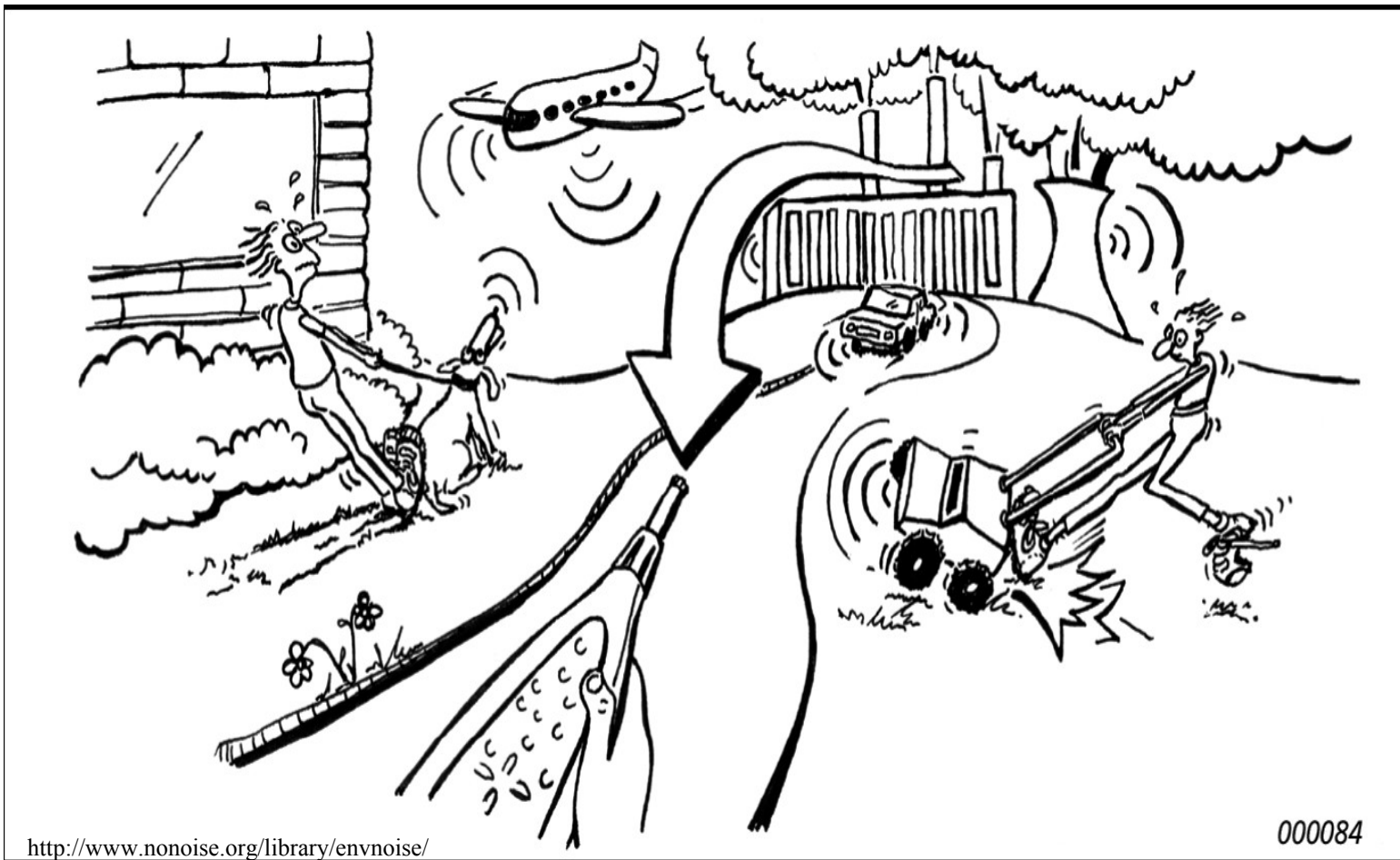


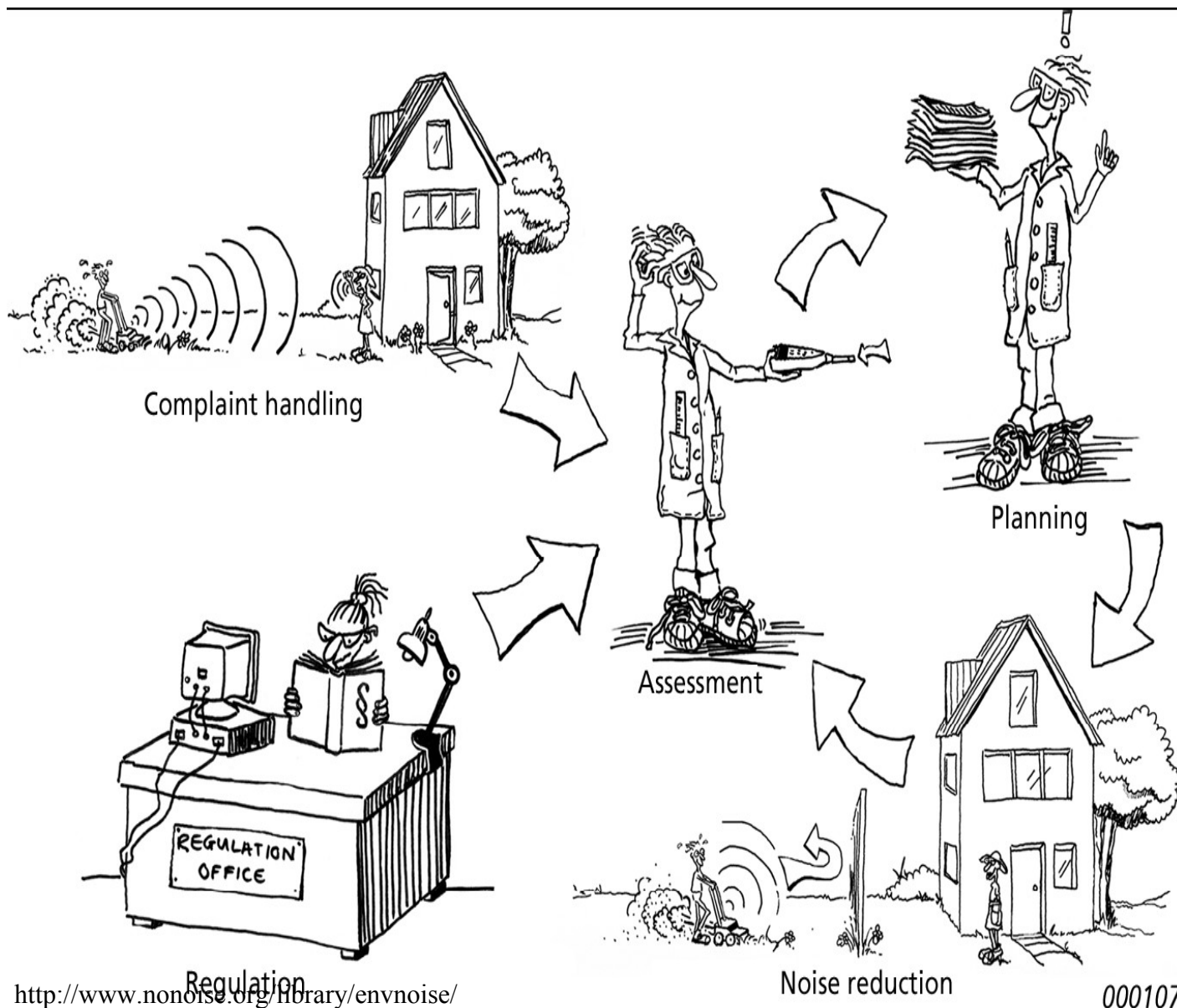
MIS ON KESKKONAMÜRA JA KUIDAS SEDA OHJATA?

Maailma Terviseorganisatsiooni olmemüra juhendi alusel
<http://www.who.int/docstore/peh/noise/guidelines2.html>



<http://www.nonoise.org/library/envnoise/>

000084



Sisukord

2. Mürallikad ja nende mõõtmine.....	6
2.1. Akustilise müra mõõtmise peamised aspektid	6
2.1.1. Helirõhu tase	6
2.1.2. Sagedus ja sageduskorrektsioon.....	8
2.1.3. Ekvivalentne pidev helirõhu tase.....	8
2.1.4. MÜRAALIKA Individuaalne müra.....	8
2.1.5. Müra mõõtmise valik.....	9
2.1.6. Heli ja müra.....	9

2.2. Müra allikas.....	9
2.2.1. Tööstusmüra.....	10
2.2.2. Transpordi müra.....	10
2.2.3. Ehitus- ja teenidusmüra.....	11
2.2.4. Olme- ja puhkusemüra.....	12
2.3. Müra OLEMUSE keerukus ja praktiline järelmõju.....	12
2.3.1. Probleemi olemus.....	12
2.3.2. AjaFAKTOR.....	13
2.3.3. Sagedus ja valjus.....	14
2.3.4. Ümbritseva mürataseme mõju.....	14
2.3.5. Müra tüübid.....	15
2.3.6. Individuaalsed erinevused.....	15
2.3.7. Soovitused.....	15
2.4. Mõõtmise tulemused.....	15
2.4.1. Mõõtmise eesmärk.....	15
2.4.2. MÕÕTEVAHENDID.....	16
2.4.3. Mõõtekoht.....	17
2.4.4. Valik.....	17
2.4.5. Kalibreerimine ja kvaliteedi kindlustamine.....	18
2.5. Allika karakteristikud ja heli levimine.....	18
2.6. Heli ülekanne ehitisse ja välITINGIMUSTES.....	19
2.7. Spetsiaalsed müra mõõtmised.....	20
2.7.1. Tugevus ja tajutud heli tasemed.....	20
2.7.2. Lennumüra mõõtmine.....	21
2.7.3. Impulssmüra mõõtmine.....	21
2.7.4. Kõne arusaadavuse mõõtmine.....	22
2.7.5. Välismüra hindamine.....	22
2.8. Kokkuvõte.....	22
3. Müra kahjulik mõju tervisele.....	23
3.1. Sissejuhatus.....	23
3.2. Mürast tingitud kuulmise kahjustus.....	23
3.3. KõneST ARUSAAMINE.....	25
3.4. Magamise HÄIRING.....	27
3.5. TOIME Südame-veresoonkonnaLE ja psühholoogiline efekt.....	29
3.6. MÕJU VAIMSELE TERVISELE.....	30
3.7. Müra mõju töövõimele.....	30
3.8. Müra mõju elanikkonna käitumisele ja ärritus.....	31
3.9. Kombineeritud müra efekt.....	33
3.10. TUNDLIKUD RÜHMAD.....	33
4. JUHENDI VÄLJUNDID.....	34
4.1. Sissejuhatus.....	34
4.2 Müra mõju inimesele.....	35
4.2.1 suhtlemishäired.....	35
4.2.2 Mürast tingitud kuulmiskahjustus.....	36
4.2.3 Unehäired.....	37
4.2.4. mõju südamele ja veresoonkonnale ning psühho-füsioloogilistele nähtustele.....	38
4.2.5. vaimse tervise häired.....	38

4.2.6. töövõime.....	38
4.2.7. MÜRA häirivus.....	39
4.2.8. Toime sotsiaalsele suhtlemisele.....	40
4.3. Erikeskkonnad.....	40
4.3.1. Eramud.....	40
4.3.2. Koolid ja koolieelsed lasteasutused.....	41
4.3.3 Haiglad.....	41
4.3.4. meelelahutusüritused.....	41
4.3.5. kõrvaklappideST kuulatavad helid.....	42
4.3.6. Impulsshelid, mida tekitavad mänguasjad, ilutulestik ja häiresignaaliid.....	42
4.3.7. Puhkealad.....	42
4.4. MAAILMA TERVISEORGANISATSiooni esitatud soovituslikud müratasemed.....	43
4.5. Eestis kehtestatud müraindikaatorid	45
4.6 MÜRA KAARDISTAMINE.....	49
5. Keskkonnamüra ohjamine.....	51
5.1 Müra vähendamise põhimeetmed.....	51
5.2. Planeeringu koostamisel SOOVITATAVAD nõuded müra piiramiseks.....	52
5.2.1 Üldnõuded	52
5.2.2. Mürahäiringu vältimine uute alade planeerimisel.....	52
5.2.3. Müra ohjamine olemasolevatel aladel	52
5.2.4 Müra ohjamine tiheasustusega aladel	53
5. 3 MADALASAGEDUSLIK MÜRA.....	53
5.4 KORTERITESSE KUULDUV MUUSIKA.....	54
5.5 PIIRVÄÄRTUSTE KOHANDAMINE MUUTUVA TASEMEGA MÜRALE.....	54
5. 6 Liikuvate müraallikate müra ohjamine.....	55
5.7 Maanteemüra ohjamine.....	56
5.8 Raudteemüra ohjamine.....	57
5.9 Erinevate liikuvate müraallikate koostoime ohjamine.....	57
5.10 Statsionaarsete müraallikate müra	57
5.10.1 Statsionaarsete müraallikate poolt tekitatud müra ohjamine.....	58
5.10.2 Statsionaarsete ja liiklusmüra allikate poolt põhjustatud koosmõju.....	58
5.11 Tuulegeneraatoritele esitatavad üldnõuded	58
6. HELID, MIS EI OLE MÄÄRATLETUD MÜRANA.....	59
7. MÜRAALAST KIRJANDUST MIDA ON KASUTATUD MAAILMA TERVISEORGANISATSIOONI MATERJALIDE KOOSTAMISEL.....	60

Oluline teave

Kirjeldused

Näited

1. SISSEJUHATUS

Keskkonnamüra on õhus leviv soovimatu või kahjulik heli

Keskkonnamüra mõjutab paljusid inimesi ja on üks olulisimaid keskkonnaprobleeme. Müra võib avaldada inimesele mõju nii füsioloogiliselt kui psühholoogiliselt ning häirida põhitegevusi, nagu magamine, puhkamine, õppimine ja suhtlemine. Kuigi müra mõju inimeste tervisele on ammu teada, näitavad viimase aja uuringud, et mõju avaldub ka vaiksema müra korral kui arvati seni.

Et keskkonnamüra on lakkamatu ja paratamatu, puutub sellega kokku märkimisväärne hulk elanikkonnast. [Euroopa Liidu rohelises raamatus Tuleviku mürapoliitika](#) väidetakse, et ligikaudu 20% Euroopa Liidu elanikkonnast puutub kokku müratasemega, mis on terviseekspertide hinnangul lubamatult kõrge, st mis võib tekitada ärritust ning une- ja tervisehäireid. [Maailma Terviseorganisatsiooni](#) hinnangul puutub ligi 40% Euroopa Liidu elanikkonnast kokku maanteeliikluse müratasemega üle 55 [dB\(A\)](#) ja rohkem kui 30% puutub öisel ajal kokku müratasemega üle 55 dB(A).

Arenevates maades on samuti tõsine transpordimüra probleem - tiheda liiklusega teedel on müra tase 24 tunni jooksul 75-80 dBA.

Müra mõju suureneb, kui see toimib koos muude keskkonnastressoritega nagu õhusaaste ja kemikaalid. Selline olukord võib esineda eriti linnapiirkondades, kus enamik neist stressoritest mõjub koos. Müra avaldab mõju ka elusloodusele. Selle pikaajalist mõju, näiteks rändeteede muutmise ning loomade eelistatud toitumis- ja elupaikadest eemalehoidumise ulatust on vaja uurida täpsemalt.

Keskkonnamüra on:

- maanteete-, raudtee- ja lennuliiklusmüra,
- tööstustuse, ehitiste, lähiümbruse poolt emiteeritud müra,
- teenindustevõtete (restoranid, kohvikud, diskoteegid jne.) tegevuse helid,

- elutegevus ja kuulatav muusika,
- spordiürituste, sealhulgas mootorispori müra,
- mänguväljakute müra,
- parklate müra,
- koduloomade hääled, nt koerte haukumine,
- tehnoloogiliste süsteemide müra,
- seadmete, kodumasinade müra

Paljudes riikides reguleeritud olmemüra normid transpordi ja ettevõtete müra kohta, kuid ei ole reguleeritud lähiümbruse müra. See on tingitud sellest, et puuduvad meetodid ja standardid ning neid on raske kontrollida. Arenenud maades on müra seire ja regulatsioon tagasihoidlik olmemüra madalal tasemel (>85 dB LAeq,8h;). Soovitavad müratasemed põhinevad üldjuhul müra mõjul tervisele.

Müra vähendamiseks on kõikjal vaja kiiresti rakendada süsteemse lähenemisega strateegilisi tegevusi.

Tundes müra olemust ja iseloomu, võib hinnata müra erinevaid tüüpe, neid mõõta, määrata müra allikad ja ta mõju tervisele.

2. MÜRAALLIKAD JA NENDE MÕÕTMINE

2.1. AKUSTILISE MÜRA MÕÕTMISE PEAMISED ASPEKTID

Keskkonnamüra võib kirjeldada ligikaudselt mitme lihtsa suurusega, mis on tuletatud helirõhu tasemest, selle muutumisest ajas ja sagedusest.

2.1.1. HELIRÕHU TASE

Helirõhk on helivõnkumisi iseloomustav suurus. Helirõhu mõõtmine toimub vastavalt standardile, kus kuulmislävi on 1000 Hz. Seega, helirõhu tase näitab kui palju on mõõdetav helirõhk suurem kuulmislävest. Kuna inimese kõrv on suuteline määrama helirõhku laias

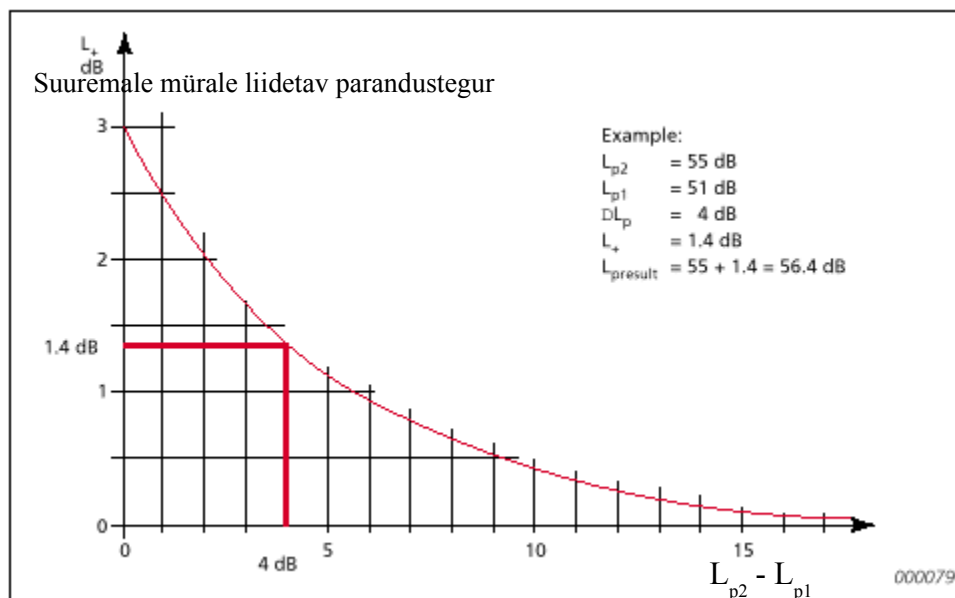
diapasoonis (10-102 Pa), siis teda mõõdetakse logaritmilises skaalas, ühik detsibell (dB).

Detsibelli kasutatakse helirõhu väljendamiseks, kusjuures nullnivooks on võetud inimese kuuldelävi, mille juures heli võimsus on 10^{-12} W/m^2 , võimsuse suurendamine kümme korda kasvatab heli võnkeenergiat 10 korda ja see toob kaasa helirõhu kasvu 10 dB, suurendades sada korda, suureneb helirõhk 20 dB jne.

Helirõhk muutub ajas. Järelikult, müra mõõtmisel tuleb hetkelised kõrvalekalded integreerida aja järgi. Keskmise kõrva integreerimise tase aja järgi, mõõteriist omab kiiret skaalat (Fast), mis vastab 0,125 s. Seega tuleb mõõtmisel kasutada seda skaalat, mis vastab kõige rohkem kõrva parameetritele. Helirõhu mõõtmise seade võib omada aeglast (Slow) skaalat, mis vastab 1 s, millega on kerge mõõta kiiresti muutuvat helirõhku. Kaasaegsed seadmed võimaldavad integreerida helirõhku suvalise ajaperioodi jooksul ja anda siis selle keskmise väärtuse. Kaasaegse seadme kasutamisel ei soovitata kasutada aeglast (Slow) mõõtmist.

Kuna helirõhku mõõdetakse logaritmilises skaalas, siis tulemusi ei saa liita ja leida aritmeetilist keskmist. Näiteks, liites kaks heli ühesuguse helirõhuga, saame tulemuseks helirõhu muutuse ainult 3 dB.

MÜRA LIITMINE



<http://www.nonoise.org/library/envnoise/>

2.1.2. SAGEDUS JA SAGEDUSKORREKTSIOON

Sageduse ühikuks on herts (Hz), mis näitab võnkumiste arvu sekundis.

Tonaalne heli on seotud meie tajuga. Näiteks, orkester häälestatakse sagedusele 440 Hz. Enamus keskkonnahelisid koosnevad erinevatest sagedustest, omades diskreetseid sageduskomponente laias piirkonnas - spektris. Kuuldav helisagedusspekter on piirides 20-20000 Hz. Alla 20 Hz sagedustega helide korral meie kuuleme üksikuid helide impulsse kui toone. Kõrva tundlikkus kõrgete sageduste piirkonnas väheneb aastatega. 20 000 Hz on kuulmise ülempiir noortel inimestel.

Kuna kuulmissüsteem ei ole ühtemoodi tundlik kõigile sagedustele, ei võeta helisid vastu ühesuguse tugevusega ühel ja samal helirõhu tasemel. Müra korral on seega mõned helid domineerivamad kui teised. Sagedusanalüüsiks kasutatakse oktaavi või 1/3 oktaavi filtreid. Fourier rida või filtreid tuleb kasutada müra iseloomu analüüsiks.

Sageduskorrektsioon on lihtne lähenemine eri sageduste komponentide hindamiseks ja iselomustamiseks ühe arvuga.

A-korrektsiooni kasutatakse hindamiseks, mis on lähedane kõrva karakteristikule. Madalate sageduste osakaal on väiksem kui keskmiste ja kõrgemate osakaal.

C-korrektsioon on enam-vähem ühesugune kõigi sageduste jaoks.

2.1.3. EKVIVALENTNE PIDEV HELIRÕHU TASE

Vastavalt energia jäävuse printsiibile, on müra efekt seotud heli energiaga. Seega, ekvivalentne pidev helirõhu tase ($L_{Aeq, T}$) summeerib kogu energia ajaperioodil (T) ja annab ekvivalentse taseme keskmisele heli energiale sellel ajaperioodil. See keskmine tase põhineb A-korrektsiooni integreerimisel. Seega, $L_{Aeq, T}$ on keskmine energia ekvivalent tase A-korrektsioonil ajaperioodilt T.

2.1.4. MÜRAALIKA INDIVIDUAALNE MÜRA

Sageli on soov ja vajadus mõõta müra maksimaalset taset (L_{Amax}).

Ühe liiklusvahendi müra mõõtmise korral tuleb L_{Amax} mõõta kiirel (Fast) printsiibil, sest see annab hea korrelatsiooni meie kuulmistajuga.

Väga lühikeste impulsside korral on vaja mõõta tippväärtust, et hinnata võimalikke riske. Kui seda ei saa määrata, siis kasutatakse ajavahemikku 0,05 ms, selleks kasutatakse üldjuhul C-korreksiooni.

Üksikute mürasündmuste müra (SEL) mõõdetakse A-korreksiooni keskvaartusega, - väärtus üksiksündmusele arvatud LAeq,T aja jooksul T. Mõningatel juhtudel on SEL määramine eelistatud, sest ta on tuletatud kogu sündmusest ja mitte maksimumväärtusest. A-korreksiooniga SEL mõõtmine on näidanud mitteadekvaatset hinnangut komplekse impulssheli korral, SEL väärtuste määramisel impulssheli korral, nagu lõhketööd, on iseloomustavam C-korreksiooni kasutamine.

2.1.5. MÜRA MÕÕTMISE VALIK

Pideva müra mõõtmiseks kasutatakse LAeq,T (liikluse müra, enamasti tööstusmüra, ventilatsioonisüsteemide müra ehitistes. Kui pidevale mürale lisandub veel muu müra, nt lennu- või raudteeliikluse müra, kasutatakse lisaks LAeq,T -le veel ka individuaalse müra mõõtmist (LAmax või SEL).

Varem iseloomustati muutuvat mürataset protsendiga, mis on tuletatud statistilisest jaotusest. Näiteks, L10 näitab, et A-korreksiooni tase ületab 10 % ajast piirnormi. L10 kasutati laialt liikluse müra määramiseks, mis on korreleeritav individuaalsete sündmustega, nagu LAmax ja SEL. L90 või L95 võib kasutada kui potentsiaalset segavat kohalikku mõju sisaldava tausta helirõhu kirjeldust.

2.1.6. HELI JA MÜRA

Füüsikaliselt ei ole vahet helil ja müral: heli tajumine on aju psühholoogiline protsess. Helilained on klassifitseeritud kui „tervik, mis on rohkem kui osade summa” ja jaotatud müra, muusikaks kõneks jne. Järelikult, on võimatu defineerida müra lähtudes füüsikalistest parameetritest. Praktiliselt defineeritakse müra kui soovimatut heli. Peale selle, müra võib halvasti mõjutada tervist akustilise energia vormis.

2.2. MÜRA ALLIKAS

Kirjeldatakse erinevaid müra allikaid, tööstus- ja transpordimüra, olme- ja puhkeasutuste müra. Erinevate müraallikate LAeq,T võrdsed väärtused võivad olla inimese poolt täiesti erineva

tajumisega mürad.

2.2.1. TÖÖSTUSMÜRA

Tööstusseadmed tekitavad tõsise müraprobleemi nii siseruumides kui ka väliskeskkonnas. Seadmete müratase sõltub üldjuhul nende võimsusest ja seadmete müras domineerivad madalad ja kõrged sagedused, tooni komponendid on impulsid või ebameeldivad ja katkevad ajalised helid. Pöörlevad masinad genereerivad heli, mis sisaldavad tonaalseid komponente; pneumaatilised seadmed genereerivad laia sagedusega müra. Kõrge heli rõhk on põhjustatud seadme komponentidest või gaasi kiirest liikumisest (näiteks ventilaatorid), või operatsioonidest, mis sisaldavad mehhaanilist mõju (näiteks pressimine, neetimine).

Tööstusmüra vähendamise võimalus - seadmed peavad töötama vaikselt.

Paiksed installeeritud seadmed, tehased ja ehitusplatsid, soojuspumbad ja ventilatsiooniseadmed mõjuvad lähedal asuvatele elanikkonnale. Müra vähendamist võib saavutada vaiksemate seadmetega või maaala tsonerimisega, passiivsete (müra isoleeritud, kabiinid) ja aktiivsete müra vähendamise meetmetega või ajalise piiranguga.

2.2.2. TRANSPORDI MÜRA

Transpordimüra (maantee, raudtee ja õhuliiklus) on peamine keskkonna müra allikas. Üldiselt, suurem ja raskem transpordivahend tekitab rohkem müra kui väiksem ja kergem. Erandiks on helikopterid ja 2 ja 3-rattalised autod.

Autode müra on põhjustatud mootorist, ning hõõrdumisest auto kere, tee ja õhu vahel. Kiirusel 60 km/h ja rohkem on rataste ja tee vaheline müra suurem kui mootori oma. Selle faktori füüsikaline sisu on veel avamata.

Liikluse helirõhk on prognoositav liiklustihedusest, kiirusest, raskeveokite osakaalust ja tee pinnakattest. Probleem tekib piirkondades, kus muutub mootori kiirus ja võimsus, nagu valgusfooride, teetõusude, ristmike piirkonnas või topograafia ja meteoroloogilised tingimused (näiteks mägede piirkonnas).

Raudtee müra sõltub rongi kiirusest, mootori tüübist, vagunitest, rööbastest ja nende alusest, rataste ja rööbaste karedusest. Väikese raadiusega kurvid, mis on tüüpilised linnatranspordile, annavad suurt kõrgsageduslikku müra, tuntud kui rataste vingumine. Müra tekib jaamades, kus töötavad mootorid, viled ja valjuhääldid, on manööverdushoov. Kiirrongid põhjustavad

spetsiifilist müra, kuid mitte impulssmüra, mis kiiresti kasvab. Kiirusel üle 250 km/h kõrgsageduslik müra suureneb ja on sarnane ülelendavate lennukite mürale. Eriline probleem tekib tunnelites, orgudes või piirkondades, kus pinnase tingimused aitavad genereerida vibratsioone. Kiirrongide müra kaugele levik põhjustab probleeme tulevikus.

Õhuliiklus, nii reisi- kui ka militaarsed lennud, põhjustavad olulist müra. Lennukite õhikutõus põhjustab intensiivset müra, sealhulgas vibratsioone ja kahinaid. Maandumine põhjustab müra madalates lennukoridorides. Müra on põhjustatud maandumismehhanismidest ja võimsuse automaatreguleerimisest ning mootori reverseerimisest. Üldiselt, suurem ja raskem lennuk põhjustab rohkem müra kui väiksem.

Müra tekkimine vanematel lennukitel on põhjustatud turbulentsist, mida on märgatavalt vähendatud kaasaegsetes lennukites. Üks müra allikas on ventilaator, lisaks maandumine ja sõit maapinnal. Kaheastmeline turbomootor annab suhteliselt kõrget tonaalset müra. Helirõhu tase sõltub lennukite arvust, nende tüübist, lennuteest, tõusudest ja maandumistest ning atmosfääri tingimustest. Suur müraprobleem on seotud helikopteritega ja väikeste eralennukitega. Spetsiaalne müraprobleem tekib lennuki sees, mis on põhjustatud vibratsioonidest. Müra tuleviku üleheliikiirusega lennukite korral on teadmata.

Üleheliikiirusega lennuki korral müra on põhjustatud õhu lööklainest, mis lendab kiiremini kui on heli kiirus õhus. Lööklaine heli on kuuldav 50 km kaugusele, sõltudes lennu kõrgusest ja lennuki mõõtmetest. Helilaine on kuuldav kui kahekordne heli. Suure intensiivsuse korral võib ta kahjustada ehitisi.

Militaarsete lennuväljade mõju on sarnane reisilennuväljadele. Näiteks õistel lendudel, treeningutel, katkestatud tõusudel ja maandumistel (nõnda nimetatud „puuduta ja mine“) või madallendudel. Eriolukordades, sõjad, sõjalised tegevused jne tekitavad erimüra raskemasinad (tankid), helikopterid, erinevad tulirelvad.

2.2.3. EHITUS- JA TEENIDUSMÜRA

Ehitus- ja kaevetööd võivad põhjustada müra, mis tuleb kraanadest, tsemendi segistitest, keevitamisest, puurimisest ja teistest tööd. Ehitusseadmed on sageli kehvasti varjestatud ja hooldatud ning tööde teostamisel mõnikord ei jälgita võimalikku müra levikut. Tänavateenindus, nagu prügiveedu ja teede puhastus võib samuti põhjustada müra teket. Ventilatsioonisüsteemid ja konditsioneerid, torujuhtmed, soojuspumbad, pumbasüsteemid, liftid ja muud seadmed võivad ohustada samuti oma töömüraga ümbritsevat keskkonda.

2.2.4. OLME- JA PUHKUSEMÜRA

Elurajoonides tekib müra:

- mehhaanilistest seadmetest (soojuspumbad, ventilatsioonisüsteemid),
- liiklusest,
- inimesteomavahelisest kõnest,
- muusikast,
- meelelahutusüritustest,
- teistest allikatest (nt majapidamismasinad).

Müra madalsageduslik komponent, nt müra ventilatsioonisüsteemist, võib põhjustada oma leviku eripärast tugevamat müra kui kõrgemate sagedustega helid.

Puhkeajal on suurenenud võimsate masinate kasutamine, näiteks mootorisportis kasutatavad sõidukid, mootorpaadid, veesuusatamine jne. põhjustavad märgatava müra, laskesport mitte ainult ei tekita müra, vaid rikub oluliselt ka kuulmist. Müra häiringut võivad põhjustada ka tennise mängimine, kirikukellade helistamine ja teised religioossed tegevused.

Intensiivset müra põhjustavad vabaõhukontserdid, ilutulestik ja pidustused, millega kaasneb sageli ka liiklusmüraga.

Kuulmiskahjustust võivad põhjustada intensiivsed helid kõrvaklappides või laste mänguasjadest tulenevad helid.

2.3. MÜRA OLEMUSE KEERUKUS JA PRAKTILINE JÄRELMÕJU

2.3.1. PROBLEEMI OLEMUS

Keskkonnamüra kirjeldamiseks on palju erinevaid karakteristikuid:

- helirõhu taseme muutus ajas - minutite ja sekundite jooksul, sesoonselt kuude lõikes, näiteks oluliselt ja kiiresti muutuvat helirõhku põhjustab madalalt lendava reaktiivlennuk,
- müra sagedus määrab müra mõju inimestele,
- mürasündmuste arv on samuti oluline häiringutegur.

Müra karakteristikute kombinatsioon määrab keskkonnamüra mõju inimestele - toime võib olla:

- häiriv,

- magamist segav,
- kõne segav,
- stressi suurendaja,
- kuulmist kahjustav või
- põhjustada teisi tervisega seotud probleeme.

Seega keskkonnamüra erinevate karakteristikute vahel on mitmene seos põhjustades ka erinevat mõju inimestele, kuid kahjuks veel ei teata täielikult neid seoseid.

Praktikas kasutatakse kindlaid hinnatavaid karakteristikuid, mis iseloomustavad antud mürasituatsiooni:

- LAeq,T pideva müra jaoks,
- LAmax või SEL mittepideva müra jaoks

Need suurused on määratavad lihtsate mõõtmisviisidega ning on seega oma lihtsuse ja odavusega kasutusele võtnud, selline lähenemine aga eirab müra teisi karakteristikuid.

2.3.2. AJAFAKTOR

Müra muutused ajas on seotud müra ärritava omadusega.

Müra hindamisel on aluseks võrdse energia printsiip - kogu müra efekt on proportsionaalne kogu energiaga mida inimene tunnetab heli kuulmise jooksul - sarnast toimet avaldavad organismile sama energiat kandev ühtlane müra ja ajas muutuv müra.

LAeq,T on hea indikaator intensiivse liikluse korral ärritava mõju hindamiseks lähedalolevale elanikkonnale, kuid ei ole eriti iseloomustav magamise häiringu hindamiseks, kui lendavad üle vaid mõned mürarikkad lennukid. Selleks on otstarbekas kasutada heli maksimaalset rõhku ja sündmuste arvu.

LAeqT kasutamine on üldiselt heakskiidetud lähenemine, ta on oluline mõõtmise piirangute ja vigade hinnanguks. On võimalik, et ajalised muutused aitavad seletada erinevate ärritajate poolt põhjustatud võrdse LAeqT taseme erinevusi, nt maantee, rongi ja lennukite müra.

Periodiliselt muutuvad helirõhu tasemed ajas suurendavad ärritust. Näiteks, perioodiline tuikav või pulseeriv müra võib rohkem mõjuda kui pidev müra, mida iseloomustab sarnane helirõhutase. Uuringud näitavad, et periood 4 korda sekundis on häirivaim ning kiirelt vahelduv müra on häirivam, kui ühtlane müra, mida iseloomustab sama LAeqT.

L_{AeqT} võib arvutada erinevatele kindlatele ajaperioodidele. Üldiselt arvutatakse L_{AeqT} nii päeva kui öö kohta. Kombineerides päeva ja öö L_{AeqT}, eeldatakse, et inimesed on öösel tundlikumad. Korrektsioon tuleb lisada öise aja L_{AeqT}, kui kasutatakse 24 tundi iseloomustavaid suurusi. Näiteks, kasutatakse öise aja korrektsiooni 10 dB, on välja pakutud ka teisi öö korrektsioone, kuid võimatu on täpselt määrata optimaalset väärtust, sest suured kõrvalekalded olenevalt inimeste grupid. Öökorrigeerimine on ette nähtud selleks, et näidata inimeste tundlikkuse kasvu öösel.

2.3.3. SAGEDUS JA VALJUS

Müra iseloomustatakse sagedusega. Iga sageduse osakaalu määramiseks müras analüüsitakse müra spektrit.

Erinevate sageduste mõju inimestele on lihtne hinnata A-korrigeerimisega, mis vastab inimese kuulmise karakteristikule laia sageduse ja helirõhu diapsoonis. A-korrigeerimine on laialt levinud, sest see võimaldab iseloomustada müra erinevate sageduste mõju ühe arvulise näitajaga. Neid võrdse valjuse samatugevusjooni võib kasutada ühe sagedusega heli tajumise kirjeldamiseks. Kompleksseks heli iseloomustamiseks on keerukamad protseduurid, mis sisaldavad heli iseloomustamist kriitilises lainelas ja lainelade vastastikusel toimes.

Müra iseloomu paremaks määramiseks on läbi viidud palju uuringuid, mis võrdlevad erinevate müra korrigeerimistega saadud tulemusi (A-korrigeerimise seost teiste sageduskorrigeerimistega), et vaadelda probleemi komplekselt, arvestades heli tugevust ja tajutavat helitaset. Võrdlus sõltub konkreetsest efektist, aga üldiselt on korrelatsioon kompleksmõõtmistest ja subjektiivse skaala vahel nõrk. A-korrigeerimine on kritiseeritud, et ei ole täpne indikaator tugevate, madalsageduslike helide efekti jaoks. Mõõdetud müra iseloomustavate parameetrite toime prognoosiviga on harilikult väiksem kui erinevused indiviidide individuaalse tundlikkuse vahel.

Võrdse helitugevuse korral on müra tajutav erinevalt, sellise olukorra hindamiseks on olemas teisi meetodeid, müra hindamisel ei ole piiranguid keerukuse ja mõõtmiste arvu kohta.

2.3.4. ÜMBRITSEVA MÜRATASEME MÕJU

Uuringud on näidanud, et müra ärritav efekt sõltub sellest, kui palju müra ületab ärritusläve. On näidatud, et see sõltuvus kehtib konstantse müra taseme korral, kuid mitte perioodiliselt ajas muutva müra korral, näiteks lennumüra korral. Lennuki ülelennu korral alati toimub teatud aja jooksul lubatud müra taseme ületamist, kuid selline mõju on nõrgem kui ühtlaselt kõrge müra taseme korral.

2.3.5. MÜRA TÜÜBID

Uuringutest on tulenenud, et samal tasemel olevad erinevad müratüübid tekitavad erinevaid ärritusi, näiteks, samal tasemel olev LAeqT lennukite müra ja liikluse müra korral ei põhjusta inimestele sarnast ärritust. See näitab, et indikaator LAeqT ei iseloomusta täielikult müra ja ei kata täielikult müra karakteristikuid, mis iseloomustavad häiringut. On ka võimalus, et selliseid erinevusi võib omistada teistele faktoritele, mida ei kasutata müra karakteristikutena. Näiteks on teada, et lennukite müra avaldab rohkem negatiivset mõju, sest kaasneb hirm lennuõnnetuse ees.

2.3.6. INDIVIDUAALSED ERINEVUSED

Inimeste tundlikkus müra häiringu vastu on erinev, erinev on ka inimeste tundlikkus sama müra korral. Individuaalsed erinevused võivad olla küllaltki suured ja üldise hinnangu saamiseks sama helirõhu tasemel on kasulik vaadelda grupi keskmisi näitajaid. Ärrituste uurimisel on kõrge ärritavusega inimeste protsent indikaatoriks, mis korreleerub paremini helirõhu tasemega.

2.3.7. SOOVITUSED

Enamustel juhtudel meil ei ole eriti täpseid mõõtmisi selle kohta, kuidas avaldub ärritus. Praktika eeldab, et võrdse energia printsiip on kehtiv enamuste mürade kohta, lihtne LAeqT on sobiv parameeter. Kui müra koosneb väikesest arvust mürasündmustest, A-korrektsiooni maksimaalne tase (L_{Amax}) on parim indikaator unehäiringu ja teiste tegevuste häiringu määramiseks. Peale selle, enamustel juhtudel heli A-korrektsioon (SEL) on hea indikaator üksikute mürasündmuste jaoks, sest ta baseerub kogu sündmuste integreerimisele.

2.4. MÕÕTMISE TULEMUSED

2.4.1. MÕÕTMISE EESMÄRK

Müra mõõtmise detailid peab planeerima vastavalt eesmärgile, tüüpilised eesmärgid on:

- Mõju uurimine
- Uuritavate isikute hindamine

- Vastavus õigusaktidele
- Maa kasutamise planeerimine ja keskkonnamõju hindamine
- Mõõtmisjuhendi määratlemine
- Kalibreerimine ja tulemuste kontroll
- Uuringute kontroll
- Arengusuuna seire

Mõõtmiste eesmärgiga peavad olema vastavuses valimi määramine, mõõtmiskoht, mõõtmise tüüp ja seadmete valik.

2.4.2. MÕÕTEVAHENDID

Helirõhu mõõtmisel on kriitiliseks seadmeks mikrofoni, sest seda on raske teha samasuguse täpsusega kui teisi elektroonilisi seadmeid, ehk vastupidi, ei ole keerukas teha elektroonilisi seadmeid mikrofonile soovitava tundlikkuse ja sageduskarakteristikuga. Mikrofonide madal kvaliteet annab suhteliselt ebapiisava tundlikkuse, mis ei võimalda mõõta madalaid helirõhke, samuti väga kõrgeid helirõhke heliallika läheduses. Mikrofonidel on halb sageduskarakteristik, sellised mikrofonid on kasutatavad A-korrektsooni korral, kuid neid ei soovitata täpselt mõõtmiseks ega heli sagedusanalüüsiks,

Helirõhu mõõtmise seadmed sisaldavad harilikult A- ja C- korrektsooni ja võivad sisaldada ka lineaarset korrektsooni.

Lineaarne korrektsoon ei ole määratletud standardis ja praktikas on selle kasutamine piiratud mikrofonide kvaliteediga.

Sageduskorrektsooni kasutatakse keerukamates helirõhu mõõtmise seadmetes ning see koosneb reast standardsetest filtritest, mis võimaldavad sagedusanalüüsi.

Akustilisteks mõõtmisteks oktaav ja 1/3 oktaavi piirkonnas mõõtmise filtrid on laialt kasutatavad ja vastavad standardile.

Hetkeline helirõhk on seotud ajateguriga. Eelpoolnimetatud mõõteseadmed sisaldavad kiiret (Fast) ja aeglast (Slow) mõõtmisvõimalust. Kiire mõõtmise ajakonstant 0,125 s ja vastab inimese kõrva tundlikkusele, aeglane vastab ajakonstandile 1 s ja see on vana mõõtmisviis ning võimaldab kiiresti määrata helirõhu keskmist väärtust.

Mõõteseadme tüüp 2 on sobilik laia riba A-korrektsooni mõõtmiseks, kus ei ole eriti vaja täpsust ja väga aeglasel helirõhu tasemel ei ole mõõdetavad.

Mõõteseadmed tüüpi 1 on kallimad ja kasutatakse seal, kus vajatakse täpsust ja sagedusanalüüsi.

Kaasaegsed helirõhu mõõteseadmed võimaldavad integreerida helirõhu taset etteantud

ajavahemikus ning võivad omada keerulisi digitaalsetid lisaseadmeid. Nad võimaldavad otseselt saada LAeqT väärtus soovitavas ajavahemikus T, arvuti olemasolul helirõhu mõõtjas võib läbi viia kompleksseid mõõtmisi ja saadud andmeid säilitada. Näiteks, mõned mõõteriistad võivad määrata statistilist jaotumist antud perioodil, LAeqT. Käesoleval ajal kaasaskantavad seadmed võimaldavad määrata helitugevuse parameetreid reaalses ajas.

2.4.3. MÕÕTEKOHT

Kui ei ole määratud teistmoodi, siis on otstarbekas mõõta müra vastuvõtja juures. Näiteks, liikluse müra on soovitatav mõõta elumajade lähedal, mitte tee ääres. Kui keskkonnamüra on mõõdetud müra allika juures, siis on võimalik hinnata ta levimist ja mõju teatud koha suhtes. Heli levimine on keeruline protsess ja helirõhu taseme määramine teatud kaugusel müra allikast toob vältimatult sisse vea. Viga on välditav, kui mõõdetakse soovitud punktis.

Mõõtekoht valitakse selline, et heliallikas oleks näha ja heli levimine mikrofone ei ole blokeeritud, et helirõhu tase võiks väheneda. Näiteks lennukimüra mõõtmine peab toimuma maja selle külje poolt, kust poolt müra tuleb. Mikrofone asupaik ehitiste fassaadide ja peegelduvate pindade suhtes on tähtis ja mõjutab oluliselt mõõdetavat helirõhu taset. Kui mikrofon asetseb mitme meetri kaugusel peegelduvast pinnast, siis annab ta õige tulemi. Kui mikrofon on paigutatud peegelduvale pinnale, näiteks ehitise fassaadile, siis helirõhu tase suureneb 6 dB, sest otsesed ja peegeldunud lained liituvad. Standard soovitab 2 m kaugusel fassaadidest 3 dB korrigeerimist. Fassaadi peegeldumise efekti tuleb arvestada tegeliku helitaseme määramisel. Kui mikrofone asetamine vastuvõtja lähedusse on soovitatav, siis ta viib tulemustele, mida loetakse õigeks. Kui mõõtmine viiakse läbi siseruumides, siis tuleb seda teostada mitmetes punktides, et saada keskmist tulemust. Teistes situatsioonides tuleb mõõtmist viia läbi ohtlikes punktides.

2.4.4. VALIK

Paljud keskkonnamürad muutuvad ajas, päeva jooksul või sõltuvalt aastaajast. Näiteks liikluse müra on tugevam mõne tunni jooksul päevas ja vaiksem öösel, lennukimüra muutub aastaajast seoses lendude arvuga. Pidevat müra seiret teostatakse suurte lennuväljade ümbruses. On võimatu mõõta mürataset pidevalt pika aja jooksul paljudes erinevates kohtades.

Liikluse müra määramiseks kasutatakse erinevaid skeeme, mis annavad päeval 2-3 dB LAeqT vea ja öösel suurema, need vead on seotud helirõhu statistilise jaotusega. Liikluse müra viga on erinev teiste mürade poolt põhjustatud müradest, sest nende muutused ajas on erinevad. Raske on hinnata aastaajast sõltuvat müra. Mõõtes keskkonnamüra, on tähtis, et ta oleks kvaliteetne kogu muutuste skaalas, sealhulgas arvestades müra muutust ja levimist sõltuvalt atmosfääri tingimustest.

2.4.5. KALIBREERIMINE JA KVALITEEDI KINDLUSTAMINE

Helirõhu seadmeid kalibreeritakse väikeste, kalibreeritud heliallikatega. Need seadmed on paigutatud mikrofoni ja annavad teatud helirõhu taseme teatud täpsusega. Kalibreerimist tuleb läbi viia igal mõõtmise päeval ja vajadusel enne mõõtmist, kui on võimalus, et tundlikkus on muutunud. Aasta kalibreerimise plaan peab toimuma vastavalt standardile.

2.5. ALLIKA KARAKTERISTIKUD JA HELI LEVIMINE

Müra hindamisel on tähtis täpsustada keskkonnamüra allikaid ja müralainete levimist. Tuleb vaadelda müra mõõtmise suuna tundlikkust, ajalist muutumist ja sagedust, kui see on ebaharilik, on mõju oodatust suurem. Enamus keskkonnamürast on suunatud ja sisaldab liiklusmüra, lennumüra, rongimüra, tööstusmüra, meelelahusmüra ja palju muud müra. Need keskkonnamürad on tekitatud erinevate allikate poolt, kusjuures paljudel juhtudel on allikad liikuvad. Seega tuleb vaadelda nii individuaalsete allikate ja kombineeritud allikate karakteristikuid

Näiteks vaatleme ühe liiklusvahendi heli kiirgust või liiklusvahendite rivi teel. Ideaalse punktallika heli levib sfääriliselt ja helirõhu tase väheneb 6 dB kauguse kahekordsel suurenemisel. Joonlevimisel või individuaalsel liikumisel antud punktist mööda, levib heli silindriliselt ja väheneb 3 dB vahemaa kahekordistumisel. Seega on vahe heli levikul ideaalse punktallika ja liikuva allika vahel. On võimatu adekvaatselt hinnata müra fikseeritud allikast ühest kohast, on tähtis mõõta müra paljudest suundadest. Kui üksik heliallikas liigub, tuleb mõõta kogu möödumise jooksul, arvestada heli muutust nii suunas kui ka ajas.

Praktilistel juhtudel see lihtne levik on mõjutatud maapinna peegeldustest. Loodetakse, et heli levimine avatud maapinnal, nagu heinamaa, osa energiat adsorbeeritakse ja helirõhk väheneb kiiresti kauguse suurenemisel. See on üldiselt tõsi, kuid protsess on keerukas. Otsene ja maapinnalt peegeldunud laine kombineeruvad, mis võib kustuda teatud kindlaid sagedusi, ning mitte teisi sagedusi. Lühidistantsil muudab interferents heli. Pikal distantsil (100 m ja rohkem), on helilaine mõjutatud ümbritseva keskkonna poolt. Temperatuuri ja tuule gradiendid ja turbulents avaldavad mõju helirõhule. Temperatuuri ja tuule gradient põhjustab heli kaldumist üles- ja allapoole, põhjustades helirõhu suurenemise või vähenemise. Atmosfääri turbulents võib juhuslikult mõjutada heli, interferents koos levimissuunaga võib vähendada teda. Kõrged sagedused neelduvad õhus, sõltudes temperatuurist ja niiskusest. Kuna seal on keerulised efektid, on võimatu täpselt ennustada helirõhu taset kaugel heliallikast.

Kasutades otsese laine leviku piiramiseks barjääre või ekraane, väheneb laine levik. Laine

levimise nõrgenemise efekt ekraani korral on piiratud heli energiaga, mis peegeldub või paindub. Ekraan on efektiivne kõrgete sageduste korral, kui asetseb allika või vastuvõtja juures; väheefektiivne, kui kaugel allikast. Kõrgem ekraan on parem, praktiliselt saavutades kuni 10 dB vähenemise. Ekraanis ei tohi olla tühimikke ja see peab omama adekvaatset massi pindalaühiku kohta. Pikk ehitis on efektiivne ekraan, kuid tühimikud ehitiste vahel vähendavad heli nõrgenemist.

Mõningatel juhtudel on otstarbekas hinnata keskkonna helirõhku, kasutades matemaatilisi mudeleid. Arvutiprogrammid peavad esiteks modelleerima heliallika karakteristikud ja siis määrama heli levimise võimalused. Selline prognoosimeetod omab eeliseid, kuid seal võib olla määramatusi. Arvutusmeetodid on asjakohased liiklus- ja lennumüra uurimiseks, sest on võimalik luua andmebaas iga allika jaoks eraldi. Muutuva müra korral, nagu tööstusmüra, on vajalik esialgu kirjeldada müraallikad. Mudel summeerib erinevad allikad ja arvutab, kuidas müra levib. Heli levimise hindamise tehnikat parandatakse kogu aeg, samuti paraneb meetodite täpsus. Need mudelid on kasulikud paljude müraallikate korral antud ajavahemikus. Näiteks, lennumüra mudel prognoosib üksikutest allikatest koosnevat keskmist müra aasta jooksul. Niisugused mudelid annavad pildi müra lennujaama ümbruses. See on odavam, kui mõõtmine. Mudelid on keerulised ja vajavad kasutamisel kogemust ning täpset andmebaasi. Kuna need mudelid on arengujärgus, siis tuleb kinnitada tulemusi mõõtmistega.

2.6. HELI ÜLEKANNE EHITISSE JA VÄLITINGIMUSTES

Keskkonnamüra allikas asub väljaspool ehitist. Näiteks liiklusvahendid - autod, lennukid, rongid. Müra levib ruumidesse, majadesse. Vaja on teada, kuidas müra kandub ehitistesse s.t. müra levimist õhus majade vahel, läbi seinte ja lagede ning seejärel siseruumides, kus on samuti müraallikad ja õhus edasi kanduvad helid.

Majade seintest läbitulevat müra hinnatakse vähenemisindeksiga. See indeks, ülekande kadu, on defineeritud kui kümnendlogaritm suhtest allikas-edasikande võimsus ja kirjeldatakse detsibellides, kui palju ta väheneb. See indeks suureneb müra sageduse ja ehitise konstruktsiooni massiga. Raskemad ja massiivsemad konstruktsioonid omavad suuremat vähenemist. Kui heli ülekandumist läbi seinte ei ole võimalik piirata, siis tuleb kasutada kahte paneeli, mis tuleb isoleerida vibratsioonide vähendamiseks ja nende vahelistes tühimikes peab olema helisummutav materjal. See annab suurema efekti. Kuna heli neeldumine on suurem suuritel sagedustel, siis probleem on madalate sagedustega, kus keskkonnamüra allikad tekitavad suhteliselt kõrget helirõhu taset.

Heli sumbumine ehitistes määratakse standardse laboratoorse testiga, kus testitav paneel on kahe kambri vahel. Selles testis on mõlemas kambri heli hajunud, on arvatud heli sumbuvaltegur kui heli rõhkude vahe, lisaks katseseadme korrektsioon, mis sõltub pinnast ja neeldumisest. Ehitise heli neeldumine määratakse kohapeal, mõõtes loomulikku müra või testmüra valjuhääldist, mõlemal juhul peab seinast läbikandunud müra olema suurem kui teised mürad

vastuvõturuumis. Heli levimisel väljast sisse, mõõdetud heli sumbuvuse indeks sõltub heli langemisnurgast aga ka mikrofoni asukohast. Korrektsiooniks kasutatakse välismõõtmistel 6 dB, mis arvestab peegeldumist.

Ehitiste seinte sumbuvus on määratud paljudest teguritest, näiteks, sein, kus on aknad, ukсед ja teised elemendid, mille sumbuvustegurit on vaja teada, kogusumbuvus arvutatakse kogu pinna kohta kaalutud pinna suhtes. Fassaadi osad, nagu massiivsed seinad, on efektiivsed helisummutid. Kogu fassaadi helisumbuvusindeks on väiksem, tänu akendele, ustele ja ventilatsioonivadele. Lahtiste akende indeks on 0 dB, kui aknaid on 10 % seina pindalast, ei ületa helisumbuvuse indeks 10 dB, millest ei piisa.

Helisumbuvuse indeks mõõdetakse erinevate sageduste korral, mille alusel määratakse üks arv. Kasutatakse ISO korrigeeritud indeksit (ISO 1996), ekvivalenti (ASTM), edasikandumise klassi (ASTM 1994a). Hinnang on sobiv tüüpilise siseruumi müra jaoks, kus ei ole madalaid sagedusi. Seega keskkonnamüra hindamisel ei ole sobiv hinnang ühe parameetriga. Lisaks ISO protseduurile on olemas spektraalkorrektsioon, ette nähtud allikate korrigeerimiseks. Teisiti, ASTM välis-sise heli ülekande arvutatakse A- korrektsiooniga standardse spektri alusel (ASTM 1994b). Ehitise sees mõõdetakse heliisolatsiooni mõju indeks standardse allika jaoks ja sumbuvus määratakse vastavalt ISO ja ASTM standarditele (ISO 1998; ASTM 1994c 1996).

2.7. SPETSIAALSED MÜRA MÕÕTMISED

2.7.1. TUGEVUS JA TAJUTUD HELI TASEMED

On olemas protseduurid, et määrata keerulise heli tugevus, need käsitlevad müra 1/3 oktaavi spektrit, iga 1/3 oktaavi laineala määramisega. 1/3 oktaavi müraspekter on vajalik, et seda võrrelda teise võrdse müratasemega. Individuaalne 1/3 oktaavi müra laineala on kombineeritud, et anda kogu müratase (PNL), mis on vajalik müra täpseks hinnanguks. PNL mõõtja on ette nähtud lennumüra määramiseks. PNL väärtus muutub ajas.

Näiteks lennuk lendab mõõtepunkti lähedal. Efektiivne müra mõjumise tase (EPNL) on tuletatud PNL-ist ja määratud lennukite ülelennu hinnanguks. EPNL-ile on lisatud aja ja tooni korrigeerimine. Ajakorrektsioon näitab, et mõju pikema aja jooksul on mõjuvam. Samasuguselt heli spekter, kui on domineerivaid toone, on müra hinnatud ohtlikuma korrigeerimise korral. Silmnähtav, et tooni korrigeerimine ei ole alati edukas, EPNL on ette nähtud uute lennukite korral. Täpsemad mõõtmised kindlustavad, et uute lennukite müra on kvaliteetselt hinnatud.

2.7.2. LENNUMÜRA MÕÕTMINE

Pikaajalise keskmise helirõhu mõõtmiseks lennujaamade lähedal on mitmed võimalused, nendeks on erinevad sageduskorrektsioonid, erinevad taseme summeerimised ja sündmuste arv, aga samuti erinevad ajakorrektsioonid. Enamus nendest baseeruvad A- või PNL-korrektsioonil. Prognoosi suurte ebatäpsuste vältimiseks lennumüra hindamisel on põhjendatud PNL-i korrektsiooni kasutamine.

Lennumüra määramine baseerub võrdse energia printsiibile ja meetodid summerivad kogu energia lennukite ülelennul. Vanemad mõõtmised baseeruvad iga sündmuse tasemel ja sündmuste arvul. Need asendatakse võrdse energia hüpoteesiga, nagu L_{AeqT} , arvestades samal ajal ka ajahinnanguid. Öise aja korrektsioon on 6-12 dB, mõnedes riikides kasutatakse keskmist korrektsiooni.

Päeva-öö helirõhk L_{dn} on L_{AeqT} , põhineb 10 dB öö korrektsioonil ja baseerub A-korrektsioonil ning võrdse energia printsiibil. Müra prognooshinnang (NEF) baseerub EPNL üksiku lennuki väärtustel ja sisaldab 12 dB öö korrektsiooni. See summeeritakse võrdse energia alusel. Austraalias kasutatakse NEF-il 6 dB korrektsiooni nii öösel kui päeval, Saksamaa lennuvälja ekvivalentne tase ($LEQ(FLG)$) baseerub A-korrektsioonil, kuid ei jälgi võrdse energia printsiipi.

Korrigeeritud ekvivalentne pidev tajutud müratase ülelennul on välja pakutud ICAO poolt ja baseerub võrdse energia printsiibil ja maksimaalse PNL väärtusel. Selle mõõtmise lähend on välja pakutud Jaapanis ja baseerub A-korrektsiooni maksimumi tasemel. Müra arvulist indeksit NNI kasutati Inglismaal ja see on tuletatud PNL maksimumi väärtusest, kuid see ei baseeru võrdse energia printsiibil. NNI originaalset versiooni kasutati Šveitsis ja see baseerub A-korrektsiooni maksimumi tasemel. Paljud riigid on muutnud seda, baseerudes võrdse energia printsiibil ja A-korrektsioonil.

2.7.3. IMPULSSMÜRA MÕÕTMINE

Impulssmüra, nagu tulirelvade lask, haamri löök, ilutulestik ja lõhketööd, müra ületab taustmüra väga lühikese aja jooksul. Iga impulss kestab alla sekundi. Mõõtja „Fast” asendis fikseeritud tulemus ei kajasta täpselt müra, mõõtmise aeg peab olema lühem. C-korrektsiooniga mõõtmine sobib tulirelvade jaoks. Käesoleval ajal ei ole selle protsessi matemaatilist kirjeldust ja ei ole universaalseid vastuvõetavaid protseduure impulssmüra hindamiseks.

2.7.4. KÕNE ARUSAADAVUSE MÕÕTMINE

Kõne arusaadavus sõltub kõne-müra vahekorras. Kui kõne helitugevuse tase on vähemalt 15 dB võrra suurem kui müra oma, siis kõne arusaadavus 1 m kaugusel on 100 %. Seda on kerge hinnata A-korrektsooni kõne-müra suhtena. Kõne arusaadavuse indeksi määramist (varem artikuleerimise indeks) võib kasutada, kui 1/3 oktaavi laineala hindamine on võimalik.

Ruumis sõltub kõne arusaadavus ruumi omadustest. Ruumi akustilised omadusi hinnatakse kaja ajaga. See on aeg, mille jooksul väheneb heli ruumis kuuldamatuks, kui müra allikas peatub. Kõne optimaalne kaja aeg on määratud ruumi mõõtmise funktsioonina. Suures ruumis, loenguruum, teater, on soovitatav väärtus 0,6 s. Uuringud on näidanud, et kõne arusaadavus korreleerub mõningate kombineeritud hinnangutega nagu kõne/müra suhe ja ruumi akustika. Tuntud on kõne ülekandumise indeks (STI) või selle lühendatud versioon RASTI-st. Väike ruum, nt klassiruum, kus on madal müratase ja optimaalne kõne arusaadavuse aeg, kindlustab hea kõne arusaadavuse. Suurtes ruumides ja teatud eriolukordades aitab akustilisi omadusi hinnata kaasaegne mõõtmistehnika.

2.7.5. VÄLISMÜRA HINDAMINE

Lihtsaim meetod välismüra hindamiseks on integreeritud A-korrektsooni LAeqT kasutamine. Selle meetodi puuduseks on müra erinevate tüüpide, eriti suurte madalsageduslike komponentide, mittepiisav iseloomustamine. Müra kompleksed hinnangud baseeruvad oktaavi sagedusriba lainealal. Müra oktaavi laineala helitase võrreldakse müra parameetritega ning selle alusel on määratud üleüldine müra hinnang. Kaasajal on välja pakutud kaks uut müra määramise skeemi - tasakaalustatud müra kriteeriumi protseduur ja ruumi kriteeriumi süsteem, mis põhineb laiemal oktaavi lainealal - 16-8000 Hz. Nende meetodite kasutamine tagab numbrilise ja tähelise müra hinnangu – hinnangu numbriline osa näitab kõne keskmiste sageduste taset, mis on tähtis kommunikatsiooniks ja täheline heli sagedust - madal-, keskmine- või kõrgsageduslik.

2.8. KOKKUVÕTE

Enam-vähem pideva keskkonnamüra jaoks soovitatakse kasutada LAeqT, juhul kui ei ole põhjust kasutada uusi meetodeid. LAeqT tuleb kasutada pideva müra jaoks, mis koosneb individuaalsetest sündmustest koos juhusliku helitaseme muutumisega. Kui müra koosneb väikesest arvust mürasündmustest, soovitatakse kasutada LAm_{ax} või SEL. Kuigi lihtsatel mõõtmistel on teatud piirangud, on seal ka eeliseid, eriti ökonoomsus ja standardiseeritud

lähenemine.

Et paremini kirjeldada protsessi, peab helirõhu mõõtmine sisaldama kõiki muutusi ajas, nii müra allikat kui ka levikut. Mõõtmised peab läbi viima vastuvõtja lähedal Mõõtmiste täpsus ja detailid peavad olema kohandatud müra tüübile ja teistele iseärasustele. Kõne arusaadavuse hinnang, lennu- või impulssmüra hindamine vajab spetsiaalsuseid. Kui inimene on ruumis ja müra mõõdetakse väljaspool, tuleb määrata või mõõta seina sumbuvuse parameetrid.

3. MÜRA KAHJULIK MÕJU TERVISELE

3.1. SISSEJUHATUS

Igapäevase elu lahutamatu osa on helide vastuvõtmine ja tekitamine, kõne ja suhtlemine, helid laste mängudest, muusika, käesolevas materjalis koondatakse tähelepanu heli - müra kahjulikule mõjule.

Rahvusvahelise Terviseorganisatsiooni defineeritud mürakahjustus on organismi morfoloogia ja psühholoogia muutus, mille tulemusena kahjustub kuulmisvõime või tekib stress või suureneb organismi vastuvõtlikkus kahjulikele müraefektidele. Definiitsioon sisaldab pöörduvate ja pöördumatute füüsiliste, psühholoogiliste või sotsiaalsete funktsioonide kahjustumise võimalusi - mõju kuulmisele, kõnele, puhkusele ja magamise häirimisele, psühhofüsioloogiale, vaimsele tervisele, elanike käitumisele ja ärritatavusele ja üldisele tegevusele. Müra suhtes on erinevad tundlikud grupid, kellele toimivad erinevad kombineeritud heliefektid erinevatest müraallikatest.

3.2. MÜRAST TINGITUD KUULMISE KAHJUSTUS

Mürast tingitud kuulmiskahjustus on traditsiooniliselt defineeritud kui kuuldeläve ületamine.

Kuulmiskahjustust hinnatakse kuuldepiirkonna kuuldeläve määramisega audiomeetriga. Kuulmise kahjustus on seisund, mis mõjutab inimese igapäevast elutegevuset, see väljendub esmalt kõne arusaamises müra foonil, seejärel tekib kuulmise langus ka häiriva tausta puudumisel. Kuulmiskahjustus on pöördumatu. Arenenud maades on keskkonnamüra kasva kuulmisrisk, mis areneb üha kiiremini kui töökeskkonnamüra. Sajandivahetusel oli Maailma Terviseorganisatsiooni hinnangul maailmas 120 miljonit kuulmishäiretega inimest, on jõutud järeldusele, et mehed ja naised on võrdselt riskialdid.

Lisaks mürast tingitud kuulmishäiretele on kuulmishäired on põhjustatud mitmetest haigustest, tööstuskemikaalidest (ototoksilised kemikaalid), ravimitest, traumadest ja pärilikkusest, kuulmise alanemine on seotud ka vanusega. Kaasaegsed teadmised müra mõju psühholoogilisest efektist põhinevad laboratoorsesel loomkatsetel. Morfoloogiline muutus tekib on sise- ja väliskõrvas, kus tekkivad muutused on juba pöördumatud. Pikaajalise müraga kokkupuute korral tekib kuulmiselundi kahjustus, mis on seotud kõrgsagedushelide ülekande puudumisega

ISO standard statistilisest kuulmiskahjustusest määrab, et kuulmiskahjustusega elanikkond suureneb sõltudes $L_{AeqT,8h}$ väärtusest ja mõjumise ajast aastates. Seega, kõrgete $L_{AeqT,8h}$ väärtustel avaldab kuulmiskahjustuse tekkele olulist mõju individuaalne vastuvõtlikkus ehk müra toime korral 8-16 tundi on kuulmiskahjustus määratud $L_{AeqT,8h}$. $L_{AeqT,8h}$ kohaldamisel aja jooksul, mis erineb 8 tunnist, on kasutatav võrdse energia printsiip.

Näiteks kuulmiskahjustus 16 tunni müra toime korral päevas on ekvivalentne $L_{AeqT,8h} + 3$ dB ($L_{AeqT,16h} = L_{AeqT,8h} + 10 \cdot \log_{10}(16/8) = L_{AeqT,8h} + 3$ dB. 24 tunni jaoks $L_{AeqT,8h} + 5$ dB.

Kuna meetod on määratud ISO standardiga, on see ainuke universaalne meetod töökeskkonnast tingitud kuulmishäire määramiseks ning on püütud hinnata, kas see meetod sobib ka keskkonnamüra ja puhkusemüra korral. Tulirelvade mürast $L_{AeqT,24h}$ kuni 80 dB, on mürakahjustus sama kui ekvivalentsest töökeskkonna mürast. Mürakahjustust noortel inimestel ja lastel üle 12 aasta, hinnatakse $L_{AeqT,24h}$ erinevate keskkonna- ja puhkusemüra variantides see hinnang sisaldab ka pop-muusika hindamist diskoteekides ja kontsertidel, kõrvaklappidest, puhkpillidest ja sümfoniaorkestrist. Tulemused on kooskõlas ISO standardiga prognoositud väärtustega.

Kui teatud karakteristikutega (aeg ja tase) müra on seotud kuulmiskahjustustega, siis on olemas mitte tööga seotud müra mõju, mis ei ole hästi iseloomustatud. Need on tulirelvade, mootorrataste, videomängude, kontsertide ja kõrvaklappidega kuulatava muusika, mänguasjade ja ilutulestiku poolt tekitatud helid. Kuigi nende karakteristikud on täpselt teadmata, on arvata, et $L_{AeqT,24h}$ ületab 10 dB.

Epidemioloogilised uuringud on näidanud, et $L_{AeqT,24h}$ alla 70 dB, on kuulmishäire tekkimine ebatõenäoline. Andmed näitavad, et keskkonna- ja puhkusemüra $L_{AeqT,24h} < 70$ dB ei põhjusta kuulmiskahjustust 95 % inimestest ning seega kinnitavad uuringud, et ISO standard on kasutatav nii keskkonna- ja puhkusemüra hindamiseks, kui ka töökeskkonnamüra hindamiseks.

Mürakahjustuse hindamisel tuleb arvestada:

- Loomkatsed näitavad, et lapsed on müra suhtes haavatavamad kui täiskasvanud
- Väga kõrge hetkelisel mürarõhu tasemel võivad tekkida mehaanilised kahjustused. Töömüra tipppiirnorm on 140 dB, sama piir on kehtiv täiskasvanutele keskkonna- ja puhkusemüra jaoks. Lastel korral, arvestades nende mängu mürarikaste mänguasjadega ja

mürarõhu tase ei tohiks selle puhul ületada 120 dB.

- Tulirelvade müra $L_{AeqT,24h}$ üle 80 dB suurendab kuulmishäireid.
- Kuulmishäirete risk võib suureneda, kui müra on kombineeritud vibratsioonidega, ravimitega või mõningate kemikaalidega. Sel juhul pikaajaline $L_{AeqT,24h}$ 70 dB võib põhjustada juba väikest kuulmiskahjustust.
- Ei ole kindel, kas seos kuulmiskahjustuse ja müra vahel on ISO standardi alusel järgi on kasutatav ka keskkonnamüra kiirel kasvamisel, näiteks sõjalennukite madalal lennul (75-300 m kõrgusel), mil L_{Amax} 110-130 dB ilmneb sekundi jooksul.

Harilikult kaasneb kuulmishäirega ebanormaalne helitugevuse tajus, mis põhjustab ka näiteks oma kõnetugevuse suurenemist. Kuulmise nõrgenemisel võivad mõningate helide tajumine olla moonutatud.

Järgmine kahjustus, mis mürast võib tekkida, on tinnitus (helin kõrvades). Tinnitus on heli, mida annab kõrv ise (psühholoogiline tinnitus). Tinnitus on tingitud harilikult tööst tingitud mürast ja noortel võib see tekkida kuulates pop-kontserte ja diskomuusikat. Tinnitus võib olla mööduv, kestes 24 tundi peale müra mõjumist või olla pidev. Mõnikord on tinnitus põhjustatud vere liikumisest kõrvas.

Kuulmishäire avaldub igapäevases elus sotsiaalse takistusena, sest ei saada kõnest aru. Väikesed kuulmiskahjustused (10 dB kuulmislangus, 1000-4000 Hz sagedusel, mõlemas kõrvas) võimaldavad kõnest arusaamist, kui kuulmislangus ületab 30 dB (2000-4000 Hz sagedusel, mõlemas kõrvas) on sotsiaalne takistus.

Varem oli kuulmiskahjustuse vältimiseks ette nähtud müra piirnorm $L_{AeqT,8h}$ määratud kõrge tasemega müra ja impulssmüra korral. Universaalne piirnorm $L_{AeqT,8h}$ väärtusel 85 dB on osaliselt õige rakendada arenevates maades, kus müra seire on puudulik.

Puuduvad täpsed seosed müra doosi ja elanikkonna kuulmiskahjustuste vahel. Piiratud andmeid on teatud inimeste gruppide kohta. (teismelised, noored ja naised), arvestades, et võrdsustatud heli energia printsiibiga, on kuulmishäire tekkimine $L_{Aeq,24h}$ väärtus kuni 70 dBA kogu elu jooksul ebareaalne. Kuulmishäirete vältimiseks ei tohi ületada impulssmüra 140 dBA täiskasvanutel ja 120 dBA lastel.

3.3. KÕNEST ARUSAAMINE

Kõnest arusaamise vähenemine on inimestele puue, takistus ja käitumise muutus, vähendades kontsentratsioonivõimet, tekitades väsimust, ebakindlust ja eneseusalduse puudust, ärritavatust, arusaadamatust, töövõime vähenemist, suhtlemisprobleeme, stressi. Müra suhtes haavatavaid inimesi on küllalt suur osa elanikkonnast, eriti tundlikud on eakad ja lapsed ning

terviseprobleemidega inimesed.

Kõne energia on sagedustel 100-6000 Hz, kõige olulisem sageduste vahemik kõnest arusaamisel on 300-3000 Hz. Kõnest arusaamist häirib nn ekraaniefekt ehk taustmüra. Mida kõrgem on taustmüra, seda suuremat energiat peab kandma kõne ning seda suurem on kõne osa, mis on kuulajale eristamatu. Keskkonnamüra võib ekraaniseerida paljusid akustilisi signaale, mis on vajalikud igapäevases elus, nagu uksekell, telefonihelin, kella äratus, tulekahju alarm ja teised hoiatussignaalid. Ekraaniefekt mõjub kõnest arusaamist rohkem kuulmishäirega inimestele kui normaalse kuulmisega.

Kui müra helirõhk suureneb, suurendavad inimesed automaatselt kõnevaljust, et ületada ekraaniseerivat efekti (suureneb hääleline pingutus). See on lisapingutus rääkijale. Näiteks, vaikes ümbruses on kõne tase 1 m kaugusel rääkijast 45-50 dBA, kisa korral on helirõhk 30 dBA võrra suurem. Kui segav müra on keskmise tugevusega, on loomuliku kõne normaalkuuljale hästi kuuldav, kuid kuulmiskahjustuse korral nõuab kõne interpreteerimine segamise efekti kõrvaldamiseks kuulajalt lisaenergiat.

Kõne tonaalsus ja tase sõltuvad inimesest, soost ja vokaalsest eripärast. Nii nagu iga heli puhul, on ka kõne tugevus õues vähenev 6 dB võrra kauguse kahekordsel suurenemisel rääkija ja kuulaja vahel.

Kõnest arusaadavus igapäevases elus on mõjutatud:

- kõne tasemest,
- hääldusest,
- vahemaast rääkija ja kuulaja vahel,
- helirõhust ja
- teistest faktoritest, nagu ruumi karakteristikud (peegeldumine).
- kuulaja individuaalsed võimed:
 - kuulumisteravus ja
 - tähelepanu tase.

Kõnest arusaamine on mõjutatud ruumi peegeldusega ehk nn kajaefektiga. Näiteks kui peegeldumisaeg on suurem kui 1s, põhjustab see kõne eristumise halvenemise. taustmüraga seotud pikem peegeldumise teeb kõne vastuvõtu veel keerulisemaks. Vaikes keskkonnas on peegeldumisaeg 0,6 s, selised tingimused on soovitatavad tundlikele rühmadele. Näiteks, vanadele kuulmishäiretega inimestele on optimaalne peegeldumise aeg 0,3-0,5 s .

Kõne täielikuks arusaamiseks normaalse kuulmisega inimestel peab signaali ja müra helirõhu olema 15-18 dBA. Sellest tuleneb, et väikestes ruumides häirib kõne arusaadavust müra tase üle 35 dBA. Suurema taustmüra korral tekib efekt, kus kuulaja tajub üksikuid sõnu, kuid tervikteksti arusaamisel tekivad probleemid. Kuulaja jaoks keerulistes sõnumites (koolis, võõrkeeled, telefonis kuulatav jutt) on soovitatud signaali- müra helirõhu suhe vähemalt 15 dBA. Tundlikel

rühmadel peab olema taustmüra väiksem. Kui tundlikele rühmadele ei ole võimalik soovitatavat signaali- müra helirõhu suhet saavutada, peab püüdma vähendada niipalju kui võimalik taustmüra taset.

3.4. MAGAMISE HÄIRING

Rahulik uni on eeldus heaks psühholoogiliseks ja vaimseks funktsioneerimiseks, teisest küljest, une segamisel on oluline osa keskkonnamüral. On hinnatud, et 80-90 % juhtudel on une segamise välimistest põhjustest olulisim müra. Teadmised müra mõjust magamisele pärinevad peamiselt eksperimentaalsetest uuringutest. Uuringuid tegelikus olukorras on vähe läbi viidud. Enamus uuringuid on läbi viidud lennumüra hindamise ning liiklus- ja raudteemüra kohta.

Põhiline une segamise toime avaldub uinumishäiretes, on raske magama jääda, suureneb une latentne aeg, esineb ärkamisi ja muutub magamise tase ja sügavus, eriti REM magamise proportsioon (REM = rapid eye movement). Füsioloogiliselt tekitab müra magamise ajal vererõhu tõusu, südametöö kiirenemist, pulsi amplituudi suurenemist, hingamise muutust, keha liikumise suurenemine. Iga sellise efekti müra lävi ja mõju on erinev. Erinevad mürad on erineva karakteristikuga ja mõjuvad erinevalt.

Õine müra põhjustab ka nn teisejärgulisi mõjusid ehk efekti järgseid mõjusid. Need on mõjud, mida võib täheldada häiritud unega ööle järgneval päeval. Need teisejärgulised mõjud on tingitud une kvaliteedi vähenemist, suurendavad päevast väsimust, põhjustavad depressiooni, vähendavad töövõimet.

Müra psühholoogiline toime on seotud selle pikaajalise mõjuga ja ka müraga öisel ajal, mürast tingitud ärritus öisel ajal suurendab ärrituvust kogu järgneva 24 tunni jooksul. Erinevad uuringud on näidanud, et kui inimesed elavad öise müra piirkonnas, suureneb unerohkude ja rahustite tarvitamine. Öise müra lihtsaimad vähendamise võimalused sulgeda magamisruumi aken ja kasutada individuaalseid kuulmise kaitsevahendeid. Ohugrupid on vanemad inimesed, vahetustega töötajad, inimesed, kes on haavatavad psühholoogilisele ja vaimsele mõjule ja ka teistest põhjustest tingitud unehäiretega inimesed.

Küsitluste andmed näitavad öise müra/vaikuse olulist mõju une kvaliteedile. Jaapanis viidi läbi 3600 naise (20-80 aastat vanad) uuringud, kes elasid transpordimüra piirkonnas. Tulemused näitasid, et magamise kvaliteet (uinumisraskused, öine ärkamine, ärkamine enne õiget aega; unisus päeval jne) korreleerub liiklusmüraga öisel ajal. 19 unetusjuhu korral ja kontrollrühmal mõõdeti müra õues nende elukohas ning eluruumides sees, uuring näitas, et juba liiklusmüra tase 30 dBA LAeq öösel põhjustab magamise segamist.

Väli- ja laboratoorsete uuringute analüüs näitab, et on olemas side SEL ühe öise müra sündmuse

ja ärganute protsendi vahel või kellel toimus une taseme muutus. Kõik uuringud on näidanud, et öösel ärkamiste arv on proportsionaalne iga SEL väärtuse kasvu ja esinenud müra sündmuste arvuga. Uuringute tulemusi on kritiseeritud metoodilistel põhjustel:

- uuringute väikesed grupid;
- vähe originaalsust;
- sisemüra määramine välismüra andmete alusel;
- ei ole kontrollitud ehitise müra isolatsiooni;
- ei ole kontrollitud suletud akendega magamisruumi;
- jne.

Uuringute hindamisel on tähtis tulemuste analüüs. Olulised indikaatorid, magamise segamisel (ärkamine ja magamise taseme muutus) peavad olema vaadeldud. Näiteks, liikluse müra korral on magamise kvaliteet seotud ajaga, mida on vaja nii magama jäämiseks kui ka kogu magamise perioodiks. Inimestega, kes on tundlikumad mürale (erinevate küsitluste alusel), on halvem läbi viia väli- ja laboratoorseid uuringuid.

Laboratoorsete uuringute kriitika näitas, et eksisteerib kohanemine öise müraga - ärkamine väheneb müra suurenemisel. See on vastupidi arvamusele, et need nähtused on omavahel lineaarses sõltuvuses. Uuringud näitasid, et olenevalt müra sagedusest väheneb ärkamine vähemalt 8 korda öö kohta. Kohanemine toimib vaid ärkamistele, aga mitte kuulmise taseme langusele ja magamise kvaliteedile, rikkudes meeleolu ja töövõimet.

Uuringud näitavad, et erinevus mürasündmuse ja taustmüra vahel määrab inimese reaktsiooni ulatuse, samuti on oluline ajaline intervall kahe mürasündmuse vahel.

Arvatakse, et heaks magamiseks ei tohiks ruumi sisemine müra tase L_{Amax} ületada 45 dB enam kui 10-15 korda öö jooksul

Üksikutele mürasündmustele nagu näiteks lennumüra, kestvusega 10-30 s, SEL 55-60 dBA vastab L_{Amax} 45 dB ja 10-15 korda 8 tunnise öö korral on $L_{Aeq,8h}$ 20-25 dB. See on 5-10 dB allapoole $L_{Aeq,8h}$ 30 dB, mis kehtib pideva müra jaoks. Seetõttu on oluline arvestada ka üksikute mürasündmustega ja sätestada nendele piirangud.

Tähelepanu tuleb pöörata:

- müraallikas on madala taustamüra keskkonnas,
- müra ja vibratsioon toimivad koos, näiteks, raudteemüra, rasked veokid,
- allikad, mis sisaldavad madalsageduslikke komponente, nende mõju ilmneb, kui helirõhu tase on allapoole 30 dBA.

Kui magamist häirivad negatiivsed efektid on kõrvaldatud, siis ekvivalentne müra rõhu tase ei tohi pideva müra korral ületada siseruumides 30 dBA. Kui müra ei ole pidev, siis magamise segamine korreleerub paremini indikaatoriga L_{Amax} ja efekt on 45 dB juures või väiksema müra korral. Selline käsitlus on õige, kui müra foon on madal. Müra üle 45 dB tuleb piirata. Tundlikele

inimestele on soovitatav madal müra tase. Arvestatakse, et on võimalik magada, kui aken on lahti, selle puhul toimub müra vähenemine väljast sisse 15 dB. Et hoiduda magamise häiringut, tuleb vaadelda ekvivalentset müra rõhu taset ja mürasündmuse arvu ning taset. Kergendav lahendus on see, kui öö esimeses osas on vaiksem ja võimaldab magama jääda.

3.5. TOIME SÜDAME-VERESOOKONNALE JA PSÜHHOLOOGILINE EFEKT

Epidemioloogilised ja laboratoorsed uuringud mürakeskkonnas töötajatega ja inimestega, (ka lapsed), kes elavad mürarikas keskkonnas – lennuväljade ja tööstuspiirkondade läheduses ning mürarikastel tänavatel, näitasid et mürast tingitud psühholoogiline mõju on kas ajutine või püsiv. Kindel on see, et müra on stressi tekitaja. Tugev ja ärritav müra aktiveerib hormoonsüsteemi, põhjustades ajutisi muutusi, nagu vererõhu tõusu, südame ja veresoone muutmist. Pika aja jooksul toimiv müra võib tekitada püsivaid muutusi, nagu kõrgvererõhk ja südame isoheemiatõbi, kahjustuste ulatus ja kestvus sõltuvad individuaalsetest omadustest, eluviisist ja teistest keskkonna tingimustest. Müra kutsub ka esile refleksi muutusi.

Uuringud näitasid, et kui müra on ajutine, mööduv, siis psühholoogiline tasakaal taastub pärast mõju lakkamist aja jooksul, mis on võrdne müra mõjumise ajaga. Küllaltki intensiivne ja ettearvamatu müra korral võib toimuda ootamatu südame-veresoone talituse ja hormoonide muudatus, suurendades südame koormuse taset ja perifeerse veresoone mõju, vererõhu muutust, isegi viskoossuse ja elektrolüüdi (Mg/Ca) ning hormoonide taseme muutusi. Müra põhjustab ka pärgarterite muutusi ning isegi laboratoorsed ja kliinilised andmed näitavad, et müra võib märgatavalt suurendada gastroloogilisi vaevusi.

Mürarikas töökeskkonnas töötamisel on samuti suur mõju veresoonele. Palju uuringuid on näidanud, et töölistel, kes töötavad müra keskkonnas 5-30 aastat, on suurenenud vererõhk ja suureneb statistiliselt hüpertooniatõbi võrreldes kontrollgrupiga. Vastupidiselt, vähe uuringuid, mis hindaksid lennuväljadest ja mürarikastest tänavatest põhjustatud keskkonnamüra hüpertooniatõve riski suurenemisele, mõned uurijad on leidnud nõrga sideme pikaajalise müra ja hüpertooniatõve vahel, kuid otsest sidet ei ole tõestatud.

Uuringud, mis tegelevad paljude erinevate faktorite seotamisega näitavad südame isoheemiatõve suurenemist kui müratase ületab 65-70 dB LAeq(6-22). (Tänavamüra jaoks, LAeq päevane (kella 6-22) ja LAeq, 24h vahe on suurusjärgus 1,5 dB). Epidemioloogilised uuringud liiklismüra mõju uurimiseks näitasid, isoheemiatõve oht suureneb müratasemel alates 70 dB LAeq,24h.

Üldine järeldus on, et südame-veresoone mõju on seotud pikaajalise LAeq,24h väärtusega mis ületab 65-70 dB nii lennu kui ka liiklismüra korral. Müra korrelatsioon on tugevam isoheemiatõve kui hüpertoonia tekkimisega. Siiski, seda väikest riski on tähtis silmas pidada, sest paljud inimesed elavad pidevalt selle müra sees või satuvad nendesse tingimustesse

tulevikus. Epidemioloogiliselt on hinnatud, et riskifaktori suurenemine 10 % (suhteline risk 1.1) toob kaasa 200 mürast tingitud haigusjuhtumi arvu suurenemise 100 000 inimese kohta aastas, samas on järelduste tegemiseks vasturääkivad andmed psühholoogiliste efektide, stressihormoonide ja magneesiumi taseme muutuste, immuunsüsteemi häirete ja seedeelundkonna muutuste kohta.

3.6. MÕJU VAIMSELE TERVISELE

Vaimne tervis on normidele vastavate psüühiliste häirete puudumine.

Usutakse, et keskkonnamüra ei avalda vaimsele tervisele otsest mõju, aga kiirendab ja intensiivistab latentseid häireid. Keskkonnamüra toime uuringud vaimsele tervisele näitavad paljusid sümptome:

- emotsionaalne stress,
- närvilisus,
- iiveldus,
- peavalu,
- ebastabiilsus,
- impotentsus,
- käitumise muutus,
- sotsiaalsed konfliktid,
- neuroosid,
- ärritavus,
- psüühilised häired (neuroosid, hüsteeria), vaimse tervise halvenemine.

Lisaks on uuringud näidanud seost müra ja vaimse tervise indikaatori – ravimite (rahustid, unerohud) tarvitamise vahel.

Psühholoogilised kõrvalekalded on seotud rohkem müra tundlikkusega paremini kui mõju füüsilise olemusega. Uuringute tulemused on näidanud tundlike gruppide tähtsust, sest nad ei ole võimelised toime tulema soovimatu keskkonnamüraga, see kehtib laste, eakate ja haigete ning depressiooni põdevate inimeste kohta.

3.7. MÜRA MÕJU TÖÖVÕIMELE

Töökeskkonnas esineva müra toime uuringud laboratoorses tingimustes ja töötajate töökohtadel näitasid, et müral on tunnetuslik mõju. Lastel kahjustab müra nende tunnetuslikke ja motivatsiooniparameetreid. Ei ole avaldatud materjale keskkonnamüra mõju kohta kodus täiskasvanute tunnetusele, selle nähtuse üheks indikaatoriks on õnnetused. Mõninga uuringud

müra mõjust töövõimele ja -ohutusele näitavad, et müra võib ja suurendada vigade arvu töös, kuid efekt sõltub müra tüübist ja ülesandest, mida täidetakse.

Uuringud näitavad, et müra võib mõjuda kui häiriv stiimul. Impulssmüra (ülehelikiiruse müra) võib luua segadusttekitavat efekti ehmatuseks. Üksiku mürasündmuse poolt põhjustatud toime võib avaldada lihtsa ülesande lahendamisel positiivset ergutavat mõju, kuid keerulisema, süvenemist nõudva ülesande lahendamisel, mõjub häirivalt.

Müra põhjustab ka hilisemaid negatiivseid efekte. Näiteks lennumüra toimel on koolilastel Los Angeles-i lennuvälja lähedal lugemiskeskused ja raskused puzzle kokkupanekul. Müncheni lennujaama lähedal läbi viidud uuring kinnitab sarnaseid tulemusi Los Angelesi lennuvälja lähedal tehtud uuringuga ning samuti olid häiritud töötajad oma töökohal. tulemusi täiskasvanutel ja tulemusi. Huvitav tulemus oli see, et mõned lennumüraga kohanemise strateegiad nagu müra ignoreerimine, annab positiivset tulemust. Seal on suurenenud sümpaatiline erutus, mis määrab stressi hormoonide alusel vererõhu tõusu. Lennuvälja uuringutel on määratud, et kahjulik efekt on suurem väikelastel ja algklasside õpilastel, samuti on varajases lapsepõlves toimunud kokkupuude järjepideva lennumüraga põhjustanud lugemiseoskuse omandamise puudujääke ja vähendanud motivatsioonivõimet. On tõestatud, et mida pikem on müra mõju aeg, seda suurem on tervisekahjustus. On selge, et lasteasutused ei pea asuma müraallika lähedal, nagu kiirteed, lennuväljad ja tööstus.

3.8. MÜRA MÕJU ELANIKKONNA KÄITUMISELE JA ÄRRITUS

Mürast tingitud ärritus on globaalne nähtus. Ärritus on pahameele tunne, mis on seotud inimesega või tingimusega ning mõjub teatud või indiviidile või inimeste rühmale. Peale selle, ärritunud inimene võib tunda olmemüra tõttu järgnevat negatiivset emotsiooni, ta võib tunda viha, pettumust, rahuldamatust, võõristust, abitust, depressiooni, meeltesegadust, erutus seisundit või kurnatust. Mõiste ärritus ei kata kogu negatiivset reaktsiooni, seda on kasutatud selles dokumendis üldmõistena.

Müra võib põhjustada inimestel hulga sotsiaalseid ja käitumise efekte, mis on sageli keerulised, vaevu määratavad ja mitte otsesed. Paljud efektid arvatakse olevat seotud koosmõjus, nad sisaldavad:

- muutusi igapäevases käitumises (akende sulgemine, rõdude mitte kasutamine, TV ja raadio kõvasti mängimine, kaebuste kirjutamine, hädaldamine ametivõimude üle);
- sotsiaalse käitumise muutusi (agressiivsus, ebasõbralikkus, tagasitõmbumine, eraklikkus).

Sotsiaalse käitumise indikaatoritena kasutatakse:

- mobiilsust,
- arsti külastamise sagedust,
- ravimite kasutamist,

- õnnetusjuhtumite arvu,
- depressiivset meeleolu.

Müraga on seotud sotsiaalse käitumise muutus, nagu abivalmiduse vähenemine, agressiivsuse kasv, negatiivseid tundeid tugevdab veel eelnev provokatsioon kas eelneva viha või vaenulikkusega. On leitud, et inimene on vähem abivalmis üle 80 dBA müra mõjumise jooksul ja teatud aja peale seda. Kõrge tasemega pidev müra aitab kaasa koolilastel alaväärsuse ja abituse kasvule.

Olmemüra võib põhjustada erineval tasemel ärritust (madal, keskmine, kõrge) või aidata kaasa aktiivse tegevuse häirimisele nagu lugemine, TV vaatamine ja inimestevaheline suhtlemine. Seos ärrituse suurenemise ja aktiivse tegevuse vähenemise vahel ei ole otseselt seotud. Lennumüra peamine häiriv efekt avaldub puhkuse ajal ja TV vaatamisel, mis on vastupidi liiklusrumale, mis on magamise segamise põhifaktor.

Palju uuringuid on näidanud, et võrdne liiklus- ja tööstusmüra tase mõjub inimestele erinevalt. Selline lähenemine on põhjustanud ka palju kriitikat - arvestades, et kogu liiklusrum on ühesugune, on analüüsitud ärrituse korrelatsiooni kolme tüüpi liiklusrumaga (tee, õhu, raudtee). Uuringutest on järeldunud, et kõrgelt või keskmiselt ärritunud inimesed on päeval ja öösel kokkupuutes pideva ekvivalentse müra tasemega Ldn. Kõrgelt ärritunud isikute protsent kogu uuringust vähenes Ldn väärtusel 42 dBA ja keskmiselt ärritunud isikute osa 37 dBA. Lennumüra mõju on suurem kui liiklusrumal samal Ldn tasemel. Sealjuures tuleb ettevaatlikult suhtuda andmete interpretatsiooni, kui on kasutusel juba järgmises põhiparameetrid - isikust tingitud, demograafilised, elustiilist, samuti müra kestvusest.

Keskkonnamürast tingitud ärritus sõltub lisaks akustilistest parameetritest ja paljudest mitte-akustilistest teguritest - sotsiaalsed, psühholoogilised, majanduslikud. Need tegurid sisaldavad hirme, mis on seotud müra allikaga, veendumuses, et müra võidakse vähendada, inimese tundlikkusest, määrast, millega võib juhtida müra ja sellest, kas müra on seotud tähtsa majandusliku tegevusega. Demograafilised parameetrid nagu vanus, sugu, sotsiaal-ökonomiline staatus, on vähem seotud ärritusega. Korrelatsioon müra ja ärrituse vahel on suurem grupi tasemel kui indiviidil. 42 uuringut näitasid, et grupi tasemel 70 % on seotud müra karakteristikutega, individuaalsel tasemel aga 20 % .

Müra mõju oleneb müra toime asukohast ja taustsüsteemist, seda on demonstreeritud võrreldes liiklusrum toimet Austria Alpide erinevate teede müra toime võrdlusel. Erinevused on seletatavad topograafia ja meteoroloogiliste tingimuste mõjust akustikale, samuti madalast müra foonist mägedes.

Suurem reaktsioon on seotud müraga, kui sellega kaasneb vibratsioon ja müra sisaldab madalaid sagedusi, või on mõjuvaks teguriks impulssmüra, nagu laskemüra. Tugevam, kuid mööduv reaktsioon tekib kui müraga kokkupuute aeg suureneb. Liiklusrum korral on täheldatud, et mürakaitseseinad vähendavad ärritavust vähem, kui oli loodetud..

Ärrituse indikaatoriks on LAeq,24h ja Ldn. Kui kasutatakse hulka olmemüra, siis indikaator korreleerub hästi omavahel. Seega LAeq,24h ja Ldn on kasutatavad indikaatorid juhul kui kõik müra parameetri komponendid peavad olema individuaalselt hinnatud, vähemalt kompleksel juhul.

3.9. KOMBINEERITUD MÜRA EFEKT

Keskkonnamüra on seotud rohkem kui ühe müraallikaga. Sel juhul, tervisele avalduv mõju on seotud kogu summaarse müraga, harvem vaid ühega paljudest. Vaadeldes müra mõju kuulmisele, avaldatakse kogu müra LAeq,24h kombineeritud müra jaoks. Teistele tervisele kahjulikele mõjudele ei ole nii lihtne mudel kasutatav. On võimalik, et mõned häiringud (kõnest arusaamise häirimine, magamise häirimine) on kergesti omistatavad spetsiifilisele mürale. Kui üks müraallikas domineerib, tuleb arvestada ainult seda.

Ei ole üksmeelt kombineeritud müra hindamise mudeli valikul, sest sellega seotud uuringuid ei ole palju läbi viidud. Kombineeritud müra hindamisel on oluline arvestada vastastikuse mõju mehhanismi, mis nõuab aga väga keerulist hindamist. Kui müra kahjulikule mõjule lisandub veel terviseoht erinevatest kombineeritud ohuteguritest nagu vibratsioon, kemikaalid või ebameeldiv lõhn, on nende koosmõju tervisele teadmata.

Madalsageduslik müra on tugevama toimega kui kõrgema sagedusega müra. Erinevad tööstusseadmed tekitavad madalsageduslikku müra (kompressorid, pumbad, diiselmootorid, ventilatsioon), samuti lennukid, raskeveokid ja raudteetransport. Madalsagedusliku müra allikad tekitavad ka vibratsioone ja raginaid kui sekundaarseid efekte. Madalsageduslikud komponendid on tervisele kahjulikumad kui harilik olmemüra. Madalsagedusliku müra hindamisel on parem on kasutada C-korreksiooni, kuna A-korreksioon ei iseloomusta madalsageduslikku müra õigesti.

3.10. TUNDLIKUD RÜHMAD

On välja töötatud standardid müra mõju uurimiseks inimestele, uuringutest osavõtjad on valitud suurest elanikkonna hulgast ja on harilikult täiskasvanud. Tundlik rühm ei ole tüüpiliselt esinduslik, sest see sisaldab inimesi, kelle on vähenenud võimed (vanad, haiged, depressioonis), tunnetuslikud probleemid, nägemisprobleemid; pimedad või kuulmishäiretega; rasedad; rinnalapsed ja noored. Need inimesed on müra suhtes väga vastuvõtlikud, ei suuda taluda müra mõju ja on seega suure riski all.

Inimestel, kellel on kerge kuulmishäire kõrgete sageduste osas võib kõne taju muutuda müra

keskkonnas. Umbes 40. eluaastast alates tekivad kõnest arusaamise probleemid, eriti kõne madal lingvistiline arusaadavus.

Tundlikkusse rühma kuuluvad ka lapsed. Olulisim võimalus kaitsta lapsi kuulmiskahjustutest eest on koolides ja lasteaedades müra hoidumine.

4. JUHENDI VÄLJUNDID

4.1. SISSEJUHATUS

Inimene tajub ümbritsevat keskkonda nägemise, kuulmise, puudutuste, lõhnade ja maitsmisega ning olenevalt olukorrast reageerib inimese organism saadud aistingutele. Helid mõjuvad inimesele peamiselt kuulmisaistingute kaudu. Inimese kuulmiselundid võtavad vastu ümbritsevast maailmast erinevaid helisid ning kõik helid, mida inimene kuuleb, ei põhjusta inimesele häiringut ja tervisekahjustusi. Kuulmisprotsessis annab kuulmisnärv kuulmisimpulsi üle ajju, mis annab helidele reageerides tagasiimpulsi kehale, mis võib omakorda põhjustada positiivseid või negatiivseid emotsioone. Reaktsioon erinevatele helidele võib olla muutlik, sõltudes isiku tundlikkusest eri aegadel ja eri keskkondades. Täielik vaikus ei ole aga ka inimesele vastuvõetav, sest see põhjustab tundlikkuse hälbeid. Seega on kahjulikud liiga tugevad helid ja liiga suur vaikus. Inimestel peab olema võimalus valida ja leida endale sobiv akustiline keskkond.

Inimene märkab tavaliselt erinevatest heliallikatest pärinevaid mürasid üksteisest eraldi olevate helivoogudena, mille tagajärjel kogetakse vastavalt müra liigile müra häiriva ja/või ebamugava tegurina. Tervisekahjustuse hindamise seisukohast on kõige tähtsam sisetingimustes esinev olmemüra, kuigi paljudel juhtudel võib siseruumide müra hindamist teha vastavalt müraallikale või müra liigile. Teisalt tuleb näiteks liikluse müra poolt põhjustatud unehäiret ja kõne häirimist hinnates arvesse võtta ka teiste müra liikide mõjul tekkinud unehäirete ja kõne häirimise suurust ning korduvust.

Inimese kokkupuudet erinevate müraallikatega iseloomustatakse keskmise helirõhutasemega teatud aja, harilikult 24 tunni jooksul. See tähendab, et sama ööpäevast müra keskmist helirõhutaset on võimalik saada madalate pikaajaliste helirõhutasemete ning kõrgemate lühemaajaliste helirõhutasemete toimet. Selline indikaator on rohkem tehniline kui inimesele toimivat müra iseloomustav.

Helide korral ei tohiks üksikud helid, mis jäävad piirnormati alasse, põhjustada inimesel ebameeldivat häiringut, kuid teatud juhtudel peavad sellised helid andma inimesele ohusignaali. Seega peavad erinevad helid omama tähendust, sobilikku taset, vajalikke kordusi.

Elukeskkonnas esinevad erinevad mürad pärinevad teatud kindlatest allikatest - lennukimüra, maanteeliiklusest või raudteeliiklusest. Nimetatud mürade tase ja toime olenevad müra vastuvõtja asukohast. Erinevad elanikerühmad reageerivad mürale erinevalt, eriti tundlikud on müra suhtes on lapsed ning seda eriti kõne arenemise perioodil, samuti on mürale tundlikud looted. Juhend lähtub elanikkonnale toimida võivast madalaimast müra tasemest, 50 või 55 dBA päevasel ajal. Juhendis esitatakse soovituslikud müra tasemed ning tegelikus elus tuleb juhinduda kokkupuutetasemest sõltuvaid tasemeid.

4.2 MÜRA MÕJU INIMESELE

Müra tekitatud tervisekahjustused ja müra omaduste vahelised sõltuvused on statistilised. See tuleneb sellest, et müra mõju ja reaktsioon mürale sõltub inimese tundlikkusest ja otsestest müraga kokkupuute olukordadest ning seetõttu ei ole võimalik välja tuua otseseid seoseid müraga kokkupuute ja selles võimaliksest otsestest tagajärgedest.

4.2.1 SUHTLEMISHÄIRED

Müra võib summutada kuulmiseks mõeldud helisid ning seetõttu on häiritud kuulmise kui olulise aistingu vastuvõtt, ning tekivad suhtlusprobleemid. Müra võib häirida nii sõnadest kui ka üksitust fraasidest arusaamist. Kõne helirõhu tugevus on mõne meetri kaugusel harilikult alla 50dB keskendudes peamistele sagedustele 500, 1000 ja 2000 Hz. Kuulmishäiringu korral toimub ka rääkija enda kõne tugevuse tõus. Eriti tundlikud on taustmüra suhtes eakad ja kuulmishäiretega inimesed. Kõrgete sagedustega helide kuulmise kahjustused põhjustavad samuti müra taustal kõnest arusaamise häireid. Alates 40ndatest eluaastatest hakkavad tekkima probleemid kõnest arusaamisega, seda eriti madala lingvistilise reduntaansusega kõne korral. Samuti on kõnest arusaamatust täheldatud lastel enne täielikku rääkima õppimist.

Välitingimustel mõõdukatel distantsidel arvestatakse, et kõne kaotab oma tugevusest 6dB distantsi kahekordistumisel kuulaja ja rääkija vahel. Suhe kehtib ka ruumisiseselt üle 2m distantsi korral kuulaja ja rääkija vahel. Kõne arusaamist võivad häirida ka ruumi akustilised omadused - eriti 1 sek kajaefekti korral, pikema kajaefekti korral ühildub kajaefekt taustamüraga

ning kõnest arusaamine halveneb veelgi.

Kõnest arusaamine on oluline eriti koolis, loengusaalides ja mujal, kus on oluline tagada, et taustamüra puuduks täielikult, telefoniga rääkimisel, võõrkeele õppimisel ei tohiks mürataust ületada 15 dB ning normaalse 50 dBA vestluse toimimiseks ei tohiks taustamüra ületada 35dBA. Kaja aeg alla 1 sekundi on oluline kõnest arusaamiseks väikestes klassiruumides ning kaja aeg alla 0,6 sekundi on soovitatav ruumides, kus kõnest peavad aru saama müratundlikud inimesed.

4.2.2 MÜRAST TINGITUD KUULMISKAHJUSTUS

Kuulmiskahjustus sõltub lisaks müra võimsusele ja muudele omadustele ka müra mõju toimeajast. Kuulmiskahjustuse hindamise meetodid ja nende põhjal koostatud piirtasemed puudutavad üldiselt jätkuvat igapäevast olmemüra ja selle mõju terve tööelu vältel. Üldiselt viibib inimene massiüritustega seotud müras kõige rohkem mõnisada tundi oma eluaja jooksul. Massiüritustega seotud kuulmiskahjustuse hindamist mõjutab ka see, et varasemaid ega tulevasi müra mõjusid inimesele ei teata.

Müra, mis põhjustab otseselt inimestele kuulmiskahjustusi, ei tohi lubada. Üksikute lühiajaliste impulsshelide mõju inimestele, nagu laskude, helirõhutaseme C-korrigeeritud mõõdetud hetkeliselt kõrgeim teatud aja hetkel mõõdetud müra tase L_{Cpeak} , ei tohi ületada 140 dB. Muu müra mõju inimestele nagu disko -ja kontsertmuusika, jõu- ja aeroobikasaalide muusika, kinohelide, aga ka spordivõistluste kuulutuste ja vaheajamuusika L_{AFmax} -tase ei tohi ületada 115 dB(A) ega $L_{Aeq,4h}$ 100 dB(A).

Kui ürituse ajal on müra mõju toimeaeg inimestele 8 tundi, $L_{Aeq,8h}$, mis ületab 85 dB(A) peavad olema saadaval kaitsevahendid ja inimestele tuleb anda vastavad juhised kaitsevahendite kasutamise kohta. Vajadusel võib nõuda, et kuulmiskahjustuse riskide vähendamiseks peab ürituse korraldaja hoidma inimeste jaoks kuulmiskaitsevahendeid ja, et korraldaja teavitab rahvast kuulmiskahjustuse riskist. Samuti võib ka nõuda, et ürituse korraldaja esitab usaldusväärse aruande üritusel hinnatud ja mõõdetud mürataseme kohta.

ISO standard 1999 (ISO 1990) annab meetodi, mille abil on võimalik arvutada müra tingitud kuulmiskahjustust töötajatel. Müra ei kahjusta inimesi mitte ainult tööl vaid ka vabaõhukontserdidel, diskoteekides, mootorisporti harrastades ja jälgides, lasketiirudes ja paljudes muudes situatsioonides. Olulised on samuti taustmuusika, mida kuulatakse kõrvaklappidest, mänguasjadest tulenevad helid, ilutulestikud. Töökeskkonna müra hindamiseks ette nähtud standardit sobib kasutada ka keskkonnamüra hindamisel. Kuigi mudel annab tulemuseks, et 24 tunnine L_{Aeq} üle 70dBA ei tekita kuulmiskahjustusi, tuleb arvestada järgmisega:

- loomkatsetest tuleneb, et lapsed on müra kergemini kahjustuvad kui täiskasvanud;
- tugevatel impulssmüra tasemetel võib tekkida kõrva mehaaniline kahjustus, töökeskkonna müra normid sätestavad tippmüra taseme 140 dBA, täiskasvanutel kehtib see ka keskkonnapulssmüra korral, lastel ei tohiks impulssmüra (peamiselt mänguasjadest) ületada 120 dBA;
- tulirelvast laskmise korral arvestatakse, et L_{Aeq} üle 80 dB korral võivad tekkida kuulmiskahjustused;
- kuulmiskahjustuste risk suureneb kui müraga kaasneb vibratsioon või ototoksilised ravimid või kemikaalid, sellistes olukordades võib kuulmiskahjustus tekkida L_{Aeq24h} 70 dB korral;

Kokkuvõtteks - elanikkonna müra-toime korrelatsiooni iseloomustavad andmed puuduvad. Teatud elanike grupe (teismelised, naised) uurides on tulnud järeldusele, et eluaegse mürataseme L_{Aeq24h} 70dB korral võivad tekkida kuulmiskahjustused.

4.2.3 UNEHÄIRED

Elektrofüsioloogilised ja käitumisuuringud näitavad, et pidev ja vahelduv müra põhjustavad unehäireid. Mida tugevam on taustamüra, seda häiritum on uni, mõju algab taustmüra tasemest 30 dB L_{Aeq} . Füsioloogilised muutused seisnevad une faaside sageduse muutuses, eriti REM une vähenemises. Samuti täheldatakse subjektiivseid muutusi - uinumishäired, une kvaliteet, peavalu ja väsimust. Tundlikud on eakad inimese, vahetustega töötajad ning psüühiliste häiretega inimesed. Müra võib lühendada und, raskendades magamajäämist või põhjustades une katkemise enne õiget aega. Müra võib segada und ka ilma täielikult ärkamata. Une kvaliteedi vähenemine või unest ärkamine toimub kergemini hommikupoole, mil uni ei ole enam nii sügav. On kindlaks tehtud, et müra mõjutab magava inimese ajutegevust, südame löögisagedust ja hingamist. Esimesed mõjud ilmnevad siis, kui müras esineb lühiajalisi haripunkte, mille hetkeline A-helitaseme ületab 40dB. Unehäirimise risk suureneb mürasündmuste hulga kasvuga. Ärkamise lävi on hinnanguliselt umbes 45dB maksimaalse helitaseme ringis ja kui sündmusi on ligikaudu viis või rohkem.

Pideva müratausta korral ei tohi see siseruumides ületada 30 dBA, madalamate sagedustega heli (nt ventilatsioonisüsteemid) korral on see tase veel madalam, seega müra kahjulik toime sõltub müra allikast ja iseloomust. Eriti tundlikud on sellise taustmüra suhtes kuvöosis olevale vastsündinule, kellele taustmüra põhjustab lisaks unehäiretele ka teisi teviserahjustusi. Keskmise mürataseme jälgimisel tuleb vältida üksikuid mürasündmusi, mille puhul müra ületaks 45 dB, tundlikele gruppidele kehtivad aga madalamad tasemed. Vahelduva müra korral on oluline vältida üksikute mürasündmuste maksimaalset kõrget taset, st vähesed kõrge müratasemega mürasündmused on häirivamad kui enam madalama tasemega sündmusi.

Keskkonnamürast tingitud unehäirete vältimiseks pööratakse tähelepanu ekvivalentsele helirõhu tasemele, L_{Amax}/SEL ja mürasündmuste arvule. Eriti oluline on uinumise alguses vältida mürahäiringuid, sest sellel ajal on nad eriti hästi tajutavad.

4.2.4. MÕJU SÜDAMELE JA VERESOOKONNALE NING PSÜHHO-FÜSIOLOOGILISTELE NÄHTUSTELE

Epidemioloogilistest uuringutest järeldub, et südamele ja veresoonkonnale võib teatud tingimustel mõjuda pikaajaline müra (lennuvälja, liikluse jne), mida iseloomustab L_{Aeq}, 24h tasemel 65-70 dB. Mõju on suurem isheemiatõve tekkimise tõenäosuse kohta kui vererõhu tõusuks. Selliste häirete tekkimine on aga üsna ebatõenäoline. Stressihormooni tõusu, vere magneesiumisisalduse muutuse ning immuunsüsteemi häirete ja seedeelundkonna häirete tekkimise ja müra põhjusliku seose vahel on ka piisavalt vähe andmeid, et nende tekkimist kindlalt väita.

4.2.5. VAIMSE TERVISE HÄIRED

Seoseid müra ja vaimse tervise häirete vahel ei ole otseselt leitud, kuid on täheldatud, et mürarikaste piirkondade elanikud tarvitavad rohkem trankvilisaatoreid, und soodustavaid ravimeid ja nende puhul on suurem pöördumine arsti juurde psühhiaatriliste kaebustega. See näitab, et müra võib põhjustada psühhikahäirete süvenemist.

4.2.6. TÖÖVÕIME

Töövõimehäireid on tuvastatud eriuuringutega ning samuti jälgides töötajaid teatud

tööoperatsioone tehes. Müra ja argielu toimetuleku vahelise seose hindamiseks on viidud läbi vaid mõned uuringud. Kui ülesande täitmine nõuab helisignaalide jälgimist ning müra summutab või moonutab neid, on ülesande täitmine häiritud, samuti häirivad ülesande täitmist äkilised segavad (impulss)helid.

Vaimse töö tegemisel, mis nõuab süvenemist, on erinevad helid alati segavad ning häirivad lõpptulemuse korrektset saavutamist. Vaimse töö korral võib müra toime avalduda ka hiljem pärast mürähäiringu möödumist. Üksluse ja monotoonse töö korral on müra häirivus tunduvalt väiksem.

Pidev kokkuude lennukimüraga, eriti varases lapsepõlves võib põhjustada lugemisraskusi, mida pikemat aega kestab kokkupuude, seda tõsisemad kahjustuse nähud võivad esineda. Nimetatud müra toime kohta on siiski veel vähe andmeid, et sätestada asjakohaseid norme, kuid on oluline, et koolieelsed lasteasutused ning koolid ei asuks mürarikaste teede, kiirteede ääres ning lennuväljade ning suurte tööstusmüra allikate lähedal.

4.2.7. MÜRA HÄIRIVUS

Müra häirivust iseloomustavad tema füüsikalised näitajad:

- helirõhu tase,
- spektraaliseloomustus,
- toimeaeg
- müra tüüp
- müra allikas

Häirivust põhjustavad ka paljud teised tegurid peale müra, mis omakorda võimendavad müra häirivust. Häirivust põhjustava müra korral on leitud doos-sõltuvus müra iseloomustava suuruse L_{Aeq} , 24 h suhtes.

Müra häirivuse mõju sõltub paljudest näitajatest, millest olulisemad on helirõhu tase, mürasündmuste arv ja kellaeg. Selliste suuruste omavahelist sõltuvust on palju uuritud, kuid tulemused ei ole lihtsalt tõlgendatavad võrdse energia teooriaga, mida iseloomustab arvnäitajana L_{Aeq} , 24 h.

Müra allikaks on nii omavaheline rääkimine kui ka raadio ja teleri vaatamine. Päevasel ajal

harilikult alla $L_{Aeq, 24 h}$ 55dB müra ei põhjusta häiringut, öisel ajal on see piir 5-10 dB madalam kui päeval. Madalsagedusliku müra korral kehtivad madalamad tasemed, vahelduva müra korral tuleb arvesse võtta nii maksimaalne müratase kui ka mürasündmuste arv. Müra vähendamise meetmeid tuleb eramupiirkondades rakendada õues.

4.2.8. TOIME SOTSIAALSELE SUHTLEMISELE

Sotsiaalsetele käitumisnormidele vastava käitumise sõltuvust mürast on suhteliselt vähe uuritud, kuid agressiivsetel inimestel võib teatud müra, ka teleri või raadio kuulamine, põhjustada agressiivsete käitumisjoonte tugevnemist, eriti üle 80 dB müra. Ka kooliõpilaste pikaajaline kokkupuude tugeva müraga võib viia õppetulemuste langusele.

4.3. ERIKESKKONNAD

Müra iseloomustav suurus $L_{Aeq, 24 h}$ ei ole täiuslik suurus iseloomustamiseks müra kõigis keskkondades ja olukordades, samuti ei ole see otsene indikaator tervisekahjustuste võimalikkuse ja häirivuse hindamiseks, eriti olukordades, kus on olulised nii maksimaalne helirõhu tase kui ka mürasündmuste arv, samuti on oluline madalsagedusliku müra osatähtsus, sest suurem madalsagedusliku müra osakaal põhjustab suuremat häiringut. Müra hindamisel on seetõttu ka oluline sagedusanalüüs ning kui erinevate filtritega mõõdetud helirõhu tasemete vahed on üle 10 dB, siis tuleb kindlasti läbi viia sagedusanalüüs.

4.3.1. ERAMUD

Eramutes põhjustab müra põhiliselt unehäireid, segab vestlust ning võib põhjustada häiritud olekut. Unehäirete vältimiseks on magamistubades ette nähtud taustamüraks 30 dB ning üksikud mürasündmused ei tohi ületada 45 dB. Madalamad helid võivad häirida müraallika eripärast tingitud omadustega. Helirõhu maksimumtaset tuleb mõõta müramõõtjaga asendis „Fast“.

Elanike kaitsmiseks elamute terrassidel ja aedades päevasel ajal, on määratud elamualade taustamüra normiks LAeq maksimaalselt 55 dB. Sellised normid on määratud häiringu uuringutega ning paljudes riikides on uute planeeritavate elamualade normiks võimaluse korral määratud LAeq 40 dB.

Öisel ajal ei tohi LAeq ületada 45 dB ja LAmax 60 dB ning sellistes tingimustes võivad elanikud magada lahtise aknaga. Akende heli vähendav tase on orienteeruvalt 15 dB.

4.3.2. KOOLID JA KOOLIEELSESED LASTEASUTUSED

Koolides on oluline, et müra häiring ei segaks kõnest arusaamist, teabe edasiandmist ega põhjustaks ärrituvust. Klassiruumis ei tohiks kõnest arusaamiseks taustamüra LAeq tunni ajal ületada 35 dB, muidugi laste kuulmise hoidmiseks võib taustmüra alati olla madalam. Kajaefekti aeg peaks klassiruumis olema 0,6 sekundit, kuulmishäiretega laste korral aga veelgi väiksem, koridorides ja söögisaalides võib kajaefekti aeg olla 1 sekund. Välistel mänguväljakutel ei tohiks müratase LAeq ületada 55 dB. Koolide normid kehtivad ka koolieelsete lasteasutuste kohta ning nende magamisruumides kehtivad elamute magamistubade normid.

4.3.3 HAIGLAD

Haiglates on oluline tagada häirimatu uni, rahu ja normaalsed suhtlemistingimused ning häiresignaali levi. LAeq öösel ei tohi ületada 40 dB, valveruumides 30 dB ning LAmax 40 dB. Müra maksimumtaset tuleb mõõta müramõõdiku „Fast“ asendis.

Palatites, kus helid võivad põhjustada rohkem stressi ja unehäireid näiteks isolaatorites, intensiivravipalatites, ei tohiks LAeq ületada 35 dB.

4.3.4. MEELELAHUTUSÜRITUSED

Paljudes riikides on traditsioonilised tseremooniad, festivalid ja muud tähtpäevad, mida tähistatakse elava muusika ja heliefektidega, samuti kuuluvad erinevate meelelahutusürituste kavasse vali muusika ja impulsshelid, mille LAeq ületab 100 dB. Selline heli on juba kuulmist kahjustav.

Meelelahutusürituste korraldajatele mõjuva heli kontroll toimub töökeskkonna normidega vastavalt. Üle 100 dB tasemega müras tohib töötaja olla vaid neljal 4-tunnisel perioodil aastas. Ägedate müra kahjustuste vältimiseks tuleb alati hoida müratase alla 110 dB.

4.3.5. KÕRVAKLAPPIDEST KUULATAVAD HELID

Kõrvaklappidega kuulavad nii täiskasvanud kui lapsed peamiselt muusikat, kuid ka palju teisi erinevaid helisid. LAeq 24 tundi ei tohi ületada 70 dB, päevane 1-tunni LAeq ei tohi ületada 85 dB. Ägeda kuulmiskahjustuse vältimiseks ei tohi LAmx kunagi ületada 110 dB.

4.3.6. IMPULSSHELID, MIDA TEKITAVAD MÄNGUASJAD, ILUTULESTIK JA HÄIRESIGNAALID

Sisekõrva mehaaniliste vigastuste vältimiseks ei tohi täiskasvanutele toimiv helirõhk ületada 140 dB ning laste mänguasjad ei tohi tekitada helirõhku üle 120 dB 100 mm kaugusel kõrvast ning kuulmiskahjustuse vältimiseks ei tohi LAmx ületada kunagi 110 dB.

4.3.7. PUHKEALAD

Kõiki puhkealasid tuleb kaitsta üleliigse müra sissetungi eest ning tagada, et igasugused helid, mis sinna kostaksid, oleksid võimalikud vaiksed.

4.4. MAAILMA TERVISEORGANISATSIOONI ESITATUD SOOVITUSLIKUD MÜRATASEMED

Esitatud on soovituslikud müratasemed erinevate elukeskkondade kohta ning nad arvestavad sellise müratasemega, mis on madalaim, mille puhul võivad tekkida tervisekahjustused. Müra toime võib olla nii lühiajaline kui ka pikaajaline ja mõjuda füüsiliselt, psühholoogiliselt kui ka sotsiaalselt.

Suurust LAeq päeva ja ööaja kohta arvestatakse vastavalt 16 ja 8 tunni kaupa, õhtusele ajale ei ole eraldi norme, kuid üldiselt soovitatakse 5-10 dB madalamat mürataset kui 12 tunnisel päevasel perioodil.

Müra tasemete normimisel on arvestatud:

- häiringut
- suhtlemiseks vajalikke tingimusi
- teabe häireteta edasiandmist
- unehäireid
- kuulmishäireid

Erinevaid tervisehäireid võivad tekkida erinevates keskkondades ning juhendmaterjal arvestab järgmisi keskkondi:

- eramud, sh magamistoad ja õuealad
- koolid, koolieelsed lasteasutused, sh magamistoad ja õuealad
- haiglad, palatid
- tööstus-, äri- ja transpordialad
- vabaõhuüritused ning siseruumide meelelahutusüritused
- kõrvaklappidega kuulatav muusika
- mänguasjade, ilutulestiku ja alarmide impulssheli
- puhkealad

Müra toimet ei ole võimalik hinnata ja iseloomustada ainult teatud näitajatega, näit LAeq, sest müra toime sõltub erinevatest karakteristikutest, seetõttu on oluline iseloomustada müra võimalikult paljude näitajatega, eriti mürasündmuste arvuga. Siseruumide heli iseloomustavaks oluliseks suuruseks on ka kaja aeg ning madalsagedusliku müra korral on oluline rakendada madalamaid norme kui on tavaolukorras ette nähtud.

KESKKOND	VÕIMALIKUD TERVISEKAHJUSTUSED	LAeq dB	KESTVUS TUNDI	LAm_{ax}, kiire, dB
Õuealad	Tugev häirivus, päeval ja öhtul Mõõdukas häirivus, päeval ja öhtul	55 50	16 16	- -
Eluruumides	Suhtlemishäired, mõõdukas häirivus, päeval ja öhtul	35	16	
Magamistubades	Unehäired öösel	30	8	45
Magamistoatagad	Unehäired lahtise aknaga magamisel	45	8	60
Klassi- ja rühmaruumid	Kõne häiring, edasiandmise suhtlemisraskused	35	Tundide ajal	-
Koolieelsete lasteasutuste magamisruumid	Unehäired	30	Une aeg	45
Mänguväljakud	Häiritus	55	Mängu aeg	-
Haiglate palatid	Unehäired, öösel Unehäired päeval ja öösel	30 30	8 16	40 -
Haiglate muud siseruumid	Puhkuse ja paranemise häirimine	Nii madal kui võimalik		
Tööstus-, äri- ja transpordialad sise- ja välisalad	Kuulmiskahjustused	70	24	110
Vabaõhuüritused	Kuulmiskahjustused (läbiviijad: <5 korra aastas)	100	4	110
Avalikud üritused nii sise- kui välisaladel	Kuulmiskahjustus	85	1	110
Muusika kõrvaklappidest	Kuulmiskahjustus	85	1	110
Mänguasjad, ilutulestikud ja alarmid	Kuulmiskahjustused, täiskasvanud Kuulmiskahjustused, lapsed			140 (100 mm kaugusel kõrvast) 120 (100 mm kaugusel kõrvast)

4.5. EESTIS KEHTESTATUD MÜRAINDIKAATORID

Eesti siseriiklikud müraindikaatorid ja nende lubatud tasemed on sätestatud Rahvatervise seaduse alusel sotsiaalministri 4.märtsi 2002. a määrusega nr 42 "Müra normtasemed elu- ja puhkealal, elamutes ning ühiskasutusega hoonetes ja mürataseme mõõtmise meetodid". Määrus säteab järgmised müratasemed:

- taotlustase on määruse tähenduses müra tase, mis üldjuhul ei põhjusta häirivust ja iseloomustab häid akustilisi tingimusi. Kasutatakse uutes planeeringutes ja olemasoleva müraolukorra parandamisel
- piirtase on määruse tähenduses müra tase, mille ületamine võib põhjustada häirivust ja mis üldjuhul iseloomustab rahuldavaid (vastuvõetavaid) akustilisi tingimusi. Kui piirtase on ületatud, tuleb rakendada meetmeid müra vähendamiseks. Kasutatakse olemasoleva olukorra hindamisel ja uute hoonete projekteerimisel olemasolevatel hoonestatud aladel.
- kriitiline tase on määruse tähenduses müra tase välisterritooriumil, mis põhjustab tugevat häirivust ja iseloomustab ebarahuldavat mürasituatsiooni. Uute müratundlike hoonete ehitamine kriitilise müratasemetega aladele on üldjuhul keelatud.

Müra normtasemetega võrreldakse müra hinnatud taset L_{A_r} . Müra hinnatud tase tähendab, et arvutatud või mõõdetud ekvivalentsele tasemele $L_{A_{eq}}$ lisatakse vajadusel parandus sõltuvalt müra häirivusest. Kui hinnatav müra on impulssmüra või tonaalne müra, siis mõõdetud või arvutustulemustele lisatakse parandus +5 dB(A) enne selle võrdlemist normtasemetega. Korraga rakendatakse ainult üht parandustegurit.

Kriitilised tasemed on kehtestatud liiklusrumalale ja tööstusrumalale. Neid kasutatakse olemasoleva olukorra hindamisel keskkonnamüraallikate vahetus läheduses. Müra normtasemet võrreldakse müra hinnatud tasemega päevases, kella 07-23, (sisaldab õhtust ajavahemikku 19-23) ja öises, kella 23-07, ajavahemikus ja müra hinnatud tase ei tohi ületada normtasemet.

Hoonestatud või hoonestamata alad jaotatakse üldplaneeringu alusel:

- I kategooria - looduslikud puhkealad ja rahvuspargid, tervishoiuasutuste puhkealad;
- II kategooria - õppeasutused, elamualad, puhkealad ja pargid linnades;

III kategooria - segaala (elamud ja ühiskasutusega hooned, kaubandus-, teenindus- ja tootmisettevõtted);
 IV kategooria - tööstusala.

Liiklusemüra erinevad normsuurused hoonestatud ja hoonestamata aladel, müra indikaator on (hinnatud) ekvivalentne müratase L_{Aeq} (dB) :

Kategooria	Ajavahemik	Taotlustase		Piirtase	Kriitiline tase
		<i>planeeritav</i>	<i>olemasolev</i>		
I	Päev	50	55	55	65
	Öö	40	45	50	60
II	Päev	55	60	60	70
	Öö	45	50	65 ¹	65
III	Päev	60	60	65	75
	Öö	50	50	70 ¹	65
IV	Päev	65	70	75	80
	Öö	55	60	60 ¹	70

¹ lubatud müratundlike hoonete sõidutee (raudtee) poolisel küljel.

Liiklusega seotud üksikute mürasündmuste korral hinnatakse täiendavalt ekvivalentsele helirõhutasele ka maksimaalset helirõhutaset. Maksimaalne helirõhutase müratundlike hoonetega aladel $L_{pA,max}$ ei või olla suurem kui 85 dB(A) päeval ja 75 dB(A) öösel. Liiklusest põhjustatud müra taotlustasemed elamute ja ühiskasutusega hoonete vaikust nõudvates ruumides on esitatud tabelis nr 5, sulgudes on esitatud müra soovituslikud taotlustasemed.

Liiklusemüra taotlustasemed elamutes ja ühiskasutusega hoonetes. Müra indikaator on (hinnatud) ekvivalentne müratase $L_{pAeq,T}$ (dB):

Hoone ja ruum		Päev	Öö
Elamu	Eluruumides	40 (35)	30
	Magamisruumides		

Kool ja muu õppeasutus	Klassides, õppekabinettides, lugemissaalides ja muudes õpperuumides	40 (35)	
	Nägemis- ja kuulmispuuetega õpilaste klassiruumides, muusikaklassides	35	
Koolieelne lasteasutus	Saalides, aulates	40 (35)	
	Rühmaruumides	40	
	Magamisruumides	35	30

Tööstusmüra erinevad normsuurused hoonestatud ja hoonestamata aladel, müra indikaator on (hinnatud) ekvivalentne müratase L_{Aeq} (dB).

<i>Kategooria</i>	<i>Aeg</i>	<i>Taotlustase</i>		<i>Piirtase</i>	<i>Kriitiline tase</i>
		<i>Planeeritav</i>	<i>olemasolev</i>		
I	Päev	45	50	55	60
	Öö	35	40	40	50
II	Päev	50	55	60	65
	Öö	40	40	45	55
III	Päev	55	60	65	70
	Öö	45	45	60 ¹ 50	55
IV	Päev	65	65	70	75
	Öö	55	55	60	65

¹ soovituslik normtase müravastaste meetmete rakendamisel.

Tehnoseadmete müra normtasemed müratundlikes hoonetes ja hoonete välisterritooriumil. Müra piirtasemed on esitatud A-korrigeeritud ($L_{pA,eq,T}$) ja C-korrigeeritud ($L_{pC,eq,T}$) ekvivalentsete või maksimaalsete ($L_{pA,max}$) helirõhutasemetena, sulgudes on esitatud müra soovituslikud taotlustasemed.

<i>Hoone ja ruum</i>	<i>Müraallikas</i>	<i>Müra normtasemed</i>		
		$L_{pA,eq,T}$ (dB)	$L_{pC,eq,T}$ (dB)	$L_{pA,max}$ (dB)
Elu- ja magamisruumides	Hoone tehnikakommunikatsioonides	30 (25)	50 (45)	35 (32)

	Tootmis- , teenindus- ruumid, tööstusettevõtted	päeval 30 öösel 25	öösel 40 (35)
	Elamu välisterrituum, sama hoone või läheduses olevate hoonete tehno-seadmed	päeval 50 öösel 40	öösel 45
Kool ja muu õppeasutus	Klasside ja õppe-ruumide hoone tehno-kommunikatsioonid		35 (32)
	Nägemis- ja kuulmispuuetega klassi-ruumide, muusika-klasside ja saalide hoone tehno-kommunikatsioonid		30
	Õppeasutuse välisterrituum, sama hoone või läheduses olevate hoonete tehno-seadmed	50	
Koolieelne lasteasutus	Rühma- ja magamisruumide hoone tehno-kommunikatsioonid		32
	Hoone välisterrituum, sama hoone või läheduses olevate hoonete tehno-seadmed	50(45)	

Hoonete tehniliste seadmete, nagu vee –ja kanalisatsioonitorustike, liftide, aga ka soojendus -ja ventilatsiooni- ja jahutusseadmete, samuti majas olevate pesulate masinate poolt tekitatud müra ekvivalentne tase peab jääma alla esitatud normtaseme. Lisaks sellele peab tehniliste seadmete poolt põhjustatud üksikute müraolukordade L_{AFmax} - tase jääma alla 30 - 45 dB. Piirkonnas, kus müra tase on muutlik võidakse kehtestada alumise piiri nõudmised juhtumite puhul, kus päevaseid ja öiseid müraolukordi esineb tihti või need on pikaajalise kestvusega. Kui müraolukordi on vähe ja need on lühiajalised, võidakse kahju hindamisel kasutada ekvivalentse taseme ülemist piiri. Tehniliste seadmete normtasemed ei puuduta samas korteris või samas klassi-, haigla- või majutusruumides vms arvatavat vee heli.

4.6 MÜRA KAARDISTAMINE

Vastavalt Euroopa Parlamendi ja Nõukogu keskkonnamüra direktiivile 2002/49/EÜ tuleb strateegiliste mürakaartide koostamisel ja müra hindamisel kasutada pikaajalisi müraindikaatoreid L_{den} ja L_{night} .

Päeva-õhtu-öömüraindikaator L_{den} määratakse järgmise valemi abil:

$$L_{den} = 10 \log \frac{1}{24} \left[12 * 10^{L_{day}/10} + 4 * 10^{(L_{evening} + 5)/10} + 8 * 10^{(L_{night} + 10)/10} \right]$$

L_{day} on pikaajaline keskmine A- korrigeeritud helirõhutase, mis määratakse kindlaks aasta kõikide päevaegade alusel kell 7.00-19.00;

$L_{evening}$ on pikaajaline keskmine A-helirõhutase õhtuajal, mis määratakse kindlaks aasta kõikide õhtuaegade alusel kell 19.00-23.00;

L_{night} on pikaajaline keskmine A-korrigeeritud helirõhutase, mis määratakse kindlaks aasta kõikide ööaegade alusel kell 23.00-7.00. Öömüraindikaator L_{night} on unerahu rikkumise indikaator.

L_{den} on müra üldise häirivuse indikaator – päeva-õhtu-öömüraindikaator – aasta kõikide päeva-, õhtu- ja ööaja helirõhutasemete arvsuuruste alusel kindlaks määratud A-korrigeeritud pikaajaline keskmine helirõhutase, mis on müra üldise häirivuse indikaator.

Päeva-õhtu-öömüraindikaator L_{den} väljendatakse detsibellides (dB) ja määratakse kindlaks valemi abil:

$$L_{den} = 10 \lg \frac{1}{24} \left[12 \times 10^{L_{day}/10} + 4 \times 10^{(L_{evening} + 5)/10} + 8 \times 10^{(L_{night} + 10)/10} \right]$$

Mürakaart peab sisaldama järgmisi andmeid:

- maaala iseloomustus võimaluse korral 3-D kaardina, millele kohaldub mürahinnang;
- peamiste müraallikate iseloomustus, nende asend;
- kasutatud meetoodika kirjeldus;
- arvutuspunktide asukohad;
- olulise liikluse müra korral keskmine ja maksimaalne liiklussagedus;
- müra arvutuslik või mõõdetud ekvivalenttase L_{Aeq} ja maksimaalne tase

L_Ama(mürataset mõõdetakse juhul, kui arvutusteks vajalikud andmed puuduvad);

- eritingimuste sätestamisel nende loetelu ja kirjeldus;
- mürataseme mõõtmise korral mõõtmisprotokoll.

Müra mõõtmise protokoll peab sisaldama järgmisi andmeid:

- mõõtja andmed, tema akrediteerimistunnistuse nr;
- mõõtmiskoha kirjeldus;
- mõõtmiste läbiviimise aeg ja ajavahemik;
- mõõteriistade andmed, kalibreerimise info;
- mõõtmismetoodika alused;
- peamised müra allikad, nende iseloomustus;
- ilmastikku iseloomustavad näitajad: tuule suund ja kiirus, õhutemperatuur;
- mõõtepunktide asukoht;
- liikluse müra mõõtmisel mööduvate liiklusvahendite arv;
- L_Aeq arvutusmetoodika;
- maksimaalne müratase L_Amax;
- mõõtmise määramatus.

Müra kaarti alusel koostatud müra vähendamise tegevuskava peab sisaldama järgmisi andmeid:

- piirkonna kirjeldus
- eralduva müra kogused
- võrdlemine piinormidega
- võimalikud tervisekahjud, seostamine müra allikatega
- vähendamise meetmete ja nende hinna analüüs
- transpordi ja maakasutuse analüüs
- arengukavad
- võimaluste hindamine
- tulevikusuunad

5. KESKKONNAMÜRA OHJAMINE

Peamisteks müra vähendamise valdkonnad on:

- planeerimine;
- liikluskorraldus;
- müratõkked;
- ehituslikud võtted.

5.1 MÜRA VÄHENDAMISE PÕHIMEETMED

Müraallikast eralduva müra vähendamise meetmed:

- müraallika isoleerimine;
- vähem müra tekitavate meetodite, tehnoloogiate, töövahendite kasutamine;
- müra neelavate teekattematerjalide kasutamine.

Mürataseme vähendamise meetmed müra leviku teekonnal:

- müraallika eraldamine vallide, seinte, osaliselt või täielikult varjestavate katetega jne;
- teede ehitamine tunnelitesse, kanalitesse;
- puhveralade planeerimine, mille puhul müraallika ja müratundlike objektide vahele ehitatakse müra suhtes vähem tundlikud hooned (parkimismaja, kaubanduskeskus)

Müra vähendamise meetodid müratundliku poole juures:

- hoonete akustiline isolatsioon;
- akende mitte avamine;
- arhitektuurilised lahendused – eendid, rõdud, ehitise suund (vannitoad, köögid jne müraallika poole).

5.2. PLANEERINGU KOOSTAMISEL SOOVITATAVAD NÕUDED MÜRA PIIRAMISEKS

5.2.1 ÜLDNÕUDED

- Uued müratundlikud hooned ja alad tuleb planeerida nii, et neid ei ohustaks müraallikad.
- Uued müraallikad tuleb planeerida nii, et nad ei hakkaks segama müratundlikke hooneid ja alasid.
- Kui planeerimisel ei ole võimalik rakendada piiranguid, mis aitaksid vähendada elanikele toimivat müra, tuleb hoonete konstruktsioonides kasutada asjakohaseid akustilisi isolatsioonimaterjale.

5.2.2. MÜRAHÄIRINGU VÄLTIMINE UUTE ALADE PLANEERIMISEL

Müraallikate ja müratundlike objektide planeerimisel tuleb võimaluse korral tagada mürahäiringu ohjamine:

- taimestiku, erinevate reljeefide ja muude kujunduselementide rakendamisega;
- puhveralade rakendamisega;
- otstarbeka maakasutusega, mille puhul müraallikad planeerida üksteise lähedale, eemale müratundlikust alast.

5.2.3. MÜRA OHJAMINE OLEMASOLEVATEL ALADEL

Olemasolevatel aladel on võimalik planeerida müra ohjamiseks:

- müraseinu - – müra ohjamise meede, mille kõrgus peab olema selline, et varjab silmsideme müra vastuvõtja ja müra allika vahel. Müraseina materjali tihedus peab olema vähemalt 20 kg/m² ning ta peab olema ehitatud ilma vahede ja tühimiketa. Liiklemiseks vajalikud vahed peavad olema minimaalsed ega tohi halvendada seina akustilisi omadusi;

- pinnasevalle;
- müraallika katmist (tunnelid, sillad);
- müra summutavate teekatete kasutamist.

5.2.4 MÜRA OHJAMINE TIHEASUSTUSEGA ALADEL

- uste ja akende heliisolatsiooni parandamine;
- seinte, katuste ja teiste välispindade katmine müra isoleerivate materjalidega;
- akende mitteavamine, sundventilatsiooni rakendamine;
- asjakohase ehitustehnoloogia rakendamine.

Mida paremini ja mida varasemas planeerimisetapis arvestatakse müra situatsiooniga, seda kergem on lülitada müra ohjamise meetmed planeeringu protsessi ja seda paremini on võimalik vältida järgnevat probleemi.

5. 3 MADALASAGEDUSLIK MÜRA

Madalasageduslikuks müraks nimetatakse sagedusvahemikku 10 – 200 Hz jäävaid helisid. Madalasageduslikud helid on kuuldavad vaid küllalt suure helirõhu korral, kuid ületades kuuldeläve võib kuulmisaisting olla vägagi tundlik ka väiksemate tugevuste muutuste või vahelduste suhtes. Madalasageduslike helide kahjulikkuse hindamist raskendab see, et normaalse kuulmisega inimeste kuuldelävi vaheldub 10...15 dB. Hindamist raskendab ka see, et vaikes keskkonnas võib kuuldav madalasageduslik müra olla ebameeldiv ja sõltumata tugevusest olla häirivaks teguriks.

Tabelis on antud madalasagedusliku öise müra soovituslikud normtasemed magamisruumidele, arvestades, et müra ei raskendaks uinumist. Päeval ajal võib madalasagedusliku müra aktsepteerida u. 5 dB suuremat normtasemet. Normtasemele ei tehta madalasagedusliku heli kahjulikkust hinnates mõõtmistulemustes ei müra tonaalsuse ega impussheli parandusi.

Sagedus/Hz	20	25	31,5	40	50	63	80	100	125	160	200
$L_{Aeq, 1h} / dB$	74	64	56	49	44	42	40	38	36	34	32

5.4 KORTERITESSE KUULDUV MUUSIKA

Ebameeldiv ja häiriv on korterisse pidevalt, näiteks öhtu-öhtu järel, kuuluvat muusikat. Selline müra võib raskendada uinumist. Ehitiste heliisolatsioon on madalatel sagedustel halvem, kui keskkõrgetel ja kõrgetel. Näiteks on disko- ja ööklubide muusikas madalasageduslike (alla 200... 400 Hz) komponentide suhteline võimsus tihti märgatavalt suurem, kui standardis antud heliisolatsiooni arvu referentskõvera määramisel on arvesse võetud. Korterrisse kuulduvaks tervisekahjustusi põhjustavaks muusikaks loetakse üldiselt madalasageduslikku müra.

Elamutesse kuulduva öise muusikamüra puhul võib kasutada madalasageduslikule mürale antud normtasemeid, ja lisaks peaksid ööalguse (kell 22 – 02) $L_{Aeq, 1h}$ -tasemed olema maksimaalselt 25 dB(A) juhul, kui muusikamüra on selgelt eristatav, s.o., kui pidev lubatud taustamüra ei summuta seda. Madalasagedusliku müra normtasemeid kohaldatakse vaid öisel ajal ja ainult magamistubade mürale. Kui muusikamüra kahjulikkuse hindamisel kasutatakse eelpool mainitud normtasemeid, ei tehta mõõtmistulemustes müratonaalsuse ega impulssheli parandusi.

5.5 PIIRVÄÄRTUSTE KOHANDAMINE MUUTUVA TASEMEGA MÜRALE

Müra võimsus muutub tihti ajaliselt, muutuse põhjuseks võib olla müra tekkimise või sumbumise muutumine. Muutused võivad olla lühiajalised ja pikaajalised. Lühiajaline muutumine on ühe päeva, öö või lühema aja jooksul toimuv muutumine. Pika perioodi vältel, näiteks aasta jooksul, toimuva muutumise puhul, võib sagedasti eristada selget statistilist reeglipärasust nädalapäevade (ööpäeva vaheldumine) ja aastaja (aastaegade vaheldumine) järgi. Reeglipärase muutumise põhjuseks on tihti müra tekitaja, näiteks liikluse muutumine.

Piirväärtuste (ekvivalenttasemed) puhul on arvestatud müra taseme lühiajalise muutumisega. $L_{Aeq, 07-22 h}$ - ja $L_{Aeq, 22-07h}$ -tasemed ei arvesta siiski ööpäeva ja aastaja muutusi. Teatud juhtudel, näiteks

müra poolt põhjustatud unehäiret või otsest kuulmistraumat hinnates tuleb kahjulikkuse hindamisel arvestada ka lühiajalise muutumisega, näiteks niimoodi, et uinumist takistavat müra tuleb lugeda kahjulikumaks, kui hommikul ärkamise ajal esinevat müra.

Elamutes ja avalikes hoonetes esinevat müra võib lugeda piirväärtusele vastavaks kui ööpäeva jooksul on normide ületamist rohkem kui 3 dB maksimaalselt 10 % aastas, kuid siiski niimoodi, et üle 5 dB ületamist ei ole rohkem kui 20-30 ööpäeva aasta jooksul ega esine kunagi 10 dB võrra ületamist. Lisaks sellele võib tervisekahjustuse hindamisel olla põhjendatud võtta arvesse ka müra poolt mõjutatud inimeste arvu muutused erinevatel aastaegadel. Näiteks suvilaid kasutatakse peaaesjalikult vaid teatud ajal aastast, mille puhul eelnevaid normtasemeid tuleb suhtestada kindlasti reaalse kasutusajaga.

5. 6 LIIKUVATE MÜRAALLIKATE MÜRA OHJAMINE

Liiklusmüra on kõige olulisem müraallikas ja samas ka kõige keerulisemalt ohjatatav müraallikas.

Liiklusmürast põhjustatud mõju vähendamisel:

- kahekordne liiklussageduse vähenemine põhjustab müratasemete vähenemise 3 dB võrra,
- 1 dB suuruse mürataseme langetamine nõuab liiklussageduse vähenemist ligikaudu 30%,
- 10 dB müratasemete vähenemist tuleb liiklussagedusi vähendada 10 korda,
- piirkiiruse alandamine 70 km/h 50-le km/h vähendab müratasemeid 3-4 dB võrra

Alla 50 km/h kiirusel on peamine müraallikas automootor ning piirkiiruse vähendamisega ei kaasne märkimisväärset müratasemete alanemist.

Müratõketena kasutatakse mürakaitseekraane või -valle. Mida lähemal asub müratõke müraallikale või vastuvõtjale, seda efektiivsem see on.

Müratõkke efektiivsus sõltub:

- tõkke kõrgusest,
- tõkke pikkusest,
- tõkke laiuselt,
- tõkke ja müraallika vahelisest kaugusest,
- maastikuvormist,

- tõkke konstruktsioonist ja paigutusest.

Mürakaitseekraan peab:

- sobima keskkonda;
- olema tihe;
- olema massiga vähemalt 30 kg/m^2 ;
- taluma arvutuslikku tuulekoormust ja lumetõrjel paiskuvat lumekoormust 8 kN/m^2

5.7 MAANTEEMÜRA OHJAMINE

Kui päeval ajal on elamupiirkonna õuealal müra ekvivalenttase:

- maksimaalselt 55 dB(A) , siis ei ole vajalik rakendada mürakaitsemeetmeid;
- vahemikus $55 - 60 \text{ dB(A)}$, tuleb rakendada mürakaitsemeetmeid, kuid kui nende rakendamine ei ole otstarbekas, tuleb elanikkonda teavitada, et liikluse müra võib teatud ajal ületada selles piirkonnas kehtestatud norme;
- ületab 60 dB(A) , tuleb rakendada mürakaitsemeetmeid, et tagada müra taset mitte üle 55 dB . Ainult juhul, kui sobiv müra ohjamise meetod ei ole tehniliselt otstarbekas või majanduslikult tasuv või on vastuolus teiste õigusaktidega, võib 55 dB(A) müra taset ületada maksimaalselt 5 dB(A) võrra ning elanikkonda tuleb teavitada, et hoolimata ehituslikest mürakaitse meetmetest, võib teatud ajal liikluse müra ületada selles piirkonnas kehtestatud norme. Aknad ja välisüksed on soovitatav hoida suletult.

Akende planeerimine, ventilatsiooni tagamine kui ööajal kella $23.00 - 7.00$ magamistoa akna välisel küljel on müra ekvivalenttase:

- kuni 50 dB(A) , siis ei ole vaja rakendada täiendavaid mürakaitsemeetmeid;
- $51 - 60 \text{ dB(A)}$, on soovitatav planeerida magamistuppa õhu konditsioneer ja hoiatada elanikke, et kui aknad ja välisüksed hoida suletult, on tagatud kehtestatud müra normid;
- üle 60 dB(A) , tuleb planeerida magamistuppa õhu konditsioneer ja hoiatada elanikke, et kui aknad ja välisüksed hoida suletult, on tagatud kehtestatud müra normid. Hoone konstruktsioonelemendid (aknad, seinad, uksed) peavad olema planeeritud nii, et suletud akendega on tagatud kehtestatud müratasemed.

Kui päeval on eluruumi akna välisel küljel müra ekvivalenttase:

- kuni 55 dB(A) , siis ei ole vaja rakendada mürakaitsemeetmeid;

- 56 – 65 dB(A), on soovitatav planeerida eluruumi õhu konditsioneer ja hoiatada elanikke, et kui aknad ja välisüksed hoida suletult, on tagatud kehtestatud müra normid;
- üle 65 dB(A), tuleb planeerida eluruumi õhu konditsioneer ja hoiatada elanikke, et kui aknad ja välisüksed hoida suletult, on tagatud eluruumides kehtestatud müra normid. Hoone konstruktsioonielemendid (aknad, seinad, ukсед) peavad olema planeeritud nii, et on suletud akendega tagatud kehtestatud müratasemed.

5.8 RAUDTEEMÜRA OHJAMINE

- Raudteemüra ohjamise kohta kehtivad kõik maanteemüra vähendamiseks kehtestatud nõuded.
- Kui eluruumide akende taga on öisel ajal raudteest tingitud müra ekvivalenttase üle 60 dB(A) ja magamisruumide akende taga üle 55 dB(A), siis tuleb kasutada seinte, akende ja uste ehitamiseks ja viimistlemiseks materjale, mis tagavad ruumides normidele vastavad müratasemed. Tuleb määrata akende, uste ja seinte vajalikud akustilised omadused.
- Uuel planeeritaval alal peab elamu raudtee poolne külg asuma raudtee välimisest rööpmest kaugemal kui 100 m.
- Elamu raudtee poolne külg peab olema ehitatud nii, et ta summutab öisel ajal müra rohkem kui 60 dB(A).
- Müraseina kõrgus peab olema vähemalt 4 m.

5.9 ERINEVATE LIIKUVATE MÜRAALLIKATE KOOSTOIME OHJAMINE

Õueala ja hoone akustiliste näitajate planeerimisel ning elanike teavitamisel tuleb arvestada kõigi müraallikate liikide poolt tekitatud müraga eraldi ning nende koostoimega.

Siseruumide mürataseme hindamiseks ja asjakohaste ehituslike akustiliste võtete kasutamiseks tuleb hinnata eraldi kõigi müraallikate liikide poolt tekitatud müra ning nende tulemuste kogusumma peab tagama kehtestatud normidele vastavad tingimused.

5.10 STATIONAARSETE MÜRAALLIKATE MÜRA

5.10.1 STATIONAARSETE MÜRAALLIKATE POOLT TEKITATUD MÜRA OHJAMINE

Stationaarsete müraallikate poolt põhjustatud müra hindamiseks tuleb määrata nende poolt põhjustatava müra 1 tunni taset L_{eq} (1 tund) ümbritsevatele objektidele päeval ja öösel.

Kui määratud müra tasemed ületavad kehtestatud piirväärtusi, peab müraallika valdaja rakendama asjakohaseid mürakaitsemeetmeid.

Peamised mürakaitsemeetmed on:

- müraseinad;
- summutid;
- eraldusmüürid;

5.10.2 STATIONAARSETE JA LIIKLUSMÜRA ALLIKATE POOLT PÕHJUSTATUD KOOSMÕJU

Stationaarsete ja liikluse müra allikate poolt põhjustatud müra mõju tuleb hinnata allikate kaupa eraldi. Müraallikate poolt põhjustatava müra 1 tunni tase L_{eq} (1 tund) ümbritsevatele objektidele tuleb määrata päeval ja öisel ajal.

Rakendatavad mürakaitsemeetmed peavad tagama asjakohased kehtestatud piirväärtused. Pärast kaitsemeetmete rakendamist tuleb kontrollida nende tõhusust.

5.11 TUULEGENERAATORITELE ESITATAVAD ÜLDNÕUDED

Tuulegeneraatoritega külnevatele aladele ei tohi levida generaatorite poolt põhjustatav müratase üle 45 dB(A) ning müratundlikele aladele leviv müra ekvivalenttase ületada 40 dB(A).

Tuulegeneraatorite paigaldamise keskkonnamõju hindamisel peab võrdlema paigaldatavate generaatorite müra tugevuse võimalikku levikut sama tüüpi olemasolevate tuulegeneraatorite poolt põhjustatava müraga,

Teiste müraallikate olemasolu korral tuleb arvestada tuulegeneraatorite koosmõju nendega.

Kui alal on vähem kui 10 generaatorit, määratakse müra hindamisel kõigi generaatorite helirõhutasemed LWA_{ref} .

Müra hindamisel alal, kus on 10 või rohkem generaatorit, määratakse ala helirõhutase LWA_{ref} vähemalt kolme juhuslikult valitud generaatori poolt tekitatud müra mõõtmise alusel.

Helirõhutaseme määramiseks teatud kohas tuleb arvestada kõigi generaatorite müra ekvivalenttasemetega LpA :

$$L_{kogu} = 10 \times \log(10^{Lp1/10} + 10^{Lp2/10} + \dots)$$

Kui müra tugevust pole võimalik vähendada, peaks piirama müra käes oldud aega.

Maailma Terviseorganisatsioonil on oma soovitused, kui tugevas müras kui kaua tohiks viibida:

- 85 dB - 8 tundi
- 88 dB - 4 tundi
- 91 dB - 2 tundi
- 94 dB - 1 tund
- 97 dB - 30 minutit
- 100 dB - 15 minutit
- 103 dB - 7 minutit
- 106 dB - 3 minutit
- 109 dB - 1,5 minutit

6. HELID, MIS EI OLE MÄÄRATLETUD MÜRANA

Järgnevaid helisid ei loeta õiguslikust aspektist müraks:

- üritustel, nagu kontsertidel, spordivõistlustel, aga ka lõbustuskohtades ning teatrites kasutatavad heliefektid, mis tulenevad etendus- ja esinemistegevusest, ja mõjutavad rahvast, esinejat või osavõtjat, kuid ei põhjusta kuulmiskahjustusi või kuulmiskahjustuse ohtu;

- loodusnähtuste helid ja metsloomade hääled looduses, kuid müra võib olla see-eest tuule, vihma, aga ka merelainete põhjustatud helid tehnilistes ehitistes, aga ka põllumajandus- ja koduloomade hääled;
- lubatud, asjakohaselt kasutatud akustilised häire -ja hoiatusseadmete helid. Seadmed tuleb siiski planeerida ja asetada niimoodi, et müra mõju elanikele ohustavalt, ei ole liiga ärritav ega mõju toimeaeg liiga pikk;
- ette planeeritud lõhkamistöøde ja ilutulestiku müra, kui see vastab kõigile kehtestatud nõuetele.

7. MÜRAALAST KIRJANDUST MIDA ON KASUTATUD MAAILMA TERVISEORGANISATSIOONI MATERJALIDE KOOSTAMISEL

AAP 1997 Noise: A hazard for the fetus and newborn. American Academy of Pediatrics. Committee on Environmental Health. Pediatrics 100: 724-27.

Altena K 1987 Medische gevolgen van lawaai. Report GA-HR-03-01, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu, Den Haag, Netherlands.

ANSI 1994 American National Standard Acoustical Terminology. ANSI S.1.-1994, American National Standards Institute, Inc., New York, NY, USA.

ANSI 1995 American National Standard Bioacoustical Terminology. ANSI S3.20-1995, American National Standards Institute, Inc., New York, NY, USA.

ANSI 1997 Methods for the Calculation of the Speech Intelligibility Index, American National Standard 3.5, American National Standard Institute, New York, NY, USA.

ASTM 1992 Standard Guide for Field Measurement of Airborne Sound Insulation of Building Facades and Facade Elements, ASTM E966, American Society For Testing and Materials, Philadelphia, West Conshohocken, PA, USA.

ASTM 1994a Classification of Rating Sound Insulation, ASTM E413, American Society For Testing and Materials, Philadelphia, PA, USA .

ASTM 1994b Standard Classification for Determination of Outdoor-Indoor Transmission Class, ASTM E1332, American Society For Testing and Materials, Philadelphia, PA, USA.

ASTM 1994c Standard Classification for Determination of Impact Insulation Class (IIC), ASTM E989, American Society For Testing and Materials, Philadelphia, PA, USA.

ASTM 1996 Standard Test Method for Laboratory Measurement of Impact Sound Transmission through Floor-ceiling Assemblies using the Tapping Machine, ASTM E492, American Society For Testing and Materials, Philadelphia, PA, USA.

ASTM 1997 Standard Test Method for Laboratory Measurement of Airborne Sound Transmission Loss of Building Partitions and Elements, ASTM E90, American Society For Testing and Materials, Philadelphia, PA, USA .

Axelsson A, Arvidson I, Jerson T 1986 Hearing in fishermen and coastguards. In R.J. Salvi, D. Henerson, R.P. Hamernik and V. Colletti (eds.), Basic and Applied Aspects of Noise-Induced Hearing Loss, pp. 513-20. Plenum Press, New York.

Axelsson A and Prasher DK 1999. Tinnitus: A warning signal to teenagers attending discotheques? *Noise & Health* 2: 1-2.

Babisch W 1998a Epidemiological studies on cardiovascular effects of traffic noise. In D. Prasher, D. and L. Luxon, L. (eds.) *Advances in Noise Series, Vol. I: Biological Effects*, pp. 312-327. Whurr Publishers, London, UK.

Babisch W 1998b Epidemiological studies of cardiovascular effects of traffic noise. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol. 1, pp. 221-229. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia.

Babisch W and Ising H 1989 Zum Einfluss von Musik in Diskotheken auf die Hörfähigkeit von Jugendlichen. *Sozial- und Präventivmedizin* 34: 239-243.

Babisch W, Ising H, Gallacher JEJ, Sweetnam PM, Elwood PC 1998 The Caerphilly and Speedwell studies, 10 year follow up. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol. 1, pp. 230-35. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia.

96

Babisch W, Ising H, Gallacher JE, Sweetnam PM, Elwood PC 1999 Traffic noise and cardiovascular risk: The Caerphilly and Speedwell studies, third phase 10-year follow up. *Archives of Environmental Health* 54: 210-216.

Beersma DGM and Altena K 1995 Critical evaluation of the 1992 report of a field study of aircraft noise and sleep disturbance. *Newsletter of the European Sleep Research Society* 1: 5-7.

Bendat JS and Piersol AG 1971 *Random Data: Analysis and Measurement Procedures*. Wiley, New York, USA.

Beranek LL 1971 *Noise and Vibration Control*. McGraw Hill, New York, USA.

Beranek LL 1989 Balanced Noise Criterion (NCB) Curves. *Journal of the Acoustical Society of America* 86: 650-664.

Berglund B 1998 Community noise in a public health perspective In V.C. Goodwin and D.C. Stevenson (eds.) *Inter Noise 98. Sound and Silence: Setting the Balance*, Vol. 1, pp. 19-24. New Zealand Acoustical Society, Auckland, New Zealand.

Berglund B, Hassmén P, Job RFS 1996 Sources and effects of low-frequency noise. *Journal of the Acoustical Society of America*, 99: 2985-3002.

Berglund B and Lindvall T (Eds.) 1995 *Community Noise*. Document prepared for the World Health Organization. *Archives of the Center for Sensory Research*, 2: 1-195. A reprint of this document with corrections of language and references has been published in 1998. The 1995 document can be addressed on the Internet address www.who.int/peh/.

Berglund B and Nilsson ME 1997 Empirical issues concerning annoyance models for combined community noise. In F. Augustinovicz (ed.) *Inter Noise 97. Help Quiet the World for a Higher Quality Life*, Vol. 2, pp. 1053-58. Noise Control Foundation, Poughkeepsie, NY, USA.

Berglund B, Berglund U, Lindvall T 1976 Scaling loudness, noisiness and annoyance of community noise. *Journal of the Acoustical Society of America* 60: 1119-1125.

Berglund B, Berglund U, Lindberg S 1986 Loudness of impulse sound from different weapons. In R. Lutz (ed.) *Inter Noise '86*, Vol. II, pp. 815-20. Noise Control Foundation, New York, USA..

Berry BF 1995 Towards a standardised descriptor of impulsive noise caused by low-altitude

military aircraft". In R.J. Bernhard and S. Bolton (ed.) Inter Noise '95, Vol. 2, pp. 879-884. Noise Control Foundation, Poughkeepsie, NY, USA

Bishop DE and Horonjef RD 1967 Procedures for Developing Noise Exposure Forecast Areas for Aircraft Flight Operations. FAA Report DS-67-10 (August 1967), Washington DC, USA.

Blazier WE 1998 RC Mark II: A refined procedure for rating the noise of heating, ventilating, and air-conditioning (HVAC) systems in buildings. *Noise Control Engineering Journal* 45: 243-250.

Bradley JS 1978 Predictors of Adverse Human Responses to Traffic Noise. Proceedings of the ASTM Symposium on Community Noise, Kansas City, pp. 108-123.

Bradley JS 1985 Uniform derivation of optimum conditions for speech in rooms. National Research Council, Building Research Note, BRN 239, Ottawa, Canada.

Bradley JS 1986a Predictors of Speech Intelligibility in Rooms. *Journal of the Acoustical Society of America* 80: 837-845.

Bradley JS 1986b Speech Intelligibility Studies in Classrooms. *Journal of the Acoustical Society of America* 80: 846-854.

Bradley JS 1986c Optimum Conditions for Speech in Rooms. Proceedings of the 12th International Congress on the Acoustics, Paper E10-5, Toronto, Canada.

97

Bradley JS 1993 Disturbance Caused by Residential Air Conditioner Noise. *Journal of the Acoustical Society of America* 93: 1978-1986.

Bradley JS 1994a On dose response curves of annoyance to aircraft noise. In S. Kuwano (Ed.), Inter-Noise 94. Noise Quantity and Quality, Vol 1, pp. 235-38. Noise Control Foundation, Poughkeepsie, NY, USA.

Bradley JS 1994b Annoyance Caused by Constant-Amplitude and Amplitude- Modulated Sounds Containing Rumble. *Noise Control Engineering Journal* 42: 203-208.

Bradley, J.S. 1996. Determining acceptable limits for aviation noise. In F.A. Hill and R. Lawrence (eds.) Inter Noise 96, Noise Control – The Next 25 Years, Book 5, pp. 2541-46. Institute of Acoustics, St Albans, UK.

Bradley JS, Vaskor JG, Dickinson SM 1979 The Effect of Skewness and Standard Deviation on Sampling Errors for Traffic Noise. *Applied Acoustics* 12: 397-409.

Broner N and Leventhall HG 1993 A Modified PNdB for Assessment of Low Frequency Noise. *Journal of Sound and Vibration* 73: 425-444.

Brookhouser PE, Worthington DW, Kelly WJ 1992 Noise-induced hearing loss in children. *Laryngoscope* 1992; 102: 645-655.

Brown AL 1994 Exposure of the Australian population to road traffic noise. *Applied Acoustics*, 43: 169-176.

Buchta E 1996 A field study on annoyance caused by shooting noise – Determination of the penalty for various weapon calibers. . In F.A. Hill and R. Lawrence (eds.) Inter Noise 96, Noise Control – The Next 25 Years, Book 5, pp. 2495-2500. Institute of Acoustics, St Albans, UK.

Bullen RB and Hede AJ 1983 Time of Day Corrections in Measures of Aircraft Noise Exposure. *Journal of the Acoustical Society of America* 73: 1624-1630.

Burns W 1968 Noise and Man. John Murray, London, UK.

Carter NL 1996 Transportation noise, sleep, and possible after-effects. *Environment International* 22: 105-116.

Carter NL and Hunyor SN 1991 A field study of traffic noise and cardiac arrhythmia during sleep. In: Technical Papers: 4th Western Pacific Regional Acoustics Conference, pp. 165-172,

Queensland Department of Environment and Heritage, Brisbane, Australia.

Carter NL, Hunyor SN, Crawford G, Kelly D, Smith AJ 1994a Environmental noise and sleep - a study of arousals, cardiac arrhythmia and urinary catecholamines. *Sleep* 17: 298-307.

Carter NL, Ingham P, Tran K, Huynor S 1994b A field study of the effects of traffic noise on heart rate and cardiac arrhythmia during sleep. *Journal of Sound and Vibration*, 169, 221-227.

CEC 1992a Towards Sustainability: A European Community Programme of Policy and Action in Relation to the Environment and Sustainable Development. COM (92) 23 Final – Vol. II.

Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

CEC 1992b The Impact of Transport on the Environment: A Community Strategy for “Sustainable Mobility”. COM (92) 46 Final. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg..

CEC 1996. Future Noise Policy. European Commission Green Paper. COM(96) 540 Final Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Chakrabarty D, Santra SC, Mukherjee, A 1997: Status of road traffic noise in Calcutta metropolis, India. *Journal of the Acoustical Society of America* 101: 943-949.

CMD (1997) Taber’s Cyclopedic Medical Dictionary, edition 18, FA Davis Company, Philadelphia.

98

Cohen S 1980 Aftereffects of stress on human performance and social behavior: A review of research and theory. *Psychological Bulletin*, 88: 82-108.

Cohen S, Evans GW, Krantz DS, Stokols D 1980 Physiological, motivational, and cognitive effects of aircraft noise on children. *American Psychologist* 35: 231-243.

Cohen S, Evans GW, Stokols D, Krantz DS 1986 *Behavior, Health and Environmental Stress*. Plenum Press, New York.

Crocker MJ and Price AJ 1975 *Noise and Noise Control*. Volume I, CRC Press, Cleveland USA.

Daigle GA, Embleton TFW, Piercy JE 1986 Propagation of Sound In the Presence of Gradients and Turbulence Close to the Ground. *Journal of the Acoustical Society of America* 79: 613-627.

DEAT 1989 Environment Conservation Act (Act No. 73 of 1989) Noise Control Regulations, Ministry of Environmental Affairs and Tourism, Pretoria, South Africa.

DeKoning HW 1987 *Setting Environmental Standards. Guidelines for Decision-Making*. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

DIMD 1985 *Dorland's illustrated medical dictionary*, 26th edition, Saunders, Philadelphia [etc.], USA

DiMento JS 1981 Making usable information on environmental stressors: Opportunities for the research and policy communities. *Journal of Social Issues* 37:172-204.

DoTRS 1999 What is an ANEF? Commonwealth of Australia 1999, Department of Transport and Regional Services. Internet address:

<http://www.dotrs.gov.au/airports/avenv/noise/anef.htm>

Edworthy J 1998 Warning people through noise. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol. 1, pp. 147-56. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia.

Edworthy J and Adams AS 1996 *Warning Design: A Research Perspective*. Taylop and Francis, London.

EEA 1995 *Europe’s Environment. The Dobris Assessment*. D. Stanners, P. Bourdeau (Eds.), European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.

Embleton TFW and Piercy JE 1976 *Outdoor Sound Propagation Over Ground of Finite*

Impedance. *Journal of the Acoustical Society of America* 59: 267-277.

EU 1970 Council Directive on the approximation of the laws of the Member States relating to the permissible sound level and the exhaust system of motor vehicles. Directive 70/157/EEC of 6 February 1970. *Official Journal L* 42 (23.2.1970), p. 16. Amended by 73/350/EEC of 7.11.1973; *Official Journal L* 321 (22.11.1973), p. 33. Amended by 77/212/EEC of 8.3.1977; *Official Journal L* 66 (12.3.1977), p. 33. Amended by 81/334/EEC of 13.4.1981; *Official Journal L* 131 (18.5.1981), p. 6. Amended by 84/424/EEC of 03.09.1984; *Official Journal L* 238 (06.09.84) p. 31. Amended by 87/354/EEC of 3/87; *Official Journal L* 192 (11.07.87) p. 43. Amended by 89/491/EEC of 3/89; *Official Journal L* 238 (15.08.89) p. 43. Amended by 92/97/EEC of 10.11.92; *Official Journal L* 371 (19.12.92) p. 1. Amended by 96/20/EEC of 27.03.1996; *Official Journal L* 92 (13.04.96) p. 23, Brussels, Belgium.

EU 1978 Council Directive on the approximation of the laws of the Member States on the permissible sound level and exhaust system of motorcycles. Directive 78/1015/EEC of 23 November 1978. *Official Journal L* 349 (13.12.1978), p. 21, Brussels, Belgium. (Directive 78/1015/EEC is superseded by 97/24/EC, see EU 1997).

99

EU 1980 Council Directive on the limitation of noise emissions from subsonic airplanes. Directive 80/51/EEC of 20 December 1979. *Official Journal L* 18 (24.01.80) p. 26, Brussels, Belgium.

EU 1984a Council Directive on the approximation of the laws of the Member States relating to the permissible sound power level of compressors. Directive 84/533/EEC of 17 September 1984. *Official Journal L* 300 (19.11.1984), p. 123. Amended by 85/406/EEC of 11.7.1985. *Official Journal L* 233 (30.8.1985), p. 11, Brussels, Belgium.

EU 1984b Council Directive on the approximation of the laws of the Member States relating to the permissible sound power level of tower cranes. Directive 84/534/EEC of 17 September 1984. *Official Journal L* 300 (19.11.1984), p. 123. Amended by 87/405/EEC of 25.6.1987. *Official Journal L* 220 (8.8.1987) p. 60, Brussels, Belgium.

EU 1984c Council Directive on the approximation of the laws of the Member States relating to the permissible sound power level of welding generators. Directive 84/535/EEC of 17 September 1984. *Official Journal L* 300 (19.11.1984), p. 142. Amended by 85/407/EEC of 11.7.1985. *Official Journal L* 233 (30.8.1985), p. 16, Brussels, Belgium.

EU 1984d Council Directive on the approximation of the laws of the Member States relating to the permissible sound power level of power generators. Directive 84/536/EEC of 17 September 1984. *Official Journal L* 300 (19.11.1984), p. 149. Amended by 85/408/EEC of 11.7.1985. *Official Journal L* 233 (30.8.1985), p. 18, Brussels, Belgium.

EU 1984e Council Directive on the approximation of the laws of the Member States relating to the permissible sound power level of powered hand-held concrete-breakers and picks. Directive 84/537/EEC of 17 September 1984. *Official Journal L* 300 (19.11.1984), p. 156. Amended by 85/409/EEC of 11.7.1985. *Official Journal L* 233 (30.8.1985), p. 20, Brussels, Belgium.

EU 1984f Council Directive on the approximation of the laws of the Member States relating to the permissible sound power level of lawnmowers. Directive 84/538/EEC of 17 September 1984. *Official Journal L* 300 (19.11.1984), p. 171. 87. Amended by 87/ 252/EEC of 7.4.87. *Official Journal L* 117 (5.5.1987), p. 22. Amended by 88/80/EEC of 22.3.1988. *Official Journal L* 81 (26.3.1988), p. 69. Amended by 88/181/EEC of 22.3.1988. *Official Journal L* 81 (26.3.1988), p. 71, Brussels, Belgium.

EU 1986a Council Directive on the protection of workers from the risks related to exposure of

noise at work. Directive 86/188/EEC of 12.5.1986. Official Journal L 137 (24.5.1986), p. 28, Brussels, Belgium.

EU 1986b Council Directive on the limitation of noise emitted by hydraulic excavators, ropeoperated excavators, dozers, loaders and excavator-loaders. Directive 86/662/EEC of 22.12.1986 as amended by the Directive of 2.8.1989. Official Journal L 384 (31.12.1986), p. 1; L 253 (30.8.1989), p. 35, Brussels, Belgium.

EU 1986c Council Directive on airborne noise emitted by household appliances. Directive 86/594/EEC of 1.12.1986. Official Journal L 344 (6.12.1986), p. 24, Brussels, Belgium.

EU 1989 Council Directive on the limitation of noise emission from civil subsonic jet aeroplanes. Directive 89/629/EEC of 04 December 1989. Official Journal L 363 (12.12.89) p. 27, Brussels, Belgium.

EU 1996a Council Directive to adapt in the light of technical progress Directive 70/157/EEC of 6 February 1970 on the approximation of the laws of the Member States regarding permissible sound levels and exhaust systems of motor vehicles. Directive 96/20/EC of 27.03.1996. Official Journal L 92 (13.04.96) p. 23, Brussels, Belgium.

100

EU 1996b b Future Noise Policy – European Commission Green Paper. Report COM (96) 540 final. Commission of the European Communities, Brussels.

EU 1997 Directive on certain components and characteristics of two or three-wheel motor vehicles. Directive 97/24/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 1997. Official Journal L 226 1997, Brussels, Belgium.

Evans GW 1998 Motivational consequences of exposure to noise. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98), Vol. 1, pp. 311-320. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia.

Evans GW and Lepore SJ 1993 Non-auditory effects of noise on children: A critical review. Children's Environments 10: 31-51.

Evans GW and Maxwell L 1997 Chronic noise exposure and reading deficits. Environment and Behavior 29: 638-656.

Evans GW, Hygge S, Bullinger M 1995 Chronic noise and psychological stress. Psychological Science 6: 333-338.

Evans GW, Bullinger M, Hygge S 1998 Chronic noise exposure and physiological response: A prospective study of children living under environmental stress. Psychological Science 9: 75-77.

Faiz A, Sinha, K, Wals, M and Valma, A 1990: Automotive air pollution: Issues and options for developing countries. WPS 492, World Bank, Washington, USA.

Falkemark G 1997 Trafikpolitiken, makten och miljön [Traffic politics, power and the environment]. I H.B. Andersson (Red.), Trafik och miljö [Traffic and the Environment]. Kommunikationsforskningsberedningen [Swedish Transport and Communications Research Board], Stockholm, Sweden. Fechter LS 1999 Mechanisms of ototoxicity by chemical contaminants: Prospects for intervention. Noise and Health, 2: 10-27.

Fidell S and Jones G 1975 Effects of cessation of late night on an airport community. Journal of Sound and Vibration, 42:411-427.

Fidell S, Barber, DS, Schultz TJ 1991 Updating a dosage-effect relationship for the prevalence of annoyance due to general transportation noise. Journal of the Acoustical Society of America 89: 221-233.

Fidell S, Pearsons K, Tabachnick B, Howe R, Silvati L, Barber DS 1995a Field study of

noiseinduced

sleep disturbance. *Journal of the Acoustical Society of America* 98 (2 PART 1): 1025-1033.

Fidell S, Howe R, Tabachnick BG, Pearsons KS, Sneddon MD 1995b Noise-induced sleep disturbance in residences near two civil airports. NASA Contractor Report 198252, NASA Langley Research Center, Hampton VA, USA.

Fidell S, Howe R, Tabachnick B, Pearsons K, Silvati L, Sneddon M, Fletcher E 1998 Field studies of habituation to change in night-time aircraft noise and of sleep motility measurement methods. BBN Report 8195, BNN Systems and Technologies Corporation, Canogan Park, California, USA.

Fidell S, Pearsons K, Howe R et al. 1994 Noise-induced sleep disturbance in residential settings. BNN Report 7932. BNN Systems and Technologies Corporation, Canoga Park, California, USA.

Fields JM 1986 Cumulative Airport Noise Exposure Metrics: An Assessment of Evidence for Time-of-Day Weightings. US FAA Report, DOT/FAA/EE-86/10, United States Federal Aviation Administration, Washington D.C., USA.

101

Fields JM 1990 A quantitative summary of non-acoustical variables' effects on reactions to environmental noise. In: *Noise Con 90*, pp. 303-308. Noise Control Foundation, Poughkeepsie, NY, USA.

Fields JM 1993 Effects of personal and situational variables on noise annoyance in residential areas. *Journal of the Acoustical Society of America* 93: 2753-2763.

Fields JM 1994 A Review of an Updated Synthesis of Noise/Annoyance Relationships. NASA Contractor Report 194950, National Aeronautics and Space Administration, Langley Research Center, Hampton, VA, USA.

Fields JM 1998 Reactions to environmental noise in an ambient noise context in residential areas. *Journal of the Acoustical Society of America* 104: 2245-2260.

Fields JM, de Jong RG, Brown AL, Flindell IH, Gjestland T, Job RFS, Kurra S, Lercher P, Schuemer-Kors A, Vallet M, Yano M 1997 Guidelines for reporting core information from community noise reaction surveys. *Journal of Sound and Vibration* 206: 685-695.

Fields JM, de Jong RG, Flindell IA, Gjestland T, Job R.S, Kurra S, Schuemer-Kors,A, Lercher P, Vallet M, Yano T 1998 Recommendation for shared annoyance questions in noise annoyance surveys. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98.)*, Vol. 1, pp. 481-86. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia.

Finegold LS, Harris CS, von Gierke HE 1994. Community annoyance and sleep disturbance: Updated criteria for assessing the impacts of general transportation noise on people. *Noise Control Engineering Journal*, 42: 25-30.

Finegold LS, von Gierke HE, McKinley RL, and Schomer PD 1998 Addressing the effectiveness of noise control regulations and policies In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol. 2, pp. 719-24. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia.

Finegold LS, von Gierke HE, Schomer PD, Berry BF 1999 Proposal for monitoring worldwide noise exposure and assessing the effectiveness of noise exposure policies and noise control technologies. In: J. Cuschieri, S. Glegg, Yan Yong (eds.) *Internoise 99 – The 1999 International Congress on Noise Control Engineering*, 6-8 December 1999, Fort Lauderdale, Florida, USA, pp. 1917-1922.

Finke H-O 1980 Akustische Kennwerte für die Messung und Beurteilung von

Gerauschimmissionen und deren Zusammenhang mit der subjektiven Gestörtheit. Dissertation of Technical University, Braunschweig, Germany.

Flindell IH and Stallen, PJM 1999 Non-acoustical factors in environmental noise. *Noise and Health* 3: 11-16.

Florentine M, Buus S, Poulsen T 1996. Temporal integration of loudness as a function of level. *Journal of the Acoustical Society of America*, 99, 1633-44.

Ford RD 1987 Physical assessment of transportation noise. In P.M. Nelson (ed.) *Transportation Noise Reference Book*. Butterworth, London, UK.

Franks JH 1998 Preventing noise-induced hearing loss: A perspective view from the next millennium. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98.)*, Vol. 1, pp. 11-16. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia..

Freeman K 1984 *Mental Health and the Environment*. Churchill Livingstone, London, UK.

French NR and Steinberg JC 1947 Factors governing the intelligibility of speech sounds. *Journal of the Acoustical Society of America* 19:90-119.

Gjestland T, Liasjo K, Granoien I, Fields JM 1990 Response to Noise Around Oslo Airport Fornebu. ELAB-RUNIT Report No. STF40 A90189, Trondheim, Norway.

102

Globus G, Friedmann J, Cohen H, Pearsons SK, Fidell S 1974 The effects of aircraft noise on sleep electrophysiology as recorded in the home. In: *Noise as a Public Health Problem*. US Environmental Protection Agency, Report EPA 550/9-73.008, pp. 587-591, Washington DC, USA.

Goldstein M 1994 Low-frequency components in complex noise and their perceived loudness and annoyance. *Arbete & Haelsa* 1994: 2 (Work and Health; Scientific Journal of the National Institute of Occupational Health, Solna, Sweden).

Gottlob D 1995 Regulations for community noise. *Noise/News International*, December 1995, pp.223-236.

Griefahn B 1977 Long-term exposure to noise. Aspects of adaptation, habituation and compensation. *Waking and Sleeping*, 1:383-386.

Griefahn B 1990a Präventivmedizinische Vorschläge für den nächtlichen Schallschutz [Proposal for protection against noise during night from the point of view of preventive medicine]. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 37: 7-14.

Griefahn B 1990b Sleeping in noisy environments: effects, limits and preventative measures. In: JA Horne (ed) *Sleep 1990*, pp. 391-93, Pontenagel Press, Bochum, Germany.

Griefahn B, Mehnert P, Moehler U, Schuemer-Kohrs A, Schuemer R 1996 Design of a field study on the effects of railway noise and road traffic noise. In F.A. Hill and R. Lawrence (eds.) *Inter Noise 96. Noise Control – The Next 25 Years*, Book 4, pp. 2183-88. Institute of Acoustics, St Albans, UK.

Griefahn B, Deppe C, Mehnert P, Moog R, Moehler U, Schuemer R 1998 What nighttimes are adequate to prevent noise effects on sleep? In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol. 2, pp. 445-450. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia.

Griffiths ID 1983 Review of Community Response to Noise. In G. Rossi, (ed.), *Noise as a Public Health Problem*, Vol. 2, pp. 1031-1047. Milano, Italy: Centro Ricerche e Studi Amplifon.

Guski R 1987 *Lärm–Wirkungen unerwünschter Geräusche*. Huber, Bern, Switzerland.

Haines M, Stansfeld SA, Job RFS, Berglund B 1998 Chronic aircraft noise exposure and child cognitive performance and stress. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol. 1, pp. 329-336. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney,

Australia.

Hall FL, Birnie SE, Taylor SM, Palmer JE 1981 Direct Comparison of Community Response to Road Traffic Noise and to Aircraft Noise. *Journal of the Acoustical Society of America* 70: 1690-1698.

Hall FL, Taylor SM, Birnie SE 1985 Activity interference and noise annoyance. *Journal of Sound and Vibration* 103: 237-252.

Halpern D 1995 *Mental Health and the Built Environment. More than Bricks and Mortar?* Taylor and Francis Ltd, London, UK.

Hanner P and Axelsson A 1988 Acute acoustic trauma. *Scandinavian Audiology* 17: 57-63.

Harris CM 1991 *Handbook of Acoustical Measurements and Noise Control*. Mc Graw Hill, New York, USA.

Hasan S and Beg MHA 1994 Noise induced hearing loss in industrial workers of Karachi. *Pakistan Journal of Otolaryngology* 10: 200-205.

Hasan S and Zaidi SH 1997 The prevalence of noise induced hearing loss in industrial (textile) workers of Karachi. Thesis, University of Karachi, Karachi, Pakistan.

103

HCN 1994 *Noise and Health*. Publication No. 1994/15E, Health Council of the Netherlands, The Hague, Netherlands.

HCN 1997 *Assessing noise exposure for public health purposes*. Publication no. 1997/23E, Health Council of the Netherlands, Rijswijk, Netherlands.

Hede A 1998a Environmental noise regulation: A public policy perspective. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol. 2, pp. 687-96. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia.

Hede, A 1998b: Towards a normative model of public policy for environmental noise, *Acoustics Australia*, 26, 95-100.

Hellström PA, Dengerink HA, Axelsson A 1992 Noise levels from toys and recreational articles for children and teenagers. *British Journal of Audiology*, 26: 267-270.

Hetu Rand Fortin M 1995 Potential risk of hearing damage associated with exposure to highly amplified music. *Journal of the American Academy of Audiology* 6: 378-386.

Hobson JA 1989 *Sleep*. Scientific American Library, W.H. Freeman and Co, New York, NY, USA.

Holmes G, Singh B.R. and Theodore L. 1993. *Handbook of environmental management and technology*. Wiley, New York.

Horne JA, Pankhurst FL, Reyner LA, Hume K, Diamond ID 1994 A field study of sleep disturbance: Effects of aircraft noise and other factors on 5,742 nights of actimetrically monitored sleep in a large subject sample. *Sleep* 17: 146-159.

House ME 1987 *Measurement and Prediction of Aircraft Noise*. In P.M. Nelson (ed.) *Transportation Noise Reference Book*, Butterworth, London.

Houtgast T 1981 The Effect of Ambient Noise on Speech Intelligibility in Classrooms. *Applied Acoustics* 14: 15-25.

Houtgast T and Steeneken, HJM. 1983. Experimental verification of the STI: A valid basis for setting indoor noise level criteria. In G. Rossi (ed.), *Noise as a Public Health Problem*. Vol. 1, pp. 477-487, Centro Ricerche e Studi Amplifon, Milano, Italy.

Houtgast T and Steeneken JM 1985 A Review of the MTF Concept in Room Acoustics and Its Use for Estimating Speech Intelligibility in Auditoria. *Journal of the Acoustical Society of America* 77: 1069-1077.

Humes LE, Dirks DD, Bell TS, Ahlstrom C, Kincaid GE 1986 Application of the Articulation

Index and the Speech Transmission Index to the recognition of speech by normal-hearing and hearing-impaired listeners. *Journal of Speech Hearing Research*, 29:447-462.

Hygge S, Evans GW, Bullinger M 1996 The Munich airport noise study: Cognitive effects on children from before to after the change over of airports. In F.A. Hill and R. Lawrence (eds.) *Inter Noise 96. Noise Control – The Next 25 Years*, Vol. 5, pp. 2189-92. Institute of Acoustics, St Albans, UK.

Hygge S, Jones DM, Smith AP 1998 Recent developments in noise and performance. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol. 1, pp. 321-28, Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia.

ICAO 1993 International Standards and Recommended Practices: Environmental Protection. Annex 16, Volume I: "Aircraft Noise". Annex 16 (Chapter 2 and 3) to the Convention on International Civil Aviation. International Civil Aviation Organization, [Air Navigation (Noise Certification) Order 1990 -Statutory Instrument 1514], Montreal, Canada.

IEC 1979 Sound Level Meters. IEC Publication 651, International Electrotechnical Commission, Geneva, Switzerland.

104

IEC 1988 Sound system equipment, part 16: The objective rating of speech intelligibility in auditoria by the RASTI method. IEC Publication 268-/6, International Electrotechnical Commission, Geneva, Switzerland.

IEH 1997. The Non-Auditory Effects of Noise. IEH Report R10, Institute for Environment and Health, Leicester, UK.

Irle M 1975 Is aircraft noise harming people? In M. Deutsch and H.A. Hornstein (eds.), *Applying Social Psychology*, pp. 115-138, Erlbaum, Hillsdale, NJ. USA.

Ising H and Günther T 1997 Interaction between noise-induced stress and magnesium losses: relevance for long-term health effects. In F. Augustinovicz (ed.), *Inter Noise 97. Help Quiet the World for a Higher Quality Life*, Vol. 2, pp. 1099-1104. Noise Control Foundation, Poughkeepsie, NY, USA.

Ising H, Babisch W, Kruppa B 1998 Acute and chronic noise stress as cardiovascular risk factors. Federal Environmental Agency, Berlin, Germany.

Ising H, Babisch W, Gandert J, Scheuermann B 1988 Hörschäden bei jugendlichen Berufsanfängern

aufgrund von Freizeidlärm und Musik. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung*, 35:35-41.

Ising H, Hanel J, Pilgramm M et al. 1994 Gehörschadensrisiko durch Musikhören mit Kopfhörern. *Hals-Nasen-Ohren* 1994; 42:764-8.

ISO 1975a Acoustics-Method for Calculating Loudness Level. ISO-532-1975 (E), International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

ISO 1975b Acoustics-Preferred Frequencies for Measurements. International Standard ISO 266-1975 (E), International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland

ISO 1978 Laboratory Measurement of Airborne Sound Insulation of Building Elements – Part V, Field Measurements of Airborne Sound Insulation of Façade Elements and Facades”, International Standard ISO-140/V, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

ISO 1982 Acoustics – Description and measurement of environmental noise – Part 1: Basic quantities and procedures. International Standard ISO 1996-1, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

ISO 1987a Acoustics-Normal Equal Loudness Contours. International Standard ISO 226-1-1987 (E), International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

ISO 1987b Acoustics – Description and measurement of environmental noise – Part 3: Application to noise limits. International Standard ISO 1996-3:1987(E), International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

ISO 1990 Acoustics–Determination of occupational noise exposure and estimation of noise-induced

hearing impairment. International Standard ISO 1999, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

ISO 1994 Quality systems -- Model for quality assurance in production, installation and servicing. International Standard ISO 9002, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

ISO 1995 Laboratory Measurement of Airborne Sound Insulation of Building Elements – Part III: Laboratory Measurements of Airborne Sound Insulation of Building Elements.

International Standard ISO-140/III, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland .

ISO 1996a Acoustics – Rating of Sound Insulation in Buildings and of Building Elements – Part 1: Airborne Sound Insulation. International Standard ISO 717-1, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

105

ISO 1996b Environmental management systems - specification with guidance for use.

International Standard ISO 14001, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

ISO 1996c Environmental management systems - general guidelines on principles, systems and supporting techniques. International Standard ISO 14004, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

ISO 1998 Measurement of Sound Insulation In Buildings and of Building Elements – Part VI: Laboratory Measurements of impact sound insulation of floors. International Standard ISO-140/VI, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

Jansen G 1986 Zur “erheblichen Belästigung” und “Gefährdung” durch Lärm. Zeitschrift für Lärmbekämpfung 33:2-7.

Jansen G 1987 Verkehrslärmwirkungen bei besonderen Personengruppen. Zeitschrift für Lärmbekämpfung 34: 152-156.

Jansen G 1998 Health concepts and noise effects. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98), Vol. 2, pp. 697-702. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia.

Jansen G and Gottlob D 1996 Requirements for the protection against outdoor noise in various countries with respect to standardization and regulations. In F.A. Hill and R. Lawrence (eds.) Inter Noise 96. Noise Control – The Next 25 Years, Book 6, pp. 3343-3346. Institute of Acoustics, St Albans, UK.

Jenkins LM, Tarnopolsky A, Hand DJ 1981 Psychiatric admissions and aircraft noise from London Airport: Four-year, three hospitals' study. Psychological Medicine 11: 765-782.

Job RFS 1988 Community response to noise: A review of factors influencing the relationship between noise exposure and reaction. Journal of the Acoustical Society of America 83: 991-1001.

Job RFS 1993 Psychological factors of community reaction to noise. In M. Vallet (ed.) Noise as a Public Health Problem, Vol. 3, pp. 48-59, INRETS - Institut National de REcherche sur les Transports et leur Sécurité, Arcueil, France.

Job RFS 1996 The influence of subjective reactions to noise on health effects of the noise.

Environment International 22: 93-104.

Kabuto M and Suzuki S 1976 A trial measurement of individual noise exposure by time-zone in a day. Japanese Journal of Industrial Health, 18: 17-22.

Kabuto M, Ohtsuka R, Suzuki S 1978 Measurement and evaluation of individual noise exposure level of Tokyo metropolitan commuters in railroad cars above ground and in subways. Japanese Journal of Public Health, 2: 59-63.

Kageyama T, Kabuto M, Nitta H, Kurokawa Y, Taira K, Suzuki S, Takemoto T 1997 A populations study on risk factors for insomnia among adult Japanese women: A possible effect of road traffic volume. Sleep 20: 963-971.

Kastka J, Buchta E, Ritterstaedt U, Paulsen R, Mau U 1995 The long term effect of noise protection barriers on the annoyance response of residents. Journal of Sound and Vibration, 184: 823-852.

Katz J. (ed.) 1994 Handbook of Clinical Audiology. Fourth edition, Williams and Wilkins Baltimore, ML, USA.

Kerry G, Lomax C, and James DJ 1997 Assessment and Relevance of methods for calculating onset rate of low altitude flight noise. In F. Augustinovicz (ed.), Inter Noise 97. Help Quiet 106

the World for a Higher Quality Life, vol. 3, pp. 1227-30. Noise Control Foundation, Poughkeepsie, NY, USA.

Kjellberg A, Goldstein M, and Gamberale F 1984 An Assessment of dBA for Predicting Loudness and Annoyance of Noise Containing Low Frequency Components. Journal of Low Frequency Noise and Vibration 3: 10-16.

Klæboe R, Kolbenstvedt M, Lercher P, and Solberg S 1998 Changes in noise reactions—Evidence for an area-effect? In V.C. Goodwin and D.C. Stevenson (eds.) Inter Noise 98. Sound and Silence: Setting the Balance, Vol. 2, pp. 1133-36. New Zealand Acoustical Society, Auckland, New Zealand.

Koelega HS (ed.) 1987 Environmental Annoyance: Characterization, Measurement, and Control. Elsevier, Amsterdam, Netherlands.

Kremer L 1950 Die Wissenschaftliche Grundlagen der Raumakustik. Band III, Hirzel Verlag, Leipzig

Kryter KD 1959 Scaling Human Reaction to the Sound from Aircraft. Journal of the Acoustical Society of America 31: 1415-1429.

Kryter KD 1994 The Handbook of Noise and Hearing. Academic Press, San Diego, CA, USA.

Kutscheidt E 1989 Rechtsprobleme bei der Bewertung von Geräuschmissionen. Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 3:193-199.

Kuwano S, Namba S, and Mizunami T 1998 The effect of noise on the effort to sleep. In V.C. Goodwin and D.C. Stevenson (eds.) Inter Noise 98. Sound and Silence: Setting the Balance, Vol. 2, pp. 1083-1086. New Zealand Acoustical Society, Auckland, New Zealand.

Lara Sáenz A and Stephens RWB (eds.) 1986 Noise Pollution. Wiley, Chichester, UK.

Lambert J and Vallet M 1994 Study Related to the Preparation of a Communication on a Future EC Noise Policy. INRETS LRN Report No. 9420, INRETS - Institut National de REcherche sur les Transports et leur Sécurité, Bron, France.

Lang J 1986 Assessment of noise impact on the urban environment, A study on noise prediction models, Environmental Health Series 9, Regional Office for Europe, World Health Organization, Copenhagen, Denmark.

Lang J 1995 Noise abatement regulations and strategies. In: Noise - Selected presentations of an Informal Regional Consultation Meeting on Noise Pollution, 2-5 September 1991, Amman,

Jordan, Eastern Mediterranean Regional Office, Regional Centre for Environmental Health Activities (CEHA), Amman, Jordan.

Lang WW 1999 Is noise policy a global issue, or is it a local issue? In: J. Cuschieri, S. Glegg, Yan Yong (eds.) *Internoise 99 – The 1999 International Congress on Noise Control Engineering*, 6-8 December 1999, Fort Lauderdale, Florida, USA, pp. 1939-1943.

Large JB and House ME 1989 The effect on aviation noise of the single European market. In G.C. Maling, Jr. (ed.), *Inter-Noise 89*, Vol. 1, pp. 695-700, Noise Control Foundation, Poughkeepsie, NY, USA.

Lazarus H 1990 New methods for describing and assessing direct speech communication under disturbing conditions. *Environment International* 16: 373-392.

Lazarus H 1998 Noise and communication: The present state. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol. 1, pp. 157-162. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia.

Lercher P 1996 Environmental noise and health: An integrated research perspective. *Environment International* 22: 117-129.

107

Lercher P 1998a Context and coping as moderators of potential health effects in noise-exposed persons. In D. Prasher and L. Luxon, (Eds.), *Advances in Noise Series. Vol. I: Biological Effects*, pp. 328-335, Whurr Publishers, London, UK.

Lercher P 1998b Deviant dose-response curves for traffic noise in “sensitive areas”? In V.C. Goodwin and D.C. Stevenson (eds.) *Inter Noise 98. Sound and Silence: Setting the Balance*, Vol. 2, pp. 1141-1144. New Zealand Acoustical Society, Auckland, New Zealand.

Lercher P, Stansfeld SA, Thompson SJ 1998 Non-auditory health effects of noise: Review of the 1993-1998 period. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol. 1, pp. 213-220. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia.

Lindemann HE, van der Klaauw MM, Platenburg-Gits FA 1987 Hearing acuity in male adolescents at the age of 17 – 23 years. *Audiology* 26: 65-78.

Lindvall T and Radford EP (eds.) 1973 Measurement of annoyance due to exposure to environmental factors. *Environmental Research* 6:1-36.

London Charter 1999 Charter on Transport, Environment and Health. Final version prepared following the Fourth Preparatory Meeting on “Transport, environment and Health, Vienna, 15-17 March 1999. EUR/ICP/EHCO 02 02 05/9 Rev.4 - 09009 – 16 June 1999. Regional Office for Europe, European Centre for Environment and Health, Rome Division, World Health Organization, Rome, Italy. Internet address: http://www.who.it/london_conference/teh.htm.

Lutman ME and Haggard MP (eds.) 1983 *Hearing Science and Hearing Disorders*. Academic Press, London, UK.

Mage, D and Walsh, M 1998: Case studies from cities around the world. In: *Urban Traffic Pollution*, eds. D. Schwela and O. Zali, E & Spon, London, UK.

Maschke C 1992 *Der Einfluss von Nachtlärm auf den Schlafverlauf und die Katecholaminausscheidung*. Technische Universität, Berlin, Germany.

Maschke C, Arndt D, Ising H, et al. 1995 *Nachtfluglärnwirkungen auf Anwohner*. DFGForschungsbericht

Gr. 452/8-2. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Germany.

Miedema HME 1987 Annoyance from Combined Noise Sources. In H. S. Koelega (ed.), *Environmental Annoyance: Characterization, Measurement and Control*, pp. 313-320, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

Miedema HME 1993 Response Functions for Environmental Noise. In M. Vallet (ed.) *Noise as a*

Public Health Problem, Vol. 3, pp. 428-433, INRETS - Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité, Arcueil Cedex, France.

Miedema HME 1996 Quantification of Annoyance Caused by Environmental Noise and Odor. TNO, Leiden, Netherlands.

Miedema HME, Vos H 1998 Exposure response functions for transportation noise. *Journal of the Acoustical Society of America* 104: 3432-3445.

Miller JD 1978 General psychological and sociological effects of noise. In E.C. Carterette and M.P. Friedman (eds.), *Handbook of Perception*. Vol. VI: Hearing (pp. 641-676). Academic Press, New York NZ, USA.

Moehler U Community response to railway noise: A review of social surveys. *Journal of Sound and Vibration* 120: 321-332.

Molino JA 1974 Equal aversion levels for pure tones and 1/3 octave bands of noise. *Journal of the Acoustical Society of America* 55: 1285-1289.

National Environment Board of Thailand 1990 Air and noise pollution in Thailand 1989, Bangkok.
108

NRC-CNRC 1994 NEF Validation Study. (2) Review of Aircraft Noise and its Effects. Contract Report A-1505.5 (Final). Institute for Research in Construction, Ottawa, Canada.

OECD 1991 Fighting Noise in the 1990's. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, France.

OECD 1993 Environmental Data Compendium. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, France.

OECD-ECMT. 1995. Urban Travel and Sustainable Development. European Conference of Ministers of Transport, Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, France.

Öhrström E 1993a Research on noise and sleep since 1988: Present state. In M. Vallet (ed.), *Noise as a Public Health Problem*, Vol. 3, pp. 331-338, INRETS - Institut National de REcherche sur les Transports et leur Sécurité, Arcueil, France.

Öhrström, E. 1993b. Effects of low levels of road traffic noise during night. . In M. Vallet (ed.), *Noise as a Public Health Problem*, Vol. 3, pp. 359-366, INRETS - Institut National de REcherche sur les Transports et leur Sécurité, Arcueil, France.

Öhrström E 1997 Effects of exposure to railway noise—A comparison between areas with and without vibration. *Journal of Sound and Vibration* 205, 555-560.

Öhrström E, Björkman M 1988 Effects of noise-disturbed sleep—A laboratory study on habituation and subjective noise sensitivity. *Journal of Sound and Vibration* 122: 277-290.

Öhrström E, Skånberg AB 1996 A field survey on effects of exposure to noise and vibrations from railway traffic. Part I: Annoyance and activity disturbance effects. *Journal of Sound and Vibration* 193: 39-47.

Ollerhead JB, Jones CJ, Cadoux RE, Woodley A, Atkinson BJ, Horne JA, Pankhurst F, Reyner L, Hume KI, Van F, Watson A, Diamond I, Egger P, Holmes D, McKean J 1992 Report of a Field Study of Aircraft Noise and Sleep Disturbance. Department of Transport, London, UK.

Pankhurst FL and Horne JA 1994 The influence of bed partners on movement during sleep. *Sleep* 17: 308-315.

Passchier-Vermeer W 1991 Noise from toys and the hearing of children. NIPG-TNO Report 91.032, TNO Institute of Preventive Health Care, Leiden, Netherlands.

Passchier-Vermeer W 1993 Noise and Health. The Hague: Health Council of the Netherlands. [Publication No A93/02E, review prepared by TNO Institute of Preventive Health Care,

Leiden]

Passchier-Vermeer W 1994 Sleep disturbance due to night-time aircraft noise. Leiden: TNO-PG Report 94.077, TNO Institute of Preventive Health Care, Leiden, Netherlands.

Passchier-Vermeer, W 1996. Effects of noise and health. Chapter 3 of a report on Noise and Health prepared by a committee of the Health Council of The Netherlands. Noise/News International: 137-150.

Passchier-Vermeer W and Rövekamp AJM 1985 Verband tussen gehoorschade en de sociale handicap door een verminderd hoorvermogen bij groepen personen die tijdens hun werk aan lawaai zijn geëxponeerd. In: Passchier-Vermeer W, et al. Preventie gehoorschade door lawaai. Voordrachten ter gelegenheid van het 10-jarig jubileum van NVBA, pp.185-202.

NIPG-TNO Institute of Preventive Health Care, Leiden, Netherlands.

Passchier-Vermeer W and Zeichart K Vibrations in the living environment. TNO-PG Report 98.030, TNO Institute of Preventive Health Care, Leiden, Netherlands.

Passchier-Vermeer W, Vos H, Steenbekkers JHM 1998 Popmusic through headphones and hearing loss. Report 98.036, TNO Institute of Preventive Health Care, Leiden, Netherlands. 109

Paulsen R and Kastka J 1995 Effects of combined noise and vibration on annoyance. Journal of Sound and Vibration 181: 295-314.

Pearsons KS 1998 Awakening and motility effects of aircraft noise. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98), Vol. 2, pp. 427-32. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia.

Pearsons KS, Barber DS, Tabachnick BG, Fidell S 1995 Predicting noise-induced sleep disturbance. Journal of the Acoustic Society of America 97: 331-338.

Pearsons KS 1996 Recent field studies in the United States involving the disturbance of sleep from aircraft noise. In F.A. Hill and R. Lawrence (eds.) Inter Noise 96. Noise Control – The Next 25 Years, Book 5, pp. 2271-2276. Institute of Acoustics, St. Albans, UK.

Persson K and Björkman M 1988 Annoyance due to Low Frequency Noise and the Use of the dBA Scale. Journal of Sound and Vibration 127: 491-497.

Plomp R 1986 A signal to noise ratio model for the speech-reception threshold of the hearing impaired. Journal of Speech and Hearing Research 29: 146-152.

Prasanchuk S (1997) Noise pollution. Its effect on health and hearing – Thailand as a case study. Presentation at the PDH Informal Consultation on the Prevention of Noise-induced Hearing Loss, 28-30 October 1997, WHO/PDH/98.5. World Health Organization, Geneva.

Razi MS, Jafer S, Hillier V, Zaidi SH, Newton V 1995 Causes of bilateral hearing loss in school children. Pakistan Journal of Otolaryngology 11: 68-86.

Reyner LA and Horne JA 1995 Gender- and age-related differences in sleep determined by home-recorded sleep logs and actimetry from 400 adults. Sleep 18: 127-134.

Ronnebaum T Schulte-Fortkamp B Weber R 1996 Synergetic effects of noise from different sources: a literature study. In F.A. Hill and R. Lawrence (eds.), Inter Noise 96. Noise Control – The Next 25 Years, Vol. 6, pp. 2241-2246. Institute of Acoustics, St. Albans, UK.

SABS 1994 Code of practice for the measurement and rating of environmental noise with respect to annoyance and speech communication (third revision). South African Bureau of Standards publication No. 0103, Pretoria, South Africa.

SABS 1996 Code of practice for calculating and predicting road traffic noise. South African Bureau of Standards publication No. 0210, Pretoria, South Africa.

SABS 1998 Code of practice for methods for environmental noise impact assessments. South African Bureau of Standards publication No. 0328, Pretoria, South Africa.

Salter L 1988 *Mandated Science: Science and Scientists in the Making of Standards*. Kluwer, Dordrecht, Netherlands.

Sandberg U (ed.) 1995 *The effects of regulations on road vehicle noise*. Report by the International Institute of Noise Control Engineering Working Party, *Noise News International* 6: 85-113.

Sandberg U 1999 *Abatement of traffic, vehicle and tire/road noise – the global perspective*. In: J. Cuschieri, S. Glegg, Yan Yong (eds.) *Internoise 99 – The 1999 International Congress on Noise Control Engineering*, 6-8 December 1999, Fort Lauderdale, Florida, USA, pp. 37-42.

Sargent JW and Fothergill LC 1993 *The noise climate around our homes*. Information Paper 21/93, Building Research Establishment, Garston, UK.

Scharf B 1970 *Critical bands*. In J.V. Tobias (ed.), *Foundations of Modern Auditory Theory*, Vol. 1, pp. 157-202. Academic Press, New York, NY, USA.

Scharf B and Hellman R 1980 *How Best to Predict Human Response to Noise on the Basis of Acoustic Variables*. In J.V. Tobias, G. Jansen and W.D. Ward (eds.) *Noise as a Public Health Problem*, ASHA Report no. 10, pp. 475-487, Rockville, MD, USA.

110

Schulz TJ 1978 *Synthesis of Social Surveys on noise annoyance*. *Journal of the Acoustical Society of America*, 64: 377-405.

Schwela D 1998. *WHO Guidelines on Community Noise*. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol. 2, pp. 475-480. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia.

Smith AW 1998 *The World Health Organisation and the prevention of deafness and hearing impairment caused by noise*. *Noise and Health* 1: 6-12.

Smith AP 1990 *Noise, performance efficiency and safety*. *International Archive of Occupational and Environmental Health* 62: 1-5.

Smootenburg GF 1998 *Effects of impulse noise on man*. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol. 1, pp. 1-10, Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia.

Smootenburg GF and Goldstein-Brouwers WG 1986 *Spreaakverstaan in relatie tot het toonaudiogram bij slechthorendheid ten gevolge van lawaai*. IZF-TNO Report 1986 C-17, Soesterberg, Netherlands.

Stanners D and Bordeau P (Eds.) 1995 *Europe's Environment the Dobris Assessment*. Noise and radiation, pp.359-374, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.

Stansfeld SA 1992 *Noise, noise sensitivity and psychiatric disorder: Epidemiological and psychological studies*. *Psychological Medicine, Monograph Suppl. 22*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Stansfeld SA, Gallacher J, Babisch W, Shipley S 1996. *Road traffic noise and psychiatric disorder: prospective findings from the Caerphilly Study*. *British Medical Journal* 313: 266-267.

Stevens SS 1972 *Perceived level of noise by Mark VII and decibels (E)*. *Journal of the Acoustical Society of America* 51: 575-601.

Struwe F, Jansen G, Schwarze S, Schwenzer C, Nitzsche M 1996 *Untersuchung von Hörgewohnheiten und möglichen Gehörrisiken durch Schalleinwirkungen in der Freizeit unter besonderer Berücksichtigung des Walkman-Hörens*. Düsseldorf: Institut für Arbeitsmedizin der Heinrich-Heine-Universität. In B. Babissch, G. Bambach, H. Ising, B. Kruppa, P. Plath, E. Rebentisch, F. Struwe *Gehörgefährdung durch laute Musik und Freizeitlärm*, pp. 44 - 154. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des

Umweltbundesamtes, Berlin, Germany.

Tafalla RJ and Evans GW 1997 Noise, physiology and human performance: The potential role of effort. *Journal of Occupational Health Psychology* 2: 148-155.

Tempest W (ed.) 1985 *The Noise Handbook*. Academic Press, London, UK.

ten Wolde T 1998 European Commission's future noise policy. In V.C. Goodwin and D.C. Stevenson (eds.) *Inter Noise 98. Sound and Silence: Setting the Balance*, Vol. 3, pp. 1719-1722. New Zealand Acoustical Society, Auckland, New Zealand.

Thiessen GJ 1978 Disturbance of sleep by noise. *Journal of the Acoustical Society of America*, 64: 216-222.

Thompson SJ 1996 Non-auditory health effects of noise: an updated review. In F.A Hill and R. Lawrence (eds.) *Inter Noise 96. Noise Control – The Next 25 Years*, Vol. 4, pp. 2177-2182. Institute of Acoustics, St. Albans, UK.

UNCED 1992 Agenda 21. United Nations Conference on Environment and Development, Conches, Switzerland.

111

US EPA. 1974. Information on levels of environmental noise requisite to protect public health and welfare with an adequate margin of safety. Report EPA 550/9-74.004, US Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.

Vallet M 1996 *Caractéristiques et indicateurs de la gêne due au bruit des avions*. Synthèse. INRETS LRN Report No. 29, Institut National de REcherche sur les Transports et leur Sécurité, Arcueil, France.

Vallet M 1998 Sleep disturbance by noise: Recent orientations. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol. 2, pp. 421-26, Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia.

Vallet M and Vernet I 1991 Night aircraft noise index and sleep research results. In A. Lawrence (ed.), *Inter-Noise 91. The Cost of Noise*, Vol. 1, pp. 207-210. Noise Control Foundation, Poughkeepsie, NY, USA.

Vallet M, Gagneux J-M, Clairet JM, Laurens JF, Letisserand D 1983 Heart rate reactivity to aircraft noise after a long-term exposure. In G. Rossi (ed.), *Noise as a Public Health Problem*, Vol. 2, pp. 965-971, Centro Ricerca e Studi Amplifon, Milano, Italy.

van den Berg M 1996 Noise management in the Netherlands. *Noise and Vibration*, September 1996, 11-12.

van Hees O 1992 *Gehoorafwijkingen bij beroepsmusici*. Thesis, GUA, Amsterdam, Netherlands.

Vaskor JG, Dickinson SM, Bradley JS 1979 Effect of Sampling on the Statistical Descriptors of Traffic Noise. *Applied Acoustics* 12: 111-124.

Vernon JA, Moller AR (Eds.) 1995 *Mechanisms of Tinnitus*. Allyn and Bacon, Needham Heights, Ma, USA.

von Gierke HE 1975 Noise – How Much is Too Much? *Noise Control Engineering Journal* 5: 24-34.

von Gierke HE and Harris CS 1987 Annoyance Response to Military Flight Operations and the Development of Standard Criteria for Community Annoyance. In H.S. Koelega (ed.), *Environmental Annoyance, Characterization, Measurement and Control*, pp. 257-269, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

Vos, J 1992 Annoyance caused by simultaneous impulse, road-traffic and aircraft sounds: a quantitative model. *Journal of the Acoustical Society of America* 91: 3330-45.

Vos J 1996 Annoyance caused by impulse sounds produced by small, medium-large, and large firearms. In F.A Hill and R. Lawrence (eds.) *Inter-Noise 96. Noise Control – The Next 25*

- Years, Book 5, pp. 2231-36. Institute of Acoustics, St. Albans, UK.
- Warren CHE 1972 The sonic boom exposure effects 1.2: The sonic boom-generation and propagation. *Journal of Sound and Vibration* 20: 485-497.
- WCED 1987 *Our Common Future*. World Commission on Environment and Development The Brundtland Commission, Oxford University Press, Oxford UK.
- Westman JC and Walters JR 1981 Noise and stress. A comprehensive approach. *Environmental Health Perspectives* 41: 291-309.
- WHO 1980a Noise. Environmental Health Criteria Document No. 12. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- WHO 1980b. Glossary on Air Pollution. WHO Regional Office of Europe, Series No. 9, World Health Organization, Copenhagen, Denmark.
- WHO 1993 The Environmental Health Criteria Document on Community Noise. Report on the Task Force Meeting, Düsseldorf, Germany, 24-28 November 1992. WHO Regional Office for Europe, Report EUR/HFA Target 24, World Health Organization, Copenhagen, Denmark.
- 112
- WHO 1994 Assessing human health risks of chemicals: Derivation of guidance values for health-based exposure limits. Environmental Health Criteria No. 170, World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- WHO 1995a Concern for Europe's Tomorrow – Health and the Environment in the WHO European Region. WHO European Centre for Environment and Health. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart, Germany.
- WHO 1995b Noise - Selected presentations of an Informal Regional Consultation Meeting on Noise Pollution, 2-5 September 1991, Amman, Jordan, Eastern Mediterranean Regional Office, Regional Centre for Environmental Health Activities (CEHA), Amman, Jordan.
- WHO 1998 Air Management Information System. AMIS CD ROM, 2nd edition. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Zaidi SH 1998 Current status and future trends of deafness and hearing impairment in the Tropics. *Pakistan Journal of Otolaryngology* 14: 38-45.
- Zaidi SH 1999 An epidemiological study of hearing impairment in the Himalayan territories of Pakistan. *Hearing International Newsletter* 8: 1-4.
- Zeichart K 1998 Kombintorische Wirkungen von Bahnlärm und Bahnerschütterungen. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 45: 7-16.
- Zwicker E 1960 Ein Verfahren zur Berechnung der Lautstärke. *Acustica* 10: 304-308.
- Zwicker E 1989 On the dependence of unbiased annoyance on loudness. In G. Maling Jr. (ed.) *Inter Noise 89*, Vol. 2, pp. 809-14. Noise Control Foundation, Poughkeepsie, NY, USA.