

ENVIRONMENTÁLNY HLUK A JEHO VPLYV NA ZDRAVIE OBYVATEĽSTVA

*Jana JURKOVIČOVÁ, Ľubica ARGALÁŠOVÁ, Alexandra FILOVÁ,
Katarína HIROŠOVÁ, Martin SAMOHÝL, Ľudmila ŠEVČÍKOVÁ*

ABSTRAKT

Hluk patrí v súčasnosti k najrozšírenejším škodlivinám životného a pracovného prostredia. Vážnym problémom sa stáva v posledných rokoch s významným rozvojom priemyslu a dopravy. Cieľom práce bolo zhodnotiť trendy hlukovej záťaže vybraných skupín obyvateľstva (2 864 respondentov v priemernom veku $22,7 \pm 1,5$ rokov) v bratislavskej aglomerácii v intervale 20 rokov a riziko vplyvu expozície environmentálnemu hluku na zdravie vybraných populačných skupín v urbanizovanom prostredí v hlučnej a kontrolnej oblasti s využitím validizovanej metodiky subjektívneho hodnotenia annoyance a psychosociálnej pohody, ako aj metódy objektivizácie priamym meraním hladín hluku pomocou analyzátora zvuku s modulom pre frekvenčnú analýzu. Okrem stupňa celkovej annoyance (rozmrzenosti, mrzutosti) sme v súbore 659 respondentov v priemernom veku $22,8 \pm 1,6$ rokov sledovali aj iné nesluchové účinky dopravného hluku, s cieľom zhodnotiť vzťah hlukovej expozície k elevácií hodnôt systolického a diastolického krvného tlaku, k hladinám krvných lipidov, ako aj k celkovému skóre kardiovaskulárneho rizika. Zistili sme kontinuálny nárast záťaže dopravným hlukom v sledovaných časových intervaloch za hranicou zdravotne rizikového pásma, nárast hodnoty rizík obťažovania dopravným hlukom a interferencie s viacerými aktivitami v exponovanej skupine.

Skóre celkového relatívneho kardiovaskulárneho rizika podľa modelu SCORE bolo signifikantne vyššie v exponovanej skupine aj po adjustácií na skresľujúce faktory.

Kľúčové slová : *hluk, nesluchové účinky, annoyance, kardiovaskulárne riziko*

ÚVOD

Ochrana životného prostredia je v súčasnosti jednou z najaktuálnejších úloh ľudstva. Z hľadiska ochrany zdravia človeka tvoria fyzikálne faktory v životnom prostredí veľmi pestrú problematiku a ich závažnosť vyplýva najmä zo skutočnosti, že vplývajú na veľké populačné skupiny a sú potenciálnym rizikom aj pre ďalšie generácie.

Približne od polovice minulého storočia rast hladín hluku ako sprievodný jav technického pokroku začal predstavovať vážny problém nielen pracovného, ale aj životného prostredia. Hluk sa stal jedným z kontaminantov a najčastejšie pôsobiacou noxou životného prostredia. Vážnym problémom sa stáva v posledných desaťročiach, s významným rozvojom priemyslu a dopravy. Dnes už možno hovoriť o tzv. akustickom smogu alebo znečistení ovzdušia hlukom (noise pollution).

Medicína skúmala negatívny vplyv hluku na organizmus človeka z rozličných hľadísk. Najviac prepracované je poškodenie sluchového sensorického orgánu a tu je aj škodlivý účinok hluku ako izolovaného faktora najlepšie dokázaný a najdlhšie známy. Hluk má však významné účinky aj na mnohé ďalšie funkcie ľudského organizmu, ktoré sú výsledkom stimulácie vegetatívneho nervového systému, retikulárnej formácie a kôrových a podkôrových mozgových centier – sú to nesluchové, resp. nešpecifické účinky.

Najviac sú preskúmané účinky na vegetatívne a endokrinné funkcie. Objavujú sa a trvajú počas celého pôsobenia hluku na organizmus a po jeho odznení rozličnou rýchlosťou vymiznú.

Vznikajú reflexne, ich vznik nezávisí od subjektívneho vnímania hluku, ale skôr od stavu vegetatívneho tonusu organizmu. Pri svojom častom, opakovanom alebo dlhodobom trvaní nie sú pre organizmus bezvýznamné či neškodné. Po hlukových podnetoch sa zaznamenali zmeny krvného tlaku, pulzovej a dychovej frekvencie, zmeny na ekg, somatomotorické reakcie, hluk významne ovplyvňuje spánok, psychické funkcie, interferuje s rečovou komunikáciou (Jurkovičová, Ághová, 1990, 1998).

Hluková záťaž populácie predstavuje až v 60 % hluk z mimopracovného prostredia, pričom najrozšírenejším a súčasne najrušivejším hlukom v sídelných aglomeráciách je hluk z dopravy. Pôsobí bez časového obmedzenia na všetky časti populácie (deti, chorí, starší ľudia) a má spolu so znečisteným ovzduším a pasívnym fajčením najvýznamnejší vplyv na zdravie populácie (Fritschi a kol., 2011; Hänninen, Knol, 2011).

Najvšeobecnejšou a najčastejšou reakciou obyvateľstva na hluk je rozmrzenosť (annoyance), ktorú možno definovať ako pocit nespokojnosti, mrzutosti, nepokoja alebo podráždenosti spôsobený určitým zvukom (Ouis, 2001). Vzniká ako reakcia na rušenie rozličných aktivít, komunikácie, koncentrácie, odpočinku, spánku a sprevádzajú ju negatívne pocity (zlosť, nespokojnosť, odpor, podráždenosť), dôsledkom čoho môžu vzniknúť rozličné psychosomatické poruchy. Stupeň celkovej rozmrzenosti (annoyance), spolu s citlivosťou na hluk (tzv. noise sensitivity) sa často využíva ako indikátor expozície hluku vo vzťahu k jeho nesluchoovým účinkom (Berglund a kol., 2000; Fields a kol., 2001; Fritschi a kol., 2011).

Podľa najnovších poznatkov a prehľadov epidemiologických štúdií možno považovať hluk aj za jeden z rizikových faktorov kardiovaskulárnych ochorení. Okrem zvyšovania tlaku krvi dochádza aj k zvyšovaniu hladín krvných lipidov, čo sa môže neskôr prejavíť manifestnými ochoreniami (hypertenzia, koronárna artériová choroba) (Babisch 2002, 2006; Belojevič, Sarič-Tanaškovič 2002; Niemann, Maschke, 2004; Jarup a kol. 2005; Sobotová a kol., 2008, 2010).

Výsledky experimentálnych a epidemiologických sledovaní vzťahu hluku v životnom prostredí k zdravotnému stavu obyvateľstva slúžia ako základ pre manažment rizika hlukovej expozície a tvorbu celosvetových limitných odporúčaní.

CIEĽ

Cieľom práce bolo sledovať trendy hlukovej záťaže vo vybraných lokalitách Bratislavy v časovom intervale 20 rokov (1999 – 2009).

Ďalším cieľom bolo zhodnotiť a metodicky zvládnuť hodnotenie rizika vplyvu environmentálneho hluku na zdravie vybraných populačných skupín v urbanizovanom prostredí s využitím najnovších poznatkov a metód environmentálnej epidemiológie, zhodnotiť dynamiku zmien výskytu rizikových faktorov chronických ochorení vo vybranom súbore a ich vzťah k expozícií environmentálnemu hluku, predovšetkým hluku z cestnej dopravy.

Okrem stupňa celkovej annoyance (rozmrzenosti) bolo cieľom zhodnotiť aj vzťah hlukovej expozície k elevácií systolického a diastolického krvného tlaku, k hladinám krvných lipidov, ako aj k predikčnému modelu skóre kardiovaskulárneho rizika používanom v oblasti preventívnej kardiológie.

METÓDY

Využili sme metódu objektivizácie hlukovej záťaže obyvateľstva priamym meraním hladín hluku pomocou analyzátora zvuku s modulom pre frekvenčnú analýzu, ako aj validizovanú metodiku subjektívneho hodnotenia annoyance a psychosociálnej pohody. Hodnotili sme ekvivalentné hladiny hluku (L_{Aeq}), maximálne a minimálne hladiny hluku (L_{Amax} , L_{Amin}) a trendy hlukovej záťaže v dvoch oblastiach Bratislavy:

Exponovanú oblasť tvorila lokalita pri hlavnej dopravnej tepne s koľajovou dopravou v blízkosti diaľničného mosta, kde bol podľa strategickej hlukovej mapy bratislavskej aglomerácie (Hluková mapa) indikátor celkového obťažovania $L_{dvn} = 66$ dB. Kontrolnú oblasť tvorila tichá lokalita s vysokou zeleňou, mimo hlavných cestných ťahov, kde bol indikátor $L_{dvn} = 54$ dB. Na meranie hluku sme použili štandardnú meraciu techniku Brüel-Kjaer (integrujúci zvukomer 2230 s nastaveným váhovým filtrom A, neskôr ručný analyzátor zvuku typu 2250 so softvérom pre frekvenčnú analýzu BZ 7223 s nastaveným váhovým filtrom A). Meracie stanovišťa boli vo vonkajšom priestore vo vzdialenosti 2 metre od fasády budovy s výškou mikrofónu 1,2 metra nad zemou, vo vzdialenosti 7,5 metra od osi krajného dopravného prúdu. Sústredili sme sa na sledovanie indikátorov $L_{deň}$ (hlukový indikátor obťažovania počas dňa 6.00 – 18.00 h), $L_{večer}$ (indikátor obťažovania počas večera 18.00 – 22.00 h) a L_{noc} (hlukový indikátor rušenia spánku 22.00 – 6.00 h).

Subjektívne rušenie, obťažovanie a rozmrzenosť spôsobenú hlukom (annoyance) sme hodnotili pomocou autorizovaného Dotazníka o obťažovaní hlukom. Pri hodnotení annoyance v komparatívnej štúdií za obdobie rokov 1989 – 1999 sme použili klasickú trojstupňovú hodnotiacu škálu odpovedí na rušenie dopravným hlukom (0 = neruší, 1 = ruší trochu, 2 = ruší) (Ághová a kol., 1992; Sobotová a kol., 2001), v ďalšom období (roky 2004 – 2009) sme využili možnosti hodnotenia obťažovania hlukom pomocou

päťstupňovej hodnotiacej škály odpovedí na rušenie dopravným hlukom (0 = neruší, 1 = ruší trochu, 2 = ruší, 3 = ruší veľmi, 4 = ruší extrémne). Informácie od respondentov sme získavali formou priameho osobného rozhovoru, návratnosť dotazníka bola 90 %.

Pre účely hodnotenia vzťahu hlukovej záťaže a celkového kardiovaskulárneho rizika sme merali pokojový tlak krvi digitálnou metódou pomocou certifikovaného prístroja Omron podľa odporúčaní Európskej hypertenziologickej spoločnosti za štandardných podmienok. Ako hraničné kritériá sme stanovili optimálne hodnoty pre hladinu systolického tlaku krvi < 120 mmHg a diastolického tlaku krvi < 80 mmHg (Mancia a kol., 2007).

Hladinu celkového cholesterolu (CHOL), HDL-cholesterolu a triacylglycerolov (TAG) v krvi sme stanovili pomocou automatu REFLOTRON, ktorý je určený najmä na hromadné skríningové vyšetrenia vybraných skupín obyvateľstva. Ide o maximálne šetrnú a rýchlu mikrometódu (z kapilárnej krvi). Hladinu LDL-cholesterolu sme vypočítali podľa Friedewaldovho vzorca, vypočítali sme aj aterogénne indexy CHOL/HDL-CHOL) a log TAG/HDL-CHOL (Dobiášová, 2004).

Na výpočet celkového relatívneho kardiovaskulárneho rizika sme využili model SCORE, ktorý je určený pre mladých a zdravých jedincov s nízkym absolútnym rizikom. Na stanovenie rizika sa využívajú nasledovné faktory: fajčenie, hodnota systolického krvného tlaku a hladina celkového cholesterolu v krvi. V našom súbore sme použili hranicu 3 % a viac ako riziková (Perk a kol., 2012).

Štatisticko-epidemiologické spracovanie je založené na bivariantnej, stratifikovanej a multivariantnej analýze (mnohonásobnej logistickej regresii). Riziká vplyvu expozície dopravnému hluku na annoyance (odds ratio, Mantel-Haenszelovo vážené odds ratio s 95 % intervalom spoľahlivosti) sme vypočítali pomocou bivariantnej a stratifikovanej analýzy metódou kalkulácie rizika.

Vplyv expozície dopravnému hluku na skóre kardiovaskulárneho rizika v sledovanom súbore sme zhodnotili pomocou bivariantnej a multivariantnej analýzy. Použili sme metódu kalkulácie a odhadu rizika – odds ratio pri 95 % intervale spoľahlivosti. Pomocou stratifikovanej analýzy sme vypočítali Mantel-Haenszelovo vážené odds ratio a pomocou mnohonásobnej logistickej regresie adjustované odds ratio. Na štatistickú analýzu súborov sme použili programové balíky Epi Info 6.04, Epi Info™ 2007, SPSS 15 a S-Plus 6.0.

SÚBORY

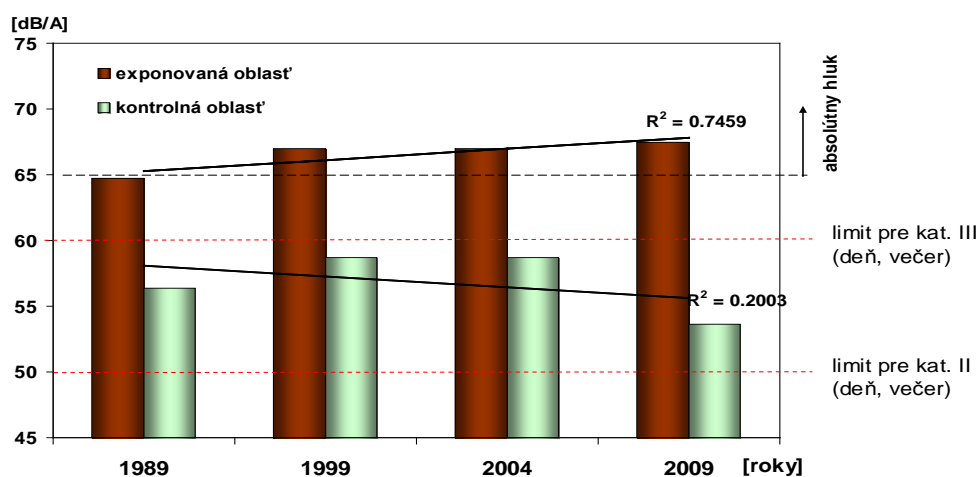
Sledovali sme vybrané skupiny populácie – mladých a zdravých jedincov, vysokoškolských študentov (spolu $n = 2\,864$, v priemernom veku $22,7 \pm 1,5$ rokov, 40 % mužov), ktorí tvorili homogénnu vzorku populácie vzhľadom na vek, vzdelanie, zdravotný stav a životný štýl. V hlučnej lokalite bývalo 1 125 respondentov, v tichej 1 739 respondentov.

Probandi sa signifikantne odlišovali pohlavím (vyššie percento žien v exponovanej skupine), prevalenciou fajčenia (vyššia prevalencia fajčenia v exponovanej oblasti), vzťahom k hlukovej expozícii, dĺžke pobytu v danej lokalite, v orientácii okien do hlučnej alebo tichej ulice. Signifikantne sa neodlišovali vekom, konzumáciou alkoholických nápojov (destilátov) a indexom telesnej hmotnosti BMI ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$).

V štúdiu objektívneho a subjektívneho hodnotenia hlukovej expozície vo vzťahu ku kardiovaskulárnemu riziku bolo v sledovanom súbore 659 probandov v priemernom veku $22,83 \pm 1,56$ rokov (36,9 % mužov). V exponovanej lokalite bývalo 280 respondentov, v kontrolnej 379 respondentov.

VÝSLEDKY

V exponovanej lokalite boli ekvivalentné hladiny zvuku L_{Aeq} v celom sledovanom období v pásme absolútneho hluku podľa Lehmannovej intenzitnej stupnice – nad 65 dB (A). Maximálne hladiny zvuku L_{Amax} dosahovali až $84 \pm 6,4$ dB (A). Ekvivalentné hladiny zvuku v exponovanej oblasti kontinuálne narastali (s najväčším nárastom v rokoch 1989 – 1999) a vysoko prekračovali prípustné hodnoty dané národnou a európskou legislatívou (obr. 1). Sledovanie dynamiky hladín zvuku v priebehu 24 hodín poukázalo na kontinuálny charakter hluku v dennom, večernom aj v nočnom časovom intervale. Sledovanie hladín zvuku so zvláštnym zreteľom na večerné časové pásma poukázalo na nárast najmä v tomto časovom intervale, keď hluk pôsobí obzvlášť obťažujúco.

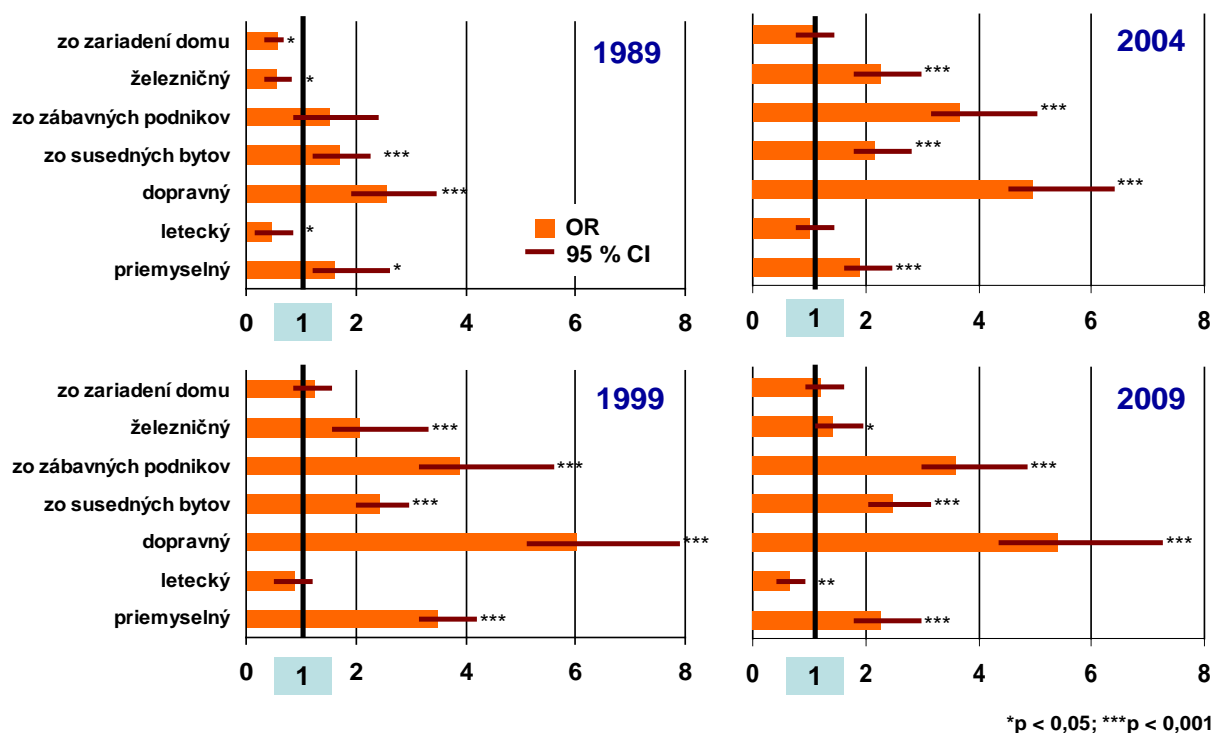


Obr. 1 Ekvivalentné hladiny hluku v exponovanej a kontrolnej oblasti v rokoch 1989 – 2009 a ich porovnanie s limitnými hodnotami (Vyhláška MZ SR č. 549/2007)

V roku 1989 v exponovanej oblasti respondentov najviac rušil hluk z dopravy, zo susedných bytov a z priemyslu (obr. 2). Po desiatich rokoch, v roku 1999, sme zistili nárast hodnoty rizík obťažovania dopravným hlukom v exponovanej skupine. Okrem dopravného hluku sme zaznamenali nárast rušenia a obťažovania hlukom zo zábavných podnikov, zo susedných bytov a z priemyslu.

Vysoký stupeň rušenia a obťažovania najmä z dopravného hluku a zo zábavných podnikov pretrvával aj v nasledujúcom období (2004, 2009). Sledovanie rušenia a obťažovania leteckým hlukom ukázalo, že viac ruší respondentov v tichej lokalite, v rokoch 1989 a 2009 signifikantne.

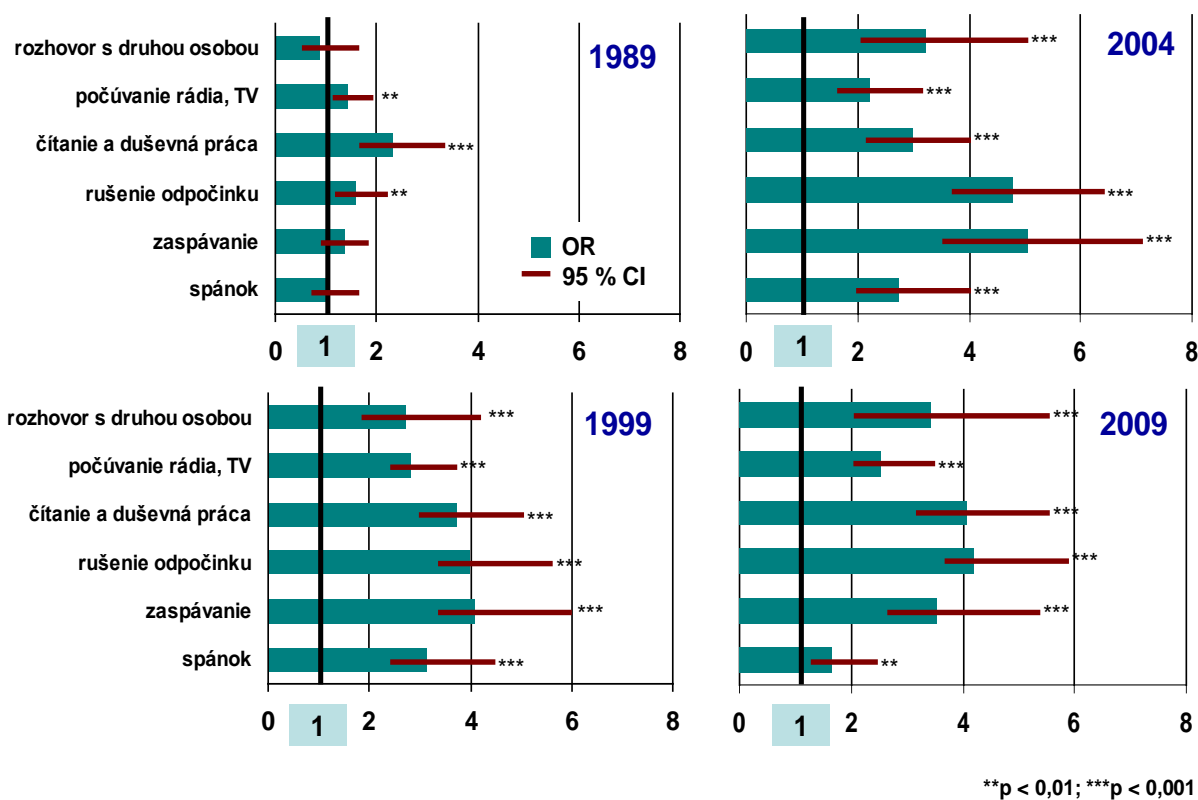
Riziká interferencie dopravného hluku s rôznymi aktivitami boli signifikantne vyššie v exponovanej skupine vysokoškolákov vo všetkých sledovaných rokoch, pozorovali sme ich nárast najmä v desaťročnom intervale (1989 – 1999), ale aj v intervale 1999 – 2004. Týkalo sa to hlavne interferencie so spánkom, zaspávaním, pri rušení odpočinku, pri čítaní a duševnej práci (obr. 3).



Obr. 2 Riziko rušenia a obťažovania z rôznych zdrojov environmentálneho hluku v rokoch 1989 – 2009

Pohlavie ako skresľujúci faktor neovplyvnilo rušenie hlukom z dopravy (OR = 5,98, 95 % CI = 4,94 – 7,92), ani rušenie hlukom zo susedných bytov (OR = 2,27; 95 % CI = 1,86 – 2,83). Dopravný hluk aj po adjustácii na pohlavie pomocou Mantel-Haenszelovej stratifikovanej analýzy významne rušil počúvanie rádia a televízie (OR = 2,76; 95 % CI = 2,26 – 3,49), sťažoval koncentráciu na duševnú prácu (OR = 3,78; 95 % CI = 2,97 – 5,16), rušil zaspávanie (OR = 4,25; 95 % CI = 3,43 – 6,34) a budil zo spánku (OR = 3,33; 95 % CI = 2,43 – 4,91). Prednostne na pohlaví závislé sa ukázali frekvencia bolestí hlavy, nervozita, predráždenosť a užívanie liekov proti boleniu hlavy, kde po pridaní faktora expozície do analýzy (hlučná vs kontrolná oblasť) prestal byť vzťah signifikantný.

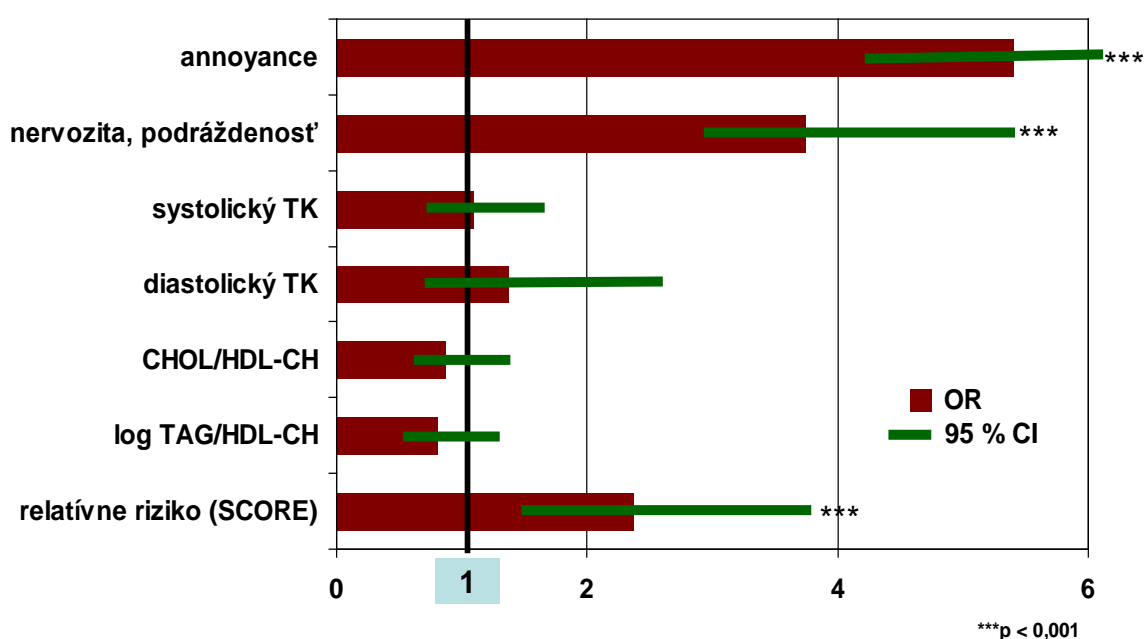
V štúdií objektívneho a subjektívneho hodnotenia hlukovej expozície vo vzťahu ku kardiovaskulárnemu riziku sme zistili, že dopravný hluk výrazne viac rušil a obťažoval respondentov bývajúcich v exponovanej lokalite ($OR_{MH} = 5,41$; 95% CI = 4,29 – 7,25), v tejto skupine boli významne vyššie aj riziká interferencie dopravného hluku s rôznymi aktivitami. Týkalo sa to interferencií pri čítaní a duševnej práci ($OR = 4,07$; 95% CI = 3,07 – 5,70), odpočinku ($OR_{MH} = 4,20$; 95% CI = 3,28 – 5,96) a zaspávania ($OR_{MH} = 3,53$; 95% CI = 2,75 – 5,29).



Obr. 3 Riziko interferencie dopravného hluku s rozličnými aktivitami v rokoch 1989 – 2009

V exponovanom súbore boli vyššie, aj keď nie signifikantne, riziká elevácie hodnoty systolického (OR = 1,10; 95% CI = 0,70 – 1,72) a diastolického tlaku krvi (OR = 1,37; 95% CI = 0,71 – 2,63). Skóre kardiovaskulárneho rizika vyjadrené podľa tabuľky relatívneho rizika SCORE bolo signifikantne vyššie v exponovanej skupine vysokoškolákov (obr. 4).

Po adjustácii na skresľujúce faktory (psychogénny stres, BMI, príjem destilátov) pomocou mnohonásobnej logistickej regresie bolo skóre kardiovaskulárneho rizika podľa systému SCORE naďalej signifikantne vyššie v exponovanej skupine mladých a zdravých jedincov (OR_{adj} = 2,81; 95 % CI = 1,46–5,41; p = 0,002).



Obr. 4 Vplyv dopravného hluku na kardiovaskulárne rizikové faktory a celkové relatívne kardiovaskulárne riziko podľa modelu SCORE

DISKUSIA

Rušenie obyvateľov sídlisk, najmä vo väčších mestách, nadobúda v poslednom období stále väčšie rozmery. V nových členských štátoch Európskej únie, medzi ktoré patrí aj Slovensko, došlo po roku 1990 k rýchlemu rozvoju intenzity dopravy spojenej s ekonomickou transformáciou, čo prinieslo zvýšenú záťaž obyvateľstva environmentálnym hlukom. Podľa údajov publikovaných vo WHO (Svetová zdravotnícka organizácia) Guidelines for Community Noise (Berglund a kol., 2000) a Night Noise Guidelines for Europe (Hurtley a kol., 2009) je v krajinách Európskej únie približne 40 % populácie exponovanej dopravnému hluku s ekvivalentnou hladinou presahujúcou 55 dB (A) počas dňa a 20 % obyvateľstva dopravnému hluku s hladinami presahujúcimi 65 dB (A). Viac ako 30 % populácie je exponovanej hladinám zvuku presahujúcim 55 dB(A) v nočných hodinách, ktorý ruší spánok (Hurtley a kol., 2009).

V práci porovnáваме vybrané skupiny populácie bývajúce v tichej a hlučnej lokalite z hľadiska rušenia a obťažovania komunálnym hlukom v intervale 20 rokov.

Podľa legislatívy o ochrane zdravia pred environmentálnym hlukom a vibráciami na Slovensku (Vyhláška MZ SR č. 549/2007 Z. z. v znení vyhlášky MZ SR č. 237/2009 Z. z.), ktorá je kompatibilná s právnymi predpismi Európskej únie a odporúčaniami Svetovej zdravotníckej organizácie (Berglund a kol., 2000; Directive 2002/49/EC; Hurtley a kol., 2009), boli namerané hodnoty akustického tlaku zvuku v exponovanej oblasti vysoko prekročené.

V kontrolnej lokalite boli hlavnými zdrojmi hluku zábavné podniky a susedia. Ekvivalentné hladiny zvuku tu nepresahovali zdravotne rizikové pásmo, presahovali však v niektorých prípadoch najvyššie prípustné hodnoty pre obytné domy podľa Vyhlášky MZ SR č. 549/2007 Z. z..

Vo večerných hodinách boli hladiny zvuku v kontrolnej lokalite relatívne vysoké pri nižšej intenzite dopravného prúdu, čo charakterizuje prítomnosť iného zdroja hluku.

Pri objektívnej analýze hlukovej expozície Ághová a kol. (1992) vykonali priame merania ekvivalentných hladín hluku na 257 stanoviskách v Bratislave. Na 68 % stanovísk sa ekvivalentné hladiny hluku pohybovali v zdravotne rizikovom pásme tzv. absolútneho hluku podľa Lehmannovej intenzitnej stupnice, prípustnú hodnotu pre obytnú zónu prekročilo 93 % lokalít. Hluk v denných hodinách v pracovných dňoch vykazoval kontinuálny charakter bez fenoménu tzv. dopravnej špičky. V našej štúdii ekvivalentné hladiny zvuku dosahovali hodnoty zdravotne rizikového pásma podľa Lehmannovej intenzitnej stupnice – nad 65 dB (A) v exponovanej lokalite. Maximálne hladiny zvuku dosahovali hranicu 85 dB (A). Sledovanie hladín zvuku v exponovanej lokalite potvrdilo kontinuálny charakter hluku v priebehu dňa, aj vo večerných časových intervaloch.

Problematikou negatívnych účinkov hluku v životnom prostredí sa zaoberalo v Čechách a na Slovensku viacero autorov. Podľa Ághovej a kol. (1992) obťažovanie dopravným hlukom v priebehu celého dňa udávalo v lokalitách nad 50 dB (A) 49,6 % respondentov v súbore 764 obyvateľov Bratislavy. Rušenie odpočinku udávalo 46 % respondentov, budenie zo spánku spôsobené hlukom udávalo v hladinách hluku nad 50 dB (A) 25 % respondentov, nad 60 dB (A) 27 % respondentov a nad 70 dB (A) 38 % respondentov. Zvýšenú nervozitu spôsobenú hlukom udávalo 37 % obyvateľov oblastí s hladinou hluku nad 60 dB (A) a 47 % obyvateľov oblastí s hladinou hluku nad 70 dB (A).

V našom súbore z roku 1999 v hlučnej lokalite rušil dopravný hluk 58,3 % respondentov, v kontrolnej oblasti len 18 % respondentov. Rušenie odpočinku udávalo 44,2 % z celkového počtu respondentov, ale v hlučnej lokalite to bolo až 64,2 %.

Budenie zo spánku spôsobené dopravným hlukom udávalo 33,3 % respondentov z hlučnej lokality a 12,1 % respondentov z kontrolnej lokality (Sobotová a kol., 2000). V ďalších štúdiách sme potvrdili, že rušivým a obťažujúcim je nielen hluk z dopravy, ale aj rôzne iné druhy komunálneho hluku, napr. hluk zo zariadení domu, zo zábavných podnikov a zo susedných bytov (Sobotová a kol., 2001). Percento vysoko rušených respondentov je porovnateľné s výsledkami publikovanými v dostupnej európskej a svetovej literatúre (Miedema, Vos, 1998; Babisch, 2003).

V našich štúdiách riziká rušenia a obťažovania dopravným hlukom a interferencie s viacerými aktivitami boli signifikantne vyššie v exponovanej skupine s následným nárastom v ďalších sledovaných rokoch. Naše výsledky sú porovnateľné s výsledkami viacerých autorov porovnávajúcich annoyance, narušenie psychosociálnej pohody a poruchy spánku v hlučnej (exponovanej) a kontrolnej oblasti (Belojevič a kol., 1997; Gómez-Jacinto, Moral-Toranzo, 1999; Björk a kol., 2006; Bluhm a kol., 2007; Jakovljevič a kol. 2009).

Homogénnosťou nášho súboru sa nám podarilo vylúčiť závažné skresľujúce faktory, ako je vek a zamestnanie. Rozdiely v pohlaví vo vzťahu k rušeniu hlukom sa nám na rozdiel od iných štúdií nepodarilo potvrdiť. Súvisí to pravdepodobne s mladým vekom našich respondentov.

V práci Belojeviča a Šarič-Tanaškoviča (2002) na súbore 3 622 obyvateľov v strednom veku z mesta Pančevo (Srbsko) autori na základe subjektívnych údajov respondentov zistili signifikantný nárast rizík výskytu arteriálnej hypertenzie a infarktu myokardu u veľmi a extrémne rušených mužov z oblasti exponovanej hlukom. U žien podobné riziko nepozorovali. Podľa rozsiahleho dotazníkového prieskumu v južnom Švédsku, rušenie a obťažovanie dopravným hlukom a jeho interferencia s rôznymi aktivitami závisela od intenzity hlukovej expozície.

Autori pozorovali u žien pozitívny vzťah medzi hodnotami priemernej expozície hluku a poruchami zdravia, najmä hypertenziou (Bluhm a kol., 2007).

Podľa najnovších poznatkov a prehľadov epidemiologických štúdií môžeme považovať dopravný hluk aj za jeden z rizikových faktorov kardiovaskulárnych chorôb. Zvýšenie priemerných hladín krvného tlaku, hypertenzia a ischemická choroba srdca, vrátane infarktu myokardu, boli hlavnými endpointami v štúdiách o vplyve dopravného hluku na vznik chronických ochorení (Babisch, 2006, 2008). Krivka hodnotenia rizika (dávka-odpoveď) medzi expozíciou hluku z cestnej dopravy a incidenciou infarktu myokardu, ktorá bola odvodená z výsledkov metaanalýz naznačila, že expozícia pod 60 dB (A) počas dňa nesúvisí s nárastom incidencie infarktu myokardu, pri hladinách hluku nad 60 dB (A) však riziko infarktu myokardu kontinuálne narastá s rizikom od 1,1 – 1,5. Pri vyššej hlukovej expozícii sa riziko kontinuálne zvyšuje až k OR = 1,2 pri $L_{\text{deň}} 70$ dB (A) (Babisch, 2006, 2008).

Opodstatnenie stanovenia celkového kardiovaskulárneho rizika spočíva nielen v odstupňovaní preventívnych opatrení a v intervencii, ale aj v umožnení komplexnejšie posúdiť riziko vo vzťahu k vybraným expozičným faktorom, v našom prípade environmentálnemu hluku. Vzhľadom na relatívne nízky priemerný vek sledovanej populačnej skupiny, dĺžku a intenzitu expozície a ostatné možné skresľujúce faktory, je však potrebná určitá opatrnosť pri interpretácii výsledkov (Bernasovská a kol., 2006).

ZÁVER

Problematika hlukovej záťaže obyvateľstva a nesluchoových účinkov hluku je významná z hľadiska medicíny, hygieny a verejného zdravotníctva. Zaznamenali sme nárast ekvivalentných hladín zvuku A v exponovanej oblasti v priebehu 20 rokov (1989 – 2009) nad hranicou zdravotne rizikového pásma absolútneho hluku (nárast bol

najväčší pri porovnaní rokov 1989 a 1999) a vysoké prekračovanie prípustných hodnôt podľa našej legislatívy aj medzinárodných odporúčaní.

Dopravný hluk nadobudol v exponovanej oblasti kontinuálny charakter v dennom, večernom aj nočnom časovom intervale, t.j. chýba tzv. fenomén dopravnej špičky. Nárast hladín hluku je obzvlášť závažný najmä vo večernom časovom intervale (20.00 – 21.00), keď hluk pôsobí zvlášť obťažujúco. Exponovanú populáciu najviac rušil a obťažoval dopravný hluk, prudký nárast rizika rušenia a obťažovania dopravným hlukom sme zaznamenali najmä pri porovnaní rokov 1989 a 1999. V exponovanej skupine sme pozorovali nárast rizika interferencie s viacerými aktivitami – dopravný hluk najviac rušil zaspávanie, odpočinok, čítanie a koncentráciu.

Rušivé pôsobenie environmentálneho hluku sa prejavuje rastúcou incidenciou a prevalenciou chronických chorôb, ktoré majú priamu súvislosť s poruchami spánku a iných funkcií vo vegetatívnej, endokrínnej a regulačnej sfére. Výsledky naznačujú nevyhnutnosť uplatňovania preventívnych postupov pri redukcii dopravného hluku v obytnom prostredí a ďalšieho interdisciplinárneho výskumu.

LITERATÚRA

1. ÁGHOVÁ, E., VOLEKOVÁ, J., JURKOVIČOVÁ, J., ŠITÁR, J. 1992. Psychohygienické aspekty hlukovej záťaže v urbanizovanom prostredí. In *Psychológia v riešení ekologických problémov*. Bratislava: Ústav experimentálnej psychológie SAV, 1992. s. 63–66.
2. BABISCH, W. 2002. The Noise/Stress Concept, Risk Assessment and Research Needs. *Noise Health*, 2002, vol. 4, no. 16, p. 1–11.
3. BABISCH, W. 2003. Stress hormones in the research on cardiovascular effects of noise. *Noise Health*, 2003, vol. 5, no. 18, p. 1–11.
4. BABISCH, W. 2006. *Transportation noise and cardiovascular risk. Review and synthesis of epidemiological studies. Dose-effect curve and risk estimation*. In *WaBoLu-Hefte 01/06*. Berlin: Umweltbundesamt, 2006. 113 p.

5. BABISCH, W. 2008. Road traffic noise and cardiovascular risk. *Noise Health*, 2008, vol. 10, no. 38, p. 27–33.
6. BASNER, M., BRINK, M., BRISTOW, A., et al. 2015. ICBEN review of research on the biological effects of noise 2011-2014. *Noise Health* [serial online] 2015 [cited 2015 Mar 31]; 17: 57-82. Available from:
<http://www.noiseandhealth.org/text.asp?2015/17/75/57/153373>
7. BELOJEVIČ, G., JAKOVLJEVIČ, B., ALEKSIČ, O. 1997. Subjective Reactions to Traffic Noise with Regard to some Personality Traits. *Environ Int*, 1997, vol. 23, s. 221–226.
8. BELOJEVIČ, G., SARIČ-TANASKOVIČ, M. 2002. Prevalence of arterial hypertension and myocardial infarction in relation to subjective ratings of traffic noise exposure. *Noise Health*, 2002, vol. 4, p. 33–37.
9. BERGLUND, B., LINDVALL, T., SCHWELA, D. H. 2000. *Guidelines for Community Noise*. Geneva: WHO, 2000. 159 p.
10. BERNASOVSKÁ, K., KOVÁŘOVÁ, M., RIMÁROVÁ, K., KIMÁKOVÁ, T. 2006. Vybrané somatické ukazovatele poslucháčov medicíny v porovnaní s inými populačnými skupinami. In *Životné podmienky a zdravie*. Bratislava: ÚVZ SR, 2006, s. 214–220.
11. BJÖRK, J., ARDÖ, J., STROH, E., LÖVKVIST, H., OSTERGREN, P.O., ALBIN, M. 2006. Road traffic noise in southern Sweden and its relation to annoyance, disturbance of daily activities and health. *Scand J Work Environ Health*, 2006, vol. 32, no. 5, p. 392–401.
12. BLUHM, G.L., BERGLIND, N., NORDLING, E., ROSENLUND, M. 2007. Road traffic noise and hypertension. *Occup Environ Med*, 2007, vol., 64, no. 2, p. 122–126.
13. Directive 2002/49/EC of the European Parliament and of the Council relating to the assessment and management of environmental noise.
14. DOBIÁŠOVÁ, M. 2004. Atherogenic index of plasma [log (triglycerides/HDL-cholesterol)]: theoretical and practical implications. *Clin Chem*, 2004, vol. 50, p. 1113–1114.
15. FIELDS, J.M., DE JONG, R.G., GJESTLAND, T. a kol. 2001. Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: Research and recommendation. *J Sound Vib*, 2001, vol. 242, no. 4, p. 641–679.
16. FRITSCHI, L., BROWN LEX, A., KIM, R., SCHWELA, D., KEPHALOPOULOS, S. 2011. *Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe*.

- Geneva: World Health Organization, 2011. 106 p. Available from: http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/e94888.pdf
17. GÓMEZ-JACINTO, L., MORAL-TORANZO, F. 1999. Urban Traffic Noise and Self Reported Health. *Psychol. Reports*, 1999, vol. 84, p. 1105–1108.
 18. PERK, J., De BACKER, G., GOHLKE H., et al. 2012. European Guidelines on cardiovascular disease prevention in clinical practice (version 2012). The Fifth Joint Task Force of the European Society of Cardiology and Other Societies on Cardiovascular Disease Prevention in Clinical Practice (constituted by representatives of nine societies and by invited experts). *Eur Heart J*, 2012; 33: 1635–1701. doi:10.1093/eurheartj/ehs092.
 19. HÄNNINEN, O., KNOL, A. (Eds.) 2009. EBoDE-Report. Environmental Perspectives on Environmental Burden of Disease. Estimates for Nine Stressors in Six European Countries. National Institute for Health and Welfare (THL), Report 1/2011. 86 pages and 2 appendixes. Helsinki, Finland 2011. ISBN 978-952-245-412-6.
 20. Hluková mapa. Dostupné na: <http://www.laermkarten.de/bratislava/>.
 21. HURTLEY, CH. 2009. (Ed.) *Night noise guidelines for Europe*. Geneva: WHO, 2009. 184 p.
 22. JAKOVLJEVIČ, B., PAUNOVIČ, K., BELOJEVIČ, G. 2009. Road-traffic noise and factors influencing noise annoyance in an urban population. *Environ Int*, 2009, vol. 35, no. 3, p. 552–556.
 23. JARUP, L., DUDLEY, M.L., BABISCH, W. a kol. 2005. HYENA Consortium. Hypertension and Exposure to Noise near Airports (HYENA): study design and noise exposure assessment. *Environ Health Perspect*, 2005, vol. 113, no. 11, p. 1473–1478.
 24. JURKOVIČOVÁ, J., ÁGHOVÁ, Ľ. 1990. Reakcie detí v inkubátoroch na hlukovú záťaž. *Bratisl. Lek. Listy*, 91, 1990, č. 2, s. 157-158.
 25. JURKOVIČOVÁ, J., ÁGHOVÁ, Ľ. 1998. Physiological effects of noise in low-birth-weight infants. In *Noise Effects '98*. Congress proceedings Vol. 1, Ed.: N. Carter, R. F. Soames Job, Sydney, Noise Effects '98 PTY LTD 1998, p. 306-309.
 26. MANCIA, G., DE BACKER, G., DOMINICZAK, A., et al. 2007 Guidelines for the Management of Arterial Hypertension: The Task Force for the Management of Arterial Hypertension of the European Society of Hypertension (ESH) and of the European Society of Cardiology (ESC). *J Hypertens*, 2007; 25: 1105–1187.

27. MIEDEMA, H.M., VOS, H. Exposure-response relationship for transportation noise. *J Acoust Soc Am*, 1998, vol. 104, no. 6, p. 3432–3445.
28. NIEMANN, H., MASCHKE, CH. 2004. *WHO Lares Final report Noise effects and morbidity*. Berlin, Center of Public Health, WHO, 2004. 20 p., EUR/04/5047477.
29. OUIS, D. 2001. Annoyance from road traffic noise: a review. *J Environ Psychol*, 2001, vol., 21, no. 1, p. 101–120.
30. SOBOTOVÁ, E., ÁGHOVÁ, E., JURKOVIČOVÁ, J., VOLEKOVÁ, J. 2000. Hodnotenie rizika z hlukovej expozície v súbore vysokoškolákov. *Hygiena*, 2000, vol. 45, no. 2, s. 109–118.
31. SOBOTOVÁ, E., JURKOVIČOVÁ, J., VOLEKOVÁ, J., ÁGHOVÁ, E. 2001. Community noise annoyance risk in two surveys. *Int J Occup Med Environ Health*, 2001, vol. 14, no. 2, p. 197–200.
32. SOBOTOVÁ, E., JURKOVIČOVÁ, J., ŠTEFÁNIKOVÁ, Z., ŠEVČÍKOVÁ, E., RAPANTOVÁ, H., ÁGHOVÁ, E. 2008. The Influence of Community Noise Exposure on Cardiovascular Risk. *Epidemiology*, 2008, vol. 19, no. 6, Suppl., p.146.
33. SOBOTOVÁ, E., JURKOVIČOVÁ, J., ŠTEFÁNIKOVÁ, Z., ŠEVČÍKOVÁ, E., ÁGHOVÁ, E. 2010. Community response to environmental noise and the impact on cardiovascular risk score. *Sci Total Environ*, 2010, vol. 408, no. 6, p. 1264–1270.
34. Vyhláška MZ SR č. 549/2007 Z. z., ktorou sa ustanovujú podrobnosti o prípustných hodnotách hluku, infrazvuku a vibrácií a o požiadavkách na objektivizáciu hluku, infrazvuku a vibrácií v životnom prostredí.
35. Vyhláška MZ SR č. 237/2009 Z. z., ktorou sa mení a dopĺňa vyhláška MZ SR č. 549/2007 Z. z., ktorou sa ustanovujú podrobnosti o prípustných hodnotách hluku, infrazvuku a vibrácií a o požiadavkách na objektivizáciu hluku, infrazvuku a vibrácií v životnom prostredí.

Kontaktné údaje

doc. MUDr. Jana Jurkovičová, CSc.

*Ústav hygieny Lekárskej fakulty Univerzity Komenského
Špitálska 24*

813 72 Bratislava

e-mail: jana.jurkovicova@fmed.uniba.sk