneneristysmääräykset ja ohjeet

Ääneneristysmääräykset uudistettiin vuonna 1998. Uusi "Ääneneristys ja meluntorjunta rakennuksessa, Määräykset ja ohjeet 1998, C1" julkaistiin 4.6.1998. Uusi C1 koskee rakentamista, johon on haettu lupa 1.1.2000 jälkeen. Väliaikana 5.6.1998 – 1.1.2000 sai luvan hakijan valinnan mukaan soveltaa vuoden 1993 tai vuoden 1998 määräyksiä. Nämä määräykset, jotka myös liittyivät EU:n rakennustuotedirektiivin (83/189/ETY + muutokset) toimeenpanoon, perustuivat vuoden 1989 rakennuslakiin (557/89).

Vuoden 1998 määräyksiä kaikki muut ääneneristävyyttä, askeläänitasoja ja äänitasoja koskevat lukuarvot muuttuivat määräyksistä ohjeellisiksi arvoiksi paitsi asuntojen arvot.

Taulukko 17: Vuoden 1998 rakennusmääräysten ja -ohjeiden äänitason enimmäisarvot.

Rakennuksen, huoneiston ja huoneen käyttötarkoitus	L_{AFmax}	$L_{A,eq,T}^{(2)}$
Asunnot - LVIS-laitteiden ¹⁾ äänitaso keittiössä ²⁾ - LVIS-laitteiden ¹⁾ äänitaso, muut asuinhuoneet	38 dB ³⁾ 33 dB ³⁾	33 dB ³⁾ 28 dB ³⁾
Hotellit, hoitolaitokset, oppilaitokset, päiväkodit, toimistot ja vastaavat - LVIS-laitteiden ¹⁾ äänitaso potilashuoneissa, lasten lepohuoneissa ja vastaavissa tiloissa - LVIS-laitteiden ¹⁾ äänitaso luokahuoneissa, toimistohuoneissa ja vastaavissa tiloissa	33 dB ⁴⁾ 38 dB ⁴⁾	28 dB ⁴⁾ 33 dB ⁴⁾

¹⁾ Rakennuksen LVIS-laitteita ovat esimerkiksi hissit, vesi- ja viemärlaitteet, kompressorit, ilmanvaihtolaitteet, jäähdytyslaitteet ja lämmityslaitteet. Näihin rinnastetaan myös keskuspölyimuri, mattoimuri ja talopesulan laitteet, kuten pesukoneet, lingot, kuivauspuhaltimet ja mankelit.

²⁾ Keskiäänitason aika T tarkoittaa sitä aikaa, jonka laite on toiminnassa.

³⁾ Lukuarvo on määräys. Poikkeaminen voi olla mahdollista.

⁴⁾ Lukuarvo on ohjeellinen.

Rakennuksessa äänitaso mitataan keskellä tavanomaisesti kalustettua huonetta 1,2...1,5 m korkeudella lattiasta. Mittaustulokset korjataan tarvittaessa 10 m² äänenabsorptiota vastaavaksi. Vastaava korjausta ei ole STM:n ohjearvojen sovellutusohjeissa.

Taulukko 18: Vuoden 1998 rakennusmääräysten ja -ohjeiden äänitason enimmäisarvot rakennuksen ulkopuolella.

Rakennuksen, huoneiston ja huoneen käyttötarkoitus	$L_{A,eq,T}$
Kaikki rakennukset ¹⁾ - rakennusta palvelevat ja rakennuksen LVIS-laitteet, saman tai läheisen rakennuksen ikkunan ulkopuolella, parvekkeella, pihamaalla tai muussa vastaavassa paikassa asuinalueella ja muilla melulle herkillä alueilla	45 dB

¹⁾Määräyksissä ei ollut esitetty mitään rakennuksen käyttötarkoitusta koskevia kohdetietoja eikä kerrota, mitä meluherkällä alueella tarkoitetaan.

Vuoden 1998 määräyksissä ja ohjeissa ei ole mainintaa äänen impulssimaisuuden tai kapeakaistaisuuden vuoksi tehtävistä mittaustulosten korjauksista.

Ohjearvojen juridisesta statuksesta

Ohjearvojen juridinen status (kunnioitus, arvovalta) tarkoittaa arvojen juridista sitovuutta ja käytännön toimien ohjausvoimaa. Sitovuus voidaan jakaa kahteen osaan: 1) ohjearvoja ja niiden toimeenpano-ohjeita laadittaessa tarkoitettu tai oletettu status sekä 2) tosiasiallinen eli aikaa myöten muotoutunut status. Juristit puhuvat mielellään tavaksi tulleesta oikeuskäytännöstä. Statukseen liittyy myös kysymys siitä millaista näyttöä haitasta ja sen olemassa olosta tarvitaan haitan vähentämisvelvoitetta koskevan päätöksen tueksi sen lisäksi, että mittaus- tai laskentatulosta verrataan ohjearvoon. Esimerkiksi tämä näyttökysymys oli korostetusti esillä jo meluohjekirjettä 1676/1979 valmisteltaessa. Allekirjoittaneella ei ole tietoa siitä, missä määrin näyttökysymys on ollut esillä VnP 993/1992, VnP 53/1997 ja rakennusmääräysten valmistelussa.

Eri maissa meluohjearvojen status vaihtelee suuresti. Maan sisälläkin eri meluja koskevien ja eri perustein annettujen arvojen status voi olla erilainen. Tätä ei aina huomata vertailtaessa eri maiden ohjearvoja. Jopa melua koskevien ympäristölupaehdojen status voi olla erilainen.¹⁶⁹

Rakennusmääräykset ovat nimensä mukaisesti määräystasoisia raja-arvoja. Aina-kin periaatteessa niihin on mahdollista saada hakemuksesta, esimerkiksi koerakentamista varten, lievennyksiä. VnP 993/1992 ja 57/1997 arvot ovat nimensä mukaan ohjearvoja. Rakennus- ja ympäristöluvissa mainitut lupaehdot tulkitaan määräystasoisiksi raja-arvoiksi. Tosin säädökset eivät kiellä antamasta ympäristöluvan lupaehtoa tavoitearvona.

Meluohjekirjeiden 1551/1973, 1676/1979 ja 21/1987 melua koskevat arvot olivat nimensä mukaan suosituksia ja ohjeellisia, ei määräystasoisia. Lähtökohtana oli, että paikallisella terveystalvontaviranomaisella oli (ja on edelleenkin) oikeus antaa tapauskohtaisesti määräystasoisia vaatimusarvoja melutasoille. Tällainen arvo voi olla ohjearvo tiukempi tai lievempi tai ohjearvoa vastaava. Ohjeistusten lähtökohtana on ollut se, että on todettu terveyshaitta (laatu, laajuus), jonka poistamiseksi tai vähentämiseksi tarvitaan terveystalvonnan päätös. Pelkästään se, että

¹⁶⁹ Esimerkiksi Ruotsissa ympäristölupien meluehto on määritetty "som riksvärde" ja ehdon saavuttamisen näytöksi on hyväksytty laskentamallin perusteella saatu lukuarvo. On vaadittu siirtymistä raja-arvoihin (gränsvärde) ja on muutama melko tuore Mijööverdomstolenin ratkaisu, joissa melua koskeva lupaehto on raja-arvona.

jokin mittaus- tai laskentatulokset osoittaa ohjearvon ylittävän tai alittuvan ei riitä päätöksen perusteeksi.¹⁷⁰

Terveystoimilain 469/65 26 § mukaan laitos, jossa harjoitetaan teollisuutta, käsityötä tai muuta elinkeinotoimintaa, samoin kuin varasto oli siten sijoitettava, järjestettävä ja hoidettava, että terveydellisten haittojen syntyminen mahdollisuuksien mukaan estetään. Lisäksi saman pykälän mukaan lääninhallituksella oli oikeus antaa (sijoituspaikka-) lupa, jos sen antamista oli pidettävä yleisen edun kannalta tärkeänä.

Meluohjekirjeissä 1676/1979 ja 21/1987 todettiin: ”Jo rakennetuilla taaja-alueilla voidaan ajoneuvoliikenteestä aiheutuvalle melulle sallia suurempia arvoja, jos melutasoa ei esimerkiksi liikennejärjestelyillä voi kohtuullisin kustannuksin alentaa ohjearvojen mukaiseksi”.⁴⁸⁵

Terveystoimilakiin sisältyvä harkintaoikeus ja -velvoite sekä lääninhallitukselle annettu valtuutus sekä edellä mainittu taajamien liikennemelua koskeva varautuma mahdollistivat muun muassa sen, että voitiin antaa melko tiukat ohjearvot ilman, että olisi pitänyt ennalta tarkoin selvittää, millaisiin yhteiskunnan toimivuuden kannalta kielteisiin rajoituksiin ne mahdollisesti johtavat.

Sijoituspaikkalupien osalta on syytä pitää mielessä, että laitokset, jotka olivat olleet toiminnassa ennen terveystoimilain (469/65) ja -asetuksen (55/67) voimaan astumista saivat jatkaa toimintaansa ilman lupaa, ellei toiminnassa tapahtunut oleellista muutosta tai ellei voitu osoittaa toiminnan aiheuttavan terveyshaittaa.⁴⁸⁶

Sijoituspaikkalupiin liittyvästä harkinnasta todettiin luvussa 5.4 Sijoituspaikkaluvat (ThL 26 §): ”Sijoituspaikkahakemuksia ja valitusasioita käsitellessään valvontaosaston on otettava huomioon hallinnon suhteellisuusperiaate: valvontaosaston on määrätessään meluntorjuntatoimia varmistauduttava siitä, että päätöksessä asetettu velvoite on kohtuullinen melun mahdollisesti aiheuttamaan terveysriskiin nähden”.

Hyvän hallintokäytännön voidaan katsoa edellyttävän, että samasta asiasta, esimerkiksi asunnon sisämelusta, eri säädösten perusteella annettujen ohjeiden ja vaatimusten välillä ei ole oleellisia ristiriitoja. Ei ainakaan ilman, että eroille on selvä säädöksiin perustuva syy. Esimerkiksi lääkintöhallituksen meluyleiskirjeen 1676/79 valmistelussa otettiin huomioon silloiset rakennussäädösten perusteella annetut ohjeet ja vaatimukset (vuoden 1974 ääneneristysmääräykset, osa C1) rakennusten äänioloista ja huonetilojen melutasoista. Lähtökohtana oli, että melut, jotka täyttävät rakennuslain perusteella annetut määräystasoiset arvot, täyttävät pääsääntöisesti myös terveystoimilain ja -asetuksen perusteella annetut ohjearvot.

Ympäristömeludirektiivi (END) 2002/49/EY ja siinä mainitut melualuekartat ja toimenpideohjelmat ovat strategiseen suunnitteluun kuuluvia selvityksiä. Suomessa lainsäädäntö ei tunne strategista suunnittelua tällä nimellä. Ympäristönsuojelulain 25b pykälässä mainitaan valtakunnalliset suunnitelmat ja ohjelmat, joilla tarkoitetaan ENDin strategisia melualuekarttoja ja toimenpideohjelmia. Niissä maissa, jossa strateginen suunnittelu tunnetaan käsitteenä, esimerkiksi UK:ssa (joka tätä käsitettä direktiiviin vaati) strategisen suunnittelun suunnitelmilla ei ole juridista sitovuutta. Tältä osin ne vastaavat melko hyvin ympäristönsuojelulaissa mainittuja valtakunnallisia suunnitelmia ja ohjeita.

¹⁷⁰ Tämä käy selvästi ilmi esimerkiksi STM:n Asumisterveysohjeen käsitteiden määrittelystä Litte 2). **Ohjearvo:** Asuin- ja elinympäristön melukuormituksen arvo, jota ei tulisi ylittää pyrittäessä terveellisen ja viihtyisään ympäristöön. Koska erilaisten melujen vaikutukset ovat erilaisia ja riippuvat mm. altistusympäristöstä ja ajankohdasta, niin ohjearvojen ylittymistä ei voida pitää yksikäsitteisenä merkinä siitä, että melu aiheuttaisi altistetuissa aina niin voimakkaita melureaktioita, että terveysvalvonnassa ei voitaisi sallia esimerkiksi kohtuullisuusharkintaan perustuen ohjearvojen ylittymisiä

KIRJALLISUUSLUETTELO

- 1) Pesonen K, Musiikkimelun vaarallisuus yleisön kuulolle pop- ja rock-konserteissa, diskoissa ja ravintoloissa, Sosiaali- ja terveysministeriö, Selvityksiä 2002:1, 84 s,
- 2) Jobs R F S, Noise-reaction relationships and their effects on other health outcomes, ICA 1995 Proc. 291 – 294.
- 3) Porter N, Flindell I, Berry B, Health effect-based noise assessment methods: A review and feasibility study, National Physical Laboratory, Report CMAN 16, 1998. 35 s + liitt.
- 4) Thompson S, Non-auditory health effects of noise – an updated review. Inter-Noise 1996 Proc. Vol 4, 2177 – 2182.
- 5) Baron R, Kenny D A, The moderator-mediator variable distinction in social psychological research: conceptual, strategic, and statistical considerations, J. Person. Social Psych. **51**(1986), 1173 – 1182.
- 6) Botteldooren D *et al.*, The influence of traffic noise on appreciation of the living quality of a neighborhood, Int. J. Environ. Res. Public Health, **8**(2011), 777-798.
- 7) Seidman M, Strandring R, Noise and quality of life, Int. J. Environ. Res. Public Health, **7**(2010)9, 3730 – 3738.
- 8) Schreckenber D, *et al.*, Aircraft Noise and quality of life around Frankfurt Airport, Int. J. Environ. Res. Public Health, **7**(2010)9, 3382 – 3405.
- 9) Blom W, *et al.*, Modeling local environmental quality and its impact on health. Background document for an international scientific audit of PBL team LOK. Netherlands Environmental Assessment Agency, PBL publication 550034001, 2008, 149 s.
- 10) Anon, Final report on task 3, Impact assessment and proposal of action plan, May 2010, Milieu, RPA and TNO, 2010, 177 s.
- 11) Forastiere F, *et al.*, Case-crossover analysis of out-of-hospital coronary deaths and air pollution in Rome, Italy, Am. J. Respir. Crit. Care Med. 2005 Jun 30; <http://ajrccm.atsjournals.org/cgi/content/abstract/200412-1726OCv1> !tarkistettu 10.5.2011
- 12) Tomson J, Lip G, Blood pressure demographics: nature or nurture - genes or environment?, BMC Med. **3**(2005)1, 4 s. <http://www.pubmedcentral.gov/picrender.fcgi?artid=544878&blobtype=pdf> ! tarkistettu 10.5.2011
- 13) Zanobetti A, *et al.*, Ambient pollution and blood pressure in cardiac rehabilitation patients, Circulation. **110**(2004), 2184 - 2189.
- 14) Wystrychowski G, *et al.*, Selected climatic variables and blood pressure in Central European patients with chronic renal failure on haemodialysis treatment, Blood Press. **14**(2000)2, 86 – 92.
- 15) Kirschbaum C, Hellhammer D H, Noise and stress – Salivary cortisol as a non-invasive measure of allostatic load, Noise Health **1**(1999)4, 57 – 65.
- 16) Neus H, Boikat U, Evaluation of traffic noise-related cardiovascular risk, Noise Health **2**(2000)7, 65 – 77.
- 17) Sansfeld S *et al.*, Reduction of road traffic noise and mental health: An intervention study, Noise Health, **11**(2009)44, 169 – 175.
- 18) Burden of disease from environmental noise, Quantification of healthy life years lost in Europe, WHO regional office for Europe ja JRC, 2011, 128 s. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0008/136466/e94888.pdf !tarkistettu 30.3.2011
- 19) Prüss-Üssün A, Corvalán C, Preventing disease through healthy environments, Towards an estimate of the environmental burden of disease, WHO 2006, 106 s. http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/preventingdisease.pdf !tarkistettu 11.3.2011
- 20) WHO: Qualifying environmental health impacts, http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/en/index.html !tarkistettu 11.3.2011
- 21) Kay D, Pruss A, Corvalán C, Methodology for assessment of environmental burden of disease, WHO, Geneva, 2000, 93 s. http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/methods/en/wsh0007.pdf ! tarkistettu 11.3.2011
- 22) van Kamp I, Environmental quality and human well-being. Outcomes of a workshop, Utrecht 2002, RIVM report 630950001/2003, 40 s.
- 23) Breugelmans O R P *et al.*, Gezondheid en beleving van de omgevingskwaliteit in de regio Schiphol: 2002, RIVM rapport 630100001/2004, 128 s.
- 24) Leidelmeijer K, Kamp I van, Kwaliteit van de leefomgeving en leefbaarheid, Naar een begrippenkader en conceptuele inkadering, RIVM rapport 630950002/2003, 104 s.
- 25) Bowling A, *et al.*, Do perceptions of neighbourhood environment influence health? Baseline findings from a British survey of aging, J Epidemiol Community Health. **30**(2006)6, 476 – 483.
- 26) Bullinger M *et al.*, Fluglärm und Lebensqualität, Machbarkeitsstudie, Endbericht im Auftrag des Regionalen Dialogforums Flughafen Frankfurt, 2003, 404 s. <http://www.staedtebauliche-laermfibel.de/pdf/MS-Fluglaerm-LQ.pdf> !tarkistettu 15.3.2011

- 27) Anon, Quantifying burden of disease from environmental noise: Second technical meeting report, Bern 15 – 16 Dec. 2005, WHO Europe, 73 s.
- 28) WHO:n kehittämä elinympäristön laadun mittaamenetely: http://www.who.int/mental_health/evidence/who_qol_user_manual_98.pdf !tarkistettu 23.5.2011
- 29) http://www.who.int/substance_abuse/research_tools/en/english_whoqol.pdf !tarkistettu 23.5.2011
- 30) Shepherd S *et al.*, Exploring the relationship between noise sensitivity annoyance and health-related quality of life in a sample of adults exposed to environmental noise, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 7(2010)9, 3579 – 3594. doi:10.3390/ijerph7103580
- 31) Anon, Noise policy statement for England (NPSE), Defra, March 2010, 10 s. <http://archive.defra.gov.uk/environment/quality/noise/policy/documents/noise-policy.pdf> !tarkistettu 2.7.2011
- 32) Bowling A *et al.*, Do perceptions of neighbourhood environment influence health? Baseline findings from a British survey of aging, *J Epidemiol Community Health* 60(2006)6, 476 – 483. doi: 10.1136/jech.2005.039032.
- 33) Blauert J, Jekosch U, Sound quality evaluation – A multilayered problem, *Acustica-Acta Acustica* 83(1997), 747 – 753.
- 34) Cautilli J, Brief report: use of an antecedent procedure to decrease night awakening in an infant: A replication, *J. Early Intens. Behav Interv.*, 2(2005)1, 9 – 13.
- 35) Esim. Wichmann H E, Quantitative Abschätzung von Risiken durch chemische Noxen. Luku III-1.5.1 kirjassa Wichmann H E, Schipkötter H W, Fülraff G (eds) *Handbuch der Umweltmedizin*, Ecomed Verlagsgesellschaft AA & Co, KG, Landsberg/Lech 1992.
- 36) Esim. BMA:n (Brittiläinen lääkäriyhdistys) kausunto UK:n parlamentille: <http://www.parliament.the-stationery-office.co.uk/pa/cm200001/cmselect/cmenvtra/167/167ap15.htm> !tarkistettu 22.3.2011
- 37) Myös UKK-Instituutti on argumentoinut päivittäisen fyysisen liikunnan lisäyksen, esimerkiksi päivittäisten työmatkojen tekemisen jalan tai pyörällä, vähentävän (sairastavuuden lisäksi) moottoriajoneuvoliikennettä ja tätä kautta sen melua. http://www.ukkinstituutti.fi/tietoa_terveysliikunnasta/liikunnan_vaikutukset
<http://www.ukkinstituutti.fi/filebank/425-terveysliikuntauutiset2010.pdf> !tarkistettu 23.02.2011
- 38) American Thorax Society. Guidelines as to what constitutes an adverse respiratory health effect, with special reference to epidemiological studies on air pollution. *American Review of Respiratory Diseases*. 135(1985), 666 – 668.
- 39) Babisch W, Transportation noise and cardiovascular risk. Review and synthesis of epidemiological studies. Dose-effect curve and risk estimation. Umweltbundesamt, Berlin 2006, 116 s.
- 40) Brook R D *et al.*, Air pollution and cardiovascular disease, *Circulation* 109(2005)21, 2655 – 2671. <http://circ.ahajournals.org/cgi/reprint/109/21/2655> ! tarkistettu 11.3.2011
- 41) Rosenlund M *et al.*, Long-term exposure to urban air pollution and myocardial infarction, *Epidemiology* 17(2006)4, 383 – 390.
- 42) Rosenlund M, Environmental factors in cardiovascular disease, Doctoral thesis, Institute of Environmental Medicine, Karolinska Institutet, Stockholm, 2005, 73 s. ISBN 91-7140-272-6
- 43) Anon, Käypä hoito käsikirja, Suomalainen Lääkäriseura Duodecim, 2004, 54 s. http://www.duodecim.fi/pls/kotisivut/docs/F10436/KH-kasikirja_2004_net.pdf ! Tarkistettu 18.3.2011.
- 44) Auvinen A, Johdatus epidemiologiaan, http://www.stuk.fi/julkaisut/kirjasarja/kirja4_06.pdf !Tarkistettu 13.3.2011
- 45) Maschke C, Niemann H, Health effects of noise-induced sleep disturbances in the daily environment, *Inter-Noise 2006 Proc.*, CD-ROM, tiedosto IN06_338.pdf
- 46) Vedonlyöntisuhteen laskemista ja tautiriskien määrittämisen pulmia käsitellään kuvailevan tilastotieteen opetuksessa ja oppikirjoissa kattavasti. Esimerkkeinä: <http://kelo oulu.fi/jatkokoulutus/Koh.tutk.anal.20.3.2007.pdf> !Tarkistettu 17.3.2011
<http://users.jyu.fi/~tatima/TER/Luennot11.htm> ! Tarkistettu 17.3.2011
- 47) Chaix B *et al.*, Neighborhood socioeconomic deprivation and residential instability effects on incidence of ischemic heart disease and survival after myocardial infarction, *Epidemiology* 18(2007)1, 104 – 111.
- 48) Mathers C D *et al.*, Global burden of disease in 2002: data sources, methods and results. WHO 2002, 118 s, <http://www.who.int/healthinfo/paper54.pdf> !tarkistettu 15.3.2011
- 49) Stouthard M E *et al.*, Disability weights for diseases, A modified protocol and results for a Western European region, *European J. Publ. Health*, 10(2000)1, 24 – 30.
- 50) The burden of diseases... Maa- ja liikennealan, Maa- ja liikennealan terveysjärjestön (WHO) ja kahden muun yhteistyöorganisaation toteuttama, pääosin Bill ja Melinda Gatesin säätiön rahoittama sairauksien vakavuuden selvitys vuodelta 2001: <http://www.dcp2.org/pubs/GBD/3/Table/3.A6> !tarkistettu 11.3.2011
- 51) Essink-Bot M-L *et al.*, Cross-national comparability of burden of disease estimates: the European disability weights project, *Bulletin of the World Health Organization* 80(2002)8, 644 – 652.
- 52) de Hollander A E, Assessing and evaluating the health impact of environmental exposures, "Deaths, DALYs or Dollars?", Väitöskirja, Universiteit Utrecht, 2004, 212 s. ISBN 90-393-3703-9

- 53) Global burden of disease 2004 update, disability weights for diseases and conditions, WHO, 9 s. http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/GBD2004_DisabilityWeights.pdf ! tarkistettu 31.3.2011
- 54) Müller-Wenk R, Attribution to road traffic of the impact of noise on health, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, 2002, 70 s.
- 55) Anon, Experts consultation on methods of qualifying burden of diseases related to environmental noise, WHO-Europe, 23 – 24 June 2005 noise meeting.
- 56) Vakava kiusallisuus, severe annoyance, on määritelty em. de Hollanderin väitöskirjassa sivulla 150: Regularly (and partly inescapably) persons are disturbed during daily activities, such as having conversation, listening to the radio, watching television, reading a book or a magazine. Furthermore persons may have feelings of resentment, displeasure, discomfort, dissatisfaction or offence, occurring when noise interferes with their thoughts, feelings or daily activities.” Lisäksi on mainittu seuraavat tunnusmerkit: 1) No problems walking about (mobility), 2) No problem with washing or dressing oneself, 3) No problems with usual activities (work, study, housework, family or leisure activities), 4) No pain or discomfort, 5) Not (95%) or mildly (5%) anxious or depressed, 6) No (95%) to some (5%) cognitive impairment (e.g. problems with memory, concentration, disorganisation, IQ-level). de Hollander on olettanut, että vakava kiusallisuus ennustaa riittävän validisti mm. melun aiheuttamien ennen aikaisten kuolemien esiintyvyyden.
- 57) Hollander A E, *et al.*, An aggregate public health indicator to represent the impact of multiple environmental exposures, *Epidemiol.*, **10**(1999)5, 606 – 617.
- 58) Botteldooren D, Lercher P, Putting noise annoyance in the broader context of sustainable development, Inter-Noise 2006 Proc. CD-ROM tiedosto IN06_043.pdf
- 59) Westerhol P (ed), Arbetssjukdom – skadlig inverkan – samband med arbete. Ett vetenskapligt underlag för försäkringsmedicinska bedömningar (sju skadeområden) – Andra, utökade och reviderade utgåvan. Arbete och hälsa, Nr 2002:15, 282 s. ISBN 91-7045-655-0, ISSN 0346-7821. Erityisesti luku 8 Hörselskadan i arbetsskadeförsäkringen ja luku 6 Arbetsrelaterad hjärt-kärlsjukdom. http://gupea.ub.gu.se/dspace/bitstream/2077/4278/1/ah2002_15.pdf !tarkistettu 11.3.2011
- 60) Esim. http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/en/9241546204chap3.pdf !tarkistettu 2.3.2011
- 61) Tilastokeskus, suurimmat kunnat: http://www.stat.fi/tup/suoluk/suoluk_vaesto.html !tarkistettu 24.4.2011
- 62) Hänninen O, Knol A (eds), European Perspectives on Environmental Burden of Disease, Estimates for Nine Stressors in Six European Countries, University Printing, Helsinki, 2011, 95 s. ISBN 978-952-245-413-3, <http://www.thl.fi/thl-client/pdfs/b75f6999-e7c4-4550-a939-3bccb19e41c1> !tarkistettu 5.5.2011
- 63) Guski R, Conceptual, methodological, and dose-response problems related to annoyance and disturbance, Inter-Noise 97 Proc., 1077 – 1082.
- 64) Schick A, Noise effects from the psychological viewpoint, Fourth International Congress on Sound and Vibration 1996 Proc., 1357 – 1365. Schick korosti esityksessään sitä, että melu ei ole kiusallisuuden (sisältäen häiritsevyyden) syy, vaan ainoastaan tekijä tai olosuhde, joka mahdollistaa kiusallisuusreaktion.
- 65) Esim. Ruotsin Miljöbalken: ”Med olägenhet för människors hälsa avses **störning** som enligt medicinsk eller hygienisk bedömning kan påverka hälsan menligt och som inte är ringa eller helt tillfällig”.
- 66) Esim. Saksan immissioiltaujoelulaki: http://bundesrecht.juris.de/bimschg/_3.html käyttää käsitteitä Nachteile ja Belästigung. Belästigung on mm. melun osalta ymmärretty kattavan englannin annoyancen, vaikka se kattaa myös merkityksen nuisance.
- 67) Anon, Slutrapport, De tio viktigaste miljöåtgärderna för att förbättra hälsan hos befolkningen i Stockholms län 20.6.2005, 48 s. <http://www.sll.se/handlingar/landstingsstyrelsen/2005/2005-08-23/rap1184.pdf> !tarkistettu 15.11.2010
- 68) Nordling E, Bluhm G, Tåg buller och hälsa – en besvärstudie av exponering för buller från tågtrafiken i Sollentuna och Upplands Väsby, Rapport från Arbets- och miljömedicin, 2002:5, 32 s. (löytyy netistä, URL on niin pitkä, että sitä ei esitetä).
- 69) <http://www.miljomal.se/Systemsidor/Indikator sida/?iid=26&pl=1> !tarkistettu 15.11.2011. Tässä käytetään käsitteitä besvär/besvär englannin annoyance/annoy vastineina.
- 70) Laki eräistä naapurussuhteista 26/1920, <http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1920/19200026> !tarkistettu 24.5.2011
- 71) Noise and Statutory Nuisance Act 1993, <http://www.legislation.gov.uk/ukpga/1993/40/section/2> !tarkistettu 24.5.2011
- 72) Ympäristönsuojelulaki 4.2.2000/86, §§ 1, 3, 92 ja 97.
- 73) Maakäyttö ja rakennuslaki 5.5.1999/132, §§ 5, 12, 54, 85, 113 ja 167.
- 74) Esim.: <http://opendatastandards.org/?t=definition&code=3321236622> !tarkistettu 6.6.2012
- 75) Esim.: http://www.valeofglamorgan.gov.uk/files/living/planning/policy/spg/amenity_standards_spg.pdf !tarkistettu 6.6.2012
- 76) Esim.: http://www.goldcoast.qld.gov.au/attachment/publications/our_living_city0405_chp3_8.pdf !tarkistettu 6.6.2012

- 77) Esim. 2: http://www.heriot.info/council/Rowantree/Residential_Amenity_VIA_Finalised_Draft.pdf !tarkistettu 17.7.2012
- 78) Esim. 3: Small K, Steimetz S, Spatial hedonics and the willingness to pay for residential amenities, <http://www.economics.uci.edu/files/economics/docs/workingpapers/2005-06/Small-31.pdf> !tarkistettu 17.7.2012
- 79) Esim.: <http://www.mfe.govt.nz/publications/rma/live-work-play-jun02/information/> !tarkistettu 6.6.2012
- 80) Esim. 2: Urban amenity indicators: The liveability of our urban environments, Technical paper No 63, Urban amenity, Ministry of Environment, 2000, 101 s. <http://www.mfe.govt.nz/publications/rma/live-work-play-jun02/resources/pdf/63.pdf> !tarkistettu 17.7.2012
- 81) Esim. 3: Clark T, Urban amenities: lakes, opera, and juice bars do they drive development? <http://www.davidlubin.com/culture%20and%20politics%20documents/clark.city.ch3.pdf> !tarkistettu 17.7.2012
- 82) Gunn W J, Field and laboratory research on human response to aircraft noise: the need to consider effects on health and welfare, Noiseexpo Proceedings 1977 Chicago March 14 – 17, s. 15 – 22.
- 83) Gibson J, The ecological approach to visual perception, Houghton Mifflin Co. Boston, 1979.
- 84) Cutting, D, Two ecological perspectives: Gibson vs. Shaw and Turvey. *American J. Psych.* **95**(1982), 199 – 222.
- 85) Kalveram K, Psychologische Test-theorie und der Zusammenhang zwischen physikalischer Lärm, Menge and Belästigungswirkung, *Z. Lärmbekämpfung* **42**(1995), 131 – 140.
- 86) Kalveram K, Dassow J, Vogt J, How information about the source influences noise annoyance, 137th Meeting of the ASA and 2nd Convention of the EAA, Forum Acusticum. Paper 1pNSa_8.
- 87) Pesonen K, Kiusallisuus ympäristömelun ohjearvojen perusteena, *Ympäristö- ja Terveys*, **25**(1994)6, 35 – 43.
- 88) Kroesen M *et al.*, Testing a theory of aircraft noise annoyance: a structural equation analysis, *J. Acoust. Soc. Am.*, **123**(2008)6, 4250 – 4260.
- 89) SF-36 kysymyssarja: <http://www.sf-36.org/> !tarkistettu 12.3.2013. Tästä on johdettu lyhyempi SF-12 kysymyssarja. Saksassa on käytössä vastaavan tapainen Giessenin 24 kysymyksen lista.
- 90) Turner-Bowker D M, Bartley P.J, Ware J E Jr, SF-36, Health survey and SF Bibliography: Third Edition (1988-2000). Lincoln, RI, QualityMetric Incorporated, 2002. Third Edition (1988-2000). Lincoln, RI: QualityMetric Incorporated, 2002.
- 91) WHO - Quality of Life (WHOQOL) ! http://www.who.int/mental_health/resources/evidence_research/en/index.html !tarkistettu 12.3.2013
- 92) Ravens-Sieberer U, Bullinger M, Assessing health-related quality of life in chronically ill children with the German KINDL: first psychometric and content analytical results, *Quality Life Res.* **7**(1998)5, 399 – 407.
- 93) Smith A *et al.*, Aircraft noise, noise sensitivity, sleep and health, ICA 2001 Proc, CD-ROM tiedosto
- 94) Tarnopolsky A, Watkins G, Hand D, Aircraft noise and mental health: I. Prevalence of individual symptoms, *Psychol Med*, **10**(1980)4, 683 – 698. Tässä Lontoon Heathrown kentän lentomelun vaikutustutkimuksessa ($N = n. 6000$) todetaan, että lentomelu voi aiheuttaa psyykkisiä sairauksia, vaikka samalla todetaan, että eri melualueiden välillä ei löydetty psyykkisten sairauksien esiintyvyyseroja.
- 95) Jenkins L, Tarnopolsky A, Hand D, Psychiatric admissions and aircraft noise from London airport: Four-year, three hospitals study, *Psych. Med.*, **11**(1981)4, 765 – 782.
- 96) Lercher P *et al.*, Ambient neighbourhood noise and children's mental health, *Occup Environ Med* **59**(2002), 380 – 386. doi:10.1136/oem.59.6.380.
- 97) Stosic L, Blagojevic L, Environmental noise and mental disturbances in urban population, *Acta Med. Med.* **20**(2011)3, 34 – 38. doi:10.5633/amm.2011.0306
- 98) Jo vuonna 1890 Bristish Medical Journalissa kerrotaan melun aiheuttamista hermostollisista sairauksista, ks. The effects of noise on the nervous system, *The British Medical J.* 20. Dec. 1890, 1439 – 1440.
- 99) Houthuijs D, Wiechen C, Monitoring van gezondheid en beleving rondom de luchthaven Schiphol, RIVM rapport 630100003/2006, 115 s.
- 100) Stansfeld S, Lercher P, Non-auditory physiological effects of noise: five year review and future directions, ICBEN Pproc 2003, CD-ROM tiedosto 27_t3, 7 s.
- 101) Schreckenburger D, Meis M, Belästigung durch Fluglärm im Umfeld des Frankfurter Flughafens, AG Fluglärmwirkung: Bochum/Oldenburg, Germany, 2006, 340 s. <http://www.verkehrslaermwirkung.de/RDF0911.pdf> !tarkitettu 15.3.2013
- 102) Sørensen M *et al.* Long-term exposure to road traffic noise and incident diabetes: A cohort study, *Env. Health Persp.* **121**(2013)2, 217 – 222.
- 103) <https://apps.who.int/infobase/Mortality.aspx> !tarkistettu 3.4.2011
- 104) Duodecim – Terveyskirjasto: Verenkiertoelintensairaudet: http://www.terveyskirjasto.fi/terveyskirjasto/tk.koti?p_artikkeli=suo00025 !tarkistettu 6.5.2011
- 105) Terveiden ja hyvinvoinninlaitoksen tietokanta: <http://www3.ktl.fi/stat/> !tarkistettu 3.4.2011

- 106) Aromaa A, Koskinen S (eds), *Terveys ja toimintakyky Suomessa, Terveys 2000-tutkimuksen perustulokset*, Kansanterveyslaitos, Terveyden ja toimintakyvyn osasto, Helsinki 2002, 176 s. <http://www.ktl.fi/publications/2002/b3.pdf> !tarkistettu 3.4.2011
- 107) Käypä hoito, Kohonnut verenpaine. 23.11.2009. http://www.terveysportti.fi/pls/kh/kh_julkaisu.NaytaArtikkeli?p_artikkeli=hoi04010#R3 !tarkistettu 5.5.2011
- 108) Helmiö T, Verenpaine lääkkeiden käyttö Suomessa vuonna 2004, *Tabu – Lääkeinformaatiota Lääkelaitokselta*, 14(2006)4, 21 – 25. <http://www.nam.fi/uploads/tabu/tabu42006.pdf> ! la-dattu vuonna 2008 Lääkelaitoksen www-sivuilta. Tämä Tabu-lehti ei ole vielä tullut Fimean www-sivuille.
- 109) Häkkinen U, et al., Perfect – Sydäninfarkti, Sydäninfarktin hoito, kustannukset ja vaikuttavuus, *Stakes*, 2007, 47 s. <http://www.stakes.fi/verkojulkaisut/tyopaperit/T15-2007-VERK-KO.pdf>
- 110) Andriukin A, Influence of sound stimulation on the development of hypertension, *Clinical and experimental results*, *Cor et Vasa* 3(1961), 285 – 293.
- 111) Ising H *et al.*, Zur Gesundheitsgefährdung durch Verkehrslärm, *Z. Lärmbekämpfung*, 27(1980)1, 1 – 8.
- 112) Ising H *et al.*, Health effects of traffic noise, *Int. Arch. Occup. Health*, 47(1980)2, 170 – 190.
- 113) Jansen G, Psychosomatische Lärmwirkungen und Gesundheit, *Z. Arb. Wiss.* 38(1984)4, 205 – 210.
- 114) van Dijk F, *Effecten van lawai op gesondheid en welzijn in de industrie*, Väitöskirja, Amsterdam University 1984. Väitöskirjassa esitetty vaikutusmalli on julkaistu monissa lähteissä. Tässä viitataan tähän malliin.
- 115) Passchier-Vermeer W, *Noise and Health*, Health Council of the Netherlands, 1993, 253 s.
- 116) Ising H, Babisch W, Kruppa B, Noise-induced endocrine effects and cardiovascular risk, *Noise Health* 1(1999)4, 37 – 48.
- 117) Babisch W, *Die NaRoMI-Studie, Auswertung, Bewertung und vertiefende Analysen zum Verkehrslärm*, Umweltbundesamt, Berlin, 2004, 60 s.
- 118) van Kempen E *et al.*, Het effect van geluid van vlieg- en wegverkeer op cognitie, hinderbeëving en de bloeddruk van basisschoolkinderen, RIVM rapport 441520021/2005, 100 s.
- 119) van Kempen *et al.*, The association between noise exposure and blood pressure and ischemic heart disease: A meta-analysis, *Env. Health Persp.*, 110(2002)3, 307 – 317.
- 120) Davies H *et al.*, Occupational exposure to noise and mortality from acute myocardial infarction, *Epidemiology*, 16(2005)1, 25 – 32.
- 121) Babisch W *et al.*, Traffic noise and risk of myocardial infarction, *Epidemiology*, 16(2005)1, 33 – 40.
- 122) Willich S, *et al.*, Noise burden and the risk of myocardial infarction, *European Heart J.*, 27(2006), 276 – 282.
- 123) Selander J *et al.*, Long-Term exposure to road traffic noise and myocardial infarction, *Epidemiology*, 20(2009)2, 272 – 279.
- 124) Chang T-Y *et al.*, Noise frequency components and the prevalence of hypertension in workers, *Sci Total Environ*, 416(2012)4, 89 – 86.
- 125) Maschke C, Wolf U, Leitman T, *Epidemiologische Untersuchungen zum Einfluss von Lärmstress auf das Immunsystem und die Entstehung von Arteriosklerose*, Forschungsbericht 298 62 516, UBA-FB 000387, Umweltbundesamt, Berlin, 2003, 406 s.
- 126) Vyas M, *et al.*, Shift work and vascular events: systematic review and meta-analysis, *BMJ*, 345(2012), 11s, e-print: doi: 10.1136/bmj.e4800 (26.7.2012), <http://www.bmj.com/content/345/bmj.e4800.pdf> !tarkistettu 30.7.2012
- 127) Peter A *et al.*, Exposure to traffic and the onset of myocardial infarction, *New England J. Med.*, 351(2004)17, 1721 – 1730.
- 128) Knipschild P, Sallé H, *Road traffic noise and cardiovascular disease, A population study in The Netherlands*, *Int. Arch. Occup. Env. Health*, 44(1979)1, 55 – 59.
- 129) de Kluizenaar Y, Miedema H, *Blootstelling aan wegverkeergeluid en luchtverontreiniging in de woonomgeving en cardiovasculaire morbiditeit en mortaliteit*, TNO-rapport 2008-D-R0332/C, 78 s.
- 130) Fyhri A, Aasvang G, *Noise, sleep and poor health: Modeling the relationship between road traffic noise and cardiovascular problems*, *Sci. Total Env.*, 408(2010)21, 4935 – 4942.
- 131) Eriksson C *et al.*, Aircraft noise and incidence of hypertension - Gender specific effects, *Env. res.*, 110(2010)8, 764 – 772.
- 132) Carlestam G, *et al.*, Stress and disease in response to exposure to noise – A review, *ICBEN Proc* 1973, 479 – 486.
- 133) Dimsdale J E, *Psychological stress and cardiovascular disease*, *J. Am. Coll Cardol.*, 51(2008)13, 1237 – 1246.
- 134) Nawrot T, *et al.*, Public health importance of triggers of myocardial infarction: a comparative study, *Lancet*, 337(2011)4, 732 – 740.
- 135) Babisch W, *Stress hormones in research cardiovascular effects of noise*, *Noise Health*, 5(2003)18, 1 – 11.
- 136) Glanaros P *et al.*, Individual differences in stressor-evoked blood pressure reactivity vary with activation, volume, and functional connectivity of the amygdala, *J. Neurosciences*, 28(2008)4, 990 – 999.

- 137) Biswas R *et al.*, Noise-annoyance from traffic and plasma cortisol in a population bases study. *Norsk Epim.*, **19**(2009), Supplement 1, 49.
- 138) Rey E, Wirkung von Nachtfluglärm auf psychische Stressindikatoren, vältöskirja, Insitutit für Klinische Psychologie und Psychotherapie, Universität Köln, 2002, 323 s.
- 139) Kryter K, Some laboratory tests of heart rate and blood volume in noise, *ICBEN Proc* 1973, 487 – 497.
- 140) Matthias S, Jansen G, Periphäre Durchblutungsstörungen durch Lärm bei Kindern, *Int. Z. angew. Physiol Acta*, **17**(1962)2, 201 – 208.
- 141) Lusk S *et al.*, Acute effects of noise on blood pressure and heart rate, *Arch. Env. Health* **59**(2004)8, 392 – 399. Kyseessä työmelu eli melko suuret melutasot.
- 142) Guo-She *et al.*, Evoked response of heart rate variability using short-duration white noise, *Auton. Neurosci.*, **155**(2010)1–2, 94 – 97.
- 143) Graham M *et al.*, Habitual traffic noise at home reduces cardiac parasympathetic tone during sleep, *Int. J. Psychophys.*, **72**(2009)2, 179 – 186.
- 144) Tassi P, *et al.*, Living alongside railway tracks: Long-term effects of nocturnal noise on sleep and cardiovascular reactivity as a function of age, *Env. Int.*, **36**(2010)7, 386 – 689.
- 145) Basner *et al.*, Aircraft noise effects on sleep: a systematic comparison of EEG awakenings and automatically detected cardiac activations, *Physiol. Meas.* **29**(2008)9, 1089 – 1103. doi:10.1088/0967-3334/29/9/007
- 146) Griefahn B *et al.*, Autonomic arousals related to traffic noise during sleep, *Sleep* **31**(2008)4, 569 – 577-
- 147) Bulkaert *et al.*, Heart rate-based night time awakening detection *Eur. J. Appl. Physiol.* **109**(2010)2, 317 – 322.
- 148) Epel E, *et al.*, Accelerated telomere shortening in response to life stress, *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **101**(2004)49, 17312 – 17315.
- 149) Epel E, Psychological and metabolic stress: a recipe for accelerated cellular aging?, *Hormones* **8**(2009)1, 7 – 22. <http://hormones.gr/pdf/Stress%20and%20cell%20aging.pdf> ! tarkistettu 17.5.2011
- 150) Sateia M, *et al.*, Evaluation of chronic insomnia. An American Academy of Sleep Medicine review, *Sleep* **15**(2000)2, 243 – 308.
- 151) Carrington M, Trinner J, Blood pressure and heart rate during continuous experimental sleep fragmentation in healthy adults, *Sleep* **31**(2008), 1701 – 1712.
- 152) Morrell M *et al.*, Sleep fragmentation, awake blood pressure, and sleep-disordered breathing in a population-based study, *Am J Respir Crit Care Med*, **162**(2000)6 16, 2091 – 2096.
- 153) Babisch W, Kamp I, Exposure-response relationship of the association between aircraft noise and the risk of hypertension. *Noise Health* **11**(2009)44, 161 – 168.
- 154) Lercher P *et al.*, Cardiovascular effects of environmental noise: Research in Austria, *Noise Health* **13**(2011)52, 234 – 250.
- 155) Kajantie E, Phillips D, The effects of sex and hormonal status on the physiological response to acute psychosocial stress, *Psychoneuroendocrinology* **31**(2006)2, 151 – 178.
- 156) Babisch W, The Noise/stress concept, risk assessment and research needs, *Noise Health*, **4**(2002)16, 1 – 11.
- 157) Horowitz M *et al.*, Life event questionnaires for measuring presumptive stress, *Psychosom. Med.* **36**(1977)6, 413 – 431.
- 158) <http://www.phri.ca/interheart/> ! Täältä löytyy Interheart-tutkimuksen julkaisuluettelo. Tarkistettu 15.4.2011
- 159) Rosengren A, Associations of psychosocial risk factors with risk of acute myocardial infarction in 11 119 cases and 13 648 controls from 52 countries (the InterHeart study): case-control study, *Lancet*, **364**(2004)9438, 953 – 962.
- 160) Michaud D *et al.*, Waking levels of salivary biomarkers are altered following sleep in a lab with no further increase associated with simulated nigh-time noise exposure, *Noise Health*, **8**(2006)1, 30 – 39.
- 161) Persson-Waye K, *et al.*, Effects of night time low frequency noise on the cortisol response to awakening and subjective sleep quality, *Life Sci*, **72**(2003)8, 863 – 875.
- 162) Griefahn B, Robens S, Experimental studies on the effect of nocturnal noise on cortisol awakening response, *Noise Health*, **12**(2010)47, 129 – 136.
- 163) Wust S *et al.*, The cortisol awakening response – normal values and confounds, *Noise Health*, **2**(2000)7, 79 – 88.
- 164) Pruessener J C *et al.*, Free cortisol levels after awakening: A reliable biological marker for the assessment of adrenocortical activity, *Life Sci.*, **61**(1997)26, 2539 – 2549.
- 165) Spreng M, Cortical excitations, cortisol excretion and estimation of tolerable night overflights, *Noise Health*, **4**(2002)16, 39 – 46
- 166) Storey K, Functional metabolism: regulation and adaptation. Wiley-IEEE, 2004, 954 s. (Google-kirjat).
- 167) Ehrenstein W, Müller-Limmroth W, Experimentelle Untersuchungen über Langzeitwirkungen von Lärm auf den schlafenden und wachen Menschen, Umweltbundesamt, 1981, 141 s.
- 168) Ising H, Kruppa B, Health effects caused by noise: evidence in the literature from the past 25 years. *Noise Health*, **6**(2004)22, 5 – 13.

- 169) Selander J *et al.*, Saliva cortisol and exposure to aircraft noise in six European countries, *Env. Health Persp.*, **117**(2009)11, 1713 – 1717.
- 170) Ising H, Ising M, Chronic cortisol increases in the first half of the night caused by road traffic noise, *Noise Health*, **4**(2002)16. 13 – 21-
- 171) Meisinger C, *et al.*, Sleep duration and sleep complaints and risk of myocardial infarction in middle-aged men and women from the general population: the MONICA/KORA Augsburg cohort study, *Sleep*, **30**(2007)9, 1121 - 1127.
- 172) Meecham W, Shaw N, Effects of jet noise on mortality rates, *Brit. J. Audiology*, **13**(1979)3, 77 – 80.
- 173) Meecham W, Shaw N, Effects of jet noise on mortality rates, *J. Acoust. Soc. Am.*, **73**(1983)S1, S7-S7, 1 s.
- 174) Meecham W Shaw M, Increase in mortality rates due to aircraft noise, *Inter-Noise 93 Proc.*, 1091 – 1094.
- 175) Frerichs R *et al.*, Los Angeles airport noise and mortality – Faulty analysis and public policy, *Am. J. Public Health*, **70**(1980)4, 357 – 362.
- 176) Meecham W, Shaw N, Comments on ‘Los Angeles airport noise and mortality – Faulty analysis and public policy’, *Am. J. Public Health*, **70**(1980)5, 543.
- 177) Huss A *et al.*, Aircraft noise, air pollution, and mortality from myocardial infarction, *Epidemiology*, **21**(2010)6, 829 – 836.
- 178) Lisätietoja kuolleisuudesta eri melualueilla on julkaistu: http://download.lww.com/wolterskluwer_vitalstream.com/PermaLink/EDE/A/EDE_2010_08_03_EGGER_200891_SDC1.pdf !tarkistettu 4.5.2011.
- 179) Babisch W, Road traffic noise and cardiovascular risk, *Noise Health*, **10**(2008)38, 27 – 33.
- 180) Sørensen M *et al.*, Road traffic noise and incident myocardial infarction: A prospective Cohort Study, *Plos One*, **7**(2012)6, <http://www.plosone.org/article/info:doi/10.1371/journal.pone.0039283> !tarkistettu 21.7.2012
- 181) Finavia Oyj, Helsinki-Vantaan lentoasema, Lentokonemeluselvitys, toteutunut tilanne vuonna 2010, http://www.finavia.fi/files/finavia2/ymparistoraportit_pdf/Raportti_EFHK_melu_2010_pieni.pdf
- 182) Lahti T, Gouatarbés B, Markula T, Helsingin kaupungin meluselvitys 2007, Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 6/2007, 45 s.
- 183) Duodecim – Terveyskirjasto, Aivohalvaus (aivoinfarkti ja aivoverenvuoto): http://www.terveyskirjasto.fi/terveyskirjasto/tk.koti?p_artikkeli=dlk00001 !tarkistettu 7.5.2011
- 184) Käypä hoito – Aivoinfarkti: <http://www.kaypahoito.fi/web/kh/suosituksset/naytaartikkeli/.../khp00062> !tarkistettu 7.7.2011
- 185) THL:n tilastot, tautiryhmät I60 – I64, ei 163.6: <http://www3.ktl.fi/stat/> !tarkistettu 7.5.2011
- 186) Aivohalvauspotilaiden perustiedot sekä tietoja hoidosta ja sen vaikuttavuudesta, <http://www.stakes.fi/perfect/Stroke2008sairaanhoitopiirit.xls> !tarkistettu 7.5.2011
- 187) Beelen R *et al.*, The joint association of air pollution and noise from road traffic with cardiovascular mortality in a cohort study, *Occup. Environ. Med.*, **66**(2009)4, 243 – 250.
- 188) Maheswaran R, Elliot O, Stroke mortality associated with living near main roads in England and Wales, *Stroke* **34**(2003)12, 2776 – 2780.
- 189) Tjønneland A *et al.*, Stroke and long-term exposure to outdoor air pollution from nitrogen dioxide, *Stroke*, **43**(2012)11, 320 – 325. Tämä tutkimus perustuu samaan sairaustavuusaineistoon kuin seuraava tanskalaistutkimus. Assosiaatio löydettiin iskeemisten aivohalvauksiin kuolleisuuden (30 vrk sisällä kohtauksesta) ja typpioksidin välille, mutta ei aivoverenvuodon vuoksi tapahtuneiden aivohalvausten ja typpioksidin välille. Tutkimus ei poissulje melun osuutta (kaikentyyppiisiin) aivohalvauksiin.
- 190) Sørensen M *et al.*, Road traffic noise and stroke: a prospective cohort study, *European Heart J.* **32**(2011)6, 737 – 744.
- 191) Brook R, *et al.*, “Environmental hypertensionology” The effects of environmental factors on blood pressure in clinical practice and reasearch, *J Clin Hypertens* **13**(2011)11, 836 – 842.
- 192) Wolf-Maier K *et al.*, Hypertension prevalence and blood pressure levels in 6 European countries, Canada, and the United States, *JAMA*, **289**(2003)18, 2363 – 2369.
- 193) THL – Sydän- ja verisuonisairaudet: http://www.ktl.fi/portal/suomi/tietoa_terveydesta/terveys_ ja_sairaudet/sydan- ja_verisuonisairaudet !tarkistettu 6.5.2011
- 194) esimerkiksi kansanterveyslaitoksen nettisivuilta löytyy Finrisk-tutkimusten riskilaskuri, jonka avulla voi tarkastella verenpaineen ja muutaman muun tekijän osuutta riskiin saada sydäninfarkti seuraavan 10 vuoden aikana: <http://www.ktl.fi/portal/suomi/osastot/eteo/tutkimus/riskipiste/finriski-laskuri/> !tarkistettu 11.5.2011
- 195) Esimerkiksi http://www.who.int/cardiovascular_diseases/guidelines/hypertension_guidelines.pdf !Tarkistettu 8.7.2007
- 196) 1999 World Health Organization - International Society of Hypertension Guidelines for the management of hypertension, Guidelines subcommittee, *J. Hypertens* **17**(1999)2, 151 – 183.
- 197) <http://www.kaypahoito.fi/web/kh/suosituksset/naytaartikkeli/tunnus/hoi04010?hakusan a=verenpainetauti> !tarkistettu 4.4.2011

- 198) Conroy R, *et al.*, Estimation of ten-year risk of fatal cardiovascular disease in Europe: the Score project, *European Heart Journal* **24**(2003)11, 987 – 1003.
- 199) Lewington S *et al.*, Blood cholesterol and vascular mortality by age, sex, and blood pressure: a meta-analysis of individual data from 61 prospective studies with 55 000 vascular deaths, *Lancet* **370**(2007)9602, 1829 – 1839.
- 200) Kontula K, *et al.*, Geenit ja verenpainetauti, *Duodecim* 2000, 1751 – 1758.
- 201) Yiming Z *et al.*, A dose response relation for noise induced hypertension, *Brit J. Ind. Med.* **48**(1991), 179 – 184.
- 202) Editorial article, The harmful effects of noise, *Can Med Assoc J.* **20**(1929)3, 292–293. <http://www.pubmedcentral.nih.gov/picrender.fcgi?tool=pmcentrez&artid=1710473&blobtype=pdf> !tarkistettu 26..2.2008. Viitataan Michiganin yliopiston unitutkimuksiin.
- 203) Spreng M, Possible health effects of noise induced cortisol increase, *Noise Health*, **2**(2000)7, 59 – 64
- 204) Greiser E, Janhsen K, Greiser C, Beeinträchtigung durch Fluglärm: Arzneimittelverbrauch als Indikator für gesundheitliche Beeinträchtigungen, *Umweltbundesamt Nov. 2006*, 112 s
- 205) Gianaros P, *et al.*, Individual differences in stressor-evoked blood pressure reactivity vary with activation, volume, and functional connectivity of the amygdala, *J. Neurosci.*, **23**(2008)4, 990 – 999.
- 206) Maschke C, Hecht K, Tag-Nacht Unterschiede in der multifaktoriellen Genese von lärminduzierten Erkrankungen – Ergebnisse einer epidemiologischen Studie, *Somnol.* **9**(2005), 96 – 104.
- 207) Tonne C *et al.*, A case-control analysis of exposure to traffic and acute myocardial infarction, *Env. Health Persp.* **105**(2007)1, 53 – 57.
- 208) Mutlu G M *et al.*, Ambient particulate matter accelerates coagulation via an IL-6-dependent pathway, *J. Clin. Invest.*, 20 Sep 2007, on line preprint <http://www.jci.org/cgi/reprint/JCI30639v1.pdf> !Tarkistettu 24.9.2007
- 209) Hoffman B *et al.*, Residential exposure to traffic is associated with coronary atherosclerosis, *Circulation* , **116**(2007), 489 – 496.
- 210) Bonde E *et al.*, Undersökning av hypertoniförekomst vid exponering för tåg- och vägtrafikbuller i Lerum, Västra Götalandsregionens Miljömedicinska Centrum, 2005, 15 s. Tässä tutkimuksessa verenpaineen esiintyvyyksi oli kaikilla melualueilla alhaisempi kuin Ruotsissa arvioitu yleinen esiintyvyyksi 27 % (aikuisilla) http://www.sbu.se/upload/Publikationer/Content0/1/Blodtryck_2004/Blodtryck_Slutsatser.pdf
- 211) Fuks K, *et al.*, Long-term urban particulate air pollution, traffic noise and arterial blood pressure, *Env. Health Persp.* On-line 9th August 2011, <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1103564> !tarkistettu 20.8.2011
- 212) Fagard R, Daytime and night-time blood pressure as predictors of death and cardiovascular events in hypertension, *Hypertension*, **51**(2008)1, 55 – 61.
- 213) Iqbal P, Stevenson L, Cardiovascular outcomes in patients with normal and abnormal 24-hour ambulatory blood pressure monitoring, *In. J. Hypertens.*, 2011(2010), <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2997497/pdf/IJHT2011-786912.pdf> !tarkistettu 10.5.2011
- 214) van Kempen E, Cardiovascular effects of environmental noise: Research in The Netherlands, *Noise Health*, **13**(2011)52, 221 – 228.
- 215) Bodin T *et al.*, Road traffic noise and hypertension: results from a cross-sectional public health survey in southern Sweden, *Env. Health* **8**(2009)38, <http://www.ehjournal.net/content/8/1/38> !tarkistettu 5.5.2011
- 216) Belojevic G *et al.*, Nighttime road-traffic noise and arterial hypertension in an urban population, *Hypertens Res.* **31**(2008)4, 775 – 781. Julkaisusta ei käy selville kuinka paljon ulkomelua alhaisempia sisämelut ovat tyypillisesti Belgradissa.
- 217) Aydin Y, Kaltenbach M, Noise perception, heart rate and blood pressure in relation to aircraft noise in the vicinity of the Frankfurt airport, *Clin. Res. Cardiol.*, **96**(2006)6, 1 – 12.
- 218) Bluhm G, *et al.*, Road traffic noise and hypertension, *Occup. Env. Med.* **64**(2007)2, 122 – 126.
- 219) Eriksson C *et al.*, Aircraft noise and incidence of hypertension, *Epidemiology* **18**(2007)6, 716 – 721.
- 220) van Kempen E, Babisch W, The quantitative relationship between road traffic noise and hypertension, *J. Hypertens* **30**(21012)6, 1075 – 1086.
- 221) van Kempen E *et al.*, Noise exposure and children's blood pressure and heart rate: the RANCH project, *Occup Environ Med.*, **63**(2006) 632 – 639.
- 222) Kluizenaar Y *et al.*, Hypertension and road traffic noise exposure, *J. Occ. Env. Med* **49**(2007)5, 484 – 492. DOI: 10.1097/JOM.0b013e318058a9ff
- 223) Fyhri A, Klæboe R, Road traffic noise, sensitivity, annoyance and self-reported health - A structural equation model exercise, *Env. Int.* **35**(2009)1, 91 – 97. doi:10.1016/j.envint.2008.08.006
- 224) Ising H, Babisch W, Günther T, Work noise as a risk factor in myocardial infarction, *J. Clin. Bas. Cardiol.*, **2**(1999), 64 – 68.
- 225) Babisch W, *et al.*, Traffic noise and risk of myocardial infarction, *Epidemiology*, **16**(2005)1, 33 – 40.

- 226) Belojevic G, Saric-Tanaskovic M, Prevalence of arterial hypertension and myocardial infarction in relation to subjective ratings of traffic noise exposure, *Noise Health*, 4(2002)16, 33 – 37
- 227) Jarup L, *et al.*, Hypertension and exposure to noise near airports (HYENA): Study design and noise exposure assessment, *Env. Health Persp.* 113(2005)11, 1473 – 1478.
- 228) Babisch W, Transportation noise and cardiovascular risk: Updated review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased, *Noise Health* 8(2006)1, 1 – 29.
- 229) WHO: Integrated management of Cardiovascular Risk http://www.who.int/cardiovascular_diseases/media/en/635.pdf !tarkistettu 5.5.2011
- 230) Måttligt förhöjt blodtryck. En systematisk litteraturoversikt, Volym 1, Oktober 2004, Statens beredning för medicinsk utvärdering, Rapport nr: 170/1U, 533 s. ISBN 978-91-85413-19-5, ISSN 1400-1403. Uppdatering april 2007, <http://www.sbu.se/upload/Publikationer/Content0/1/Hypertoni0712.pdf> !tarkistettu 5.5.2011
- 231) Tässä luvussa (0,3 milj) on mukana on yksi suuri (N = 145 000) Neuvostoliitossa vuonna 1969 tehty tutkimus sydän sairauksien riippuvuudesta melusta. Tästä tutkimuksesta ei ole julkaistu länsimaisessa kirjallisuudessa riittävästi tietoja, jotta tuloksia voitaisiin arvioida. Tutkimusta ei ole otettu huomioon.
- 232) Babisch W, Cardiovascular effects of noise, *Noise Health*, 13(2011)52, 201 – 204.
- 233) Ndrepepa A, Twardela D, Relationship between noise annoyance from road traffic noise and cardiovascular diseases: A meta-analysis, *Noise Health*, 13(2011)52, 251 – 259.
- 234) Jarup L *et al.*, Hypertension and Exposure to Noise Near Airports: the HYENA Study, *Env. Health Persp.*, 116(2008)3, 329 – 333.
- 235) Public health impact of large airports, Health Council of the Netherlands, HCN Report No 1999/14E, 198 s., <http://www.gezondheidsraad.nl/sites/default/files/99@14E.PDF> !tarkistettu 4.7.2011
- 236) Weinmann T *et al.*, Subjective and objective personal noise exposure and hypertension: an epidemiologic approach, *Int. Arch. Occup Environ Health*, ennakokopio <http://www.springerlink.com/content/r5v40034808093m7/> !tarkistettu 21.7.2011, DOI: 10.1007/s00420-011-0679-7.
- 237) Vartiainen E *et al.*, Sydäninfarkti- ja aivohalvausriskin arviointi Finriski-tutkimuksessa, *Suomen Lääkärilehti* 62(2007)48, 4507 – 4513
- 238) Haralabidis A *et al.*, Can exposure to noise affect the 24 h blood pressure profile? Results from the HYENA study, *J Epidemiol Community Health* 65(2011)6, 535 – 541. doi:10.1136/jech.2009.102954.
- 239) Dratva J *et al.*, Transportation noise and blood pressure in a population-based sample of adults, *Env. Health Persp.* Online 1 September 2011, <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1103448>
- 240) Arinen S *et al.*, Suomalaisten terveys ja terveystalouden käyttö. Terveystalouden väestötutkimuksen 1995/1996 päätökset ja muutokset vuodesta 1987, <http://www.stakes.fi/verkojulkaisut/uuut/Terva.pdf> !tarkistettu 10.5.2011.
- 241) Muzet A, Possible long-term health effects of sleep disruption and sleep reduction due to community noise, *Inter-Noise 2006 Proc.*, CD-ROM, tiedosto IN08_365.pdf
- 242) Terveyskirjasto, Uni ja lepo: http://www.terveyskirjasto.fi/terveyskirjasto/tk.koti?p_artikkeli=suo00016&p_haku=unettomuus !tarkistettu 11.5.2011
- 243) Hublin C, *et al.*, Sleep and mortality: a population-based 22-year follow-up study, *Sleep* 30(2007)10, 1245 – 1253.
- 244) Meisinger C *et al.*, Sleep duration and sleep complaints and risk of myocardial infarction in middle-aged men and women from the general population: The MONICA/KORA Augsburg cohort study, *Sleep* 30(2007)9, 1121 – 1127.
- 245) Wingard D, Berkman L, Mortality risk associated with sleeping patterns among adults, *Sleep* 6(1983)2, 102 – 107.
- 246) Kripke D *et al.*, Short and long sleep and sleeping pills, *Arch Gen Psych.*, 36(1979)1, 103 – 116.
- 247) MacGinty D, Szymusiak R, The sleep-wake switch: A neuronal alarm clock, *Nature Med.*, 6(2000)5, 510 – 511.
- 248) Matsui T *et al.*, A night noise index on the basis of the integration of awakening potential, *Proc. ICA 2010 Congress*, CD-ROM.
- 249) Bonnet M, Webb W, Barnard G, Effect of fluzazepam, pentobarbital, and caffeine on arousal thresholds, *Sleep* 1(1978)3, 271 – 279. Julkaisussa on placebo-vasteita, joiden perusteella Matsui *et al* on päättynyt tähän 10 – 100 s aikavakioon. Muita julkaisuja, joissa olisi arvioitu ko. aikavakiota en löytänyt.
- 250) Fulcher B, Phillips A, Robinson P, Modeling the impact of impulsive stimuli on sleep-wake dynamics, *Phys. Rev. E* 78(2008)5, http://oxford.academia.edu/BenFulcher/Papers/93032/Modeling_the_impact_of_impulsive_stimuli_on_sleep-wake_dynamics !tarkistettu 7.7.2011
- 251) Phillips A, *et al.*, Mammalian sleep dynamics: How Diverse Features Arise from a Common Physiological Framework, *Plos Comp. Biol.* 6(2010)6, e1000826, <http://www.ploscompbiol.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pcbi.1000826> !tarkistettu 7.7.2011
- 252) Chou T *et al.*, Afferents to the ventrolateral preoptic nucleus, *J. Neurosci Sleep* 22(2002)3, 977 – 990.

- 253) Anon, The international classification of sleep disorders, revised diagnostic and coding manual, American Academy of Sleep Medicine, 2001, 208 s. ISBN: 0-9657220-1-5. <http://www.esst.org/adds/ICSD.pdf> !tarkistettu 29.6.2011
- 254) Anon, The influence of night-time noise on sleep and health, Health council of the Netherlands, No. 2004/14E, The Hague, 22 July 2004, 196 s.
- 255) Basner M, *et al.*, Nachfluglärmwirkungen, Band 1, Zusammenfassung, DLR, Forschungsbericht 2004-07/D, 93 s.
- 256) Griefahn B *et al.*, Development of a sleep disturbance index (SDI) for the assessment of noise induced sleep disturbances, *Somonolie*, 12(2008)2, 150 – 157. DOI 10.1007/s11818-008-0344-x.
- 257) Passchier-Vermeer W *et al.*, Slaapverstoring door vlieguigeluid, TNO Rapport 2002.028, 2002, 102 s.
- 258) Basner M, Iserman U, Samel A, Die Umserzung der DLR-Studie in einer lärm-medizinischen Beurteilung für ein Nachtschutzkonzept, *Z. Lärmbek.* 52(2005)4, 109 – 123.
- 259) Anon, Night noise guidelines (NNGL) for Europe, WHO Regional office for Europe, 2007, 319 s. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0017/43316/E92845.pdf !tarkistettu 15.3.2013
- 260) Jones K, Rhodes D, Aircraft noise, sleep disturbance and health effects: A review, ERDC Report 1208, 84 s. <http://www.caa.co.uk/docs/33/ERCD1208.pdf> !tarkistettu 15.3.2013, rakennusten ulkokuoren vaimennus, ks. kohta 3.1.21. Saattaa olla kyse yksilaisista ikkunoista tai on otettu huomioon se, että ikkuna/ikkunat ovat raollaan.
- 261) Bradley S, IBANA-Calc validation studies, IRC-RR-125, Nov. 2002, 52 s.
- 262) Bradley S, Insulating buildings against aircraft noise: A review, IRC-IR-760, March 1998, 47 s.
- 263) Bradley S, Sound insulating homes against aircraft noise, NRCC-46393, August 1998, 22 s. Kirjoittaja on arvioinut tämän ja kahden edellisen julkaisun perusteella tekstissä mainitun vaihtelualueen. Eri liikennelajien (tie-, raide- ja lentoliikenne) rakennusten ulkokuoreen kohdistuvan äänen spektrit vaihtelevat, mikä vaikuttaa ulko- ja sisä-äänitasoon. Myös äänen tyyppillinen tulokulma ja vastaanottohuoneen koko vaikuttavat. Nukkuvaa altistavan äänen taso riippuu myös vuoteen paikasta huoneessa. Huomattakoon, että rakennuksen ulkokuoren tuottama vaimennus voi olla hyvin pieni voimakasta pienitaajuisista sisältäville meluille. Esimerkkinä tuulivoimalamelu.
- 264) Pesonen K, Ohiajotyyppisen melun aiheuttamien unihäiriöiden arviointi, *Ympäristö ja Terveys*, 39(2008)3–4, 54 – 60.
- 265) Åkerstedt T, Kecklund G, Axelsson J, Subjective and objective quality of sleep, *Somnologie* 12(2008)2, 104 – 109. DOI 10.1007/s11818-008-0342-z
- 266) Miedema *et al.*, Elements for a position paper on night-time transportation noise and sleep disturbance, TNO Inro report 2002-59, 2003, 64 s.
- 267) Miedema H, Vos H, Associations between self-reported disturbance and environmental noise based on reanalysis of pooled data from 24 studies, *Behav. Sleep Med.*, 5(2007)1, 1 – 20.
- 268) Öhrström E, Skånberg A, Annoyance and activity disturbances caused road traffic noise – field studies on the influence of access to quietness, *Inter-Noise 2004 Proc.*, 7 s, CD-ROM tiedosto.
- 269) Öhrström E, Skånberg A, Sleep disturbance from road traffic noise – field studies on the influence of access to quietness, *Inter-Noise 2004 Proc.*, 7 s, CD-ROM tiedosto.
- 270) Gunnarson A (ed), *Ljudlandskap för bättre hälsa. Resultat och slutsatser från ett multidisciplinärt forskningsprogram 2008*, 92 s. <http://www.mistra.org/download/18.87749a811cbd4c4fb480006682/Ljudlandskap+Resultat+I%C3%A5ng+version.pdf>
- 271) Halonen J *et al.*, Associations between night-time traffic noise and sleep - The Finnish public sector study, *Env. Health Persp.*, 130(2012)10, 1391 – 1396.
- 272) Miedema J, Vos H, Self-reported sleep disturbance caused by aircraft noise TNO Inro report 2004-15, 2004, 13 s.
- 273) Sparman J, Langzeitmessungen von Umweltgeräuschen – Vergleichende Bestimmung von Lärmindizes und Beurteilungspegeln, Universität Dresden, Diplomarbeit, 2005. Tässä työssä esitellyistä L_{DEN} -tason ja muiden tasojen vastaavuuksista on saatu tietoja vain sitä referoivista julkaisuista. DI-työ ei ole netistä imuroitavissa.
- 274) Naish D *et al.*, A review of road traffic noise indicators and their correlation with the $L_{A10(15hr)}$ Proc. Acoustics 2011, paper 6, 8 s. http://www.acoustics.asn.au/conference_proceedings/AAS2011/papers/p6.pdf !tarkistettu 28.3.2013
- 275) Beglund B, Lindval T, Schwela D, Guidelines for community noise, 1999. <http://www.who.int/docstore/peh/noise/guidelines2.html> !tarkistettu 5.5.2011
- 276) WHO Lares, Final report, Noise effects and morbidity, http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0015/105144/WHO_Lares.pdf
- 277) "Health is a state of complete physical, mental and social well-being and not merely the absence of disease or infirmity." Preamble to the Constitution of the World Health Organization as adopted by the International Health Conference, New York, 19-22 June, 1946; signed on 22 July 1946 by the representatives of 61 States (Official Records of the World Health Organization, no. 2, p. 100) and entered into force on 7 April 1948. <http://www.who.int/suggestions/faq/en/> !Tarkistettu 5.5.2011

- 278) Harris A *et al.*, Reducing the impact of environmental noise on quality of life requires an effective national noise policy, http://www.volpe.dot.gov/acoustics/docs/2000/dts-34-03_2.pdf !tarkistettu 2.7.2011.
- 279) Dratva J *et al.*, Impact of road traffic noise annoyance on health-related quality of life: results from a population-based study, *Qual. Life Res.*, **19**(2010)1, 37 – 46. Tässä tutkimuksessa kysyttiin ulkoa sisään kuuluvan melun kiusallisuuden voimakkuutta ikkunoiden ollessa auki. Jos olisi kysytty ulkomelun kiusallisuutta, tulokset todennäköisesti olisivat toisenlaisia.
- 280) Shepherd D *et al.*, Wind turbine noise and health-related quality of life of nearby residents: a cross-sectional study in New Zealand, Fourth International Meeting on Wind Turbine Noise, Rome, 2011.
- 281) Clark C, Stansfeld S, The effect of transportation noise on health and cognitive development: A review of recent evidence, *Int. J. Comp. Psych.* **20**(2007), 145 – 158.
- 282) Stallen P, A theoretical framework for environmental noise annoyance, *Noise Health* **1**(1999)3, 69 – 79.
- 283) Bröer C, Private trouble, policy issue: People's noise annoyance and policy discourse, *Crit. Pol. Anal.* **2**(2008)2, 93 – 117. Myös: <http://home.medewerker.uva.nl/c.broer/bestanden/CPA%20Christian%20Broer.pdf> !tarkistettu 1.7.2011
- 284) Bröer C, Beleid vormt overlast, hoe beleidsdiscoursen de beleving van geluid bepalen (Policy Annoyance: How Policy Discourses Shape the Experience of Aircraft Sound), Amsterdam, Väitöskirja Amsterdamin Yliopisto 19.12. 2006, 273 s. <http://dare.uva.nl/document/40048> !tarkistettu 1.7.2011.
- 285) Kroesen M, Human Response to Aircraft Noise, Väitöskirja, TU Delft, 9.6.2011. 216 s. http://repository.tudelft.nl/assets/uuid:f59b8feb-167b-4f51-ad31-81c2c7be6193/Proefschrift_Kroesen.pdf !tarkistettu 19.7.2011
- 286) Fidell S, An historical perspective on predicting the annoyance of noise exposure, *NoiseCon Proc.* 1990, 13 – 28.
- 287) Flecher H, Beyer A, Duel A, Noise measurement in city noise, Report of the Noise Abatement Commission, Department of Health, City of New York, 1930. 308 s. esim. jälkipainos s. 111 – 123 kirjassa Crocker M J, Noise control, van Nostrand Reinhold, 1984, 415 s, ss. 369 – 381.
- 288) Fields J M, Designing community surveys to provide a basis for noise policy, report TM-80110, NASA, 1980
- 289) Bassarab R *et al.*, An updated catalog of social surveys of residents' reaction to environmental noise, Draft Wyle report WER- 09-18, 2009, 148 s.
- 290) International Commission on Biological Effects of Noise, <http://www.icben.org/> . Tarkistettu 2.3.2011.
- 291) ISO/TS 15666:2003, Acoustics - Assessment of noise annoyance by means of social and socio-acoustic surveys, 15 s.
- 292) Fields J M *et al.*, Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: research and a recommendation, *J. Sound Vibr.*, **242**(2001)4, 641 – 679.
- 293) ISO/TS 15666:2003 ohjeen laatinut työryhmä julkaisi myös ohjeet erikielisten versioiden sanallisten määreiden ja kategoria-asteikon tasavälisyyden testaamiseen. Kari Pesonen sai työryhmän jäseneltä (Truls Gjestland) kyseiset testiohjeet.
- 294) Rohrmann B, The use of verbal labels in noise annoyance scales, Theoretical deliberations and empirical findings, *Proc. Noise as a public health problem 1998*, vol 2, 523 – 526.
- 295) Schreckenberg D, Guski R, Lärmbelästigung durch Straßen- und Schienenverkehr in Abhängigkeit von der Tageszeit, Einzelaufgabe 2131 des Forschungsverbundes Leiser Verkehr – Lärmwirkung gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung, 2004, 119 s. (esim. kuva 5.7 asteikkovertailu).
- 296) Pesonen K, Valituksen meluhaittojen indikaattorina ja kriteerinä, *Ympäristö ja Terveys* **36**(2005)2–3, 88 – 93.
- 297) Pesonen K, Kokemuksia ampumaratojen ja kivilouhimoiden meluvalituksista, *Ympäristö ja Terveys*, **19**(1988)2, 137 – 141.
- 298) Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance, European Commission, European Communities 2002, 40 s. ISBN 92-894-3894-0
- 299) Miedema H, Oudshoorn C, Annoyance from transportation noise: Relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals, *Env. Health Perspectives*, **109**(2001), 409–416.
- 300) Schultz T, Synthesis of social surveys on noise annoyance, *J. Acoust. Soc. Am.*, **64**(1978)2, 377 – 405.
- 301) Kryter K, Community annoyance from aircraft and ground vehicle noise, *J. Acoust. Soc. Am.*, **72**(1982)4, 121 – 1242.
- 302) Norjan Institute of Transport Economicsin (Transportøkonomisk institutt) tutkija Ronny Klæboe lähetti maaliskuussa 2011 Kari Pesoselle sähköpostitse vastaavan tyyppisen EU/ WG2-vastetutkimukseen perustuvan tieliikennemelun kiusallisuuden esiintyvyyden kuvan. Kari Pesonen sai tästä idean käyttää tässä raportissa samaa tilastollista menettelyä esittäessään eri melujen esiintyvyydvasteita.

- 303) Lercher P *et al.*, A comparison of regional noise-annoyance-curves in alpine areas A comparison of regional noise-annoyance-curves in alpine areas, IC BEN 2008 Proc, 9 s. CD-ROM-tiedosto.
- 304) Fornyet satsing mot støy, Rapport fra direktoratsgruppa, http://www.klif.no/arbeidsomr/stoy/stoy_fornyetsatsing.pdf !tarkistettu 26.4.2011
- 305) Öhrström E *et al.*, Undersökning av hälsoeffekter av buller från vägtrafik, tåg och flyg i Lerums kommun, Rapport Avdelning för Miljömedicin, Sahlgrenska Akademin vid Göteborgs Universitet, 2005, 126 s. ISSN 1400-5808.
- 306) Lercher P *et al.*, The effect on annoyance estimation of noise modelling procedures, IC BEN 2008 Proc, 8 s, CD-ROM julkaisu.
- 307) IF-Studie 1983: Interdisziplinäre Feldstudie II über die Besonderheiten des Schienenverkehrslärms gegenüber dem Straßenverkehrslärm (Erweiterte Untersuchung). Bericht über ein Forschungsvorhaben zum Verkehrslärmschutzgesetz im Auftrag des Bundesministers für Verkehr (Forschungsnr. 70081/80). Band I: Hauptbericht; Band II: Anhang. München: Planungsbüro Obermeyer.
- 308) Hoeger R *et al.* Night-time Noise Annoyance: State of the Art, *Noise Health*, 4(2002)15, 19 – 25.
- 309) Griefahn B, Möhler U, Schuemer R, Vergleichende Untersuchung über die Lärmwirkung bei Straßen- und Schienenverkehr. Abschlußbericht (Hauptbericht-Textteil; Abbildungen und Tabellen; Dokumentationsanhang). München: SGS, 1999.
- 310) Griefahn B, *et al.* Sub-project A 'Annoyance', Report to partners: Annoyance of residents living in urban areas, EU-project Silence, 2007, 12s.
- 311) Hoeger R *et al.* Night-time Noise Annoyance: State of the Art, *Noise Health*, 4(2002)15, 19 – 25.
- 312) Brink M *et al.*, Lärmstudie 2000, Zusammenfassung, Teil 1 and 2, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, [http://www.laerm2000.ethz.ch/files/Wirth%20et%20al.%20ZFL%202004%2051\(2\).pdf](http://www.laerm2000.ethz.ch/files/Wirth%20et%20al.%20ZFL%202004%2051(2).pdf) ! tarkistettu 15.3.2011
- 313) Schreckenber D, Meis M, Effects of aircraft noise on noise annoyance and quality of life around Frankfurt airport, IFOK GmbH – Institut für Organisationskommunikation, 22th February 2007, 18 s.
- 314) Federal agency review of selected airport noise analysis issues, FICON (Federal Interagency Committee On Noise), 1992, 119 s. <http://www.fican.org/pdf/nai-8-92.pdf> !tarkistettu 15.3.2011
- 315) Schreckenber D, Meis M, Noise annoyance around an international airport planned to be extended, Inter-Noise 2007 Proc., Kari Pesosen kollegoiltaan saama CD-ROM version täydennetty kopio esitelmästä.
- 316) Masurier P L *et al.*, ANASE, Attitudes to noise from aviation sources in England, Final report for Department for Transport, Oct 2007, Queen's Printer and Controller of HMSO – 2007, 144 s.
- 317) Masurier P L *et al.*, ANASE, Attitudes to noise from aviation sources in England, Technical appendices for department for transport, Queen's Printer and Controller of HMSO, October 2007, 430 s.
- 318) van Kempen E, van Kamp I, Annoyance from air traffic noise, possible trends in exposure-response relationships. Report 01/2005, Reference 00265/2005, Bilthoven (NL), RIVM.
- 319) Wirth K, Bröer Ch, More annoyed by aircraft noise than 30 years go? Some figures and interpretations, Inter-Noise 2004 Proc. CD-ROM tiedosto 441.pdf
- 320) Masurier P L *et al.*, ANASE, Attitudes to noise from aviation sources in England, Final report for Department for Transport, Oct 2007, Queen's Printer and Controller of HMSO – 2007, 144 s.
- 321) Babisch W *et al.*, Associations between road traffic noise, aircraft noise and noise annoyance, preliminary results of the HYENA study, Proc. ICA 2007, CD-ROM, tiedosto ENV-04-001.pdf
- 322) Pesonen K, Lentomelun vaikutuksista ja niihin liittyvistä tekijöistä, Ilmailulaitos Finavia, julkaisu A4/2008, 113 s. http://www.finavia.fi/files/finavia2/ymparistoraportit_pdf/Lentomelun_vaikutuksista_A4-2008.pdf !tarkistettu 25.3.2011
- 323) Brooker P, Do people react more strongly to aircraft noise today than in the past? *Appl. Acoust.* 70(2009)5, 747 – 752.
- 324) Janssen S *et al.*, Trends in aircraft noise annoyance: The role of study and sample characteristics, *J. Acoust. Soc. Am.*, 129(2011)4, 1953 – 1962.
- 325) Berry B, Porter N, Review and analysis of published research into the adverse effects of industrial noise, in support of the revision of planning guidance, Final report, Defra Nanr 5, March 2004, 94 s.
- 326) Miedema H, Vos H, Noise annoyance from stationary sources: Relationships with exposure metric day-evening-night level (DENL) and their confidence intervals, *J. Acoust. Soc. Am.*, 116(2004)1, 334 – 343.
- 327) Janssen S *et al.*, Hinder door geluid van windturbines Dosis-effectrelaties op basis van Nederlandse en Zweedse gegevens, TNO-rapport 2008-D-R1051/B, 2008, 29 s.
- 328) van den Berg G *et al.*, WINDFARMperception, Visual and acoustic impact of wind turbine farms on residents, Final report, June 3, 2008, University of Groningen, 2008, 99 s.

- 329) Pedersen E, Human response to wind turbine noise, Perception, annoyance and moderating factors, PhD thesis, Göteborgs Universitet, 2007, 88 s.
- 330) Jurado C et al., Psychophysical tuning curves for frequencies below 100 Hz, *J. Acoust. Soc. Am.*, **129**(2011)5, 3166 – 3180.
- 331) Møller H, Sejer Pedersen C, Lavfrekvent støj fra store vindmøller, Aalborg Universitet, Sektion for Akustik, 2010, 53 s. ISBN 978-87-92328-30-4
- 332) Madsen H, Low frequency noise from wind turbines, Mechanisms of generation and its modeling, *J. Low Freq. Noise. Vibr. and Act. Control*, **29**(2010)4, 239 – 251
- 333) Salomons E, Janssen S, Practical ranges of loudness levels of various types of environmental noise, including traffic noise, aircraft noise, and industrial noise, *Int. J. Environ. Res. Public Health* **8**(2011)6, 1847 – 1864.
- 334) Kurakata K, Mizunami T, Matsushita K, How large is the individual difference in hearing sensitivity?: Establishment of ISO 28961 on the statistical distribution of hearing thresholds of otologically normal young persons, *Acoust. Sci. & Tech.* **34**(2013)1, 42 – 47.
- 335) Walker B *et al.*, A Cooperative Measurement Survey and Analysis of Low Frequency and Infrasound at the Shirley Wind Farm in Brown County, Wisconsin, Peäprt nr 122412 – 1, 24 Dec. 2012, 51 s. Tämä raportti on mainittu esimerkkinä sen tähden, että mm. raportin sivulla 42 olevassa taulukossa mainitaan asukkaiden kokevan melko vakavia matalataajuisten tuulivoimalamelun aiheuttamaksi väitetyjä/koettuja oireita. http://psc.wi.gov/apps35/ERF_view/viewdoc.aspx?docid=178263 !tarkistettu 26.3.2013
- 336) Wolsink M, Wind power implementation: The nature of public attitudes: Equity and fairness instead of 'backyard motives', *Renew. Sust. Energy Reviews*, **11**(2007)6, 1188 – 1207.
- 337) Buchta E, Vos J, A field survey on the annoyance caused by sounds from large firearms and road traffic, *J. Acoust. Soc. Am.*, **104**(1998)5, 2890 – 2902.
- 338) Schomer P, Comments on "A field survey on the annoyance caused by sounds from large firearms and road traffic", [*J. Acoust. Soc. Am.* **104**, 2890–2902 (1998)], *J. Acoust. Soc. Am.*, **106**(1999)3, 1594 – 1597.
- 339) Buchta E, Vos J, Response to comments on 'A field survey on the annoyance caused by sounds from large firearms and road traffic' [*J. Acoust. Soc. Am.*, **106**, 1594 – 1597 (1999)], *J. Acoust. Soc. Am.*, **106**(1999)3, 1598 – 1600.
- 340) Lutz G, Data base for assessing the annoyance of the noise of small arms, US-Army, Environmental hygiene agency, 1983, 15 s.
- 341) Job R, Bullen R, Hede A, Community reaction to impulsive noise: A study of an army artillery range, *Inter-Noise 1991 Proc*, 891 – 894.
- 342) Rylander R *et al.*, Störningar av buller från skjutfält för tunga vapen – Samband mellan exponering och störning, Rapport 1/94, Insitutionen för Miljömedicin, Göteborgs univesitet, 1994, 35 s.
- 343) Vos J, A review of research on the annoyance caused by impulse sounds produced by small firearms. *Inter-Noise 95 Proc.*, s 875 – 878.
- 344) Sörensen S, Magnusson J, Annoyance caused by noise from shooting ranges, *J. Sound Vibr.*, **62**(1979)3, 437 – 442.
- 345) Levein B, Ahrlin U, Annoyance caused by shooting range noise, *J. Sound Vibr.*, **127**(1998)3, 589 – 592
- 346) Bullen R, Hede A, Assessment of community noise exposure from rifle shooting, *J. Sound Vibr.*, **82**(1982)1, 29 – 37.
- 347) Vos J, On the annoyance caused by impulse sounds produced by small medium-large, and large firearms, *J. Acoust. Soc. Am.*, **109**(2001)1, 244 – 253.
- 348) Meloni T, Rosenheck A, Choice of frequency-weighting for the evaluation of weapon noise, *J. Acoust. Soc. Am.*, **97**(1995)6, 3636 – 3641.
- 349) Schomer P *et al.*, Human and community response to military sounds - Results from field-laboratory tests of small-arms, tracked-vehicle, and blast sounds, *Noise Control Eng. J.*, **42**(1994)2, 71 – 84.
- 350) Schomer P *et al.*, Human and community response to military sounds 2 - Results from field-laboratory tests of small-arms, 25-Mm cannons, helicopters, and blasts, *Noise Control Eng. J.*, **43**(1995)1, 1 – 14.
- 351) Krahe D, Buchta E, Lautheit und Lästigkeit von impulsartigen Geräuschen, *DAGA 1993 Proc*, 1133 – 1136.
- 352) Sörensen J, Magnusson J, Annoyance caused by noise from shooting ranges, *J. Sound. Vibr.*, **62**(1979)3, 437 – 442.
- 353) Arndsen E, *et al.*, Annoyance caused by noise from shooting ranges, *Fase 1984 Proc.*, 443 – 448.
- 354) Falch E, Noise from shooting ranges, A Nordic prediction method for noise emitted by small bore weapons, The Nordic Council of Ministers, Noise Group, 1984, 18 s.
- 355) Opas terveydenhoitolain (469/65) soveltamisesta meluntorjunnassa, Ampuma- ja moottoriradat sekä lentokentät, Sosiaali- ja terveyshallitus, 1992, 97 s.
- 356) Buchta E, A field survey on annoyance caused by sounds from small firearms, *J. Acoust. Soc. Am.*, **88**(1990)3, 1459 – 1467.

- 357) Buchta E, Annoyance caused by shooting noise and road traffic noise in a field – study and a laboratory test, *Fase 84 Proc.*, 449 – 454. Tämän esityksen mukaan Buchtan häiritsevyyks olisi neljän eri kyselyosion vastausten perusteella laskettu indeksimuuttuja.
- 358) Brink M, Wunderli, J-M, A field study of the exposure-annoyance relationship of military shooting noise, *J. Acoust. Soc. Am.*, **127**(2010)4, 2301 – 2311.
- 359) Brink M, Wunderli J-M, Annoyance responses to military shooting noise in Switzerland, Final Report, On behalf of the Swiss Federal Office for the Environment (BAFU), 2009, 50 s.
- 360) Empfehlung zur Beurteilung des Lärms von Militärischen Schiess- und Übungsplätzen, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 1993, 4 s. Sotilasampumaratojen (kaikki kaliiperit taskuaseista tykkeihin) melun ohjearvo on määritelty tämän kaavan mukaisena tasona. Olemassa oleville radoille 119 dB(A), uusille 116 dB(A). Arvoja kiristettiin 1.8.2010. On suunnittelu-, raja- ja hälytysarvot neljälle eri vaatimustasolla, jotka riippuvat radan ympäristön maankäytöstä.
- 361) Nivison E, Endresen I, An analysis of relations among environmental noise, annoyance and sensitivity to noise, and the consequences for health and sleep, *J. Behav. Med.*, **16**(1993)3, 257 – 276.
- 362) di Nisi J *et al.*, Comparison of cardiovascular responses to noise during waking and sleeping in humans, *Sleep* **13**(1990)2, 108 – 120.
- 363) Stansfeld S *et al.*, Road traffic noise, noise sensitivity and psychological disorder, *Psychol. Med.*, **23**(1993)4, 977 – 985.
- 364) Marks A, Griefahn B, Associations between noise sensitivity and sleep, subjectively evaluated sleep quality, annoyance, and performance after exposure to nocturnal traffic noise, *Noise Health* **9**(2007)34, 1 – 7.
- 365) Heinonen-Gutzejev M *et al.*, The association of noise sensitivity with coronary heart and cardiovascular mortality among Finnish adults, *Sci. Total Env.*, **372**(2007)2–3, 406 – 412.
- 366) Heinonen-Gutzejev M *et al.*, Self-report of transportation noise exposure, annoyance and noise sensitivity in relation to noise map information, *J. Sound Vibr.*, **234**(2000)2, 191 – 206.
- 367) van Kamp I *et al.*, The role of noise sensitivity in the noise-response relation: A comparison of three international airport studies, *J. Acoust. Soc. Am.*, **116**(2004)6, 3471 – 3479.
- 368) van Kamp I, Davies H, Environmental noise and mental health: Five years review and future directions. ICBEN 2008 Proc., 7 s. CD-ROM julkaisu.
- 369) Schreckenberger D, Griefahn B, Meis M, The associations between noise sensitivity, reported physical and mental health, perceived environmental quality, and noise annoyance, *Noise & Health* **12**(2010)46, 7 – 16.
- 370) Job R *et al.*, Reaction to combined noise sources: the roles of general and specific noise sensitivities, *Inter-Noise 1999 Proc.*, 1189 – 1194.
- 371) Zimmer K, Ellermeier W, Psychometric procedures of four measures of noise sensitivity: A comparison. *J. Env. Psych.*, **19**(1999), 295 – 302.
- 372) Smith A, The concept of noise sensitivity: Implications for noise control, *Noise Health*, **5**(2003)18, 57 – 59.
- 373) Schütte M, *et al.*, The development of the noise sensitivity questionnaire, *Noise Health* **9**(2007)34, 15 – 24.
- 374) Sandrock S *at al.*, The reliability of the noise sensitivity questionnaire in a cross-national analysis, *Noise Health* **9**(2007)34, 8 – 14.
- 375) Zimmer K, Ellermeier W, Construction and evaluation of a noise-sensitivity questionnaire, Contributions to psychological acoustics, In Oldenburg Symposium of Psychological Acoustics, Bibliotheks- und Informationssystem der Universität Oldenburg, **7**(1997), 163 – 170.
- 376) Zimmer K, Ellermeier W, Reliability and validity of four measures of noise sensitivity, *Inter-Noise 1997 Proceedings*, CD-ROM, 045.pdf.
- 377) Ellermeier W *et al.*, Psychoacoustic correlates of individual noise sensitivity, *J. Acoust. Soc. Am.*, **109**(2001) 4, 1464 – 1473.
- 378) Kishijawa H, *et al.*, Noise sensitivity and subjective health: questionnaire study conducted along trunk roads in Kusatsu, Japan, *Noise Health* **11**(2009)43, 111 – 117.
- 379) Amann E *et al.*, The effects of measuring noise sensitivity with a single or several rating scale on the population prevalence and distribution of this personality trait, *Inter-Noise 2007 Proc.*, 10 s. CD-ROM tiedosto.
- 380) Lercher P, Schmitzberger R, Kofler W, Perceived traffic air pollution, associated behavior and health in an Alpine area, *Sci. Total Env.* **169**(1995)1-3, 71 – 74.
- 381) Howard L *et al.*, Development of a noise annoyance sensitivity scale, NASA CR-1954 Contractor report, 1972, 47 s.
- 382) Weinstein N, Individual differences in reactions to noise: A longitudinal study in a college dormitory, *J. Appl. Psychology*, **63**(1978), 458 – 466.
- 383) Lercher P, Non-auditory health effects research: A conceptual analysis of recent results and research needs, *Inter-Noise 1994 Proc.*, 1053 – 1058.
- 384) Formby C, *et al.*, Adaptive plasticity of loudness induced by chronic attenuation and enhancement of the acoustic background, *J. Acoust. Soc. Am.*, **114**(2003)6, 55 – 58.
- 385) Job R, Community response to noise: A review of factors influencing the relationship between noise exposure and reaction, *J. Acoust. Soc. Am.*, **83**(1988)3, 991 – 1001

- 386) Heinonen-Gutzejev M *et al.*, Genetic component of noise sensitivity, *Twin Res. Human Genet.* **8**(2005)3, 245 – 249.
- 387) Grøtvedt L, Neighbour noise annoyance and psychiatric problems/diseases. *Proc. Noise as a Public Health Problem*, 1988, Stockholm, Vol. 5, Part II, 403 – 408.
- 388) Matsumura Y, Rylander R, Noise sensitivity and road traffic annoyance in a population sample, *J. Sound Vibr.*, **151**(1991)3, 415 – 419-
- 389) Örström E, *et al.*, Noise annoyance with regard to neurophysiological sensitivity, subjective noise sensitivity and personality variables, *Psych. Med.*, **18**(1988), 605 – 613.
- 390) Belojevic G, *et al.*, Subjective reactions to traffic noise with regard to some personality traits, *Environment Int.*, **23**(1997)2, 221 – 226.
- 391) Belojevic G, Jakovljevic B, Factors influencing subjective noise sensitivity an urban population, *Noise Health*, **4**(2001)13, 17 – 24.
- 392) Stansfeld S, Noise, noise sensitivity and psychiatric disorder: epidemiological and psychological studies, *Psychol Med.* 1992, Suppl. 22, 1 – 44.
- 393) Anari M, *et al.*, Hypersensitivity to sound, questionnaire data, audiometry and classification, *Scand Audiol.*, **28**(1999), 219 – 230.
- 394) Nieves Vera M, Vila J, Godoy J, The role of negative statements on the subjective effects of traffic noise, *J. Sound Vibr.* **188**(1995) 3, 347 – 361.
- 395) Job R, Over-reaction to changes in noise exposure: The possible effect of attitude, *J. Sound Vibr.*, **126**(1988)3, 550 – 552.
- 396) Weinstein N, Individual differences in critical tendencies and noise annoyance, *J. Sound Vibr.*, **68**(1980)2, 241 – 248.
- 397) Guski R, Personal and social variables as co-determinants of noise annoyance, *Noise Health*, **3**(1999), 45-56.
- 398) van Kamp I, *et al.*, The role of noise sensitivity in the noise–response relation: A comparison of three international airport studies, *J. Acoust. Soc. Am.*, **116**(2004)6, 3471 – 3479..
- 399) Miedema H, Vos H, Demographic and attitudinal factors that modify annoyance from transport noise, *J. Acoust. Soc. Am.*, **105**(1999)6, 3336 – 3344.
- 400) Kastka J, *et al.*, Standings and results of the research on aircraft noise – Longitudinal study at Dusseldorf airport 1987 – 1995, *Inter-Noise 1996 Proc.*, 305 – 310.
- 401) Nijland H, van WEE G, Traffic Noise in Europe: A comparison of calculation methods, noise indices and noise standards for road and railroad traffic in Europe, *Transport Reviews*, **25**(2005)5, 591 – 612.
- 402) Mattisson K, Modellering av bullerexponering från vägar och järnvägar i Burlövs kommun, Rapport AMM 2011:1, 37 s.
- 403) Jonasson H, Gustafson A, Anvisningar för kartläggning av buller enligt 2002/49/EG, Rapport, Statens Provningsanstalt, Borås, 2010, 35 s.
- 404) Jonasson H, Känslighetsanalys av bullerkartläggning, SP Rapport :2009:27, Statens Provningsanstalt, Borås, 2009, 34 s
- 405) Lercher P, The diversity of environmental noise related health effects at the population level, *Euro-Noise 2012 Proc. Key-note lecture.* 17 s. Painettu versio ja esitelmän kalvot saatu Peter Lerchiltä. Laskentaohjelmien erojen vuoksi erot esim. %HA-vasteessa jopa 15 dB melutasoeroa vastaavia.
- 406) Klæboe R, Engeliën E, Steinnes M, Context sensitive noise impact mapping, *Appl. Acoust.*, **67**(2006)7, 620 – 642
- 407) Klæboe R, Are adverse impacts of neighbourhood noisy areas the flip side of quiet area benefits?, *Appl. Acoust.*, **68**(2007)5, 557 – 575
- 408) Klæboe R *et al.*, Changes in noise reactions – evidence for an area-effect?, *Inter-Noise 1998 Proc.*, CD - IN980313.pdf
- 409) Klæboe R, Kolbenstvedt M, Fyhri A, The impact of an adverse neighbourhood soundscaoe on road traffic noise annoyance, *Acta Acustica & Acustica*, **91**(2005), 1039 – 1050.
- 410) Rechtschaffen A, Kales A, A manual of standardized terminology, techniques and scoring system for sleep stages of human subjects, U.S. Government Printing Office, Washington DC, 1968.
- 411) Bonnet M *et al.*, EEG arousals: scoring rules and examples preliminary report from the sleep disorders atlas task force of the American Sleep Disorders Association, *Sleep* **15**(1992)2, 173 – 184.
- 412) Lang H *et al.* (eds.) Sähköiset aivomme, Luku: Unen ja vireyden neurologinen säätely. Suomen kliinisen neurofysiologian yhdistys ry., Turku, 1994, ss. 467 – 482.
- 413) Griefahn B, Jansen G, Böhmer O, Schlafstörungen und Hypnotikakonsum bei unterschiedlicher Belastung durch Strassengeräusche, *Z. Arb. Wiss.*, **39**(1985)1, 15 – 18.
- 414) Kryger M, *et al.*, Principles and practice of sleep medicine, 5. painos, Elsevier Sciences 2010, 1766 s. Helsingin yliopiston Terkko-kirjaston e-kirjakokoelma.
- 415) Näytekuvia unen aikaisista erilaisista aivosähkökäyrien rytmeistä löytyy esimerkiksi: <http://www.neuro.uu.se/fysiologi/gu/nbb/lectures/EEGBas.html#Rhythms> ! Tarkistettu 15.7.2011.
- 416) Stevenson D, McKellar N, The effect of traffic noise on sleep of young adults in their homes, *J. Acoust. Soc. Am.* **85**(1989)2, 768 – 771.

- 417) Steinicke G, Die Wirkung von Lärm auf den Schlaf des Menschen. Forschungsberichte des Wirtschafts- und Verkehrsministeriums, NRW Nr. 416, 1957.
- 418) Hume K I, Van F, Watson A, Effects of aircraft noise on sleep: EEG-based measurements, Manchester Metropolitan University, June 2003, 52 s.
- 419) Terzano M G, *et al.*, Atlas, rules, and recording techniques for scoring of cyclic alternating pattern (CAP) in human sleep, *Sleep Med.* 3(2002)2, 187 – 199.
- 420) Bruck D, Thomas I, Kritikos A, Reducing fire deaths in older adults: Optimizing the smoke alarm signal research project, The Fire Protection Research Foundation, 2006, 107 s. http://eprints.vu.edu.au/684/1/Investigation_of_Auditory_Arousal.pdf
- 421) Voss U, Harsh J, Information processing coping state during the wake/sleep transition, *J. Sleep Res.* 7(1998)4, 225 – 232.
- 422) Issa E, Wang X, Sensory responses during sleep in primate primary and secondary auditory cortex, *J. Neurosci.*, 28(2008)53, 14467 – 14480. Syvän unen aikana aivojen reagointi ulkoiseen informaatioon voi olla melko vähäistä.
- 423) Ollerhead J, Past and present UK research on aircraft noise effects, *Noise-Con 93 Proc.*, 9 – 18.
- 424) van der Ploeg F, Schuller W, Recent developments with respect to aircraft noise and sleep disturbance, *Inter-Noise 93 Proc.*, 155 – 160.
- 425) Bonnet M, Arand D L, EEG arousal norms by age. *J. Clin. Sleep Med.*, 3(2007)3, 271 – 274 .
- 426) Basner M, *et al.*, Aircraft noise: Effects on macro- and microstructure of sleep, *Sleep Med.* 2007, doi:10.1016/j.sleep.2007.07.002 (e-print ennakkajulkaisu).
- 427) Koca R *et al.*, Sleep disturbance in patients with lichen simplex chroniucus and its relationship to nocturnal scratching: A case control study, *South. Med. J.* 99(2006)5, 482 – 485.
- 428) Basner M, Samel A, Isermann U, Aircraft noise effects on sleep: Application of the results of a large polysomnographic field study, *J. Acoust. Soc. Am.*, 119(2006)5, 2772 – 2784.
- 429) Basner M, *et al.*, An ECG-based algorithm for the automatic identification of autonomic activations associated with cortical arousal. *Sleep* 30(2007)10, 1349 – 1361.
- 430) Fidell S, Tabanick B, Pearsons K, The state of the art predicting noise-induced sleep disturbance in field setting, *Noise Health* 12(2010)47, 77 – 87.
- 431) Bluhm G, Nordling E, Berling N, Road traffic noise and annoyance--an increasing environmental health problem, *Noise Health* 6(2004)24, 43 – 49
- 432) Izumi, K and Yano, T, Community response to road traffic noise: Social surveys in three cities in Hokkaido. *J. Sound Vibr.*, 151(1991)3, 505 – 512.
- 433) Likert, R, A Technique for the measurement of attitude scales. *Archives of Psychology*, 140 (1932).
- 434) Eskola A, Sosiologian tutkimusmenetelmät II, WSOY, Porvoo. 1966. 379 s.
- 435) http://en.wikipedia.org/wiki/Likert_scale !tarkistettu 16.3.2011
- 436) Guttman L, The Cornell technique for scale and intensity analysis. *Educational and Psychological Measurement*, 1947:7, 247 – 249.
- 437) Guttman L, The Basis for Scalogram Analysis, luku kirjassa: S.A. Stouffer *et al.*, Measurement and Prediction. Princeton, N.J. 1950.
- 438) http://en.wikipedia.org/wiki/Guttman_scale !tarkistettu 16.3.2011
- 439) de Jong R, Community response surveys and the Dutch noise abatement, *Inter-Noise 81 Proc.* 787 – 792.
- 440) Osgood C E, Suci G and Tannenbaum, H, The measurement of meaning. University of Illinois Press, Urbana 1957.
- 441) Pratkanis and Greenwald, ref. Deux, K *et al.*, Social Psychology in the 90's. Brooks/Cole Publishing Co, California. 1993. 449 s. ks. s. 144.
- 442) http://en.wikipedia.org/wiki/Semantic_differential !tarkistettu 16.3.2011
- 443) http://en.wikipedia.org/wiki/Thurstone_scale !tarkistettu 16.3.2011
- 444) http://www.blackwellpublishing.com/specialarticles/jcn_8_388.pdf !tarkistettu 16.3.2011
- 445) Hellbrück J, Category-subdivision scaling – A powerful tool in audiometric and noise assessment. s. 317 –336 in Recent Trends in Hearing Research, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg Verlag, 1996, 402 s.
- 446) Weinstein N D, Individual differences in critical tendencies and noise annoyance, *J. Sound Vibr.*, 68(1980)2, 241 – 248
- 447) Directive 2002/49/ec of the European parliament and of the council, of 25 June 2002, relating to the assessment and management of environmental noise, Official Journal of the European Communities L 189/12, 18.7.2002
- 448) Berglund B, Berglund U, Lindvall T, A study of response criteria in populations exposed to aircraft noise, *J. Sound Vibr.*, 41(1975)1, 33-39.
- 449) Pesonen K, Ympäristömelun arvioinnin pulmista, Pitkän aikavälin keskiäänitaso haittojen mittarina, *Ympäristö ja Terveys*, 27(1996)5, 60 – 65.
- 450) Kansainvälisessä standardoinnissa tunnetaan kaksi eri tavoin määritettyä tasoa, josta voidaan käyttää nimitystä keskiäänitaso. Toinen on mittaushavaintojen aritmeettinen keskiarvo (engl. average level) ja toinen on niin sanottu energiakeskiarvo (engl. equivalent continuous level). Lisäksi jakautumille määritetään usein mean-arvo (arvo, joka jakaa havaintomateriaalin kahtia). Tunnetaan myös erilaisia painotettuja keskiarvoja, kuten geometrinen keskiarvo.
- 451) Esiintyvyyden prosenttiarvot oli julkaistu otsikon ”Yleisten alueiden melutaso” alla.

- 452) Tämä kirjoittajan muistikuva on varmistettu meluohjekirjeen laatijalta (Risto Aurola, tuolloin toimistoinsinööri lääkintöhallituksessa, sittemmin johtaja).
- 453) Jonsson E, On the formulation of questions in medicohygienic interview investigations, *Acta Sociologica*, 7(1963), 193 – 202.
- 454) Anon, Code of basic data for the design of buildings, Chapter III, Sound Insulation and noise reduction, The council for codes of practice, British Standards Institution, London, Oct. 1960, 113 s. Kari Pesonen sai tiedon tästä julkaisusta taustamateriaaliksi vuoden 1979 meluohjekirjeen valmisteluun.
- 455) Lähtökohtana tälle poikkeamalle oli eri etujen, intimiteettisuoja ja puheen ymmärrettävyyden keskeinen tärkeysjärjestyksen punnitseminen. Nykyisin vuoden perustuslain (731/1999) ja henkilötietolain (523/1999) yksityisyyden suojan voitaneen katsoa olevan oikeushyviä, jotka on tällaisissa tapauksissa otettava huomioon painotetummin kuin vuoden 1997 säädökset edellyttivät.
- 456) Suomen rakentamismääräyskokoelma C1, Ääneneristys. Sisäasiainministeriö, Määräykset, Ohjeet, Valtion painatuskeskus, Helsinki 1975. Määräykset koskivat rakennuksia, joille oli haettu rakennuslupa 1.7.1976 tai sen jälkeen.
- 457) Nukkuvan korva voi olla lähempänä seinää ja erityinen syy voisi olla se, että normaalin käyttötarkoituksen ”sisällä” sänkyä ei voi sijoittaa ko. (makuu)huoneeseen siten, että korva olisi tätä kauempana. Ihmisiä ei esim. vaadita nukkumaan pienen makuuhuoneen sängyssä jalat seinään päin ja pää huoneen keskusta päin.
- 458) On syytä huomata, että ohjearvo ei rajoita muiden yleisten rakennusten tai alueiden melua. Hautausmaan sisällyttämiselle tällaiseen luetteloon ei löydy (tutkimuksiin perustuvaa) terveystutkimusta. Ohjearvoilla oli tarkoitus ohjata meluisten laitosten sijoittamista ja haluttiin ennalta välttää konflikteja, joita esimerkiksi laitoksen melu voisi aiheuttaa huonontamalla rikoslainsäädännössä mainittua oikeushyvä nimeltä uskonrauha.
- 459) Ohjearvon ei ollut tarkoitus koskea alueita, joita ei ollut kaavoissa varattu näihin käyttöihin. Lähtökohtana oli ohjaava vaikutus laitosten ja uusien liikenneväylien sijoittamiselle.
- 460) Ko. ohjekirjeiden luku 3.3 A-äänitason ohjearvot ulkona.
- 461) Tällöin häiritsevyys sisältää monia erilaisia vaikutuksia, joilla kullankin on melun ominaisuuksista tavalla tai toisella riippuva vaikutusvaste.
- 462) Yleiskirjeen valmisteluvaiheessa läpikäydyistä melun ja häiritsevyyden mittaamenetelmistä on tietoa julkaisuissa: Pesonen K, Melun häiritsevyyden mittaamisesta, *Ympäristö ja Terveys* 7(1976)9-10, 859 – 864. Pesonen K, Melun äänekkyys, meluisuus ja häiritsevyys, *Ympäristö ja Terveys* 8(1977)3, 249 – 257 ja Pesonen K, Melun tekniset mittaamenetelmät terveystutkimusten arvioinnissa, *Ympäristö ja Terveys* 8(1977)3, 265 – 271.
- 463) Allekirjoittanut kävi yleiskirje-ehdotusta konsulttityönä valmistellessaan läpi yli 600 julkaisua, mukaan lukien useita kymmeniä kyselytutkimusten tuloksia.
- 464) Tämä rajoituksen lähtökohtana oli pääosin se, että tiedettiin, että ei ole realistisia keinoja saattaa taajamissa liikennemelua ohjearvoihin. Tuohon aikaan lainsäädännössä lähettiin hallinnon suhteellisuusperiaatteesta ja kohtuullisuudesta. Katsottiin terveydenhoitolakiin sisältyvä harkinta-oikeuden ja -velvoitteen jopa edellyttävän tällaista rajoitusta.
- 465) Painettu versio: Kari Pesonen, Meluyleiskirjeen 1676/79 soveltamisohjeet, Terveysalan teknikoiden kustannus Oy, Helsinki 1980, 55 s. Paino: Keurusprint Oy, 1980.
- 466) Allekirjoittaneen arkistoista saattaisi löytyä lausuntoehdotuksiani, joista ajankohta saattaisi tarkentua. Tosin kaikkien tapauksien lausuntoehdotuksia arkistoistani ei todennäköisesti enää löydy.
- 467) Environmental Health Criteria 12, Noise, World Health Organization, Geneva, 1980, Vammalan kirjapaino Oy, Suomi, 103 s.
- 468) Sisäilmaohje, Sosiaali- ja terveysministeriön oppaita 1997:1, Edita, Helsinki 1997, 72 s. ISBN 952-00-0261-8.
- 469) Tällä poikkeuksella halutaan mahdollistaa esimerkiksi elokuvasalien pikatuuletus näyttöjen välillä ja meluisten siivoukskoneiden käyttö.
- 470) Esimerkki tällaisista äänistä oli joidenkin termostaattiventtiilien naksunta tai napsahdus. Toisena esimerkkinä yöaikaiset vanhojen talojen hissien ovien tai jarrujen kolahdukset. Allekirjoittanut demonstroi näitä esimerkillä muutamassa terveystarkastajien koulutustilaisuudessa.
- 471) Aurola R, Välikylä T (toim.), Asumisterveysopas, Asuntojen terveydelliset olosuhteet, *Ympäristö ja Terveys* -lehti, Pori, ISBN 952-9637-10-1
- 472) Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2002/49/EY ympäristömelun arvioinnista ja hallinnasta. 25.6.2002. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti L 189/12 - 24, 18.7.2002.
- 473) Asumisterveysohje, Asuntojen ja muiden oleskelutilojen fysikaaliset, kemialliset ja mikrobiologiset tekijät. Sosiaali- ja terveysministeriö, Oppaita 2003:1, 93 s. ISBN 952-00-1301-6.
- 474) Pesonen K, Ympäristömelun haittojen arvioinnin perusteita, Sosiaali- ja terveysministeriö, Selvityksiä 2005:14, 174 s. <http://www.stm.fi/Resource.phx/publishing/store/2005/11/pr1131096014245/passthru.pdf>
- 475) Asumisterveysohjeen taulukossa 3 on painovirhe. Terssitasot ovat painottamattomia, ei A-painotettuja.

- 476) Asumisterveysopas, Sosiaali- ja terveysministeriön Asumisterveysohjeiden (STM:n oppaita 2003:1) soveltamisopas, Sosiaali- ja terveysministeriö, Ympäristö ja Terveys lehti, Pori 2005, 183 s. ISBN 952-9637-30-6
- 477) Asumisterveysopas 2. korjattu painos, Sosiaali- ja terveysministeriön Asumisterveysohjeiden (STM:n oppaita 2003:1) soveltamisopas, Sosiaali- ja terveysministeriö, Ympäristö ja Terveys lehti, Pori 2008, 200 s. ISBN 978-952-9637-35-5
- 478) Asumisterveysopas 3. korjattu painos, Sosiaali- ja terveysministeriön Asumisterveysohjeiden (STM:n oppaita 2003:1) soveltamisopas, Sosiaali- ja terveysministeriö, Ympäristö ja Terveys lehti, Pori 2009, 200 s. ISBN 978-952-9637-38-6
- 479) Muistio: Ehdotus valtioneuvoston päätökseksi melutason ohjearvoista, Ympäristöministeriö, laatija toimistopäällikkö Seppo Sarkkinen, päivätty 25.10.1992, 7 s.
- 480) Anon, Lääkintöhallituksen lausunto melutasoa koskevien yleisten ohjeiden luonnoksesta, Ympäristö ja Terveys 21(1990)4-5, 302 – 305.
- 481) Seppälä M, Ampumaratojen melutason ohjearvot, Ympäristö- ja terveys 28(1997)2, 59 – 63.
- 482) Suomenkielinen versio: EU:n rakennustuotedirektiivi (89/106/ETY), järjestelmä, direktiivin, muuta asiakirjat, Ympäristöministeriö, Asunto- ja rakennusosasto, Opas 1/1995, osa: Perusasiakirja, Olennainen vaatimus No 5, Meluntorjunta, mainitsee sivulla 218 suomenkieliseksi vastineeksi tyydyttävät olosuhteet. Myös: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31989L0106:en:HTML> Annex I, kohta 5, Protection against noise.
- 483) RIL 55, Ääneneristysnormit 1967, Suomen rakennusinsinöörin liitto r.y., Vammalan Kirjapaino Oy, 1968. 44 s. Normista julkaistiin 47-sivuinen uusintapainos, RIL 55b, vuonna 1971 (painettiin Vammalassa 1973). Kummasakin versiossa esitettiin runsaasti vaatimukset täyttävien tyyppirakenteiden poikkileikkauksia ja erilaisia vaimennusratkaisuja.
- 484) Tuohon aikaan oli vain osoitinnäyttöisiä (näyttöalueen laajuus 15...20 dB) äänitasomittareita ja piirtureita. Suurin jatkuva äänitaso arvioitiin silmämääräisesti osoittimen heilunnan suurimpien arvojen keskimääräisenä arvona. Äänitasomittareita ei ollut kovin monella organisaatiolla, mikä osaltaan selittänee rämän ohjeen.
- 485) Ko. ohjekirjeiden luku 3.3 A-äänitason ohjearvot ulkona.
- 486) Allekirjoittaneen mielessä on esimerkkinä Äänekoskella olleen hiivatehtaan ympäristön asukkailla aiheuttamat allergiat. Kun todettiin, että kyseessä oli hiiva-allergia, voitiin asettaa vaatimus hiivapäästöjen vähentämisille siitä huolimatta, että toiminta ei ollut muuttunut. Päädyttiin siihen, että lupamuutoksen tai lisäyksen perusteella saattoi olla paitsi toiminnan muutos, myös se, että tiedot haitoista muuttuvat uuden tiedon tai paikallisesti tehtyjen tutkimusten myötä.

KUVAILULEHTI

Julkaisija	Ympäristöministeriö Rakennetun ympäristön osasto	Julkaisu-aika	Syyskuu 2014
Tekijä(t)	Kari Pesonen		
Julkaisun nimi	Ympäristömelun vaikutuksista sekä vaikutusten arvioinnista ja hallinnasta		
Julkaisusarjan nimi ja numero	Ympäristöministeriön raportteja 4/2014		
Julkaisun teema			
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut			
Tiivistelmä	<p>Selvityksessä on tarkasteltu melun mitattavissa olevia tärkeimpiä vaikutuksia ja niiden vaikutus- ja väestövasteita. Tarkasteltavat vaikutukset on jaettu kahteen ryhmään: 1) ”kovat” ja 2) ”pehmeät”. Edelliseen ryhmään kuuluvat ne terveysvaikutukset, jotka aiheuttavat objektiivisesti mitattavissa olevia elintoimintojen muutoksia. Jälkimmäiseen ryhmään on sisällytetty kyselytutkimuksin mitattavissa olevat elämykselliset vaikutukset, joista yleisin on melun koetun kielteisyysmittana käytetty kiusallisuus.</p> <p>Ympäristömelu näyttäisi aiheuttavan pienen sydän- ja verisuonitautien riskin väestötasolla. Taudista ja asuinalueen ulkomelusta riippuen suhteellinen riski, RR, on ollut 1,0 – 1,3. 95 %:n luotettavuusväli on useimmissa tutkimuksissa jäänyt välille 0,8 – 3,0. Eri tutkimuksissa vertailu- eli kohorttiasuinalueen L_{DEN}-taso on yleensä ollut välillä 45 – 55 dB(A). Suhteellinen riski on osoittautunut yhtä suuremmaksi alueilla, joilla melutaso on vähintään 60...65 dB(A).</p> <p>Melun aiheuttaman sydän- ja verisuonitautien riskiä välttävän päämekanismin uskotaan liittyvän ulkoa sisään kuuluvan yöaikaisen melun aiheuttamaan krooniseen stressiin. Jos tämä pitää paikkansa, niin riski riippuu asuinrakennusten ulkokuoren (lähinnä ikkunoiden ja korvausilmaventtiileiden) tuottamasta äänen vaimentumisesta.</p> <p>Yleisimmin käytetty asuin ympäristön melun kielteisyysvaikutus on melun aiheuttama kiusallisuus. Kiusallisuus on esimerkiksi ympäristömeludirektiivissä mainittu melun päävaikutus. Tie-, raide- ja lentoliikenteen kiusallisuuden vasteet on esitetty, mil-löin mahdollista, verrattuna ympäristömeludirektiivin valmistelun yhteydessä julkaistuihin EU/WG2-vasteisiin.</p>		
Asiasanat	Ympäristöakustiikka, meluntorjunta, maankäytön suunnittelu, rakentaminen, elinympäristön viihtyisyys, melun terveysvaikutukset, rakennusfysiikka, ääneneristys, meluntorjunta		
Rahoittaja/toimeksiantaja	Ympäristöministeriö		
	ISBN 978-952-11-4271-0 (PDF)	ISSN 1796-170X (verkkokj.)	
	Sivuja 145	Kieli suomi	Luottamuksellisuus julkinen
Julkaisun myynti/ jakaja	Julkaisu on saatavana vain internetistä: www.ym.fi/julkaisut		
Julkaisun kustantaja	Ympäristöministeriö		
Painopaikka ja -aika	Helsinki 2014		

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Miljöministeriet Avdelningen för den byggda miljön	Datum September 2014
Författare	Kari Pesonen	
Publikationens titel	Ympäristömelun vaikutuksista sekä vaikutusten arvioinnista ja hallinnasta (Verkningarna av omgivningsbuller samt bedömning och hantering av dem)	
Publikationsserie och nummer	Miljöministeriets rapporter 4/2014	
Publikationens tema		
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt		
Sammandrag	<p>Utredningen behandlar de viktigaste mätbara verkningarna av buller samt responsen hos befolkningen. De undersökta verkningarna är indelade i två kategorier: 1) ”hårda” och 2) ”mjuka”. Den första gruppen omfattar de hälsoeffekter som orsakar objektiva mätbara fysiologiska förändringar. Den andra gruppen omfattar de erfarenhetsbaserade verkningar som kan mätas genom enkätundersökningar, och varav det vanligaste måttet är störningsgraden eller graden av irritation, som avspeglar hur negativt bullret upplevs.</p> <p>Omgivningsbuller verkar förorsaka en mindre risk för hjärt- och kärlsjukdomar på befolkningsnivå. Beroende på sjukdom och bullernivån utomhus i bostadsområdet har den relativa risken RR varit 1,0–1,3. Ett 95 % konfidensintervall har i de flesta studierna stannat på 0,8–3,0. I olika undersökningar har L_{DEN}-nivån i referensområden, dvs. i bostadsområden som utgör kohort, i allmänhet varit mellan 45–55 dB (A). Den relativa risken har visat sig vara större än 1 i områden där bullernivån är minst 60 ... 65 dB (A).</p> <p>Den viktigaste mekanismen som förmedlar bullerinducerad risk för hjärt- och kärlsjukdom tros ha samband med den kroniska stress som nattligt buller, som sprids utifrån in, orsakar. Om detta är sant, är risken beroende av ljudisoleringen i bostadshusens ytterskal (främst fönster och friluftsventiler).</p> <p>Det mest använda måttet för negativ respons på buller i boendemiljö är graden av irritation eller störning. Exempelvis i direktivet om omgivningsbuller nämns störning som den huvudsakliga effekten av buller. Responsen i form av störningar av väg-, järnvägs- och flygtrafik har om möjligt presenterats i relation till EU/WG2-responserna som publicerades i samband med att direktivet om omgivningsbuller utarbetades.</p>	
Nyckelord	omgivningsbuller, bullerbekämpning, markanvändningsplanering, byggande, trivseln i miljön, hälsoeffekter av buller, byggnadsfysik, ljudisolering	
Finansiär/ uppdragsgivare	Miljöministeriet	
	ISBN 978-952-11-4271-0 (PDF)	ISSN 1796-170X (online)
	Sidantal 145	Språk Finska
		Offentlighet Offentlig
Beställningar/ distribution	Publikationen finns tillgänglig endast på internet: www.ym.fi/julkaisut	
Förläggare	Miljöministeriet	
Tryckeri/tryckningsort och -år	Helsingfors 2014	

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Ministry of the Environment Department of the Built Environment	<i>Date</i> September 2014
<i>Author(s)</i>	Kari Pesonen	
<i>Title of publication</i>	Ympäristömelun vaikutuksista sekä vaikutusten arvioinnista ja hallinnasta (Impacts of environmental noise and impact assessment and abatement)	
<i>Publication series and number</i>	Reports of the Ministry of the Environment 4/2014	
<i>Theme of publication</i>		
<i>Parts of publication/ other project publications</i>		
<i>Abstract</i>	<p>The study looked at key measurable effects of noise and their dose response and response among the population. Effects are divided into two categories: hard and soft. The first group includes those health effects that cause objectively measurable physiological changes. The latter group includes perceived effects measurable through questionnaire surveys. Of these, the most common effect is annoyance, used as a measure for perceived negative effects of noise.</p> <p>Environmental noise seems to cause a small cardiovascular risk at the population level. Depending on the disease and outdoor noise level in residential areas, the relative risk (RR) has been between 1.0 and 1.3. In most studies, the 95% confidence interval has remained between 0.8 and 3.0. The L_{DEN} level of reference or cohort residential area has generally been between 45 dBA and 55 dBA in different studies. The relative risk has been shown to be greater than one in areas where the noise level is at least 60...65 dBA.</p> <p>The main transfer mechanism behind noise-induced risk of cardiovascular disease is believed to be connected with chronic stress caused by outdoor night-time noise penetrating indoors. If this is true, then the risk will depend on the external sound insulation of residential buildings (mainly windows and makeup air valves).</p> <p>The most commonly used dose response of noise negativity in residential area is noise annoyance. Under the Environmental Noise Directive, annoyance is, for example, the main effect of noise. The dose responses of road, rail and air traffic have been presented, when possible, in comparison with the EU/WG2 responses published in connection with the preparation of the Environmental Noise Directive.</p>	
<i>Keywords</i>	environmental noise, noise abatement, land use planning, building, pleasant environment, health effects of noise, building physics, sound insulation	
<i>Financier/ commissioner</i>	Ministry of the Environment	
	ISBN 978-952-11-4271-0 (PDF)	ISSN 1796-170X (online)
	<i>No. of pages</i> 145	<i>Language</i> Finnish
	<i>Restrictions</i> For public use	
<i>For sale at/ distributor</i>	The publication is available only on the internet: www.ym.fi/julkaisut	
<i>Financier of publication</i>	Ministry of the Environment	
<i>Printing place and year</i>	Helsinki 2014	

Selvityksessä tarkastellaan melun mitattavissa olevia tärkeimpiä vaikutuksia ja niiden vaikutus- ja väestövasteita. Eri tutkimusten vaikutusvasteet on saatettu vertailukelpoisiksi esittämällä ne saman meluindikaattorin funktiona.

Tarkasteltavat vaikutukset on jaettu kahteen ryhmään: terveysvaikutuksiin, jotka aiheuttavat objektiivisesti mitattavissa olevia elintoimintojen muutoksia ja elämyksellisiin vaikutuksiin, joista yleisin on melun koetun kielteisyyden mittana käytetty kiusallisuus.

Selvityksessä on lisäksi tarkasteltu meluherkkyyden mittausta ja herkkyyden vaikutusta vasteeseen, sekä meluohjearvojen historiaa.



Ympäristöministeriö
Miljöministeriet
Ministry of the Environment

ISBN 978-952-11-4271-0 (PDF)
ISSN 1796-170X (verkkoj.)