

RASKAAN LIIKENTEEN MELUPÄÄSTÖ

Sirpa Jokinen, Erkki Björk

Kuopion yliopisto, ympäristötieteiden laitos
PL 1627, 70211 KUOPIO
sjokinen@hytti.uku.fi, erkki.bjork@uku.fi

1 JOHDANTO

Tieliikennemelu on huomattavin ympäristömelun lähde. Suomessa tieliikenteen aiheuttamalla melualueilla asuu lähes miljoona ihmistä. Raskaan liikenteen melupäästö on huomattava tekijä tieliikennemelussa varsinkin öisin, jolloin raskaan liikenteen osuus kaikesta liikenteestä kasvaa muun liikenteen vähentyessä [1]. Yöllä raskaan liikenteen osuus voi olla aamuyön tunteina jopa 30 %, kun se päivällä on noin 10 % kaikesta tieliikenteestä [2].

Ajoneuvon melupäästöön eniten vaikuttaa ajoneuvon nopeus ja massa [3]. Ajoneuvon melupäästö koostuu voimansiirto-, vierintä- ja aerodynaamisesta melusta. Voimansiirtomeluun kuuluu moottorista ja voimansiirrosta peräisin oleva melu, vierintämeluun kuuluu renkaista ja muista voimansiirtomeluun kuulumattomista lähteistä kuten ilmanvastuksesta aiheutuva melu. Voimansiirtomelu on hallitseva raskailla ajoneuvoilla 70 km/h nopeuteen saakka, jota suuremmilla nopeuksilla vierintämelu hallitsee [4]. Aerodynaaminen melu tulee merkittäväksi vasta hyvin suurilla nopeuksilla (120 km/h), joten se ei ole merkittävä tekijä raskaiden ajoneuvojen melupäästöissä [5].

Kuorma-autojen yleensä kuusisylinterinen moottori aiheuttaa 80 Hz:n palotaajuuden. Rengasmelu aiheuttaa suurimman melutasonsa noin 1 kHz:n taajuudella riippuen ajoneuvon nopeudesta ja renkaan kuvioinnista [4]. Koska moottorimelu hallitsee matalilla ja rengasmelu korkeilla taajuuksilla, hallitseva äänilähteen korkeus on 0,5 m alle 500 Hz:n taajuuksilla ja 0 m yli 500 Hz:n taajuuksilla [6].

Tässä tutkimuksessa selvitettiin raskaan ajoneuvon melupäästön ominaisuuksia kuten melupäästön äänenpainetasoa 10 metrin etäisyydellä, taajuusspektriä, suuntaavuusominaisuuksia ja kapeakaistaisuutta.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

Raskaiden ajoneuvojen melupäästöä mitattiin valtatie numero 17 varrella, joka oli päällystetty SMA 0-16 pinnoitteella vuonna 2002, Jännevirralla kesällä 2004. Raskaaksi ajoneuvoksi tässä tutkimuksessa luokiteltiin puoli- ja täysperävaunulliset kuorma-autot. Melupäästömittauksia tehtiin 67 raskaasta ajoneuvosta. Mittauspaikan läheisyydessä olleesta liikenteen automaattisesta mittausjärjestelmästä (LAM-järjestelmä) saatiin ajoneuvon nopeustieto nopeusluokittelua varten: $80 = x < 85$ 19 kpl, $85 = x < 90$ 33 kpl ja $90 = x < 95$ 12 kpl.

Ajoneuvojen akselilukumäärät laskettiin mittausten yhteydessä akselilukumäärän mukaista luokittelua varten: 3 akselia 3 kpl, 4 akselia 0 kpl, 5 akselia 6 kpl, 6 akselia 13 kpl, 7 akselia 30 kpl ja 8 akselia 15 kpl. Myös kuormauksesta tehtävissä olevat päätelmät kirjattiin mittausten yhteydessä. Kuormattuja tukkirekkoja kirjattiin mittauspöytäkirjaan 3 kappaletta ja kuormaamattomia samoin 3 kappaletta.

Melupäästön mittaus suoritettiin Nordtestin metodin [7] mukaisesti. Mittaukset tehtiin pääosin 10 tai 14 metrin etäisyydeltä (ajosuunnasta ja -kaistasta riippuen). Joitakin mittauksia tehtiin myös 20 tai 24 metrin etäisyydeltä. Mikrofonit asetettiin 0,2 ja 4 metrin korkeuteen 10 metrin etäisyydellä ja 1,4 ja 4 metrin korkeuteen 20 metrin etäisyydellä.

Ajoneuvon melupäästö mitattiin viisi kertaa mittausetäisyyden pituiselta matkalta kumpaankin suuntaan ohituskohdalta yhden sekunnin keskiäänitasoina $L_{eq,1s}$. Tulosten laskennassa huomioitiin hajaantumisvaimeneminen ja kalibrointikorjaus. Tulokset normeerattiin 10 metriin yhtälön 1 mukaisesti, jossa d on etäisyys mittauspisteen ja äänilähteen välillä.

$$L_{10m} = L_{eq,1s} + 20 * \log(d/10) \quad (1)$$

Etäisyyden laskennassa huomioitiin ajoneuvon nopeus, mittausetäisyys ja mikrofonin korkeus. Äänilähteen oletettiin sijaitsevan tienpinnan tasossa rengasmelun hallitsevuuden vuoksi maantieajonopeuksilla. Melupäästö laskettiin viisi kertaa mittausetäisyyden pituista matkaa ohituskohdalta kumpaankin suuntaan vastaavista viidestä etäisyyskorjatusta sekunnin äänitasosta energiakeskiarvona. Lopullinen melupäästö ($L_{f,10m}$) saatiin mittauskorkeuksien terssikaistoittaisista maksimitasoista.

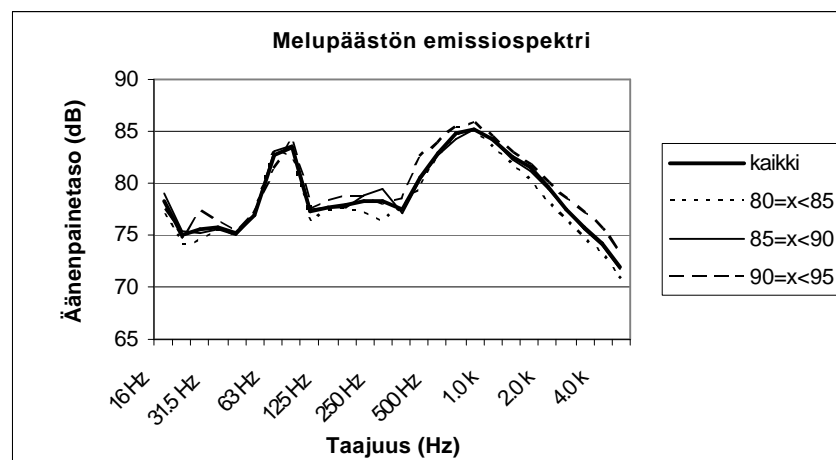
Mittaustuloksia verrattiin myös Pohjoismaisen tieliikennemelumallin [8] antamiin tuloksiin sekä Harmonoisen [9] laskentamallin tuloksiin. Harmonoisen malliin verrattaessa omat tulokset muutettiin äänitehotasoiksi yhtälön 2 mukaisesti, jossa r on 10 metriä.

$$L_W = L_{10m} + 10 * \log(2pr^2/1) \quad (2)$$

Melun kapeakaistaisuutta tutkittiin 47 ajoneuvosta ISO:n standardiluonnoksen [10] mukaisesti.

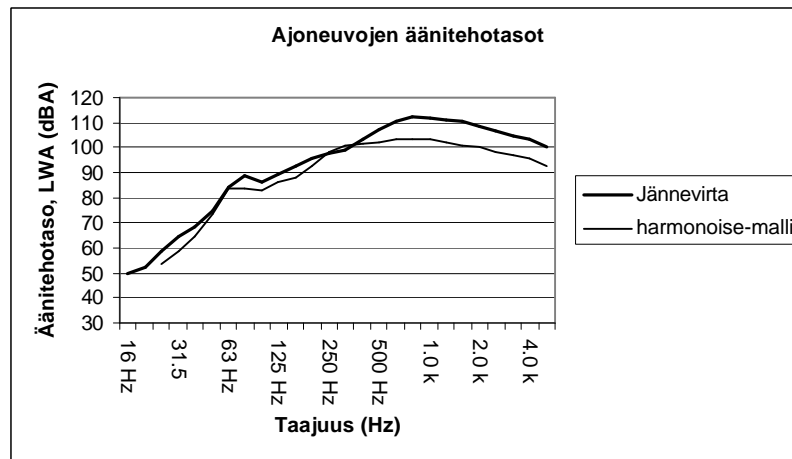
2.2 Tulokset

Kaikkien mitattujen raskaiden ajoneuvojen A-painotetuksi ääniemissioksi 10 metrin etäisyydellä saatiin 91,6 dBA. Kuvassa 1 esitetään kaikkien raskaiden ajoneuvojen sekä nopeusluokkien melupäästö terssikaistoittain 10 metrin etäisyydellä.



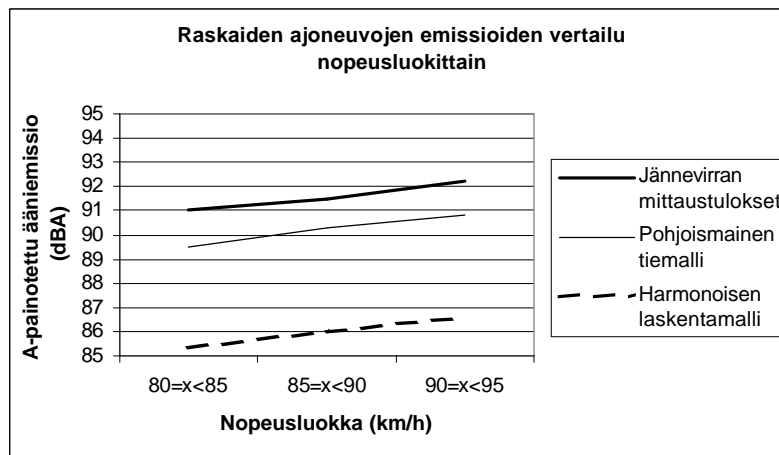
Kuva 1. Raskaiden ajoneuvojen melupäästö sekä nopeuden mukainen luokittelu 10 metrin etäisyydellä taajuuden funktiona.

Kuvassa 2 verrataan omia mittaustuloksia Harmonoisen laskentamallin antamiin raskaan ajoneuvon äänitehotasoihin terssikaistoittain.



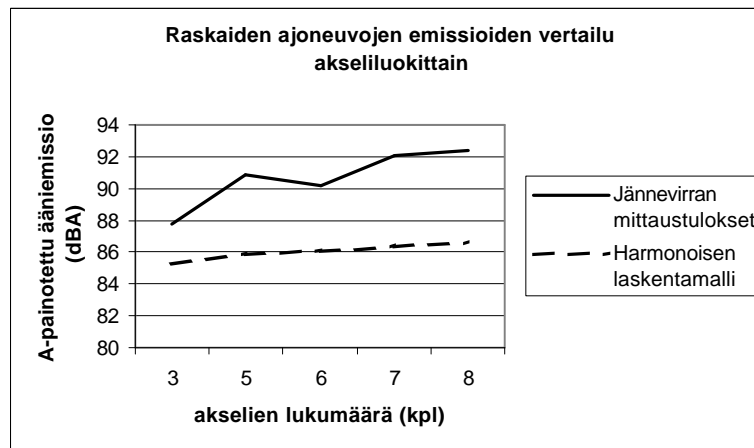
Kuva 2. Raskaan ajoneuvon äänitehotasot A-painotettuina omien mittausten ja Harmonoisen mallin mukaan taajuuden funktiona.

Raskaan ajoneuvon A-painotettu ääniemissio 10 metrin etäisyydellä nopeusluokittain omien mittaustulosten sekä Pohjoismaisen tieliikennemelun laskentamallin ja Harmonoisen mallin mukaan esitetään kuvassa 3. Nopeusluokan vaikutus emissiotasoon testattiin varianssianalyysillä. Nopeuden vaikutus ei ollut tilastollisesti merkitsevää.



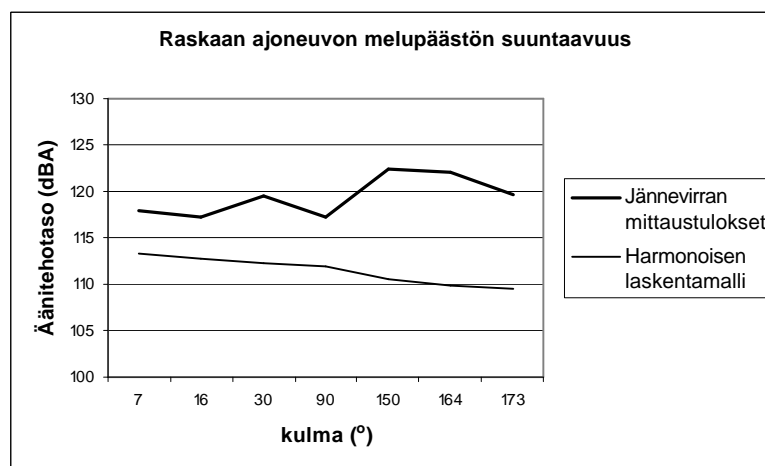
Kuva 3. Pohjoismaisen mallin, Harmonoisen mallin ja omien mittaustulosten nopeusluokkien ääniemissioiden vertailu 10 metrin etäisyydellä.

Kuvassa 4 esitetään raskaan ajoneuvon A-painotettu ääniemissio 10 metrin etäisyydellä akseliluokittain Harmonoisen laskentamallin ja omien mittaustulosten mukaan. Akselilukumäärän vaikutus melupäästöön testattiin varianssianalyysillä. Vaikutus oli tilastollisesti erittäin merkitsevää. Akseliluokkien emissioiden energiakeskiarvoista lasketun trendiviivan yhtälö on: $L_{A,10m} = 1,03x + 87,6$, missä x on akselien lukumäärä.



Kuva 4. Harmonoisen laskentamallin ja omien mittaustulosten akseliluokkien ääniemissioiden vertailu 10 metrin etäisyydellä.

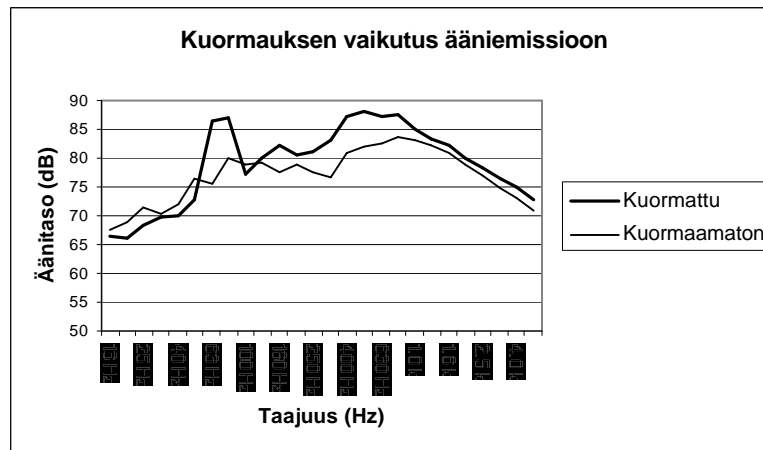
Raskaiden ajoneuvojen suuntaavuutta omien mittausten ja Harmonoisen mallin perusteella kuvataan kuvassa 5. Kulma 90° on kohtisuoraan mittauspisteeseen oleva kulma.



Kuva 5. Raskaan ajoneuvon melupäästön suuntaavuus.

Kapeakaistaisuutta löytyi 21 % mitatuista raskaan ajoneuvon melupäästöistä. Keskimääräiseksi kapeakaistaisuus korjaukseksi ajoneuvoille, joiden melussa kapeakaistaisuutta esiintyi, saatiin 2,3 dB.

Tukkirekkojen keskimääräinen A-painotettu emissiotaso kuormatuilla ajoneuvoilla oli 93,7 dBA ja kuormaamattomilla 90,4 dBA 10 metrin etäisyydelle normeerattuna. Kuvassa 6 esitetään kuormattujen ja kuormaamattomien ajoneuvojen emissiotasot taajuuskaistoittain. Kuormauksen vaikutusta melupäästöön testattiin t-testillä. Kuormaus vaikuttaa tilastollisesti merkitsevästi melupäästöön.



Kuva 6. Kuormattujen ja kuormaamattomien tukkirekkojen emissiotasot taajuuskaistoittain 10 metrin etäisyydelle normeerattuna.

3 POHDINTAA

Raskaan ajoneuvon melupäästö oli mittauksissamme noin 1,5 dBA korkeampi kuin pohjoismaisella mallilla laskettuna ja noin 5,5 dBA korkeampi kuin Harmonoisen mallilla laskettuna. Pohjoismaisella mallilla ei voida laskea ko. suuruusluokan raskaiden ajoneuvojen melupäästöä, joten ero selittyyneen ajoneuvojen kokoerolla. Harmonoisen mallin ja omien mittaustulostemme raskaan ajoneuvon terssispektrit eroavat. Harmonoisen mallin mukainen spektri on laskettu 7 akseliselle 90 km/h ajavalle ajoneuvolle, joka vastaa keskimääräistä mittaamaamme ajoneuvoa. Korkeilla taajuuksilla, jotka ovat seurausta vierintämelusta, Harmonoisen malli antaa noin 10 dB matalampia tasoja kuin mittausedamme. Ero Harmonoisen tuloksiin näyttäisi johtuvan lähinnä vierintämelun erosta. Suomessa nastarenkaiden karheuttama tie on selvästi meluisampaa.

Nopeuden kasvun vaikutus melupäästöön on mittaustemme mukaan samaa suuruusluokkaa kuin pohjoismaisella ja Harmonoisen mallilla laskettuna. Akselien lukumäärän vaikutus melupäästöön oli mittaustemme mukaan selvästi suurempaa kuin Harmonoisen mallilla laskettuna. Tämäkin selittyyneen suomalaisen tienpinnan suuremmalla karheudella ja sen kautta vierintämelun suuremmalla merkityksellä raskaan liikenteen melupäästöön. Vierintämelu lisääntyy luonnollisesti akseli- ja rengasluvun lisääntyessä.

Harmonoisen mallin mukaan raskaat ajoneuvot ovat eteenpäin suuntaavia, kun taas omien mittaustulostemme perusteella ajoneuvot ovat taaksepäin voimakkaammin suuntaavia kuin eteenpäin. Morin ja kumppaneiden [10] mukaan ajoneuvo on voimakkaimmin suuntaava 45 asteen kulmassa. Tämän tutkimuksen tuloksissa on näkyvillä samanlainen suuntaavuus. Myös keilavaikutuksen (horn effect) äänitasoa madaltava vaikutus 90 asteen kulmassa näkyy selvästi tuloksissamme.

Raskaiden ajoneuvojen kapeakaistaisuuden vaikutusta tieliikennemelun häiritsevyyteen arvioitaessa laskettiin tieliikennemelun äänitehotasot Pohjoismaisen tieliikennemelumallin avulla raskaille (118,7 dBA) ja kevyille ajoneuvoille (111,2 dBA) 90 km/h ajonopeudella. Yöaikaan raskaiden ajoneuvojen kapeakaistaisuus lisää tieliikennemelun aiheuttamaa äänitehotasoa 0,5 dBA, kun oletetaan että kevyillä ajoneuvoilla ei esiinny kapeakaistaisuutta ja raskaita ajoneuvojen osuus on 30 % kaikesta liikenteestä.

Ajoneuvon kuormaaminen vaikutti erityisesti voimansiirtomeluun. Kuormaamattomilla ajoneuvoilla voimansiirtomelun aiheuttamaa piikkiä taajuusspektrissä ei ollut havaittavissa. Myös vierintämelu oli selvästi alhaisempi kuormaamattomilla ajoneuvoilla. Vierintämelun huippu oli hieman suuremmilla taajuuksilla kuormaamattomilla kuin kuormatuilla ajoneuvoilla. A-painotettu emissiotaso oli kuormaamattomilla ajoneuvoilla 3,3 dBA pienempi kuin kuormatuilla ajoneuvoilla.

LÄHTEET

1. SURVO K & HÄNNINEN O, Altistuminen ympäristömelulle Suomessa. Suomen ympäristö, Ympäristönsuojelu 241, Helsinki 1998.
2. BJÖRK E & LAITINEN J, Tieliikennemelun emissio valtatie viidellä Sorsasalossa, Kuopion yliopisto, Ympäristötieteiden laitos, 1991.
3. PARMANEN J, Meluisten ajoneuvojen yksilöinti. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, tiedotteita 1361. Espoo 1992.
4. LAHTI T, Ympäristömelun arviointi ja torjunta. Ympäristöopas 101. Ympäristöministeriö. Ympäristönsuojeluosasto, Helsinki 2003.
5. BJÖRK E, Meluntorjunta. Kuopion yliopisto, ympäristötieteiden laitos, Kuopion yliopiston painatuskeskus, 1997.
6. JONASSON H & SANDBERG U & BLOKLAND G & EJSMONT J & WATTS G & LUMINARI M, Work Package 1.1; Source modelling of Road Vehicles. HAR11TR-040210-SP10, 2004.
7. NORDTEST, Nordtest Method, NT ACOU 109, 2001.
8. YMPÄRISTÖMINISTERIÖ, Tieliikennemelun laskentamalli, Ympäristöministeriön ympäristönsuojelijaoston ohje 6/1993.
9. HARMONOISE, Source modelling of road vehicles, Technical report, HAR11TR – 041210 – SP10, 2004
10. ISO COMMITTEE DRAFT: Acoustics – Description, measurement and assessment of environmental noise – Part 2: Determination of environmental noise levels. ISO/CD 1996-2, 2001.
11. MORI Y & FUKUSHIMA A & UESAKA K & OHNISHI H, Noise Directivity of Vehicles on Actual Road, *Internoise 1999*, 1: 209-212.