

EKOHYDROLOGICKÉ ASPEKTY URBÁNNYCH POVODÍ

TOMÁŠ LEPEŠKA^{1,2}

¹ Katedra aplikovanej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 2117/24, 960 53 Zvolen, e-mail: tomaslepeska@yahoo.com

² Inštitút výskumu krajiny a regiónov, Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici, Cesta na amfiteáter 1, 947 01 Banská Bystrica

ABSTRACT

Lepeška T.: Ecohydrological aspects of urban catchments

The urban proportion of the world's human population is rapidly growing. This change in demography has brought land use transformations that have a number of documented environmental and landscape-ecological effects. The most consistent and pervasive effect is an increase in impervious surface cover within urban catchments, which alters natural infiltration, runoff of precipitation and hydrology of streams. In addition to imperviousness, runoff from urbanized surfaces as well as municipal and industrial discharges results in increased loadings of contaminants to stream ecosystems. Growing urban areas represent opportunities for ecologists interested in studying disturbance of river ecosystems, soil sealing, and effective landscape management. Forty-five percent of model catchment area is covered by impervious surfaces consisting mainly from buildings (40,41 %), streets (31,01 %) and parking lots 25,28 %).

Key words: impervious surfaces, precipitation, evapotranspiration, urban catchment, pollution, runoff

ÚVOD

Urbánne povodie predstavuje časť krajiny, ktorej celá alebo podstatná plocha je zastavaná budovami, cestami, parkoviskami, námestiami a pod. Z priestorového hľadiska môže byť súčasťou čiastkového povodia toku, alebo môže byť vnímané ako ucelené povodie, nakoľko mestá sú chránené proti extravilánovým vodám sieťou záchytných priekop. V porovnaní s prírodnými (prírodnými) povodiami sú charakteristické vysokou výmerou plôch s nepriepustnými povrchmi, ktoré v širokej miere ovplyvňujú ekohydrologické procesy v meste. Dôsledkom záberu pôdy (soil sealing) nepriepustnými plochami, je zníženie alebo úplne potlačená infiltrácia a narušenie prirodzených ekologických väzieb. Vsakovanie zrážok (najmä intenzívnych) do pôdy môže výrazne predĺžiť čas, ktorý uplynie, kým sa táto voda dostane do riek, čím sa znižuje veľkosť maximálneho prietoku a znižuje riziko vzniku povodní. To však znamená, že čím je väčší podiel nepriepustných povrchov v povodí, tým väčšia časť dažďových vôd sa dostane do recipienta ako priamy

odtok. To vedie k urýchleniu odtokového procesu, zvýšeniu maximálnych prietokov a zvýšenému transportu sedimentov (SZTRUHÁR, SOKÁČ 2005). Nepriepustné povrchy zabraňujú prirodzenému vsakovaniu vody do pôdy a prispievajú k zníženiu zásob podzemnej vody (HOWARD 2002), čo má vážne dôsledky najmä pri intenzívnom využívaní podzemných vôd k zásobovaniu obyvateľov pitnou vodou.

Z uvedeného je zřejmé, že urbánnych povodiach je základný odtok menší ako prirodzený v dôsledku rýchleho odtoku spadnutých zrážok z povodia. Práve tento jav má najnepriaznivejšie ekologické vplyvy (VERWORN 2002). Ide najmä o (spracované podľa HVITVED-JACOBSEN *et al.* 2010): *fyzické zmeny habitatu* – zaplavovanie urbánnych oblastí, urýchlenú eróziu pôdy spôsobenú povrchovým odtokom a zvýšenými prietokmi vo vodných tokoch a kanáloch, usadzovanie transportovaných sedimentov; *redukciu rozpustného kyslíka vo vode* – negatívny vplyv na vodné ekosystémy; *zvýšenú eutrofizáciu* – vplyv zvýšeného prísunu nutričov a organickej hmoty na vznik substrátu pre nadmernú biologickú

aktivitu; *vplyvy toxických látok* – hlavne ťažkých kovov a organických mikropolutantov; *zdravotné riziká obyvateľstva* – priame ohrozenie patogénnymi mikroorganizmami a vírusmi a nepriame ohrozenie verejného zdravia cez potravinový reťazec kontaminovaný toxickými látkami; *zníženie estetického hodnoty krajiny* – akumulovanie naplavených sedimentov v priestore obcí. Nedostatok vegetácie a zvýšený povrchový odtok v mestách prispieva k redukcii evapotranspirácie, čo ovplyvňuje ich energetickú bilanciu (GRIMMOND, OKE 1991) a vedie k prehrievaniu územia s vysokým podielom zástavby. V niektorých prípadoch môže evapotranspirácia systému pôda-vegetácia vytvoriť o 2–8 °C chladnejšie „oázy“, než ich zastavané okolie (OKE 1987; TAHA *et al.* 1991). Zistenia TURISOVEJ *et al.* (2010) túto tézu potvrdzujú a demonštrujú, že vegetácia má výrazne nižší rozptyl nameraných teplôt, čo má veľký význam pre tlmenie teplotných extrémov. Prehriate nepriepustné povrchy zvyšujú teplotu ovzdušia a vytvárajú nad centrami veľkých miest tzv. urbánne tepelné ostrovy (*Urban Heat Island* – UHI), s vyššou teplotou ovzdušia v priemere o 1–3 °C.

V zásade nie je v hre len mikroklima miest, ale ohriate nepriepustné povrchy vedú aj k zvýšeniu teploty zrážkových vôd (KAUSHAL, BELT 2012). Odtok z urbánneho prostredia môže byť až o 10 °C teplejší ako odtok z prírodných povodií (SZTRUHÁR, SOKÁČ 2005), čo môže viesť k zníženiu biodiverzity riečnych a pririekých ekosystémov.

Zastavaním krajiny infraštruktúrou ktorú tvoria zväčša nepriepustné a polopriepustné povrchy, stráca pôda a vegetácia schopnosť plniť ekologické funkcie (BLUM 1990; BEDRNA 2002), resp. ekosystémové služby (COSTANZA *et al.* 1997). Redukcia vegetácie so sebou nesie zvýšenú prašnosť v mestách, obmedzenú schopnosť regulácie mikroklimy, infiltrácie zrážok, vytváranie bariér proti hluku, zvýšené náklady na čistenie odpadových vôd a zníženie rekreačných a kultúrnych hodnôt (BOLUND, HUNHAMMAR 1999). Väčšina pôd v urbanizovanom území (kultizeme antropozemné, antropozeme) je vytvorená umelo (pomocou človeka) a preto existuje silná náchylnosť týchto pôd na kontamináciu, acidifikáciu, salinizáciu, redukčné a oglejené procesy, eróziu a nadmerný výskyt patogénnych organizmov (SOBOCKÁ 2005). Pôdne prostredie je na jednej strane často extrémne skeletnaté (s prímiesami antropogénneho materiálu), no prevažne silne zhutnené, čo má vplyv na nízku schopnosť infiltrácie zrážok. Prírodná filtračná a pufrčná schopnosť

pôd zapríčiňuje vysoký obsah ťažkých kovov, prachu, organických polutantov, zlúčenín síry, dusíka a solí v kultiváciách (SOBOCKÁ 2007).

Uvedené krajinnoekologické a environmentálne problémy neovplyvňujú len zastavanú časť povodia. Ich účinky sa prejavujú aj na ekosystémoch nižšie po prúde toku. Najmä vplyv znečistenia transportovaného povrchovým odtokom má za následok akútne alebo kumulatívne účinky na krajinu v nižších častiach povodia. Riziko krátkodobého akútneho ohrozenia býva spojené hlavne s extrémnymi zrážkami, ktoré sú schopné vytvoriť masívny povrchový odtok. Ak tieto prídu po relatívne dlhšej dobe bez zrážok, počas ktorého sa na nepriepustných povrchoch hromadia rôzne typy polutantov, ohrozenie nižšie položených ekosystémov je vypuklejšie. Na rozdiel od akútnych účinkov, kumulatívne sa prejavujú škodlivo počas všetkých odtokových udalostí (MAY, HORNER 2000). Variabilita znečisťujúcich látok sa vzájomne líši v rámci jednotlivých zrážkových epizód, hlavný dôraz sa kladie na priemerné alebo mediánové koncentrácie polutantov lokality ako základ pre určenie celkového množstva znečisťujúcich látok (HVITVED-JACOBSEN *et al.* 2010).

Cieľom predloženého príspevku je zistiť celkovú výmeru nepriepustných povrchov v urbánnom povodí Banskej Bystrice. Z tejto plochy je možno kvantifikovať objem povrchovo odtekajúcich zrážok počas jednotlivých zrážkových udalostí a množstvo polutantov. Východiskom analýzy narušenia a zmien ekologických väzieb vyplývajúcich z rozvoja urbanizácie bude vytvorenie geodatabázy údajov o nepriepustných povrchoch.

MATERIÁL A METÓDY

Získať obraz o celkovej výmere nepriepustných povrchov v urbánnom povodí môžeme najlepšie z podrobných kartografických podkladov ako sú letecké a satelitné snímky, ortofotomapy, či podklady z územných plánov. My sme použili ortofotomapy Banskej Bystrice z roku 2011, ktoré boli v prípade potreby aktualizované terénnymi rekognoskáciami. Ako kartografické podklady boli použité snímky z Google Earth®, ktoré sme georeferencovali pre potreby ich ďalšieho spracovania v programe ArcGis 9.3. Z vektorizácie a ďalšieho spracovania boli zatiaľ vyradené časti mesta Iliaš, Rakytovce, Šalková a Senica. Hranicu intravilánu obce (obr. 1) sme vektorizovali na základe katastrálnych údajov mesta Banská Bystrica.

Nepriepustné povrchy sme podľa ich typov a veľkosti povrchov rozdelili do piatich kategórií. Do prvej kategórie sme zaradili cestné komunikácie, chodníky, schody, príjazdové cesty k nehnuteľnostiam a podobne. Druhú kategóriu tvoria budovy – najmä rodinné domy, panelové domy, centrá obchodu a služieb, sklady, hotely, priemyselné, administratívne a poľnohospodárske budovy. Ďalším typom nepriepustných povrchov sú väčšie plošné útvary ako parkoviská, ihriská, námestia, nádvorcia a pod. V štvrtej kategórii sú zaradené areály výstavby. Poslednou triedou umelých nepriepustných plôch sú územia, ktoré nemožno zaradiť do vyššie uvedených kategórií. Patria sem prevažne zastavané okolia budov a iných stavieb a priemyselné areály.

Nepriepustné povrchy boli mapované z uvedených kartografických podkladov v mierke 1:1 000, čo je postačujúce zobrazenie pre detailnú vektorizáciu objektov. Minimálna výmera mapovaných objektov bola stanovená na 10 m². Takto sme z ďalšieho mapovania vylúčili cintoríny a záhradkárske osady (pomníky, resp. chatky a samostatne stojace malé skleníky s menšou výmerou ako 10 m²).

Každému typu nepriepustného povrchu sme určili odtokový koeficient – c , ktorý udáva percento úhrnu zrážok, ktoré sa prejaví ako povrchový odtok. Na základe známych odtokových koeficientov jednotlivých typov nepriepustných povrchov (napr. VYHLÁŠKA MŽP SR 397/2003, HVITVED-JACOBSEN *et al.* 2010) sme vypočítali odtok z urbánneho povodia pre modelové úhrny zrážkových udalostí. Odtokové koeficienty vybraných typov nepriepustných plôch podľa jednotlivých autorov uvádzame v tabuľke 1. My sme pre ďalšie výpočty zvolili hodnotu c podľa HVITVED-JACOBSENA *et al.* (2010) a areálom výstavby bol

pridelený jednotný odtokový koeficient 0,8. Pre nezaradené územia, nakoľko ich tvoria betónové plochy priemyselných areálov, sme priradili rozsah odtokového koeficientu 0,70–0,95. Pre výpočet dažďového odtoku sme použili Racionálnu metódu (THOMPSON 2006):

$$Q = c \cdot i \cdot A$$

v ktorej:

Q – množstvo odtoku (l.s⁻¹), c – odtokový koeficient (–), i – priemerná intenzita zrážky (mm.h⁻¹.ha), A – plocha povodia (ha).

Evapotranspiráciu modelového územia a jej straty sme nahradili celkovými počiatočnými stratami (intercepcia, zamokrenie povrchu, výpar) podľa GEIGERA a DORSCHA (1980). Tieto sa pre každú zrážkovú udalosť pohybujú od 0,5–2,0 mm v obchodných oblastiach, v rezidenčných je ich interval 0,7–2,5 mm a v priemyselných oblastiach 1,0–3,0 mm. My sme počítali s najvyššou možnou hodnotou paušálnych počiatočných strát 3 mm pre celé modelové povodie. Ako modelovú privalovú zrážku sme stanovili 23 mm.hod⁻¹ (čo predstavuje spodnú hranicu intenzity privalových zrážok). Dlhodobé priemerné ročné úhrny zrážok pre územie Banskej Bystrice boli použité z práce SOTÁKA a BORSÁNYIHO (2000). Dlhodobý ročný priemer zrážok pre modelové povodie (roky 1901–1999) uvádzajú 819 mm.

Pre hodnotenie znečistenia, ktorého nositeľom je povrchový odtok z nepriepustných povrchov, sme použili informácie z práce MIŇDÁŠA a TÓTHOVEJ (2004). Hodnotili sme suchú a mokrá depozíciu olova a kadmia. V oblasti Banskej Bystrice autori udávajú pre podmienky roku 2000 priemernú ročnú hodnotu depozície Pb 3,39 g.ha⁻¹.rok⁻¹ a Cd 1,74 g.ha⁻¹.rok⁻¹.

Tab. 1 Hodnoty odtokových koeficientov – c

Tab. 1 Runoff coefficient values – c

Autor	c Ulice, chodníky, parkoviská			c Strechy budov
	asfaltové	betónové	dlažbové	
HVITVED-JACOBSEN <i>et al.</i> (2010)	0,70–0,95	0,70–0,95	–	0,90–1,00
VYHLÁŠKA 397/2003 Z. z.	0,90	0,90	0,40	0,90
MAINMENT (1992)	0,70–0,95	0,70–0,95	0,70–0,85	0,75–0,95
NZIE (1980)	0,85	0,85	0,60–0,80	0,90
VISSMAN, LEWIS (2003)	0,70–0,95	0,80–0,95	0,70–0,85	0,75–0,95
MAREK (2011)	0,85–0,95	0,90–0,95	0,70–0,85	0,75–0,95



Obr. 1 Hranica intravilánu Banskej Bystrice
Obr. 1 Borderline of Banská Bystrica city urban area

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Z kartografických analýz sme určili výmeru redukovaného intravilánu Banskej Bystrice o rozlohe 1767,73 ha. V tabuľke 2 môžeme zistiť čiastkové výmery mapovaných nespevnených povrchov v modelovom povodí. Na obrázku 2 je znázornená časť modelového územia s mapovanými segmentmi. Sivou farbou sú označené komunikácie, červenou budovy, žltou spevnené plochy (parkoviská, námestia a pod.), bielou areá-

ly výstavby a hnedou ostatné (nezaradené) zastavané plochy.

Celková výmera mapovaných nepriepustných povrchov je 789,05 ha, čo predstavuje 44,6% intravilánu Banskej Bystrice. Zvyšok územia tvorili povrchy, ktoré sú priepustné alebo polopriepustné pre zrážkovú vodu – a ktoré neboli v tejto práci hodnotené. Pri uvedených rozpätiach odtokových koeficientov spevnených povrchov (tab. 1) a uvažovanej priemernej ročnej zrážke 819 mm, tvorí priemerný ročný odtok z územia objem

Tab. 2 Výmera jednotlivých typov nepriepustných povrchov
Tab. 2 Area of impervious types of surface

–	Komunikácie	Budovy	Parkoviská	Areály výstavby	Nezaradené	Σ
Výmera (ha)	259,42	291,95	210,09	6,35	21,24	789,05
%	32,9	37,0	26,6	0,8	2,7	100,00



Obr. 2 Mapovaný intravilán Banskej Bystrice (výrez)
Obr. 2 Mapped built-up area of Banská Bystrica (cut)

5,007–6,251 mil. m³. Hodnoty priemerného ročného odtoku z hodnotených nepriepustných plôch a ich percentuálne podiely z celkového urbánneho odtoku zobrazuje tabuľka 3.

Množstvo povrchového odtoku z nepriepustných povrchov urbánneho povodia Banskej Bystrice počas modelovej privalovej zrážky 23 mm.hod⁻¹ je 118–148 tis. m³, priemerne 133 tis. m³. Použité boli rovnaké odtokové koeficienty hodnotených povrchov ako pri priemernom ročnom odtoku.

Povrchový odtok z nepriepustných plôch B. Bystrice potenciálne transportuje 2674,87 g Pb a 1372,95 g Cd do vodného recipienta za rok. Uvedené ťažké kovy sú výsledkom tak suchej ako aj mokrej depozície.

Použitá Racionálna metóda predstavuje zjednodušenie opisu odtokového procesu. Vychádza z predpokladu, že vrcholový maximálny prietok vyvolá blokový dážď, ktorého trvanie je ekvivalentom času koncentrácie. Čas koncentrácie je čas odtoku vodnej častice z časovo a hydraulicky najvzdialenejšieho bodu povodia do posudzovaného profilu. Predpokladá sa pritom rovnomerné

zaťaženie povodia blokovým dažďom (SZTRUHÁR a SOKÁČ 2005)

Metodický postup mapovania reálnych výmer, tvarov a priestorového rozmiestnenia nepriepustných povrchov bol zvolený zámerne. V prácach zaoberajúcich sa podobnou tematikou sa výmera nepriepustných povrchov zisťuje na základe odhadu ich percentuálnej pokrývnosti v mapovanom štvorci a zaradení do jednotlivých kategórií (LEE, HEANEY 2003; DOUGHERTY *et al.* 2004; YUAN a BAUER 2007). Výhodou je rýchle spracovanie dát, čo umožňuje spracovanie väčšieho územia, resp. viacerých urbánnych povodií a eventuálne komparačné analýzy. Medzi hlavné nevýhody odhadu percentuálnej pokrývnosti nepriepustných povrchov je presnosť, ktorá sa pohybuje okolo 85 % (YANG *et al.* 2003; DOUGHERTY *et al.* 2004). Prezentovaná metodika tieto nedostatky odstraňuje, no v porovnaní s ostatnými postupmi je nepomerne prácnejšia. My sme ju zvolili s cieľom presného určenia výmery a priestorového rozloženia nepriepustných povrchov v modelovom území. Výsledná geodatabáza bude použitá pri ďalších analýzach nepriepustných povrchov.

Tab. 3 Priemerný ročný odtok z jednotlivých typov nepriepustných povrchov
Tab. 3 Mean annual runoff from individual impervious surface types

–	Komunikácie	Budovy	Parkoviská	Areály výstavby	Nezaradené	Σ
Odtok (mil.m³.rok⁻¹)	1,48–2,01 $\bar{x} = 1,74$	2,15–2,39 $\bar{x} = 2,27$	1,20–1,63 $\bar{x} = 1,42$	0,0416 –	0,121–0,165 $\bar{x} = 0,143$	5,007–6,251 $\bar{x} = 5,62$
%	31,01	40,41	25,28	0,75	2,55	100,00

V predloženom príspevku sme hodnotili celkovú výmeru nepriepustných povrchov (*total impervious area – TIA*). Na jej nedostatky poukazujú viacerí autori (DOUGLAS *et al.* 2007 a i.) a to najmä kvôli skutočnosti, že v urbánnom povodí sú zdanlivo priepustné povrchy, najmä zhutnené pôdy odtok z ich povrchov môže byť podobný odtoku zo spevnených povrchov. Druhé obmedzenie TIA je, že odtok časti nepriepustných povrchov vsakuje do priepustných povrchov (parky, záhrady). Preto sa zaviedol termín efektívnych nepriepustných plôch (*effective impervious area – EIA*), resp. priamo spojených nepriepustných plôch (*direct connected impervious area – DCIA*). Určenie efektívnych nepriepustných plôch je možné buď terénnymi meraniami, empirickými výpočtami alebo odvodením z kalibrovaných odtokových modelov (SUTHERLAND 1995). Pre potreby nášho výskumu, v ktorom bola hodnotená najmä nepriepustná zložka urbánneho povodia, postačuje aj celková výmera nepriepustných povrchov – TIA.

Zistené takmer 45% pokrytie modelového povodia Banskej Bystrice nepriepustnými povrchmi nám na prvý pohľad nepovie veľa. Porovnanie s výsledkami podobných prác je obtiažne nielen kvôli rozdielnosti metodík. Tie, ktoré spomínajú konkrétne výmery nepriepustných povrchov hodnotili len výšky väčších aglomerácií (percentuálne pokrytie nepriepustných povrchov sa pohybovalo od 15–98% – BOYD *et al.* 1993), len v jednom prípade bola hodnotená plocha väčšej časti urbánneho ekosystému, konkrétne šiestich modelových rezidenčných oblastí miest Minneapolis a St. Paul (BAUER *et al.* 2004). V tom prípade sa podiel nepriepustných povrchov pohybovalo v rozmedzí 37–58%. Percento zastavanej (nepriepustnej) plochy je dôležitým environmentálnym ukazovateľom. Silná závislosť medzi nepriepustnosťou povodia a jeho odvodňovacím recipientom bola popísaná už koncom 80-tych rokov minulého storočia (napr. TODD 1989). ARNOLD a GIBBONS (1996) pri posudzovaní povodia uvádzajú, že už pri viac než 25% podiele vode nepriepustných plôch, je recipient považovaný z hľadiska environmentálnej kvality za degradovaný.

Znížená výmera priepustnosti urbánnych povodí vedie k zníženiu infiltrácie a k zvýšeniu povrchového odtoku (DUNNE a LEOPOLD 1978). Podľa práce ARNOLDA a GIBBONS (1996), pri 35–50% pokrytí intravilánu nepriepustnými povrchmi, je povrchový odtok v porovnaní so zalesneným povodím trikrát vyšší, (počítané s 10% odtokom z lesa). Pri 75–100% nepriepustnos-

ti je vyšší až 5,5 násobne. Ak však uvažujeme s precíznejšími priamymi meraniami odtoku zo zalesneného územia (MIDRIAK 1993), odtok z urbánneho povodia je neporovnateľne vyšší. Podľa MIDRIAKA (1993) tvorí povrchový odtok v porastoch listnatých drevín (v prípade modelového územia by v zložení potenciálnej vegetácie prevládali) 1,52% objemu dopadnutých zrážok na voľnej ploche. Pri výmere nepriepustných povrchov intravilánu Banskej Bystrice 789,05 ha a priemernej ročnej zrážke 819 mm, je ročný objem dopadnutých zrážok 6,46 mil. m³. V prípade, že tento objem by dopadol na zalesnené povodie rovnakej výmery a priemerným úhrnom zrážok (uvažujeme s povrchovým odtokom 1,52%), ročne by z tejto plochy odtieklo len 0,098 mil. m³. Keďže aj nepriepustné povrchy majú istú, aj keď veľmi malú retenčnú kapacitu, z modelového povodia odtečie 5,007–6,251 mil. m³ ročne. V porovnaní so zalesneným povodím ide o 51–64 krát vyšší odtok. Takáto strata vody sa najčastejšie prejavuje v nedostatočnom napájaní rezervoárov podzemných vôd a povrchových tokov. Následkom je pokles zásob podzemných vôd (LERNER 1990) a miznutie vodných tokov (ELMORE, KAUSHAL 2008) v oblastiach urbánnych povodí. Veľká výmera nepriepustných povrchov znamená zvýšený povrchový odtok, čím významne stúpa riziko intraurbánnych povodní (DOUGLAS *et al.* 2007), na druhej strane sú urbánne ekosystémy viacej ohrozené fyziologickým suchom.

Množstvo povrchového odtoku počas modelovej privalovej zrážky 23 mm.hod⁻¹, predstavuje až 148 tis. m³. Privalové zrážky so sebou nesú riziko množstva povrchového odtoku, ktorý sa môže prejaviť vytvorením povodňovej vlny (DOUGLAS *et al.* 2007) alebo jej zvýšením, najmä ak sa dostáva priamo do vodného recipienta. V prípade dlhšieho bezzrážkového obdobia sa najmä na nepriepustných povrchoch akumulujú znečisťujúce látky pochádzajúce zo suchej depozície. Počas najbližšej zrážkovej udalosti pri ktorej sa vytvorí povrchový odtok, je tento nositeľom vysokej koncentrácie polutantov (HVITVED-JACOBSEN *et al.* 2010). Týmto spôsobom sa na nižšie položených ekosystémoch prejavujú akútne vplyvy znečistenia povrchového odtoku. V prípade, že sa celý povrchový odtok dostane do čistiarne odpadových vôd, cena za jeho vyčistenie je 189 380,8 € s DPH (cena za odvedenie a čistenie odpadovej vody 1,2796 €/m³).

Vypočítané potenciálne chronické zaťaženie povrchového odtoku predstavuje ročne 2674,87 g zlučenin olova a 1372,95 g zlučenin kadmia.

Kadmium je pre živé organizmy, kancerogénne a teratogénne s letálnymi účinkami už pri nízkych koncentráciách v životnom prostredí (EISLER 1985). V organizmoch sa na rozdiel od olova akumuluje na všetkých trofických úrovniach. (SINDAYIGAYA *et al.* 1994). Rovnako aj olovo má vysoko negatívne vplyvy na živé organizmy, vrátane človeka (vplyv na činnosť mozgu, obličky, pečeň, kosti), aj keď je pravda, že biomagnifikácia nebola potvrdená pre celý trofický reťazec, obsahujúci aj stavovce, nakoľko tieto majú autoregulačné mechanizmy disperzie olova, avšak problém nastáva pri chronickej expozícii vyššími koncentraciami olova, kedy môžu byť kapacity týchto mechanizmov prekročené. V prípade bezstavovcov bola potvrdená aj „biomagnifikácia“ olova v časti trofického reťazca (závisí od biochémie prostredia) (PRASUNA *et al.* 2012). Nakoľko ide o prvky, ktorých zlúčeniny sú vysoko toxické, možný vstup kontaminovaného povrchového odtoku do riečného ekosystému predstavuje závažnú environmentálnu hrozbu. Predstavujú riziko nielen pre vodné organizmy, ale aj pre ľudské zdravie – kontaminovaná voda sa môže dostať do potravinového reťazca obzvlášť ak je používaná ako pitná, závlahová či úžitková. Polutanty sa časom akumulujujú v sedimentoch odkiaľ môžu byť mobilizované narušením usadenín, zmenou pH a pod.

Porovnaním tabuliek 2 a 3 môžeme zistiť, že podiel povrchového odtoku z jednotlivých nepriepustných povrchov je podobný podielom ich plošnej výmery. Vyšší je len povrchový odtok zo striech budov. Pri pohľade do tabuľky 2 môžeme konštatovať, že pre sídelné (pracovné a iné) potreby približne 75 tis. obyvateľov boli vybudované nehnuteľnosti, ktoré zaberajú výmeru cca 300 ha. Pre ich pohyb, dopravu, či prepravu materiálu bolo potrebné pokryť nepriepustnými povrchmi 260 ha pôdy. Ďalších 210 ha zaberajú parkoviská, námestia ihriská a podobne. Zjednodušene môžeme povedať, že na vybudovanie 100% budov bolo potrebné pokryť ďalších 89% povrchu krajiny cestami a 72% plôch parkoviskami. Tieto údaje je nevyhnutné brať do úvahy pri ďalšom rozvoji urbánnych priestorov.

Pri urbánnom rozvoji len ťažko znížime plochu nepriepustných povrchov tvorenú budovami, ale môžeme zvýšiť podiel aspoň čiastočne priepustných povrchov v prípade budovania parkovísk, napr. s využitím vegetačných polopriepustných tvárnic, líniových porastov vegetácie medzi jednotlivými sériami parkovacích boxov a pod.). V prípade námestí tiež môžeme zvýšiť podiel vegetácie, z pohľadu rozoberanej témy je výrazne

negatívnym javom moderný architektonický trend rozširovania plôch mobilnej vegetácie (kvetiny, kry a stromy) v betónových kontajneroch súbežne so znižovaním tradičných plôch zelene a tým aj podielu priepustných povrchov.

ZÁVER

Rozširovanie miest a s tým spojené zväčšovanie výmery nepriepustných povrchov so sebou prináša viacero krajinnokoekologických a environmentálnych rizík. N prípade modelového územia intravilánu Banskej Bystrice sme prakticky poukázali len na niekoľko z nich. Medzi najzávažnejšie zistenia patrí 45% podiel úplne nepriepustných povrchov (komunikácie, budovy, parkoviská, námestia...). Priemerný ročný odtok v objeme 6,251 mil. m³ by dokázal zaplniť vodné dielo Ružín II na rieke Hornád. Povrchový odtok z nepriepustných povrchov je až 64 krát vyšší v porovnaní s prírodnými (lesnými) povodiami. Je nositeľom významného množstva znečisťujúcich látok, hlavne v prípade privalových dažďov po dlhšom bezsrážkovom období. Rozvoj urbanizácie so sebou prináša nielen riziko urýchleného povrchového odtoku ale aj jeho podstatne väčší objem, ktorý môže viesť k nadlepšeniu povodňových prietokov. Preto by akékoľvek ďalšie rozširovanie miest, resp. koncentrácia nepriepustných povrchov všeobecne mala byť dôslednejšie posudzovaná subjektmi decíznej sféry.

Pod'akovanie

Tento výskum bol podporený projektmi APVV-0591-07, APVV-0625-11, VEGA č. 1/1190/12 a UGA I-11-005-09.

LITERATÚRA

- ARNOLD, C. L., GIBBONS, C. J. 1996. Impervious Surface Coverage: The Emergence of a Key Environmental Indicator. *Journal of the American Planning Association*, 62, 2, s. 243–258
- BAUER, M. E., HEINERT, N. J., DOYLE, J. K., YUAN, F. 2004. Impervious Surface Mapping and Change Monitoring Using Landsat Remote Sensing. *Proceedings, American Society of Photogrammetry and Remote Sensing Annual Conference*. May 24-28, 2004. unpaginated CD ROM, 10 s.
- BEDRNA, Z. 2002. *Environmentálne pôdoznanectvo*. Veda, Bratislava, 352 s.
- BLUM, W. E. 1990. The Challenge of Soil Protection in Europe. *Environmental Conservation*, 17, 1, s. 72–74

- BOLUND, P., HUNHAMMAR, S. 1999. Ecosystem Services in Urban Areas. *Ecological Economics*, 29, 2, s. 293–301
- BOYD, M. J., BUFILL, M. C., KNEE, R. M. 1993. Pervious and Impervious Runoff in Urban Catchments. *Hydrological Sciences – Journal des Sciences Hydrologiques*, 38, 6, s. 463–748
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R., PARUELO, J., RASKIN, R., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M. 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, 387, 15, s. 253–260
- DOUGHERTY, M., DYMOND, R. L., GOETZ, S. J., JANTZ, C. A., GOULET, N. 2004. Evaluation of Impervious Surface Estimates in a Rapidly Urbanizing Watershed. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 70, 11, s. 1275–1284
- DOUGLAS, I., KOBOLD, M., LAWSON, N., PASCHÉ, E., WHITE, I. 2007. Characterization of Urban Streams and Urban Flooding. In: ASHLEY, R., GAVIN, S., PASCHÉ, E., VASSILOPOULOS, A., ZEVENBERGEN, C. (eds.): *Advances in Urban Flood Management*, Taylor Francis Group, s. 29–58
- DUNNE, T., LEOPOLD, L. B. 1978. *Water in Environmental Planning*. New York, 818 s.
- EISLER, R. 1985. Cadmium Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review. US Fish Wildl. Ser. Biol. Rep. 85(1.2)
- ELMORE, A. J., KAUSHAL, S. S. 2008. Disappearing Headwaters: Patterns of Stream Burial Due to Urbanization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, s. 308–312
- GEIGER, W. F., DORSCH, H. R. 1980. *Quantity – Quality Simulation (QQS): A Detailed Continuous Planning Model for Urban Runoff Control*. Model Description, Testing and Application, Washington D.C., US EPA, EPA-600/2-90-011
- GRIMMOND, C. S. B., OKE, T. R. 1991. An Evapotranspiration-Interception Model for Urban Areas. *Water Resources Research*, 27, 7, s. 1739–1775.
- HOWARD, K. W. F. 2002. Urban Groundwater Issues – An Introduction. In HOWARD, K. W. F., ISRAFILOV, R.G. (Eds): *Current Problems of Hydrogeology in Urban Areas, Urban Agglomerates and Industrial Centres*. NATO Science Series. IV Earth and Environmental Sciences, 8, s. 1–15
- HVITVED-JACOBSEN, T., VOLLERTSEN, J., NIELSEN, A. H. 2010. *Urban and Highway Stormwater Pollution*. Taylor and Francis Group, Boca Raton, USA, 334 s.
- KAUSHAL, S. S., BELT, K. T. 2012. The Urban Watershed Continuum: Evolving Spatial and Temporal Dimensions. *Urban Ecosystems*, 15, 2, Springer, s. 409–435
- LEE, J., HEANEY, J. 2003. Estimation of Urban Imperviousness and its Impacts on Storm Water Systems. *Journal of Water Resources Planning Management*, 129, 5, s. 419–426
- LERNER, D. N. 1990. Groundwater Recharge in Urban Areas. *Atmospheric Environment*. Part B. Urban Atmosphere, 24, 1, s. 29–33
- MAIDMENT, D. R. (ed.) 1992. *Handbook of Hydrology*. McGraw-Hill Inc., 1992 s.
- MARK, A., MAREK, P. E. 2011. *Hydraulic Design Manual*. Texas Department of Transportation, 474 s.
- MAY, C. W., HORNER, R. R. 2000. The Cumulative Impacts of Watershed Urbanization on Stream-riparian Ecosystems. In *Proceedings of the American Water Resources Association International Conference on Riparian Ecology and Management in Multi-Land Use Watersheds*, Portland, Oregon, s. 281–286
- MIDRIAK, R. 1993. Povrchový odtok a erózne pôdne straty v lesných porastoch Slovenska. *Acta Facultatis Forestalis*, 35, Zvolen, s. 71–85
- MIŇDÁŠ, J., TÓTHOVÁ, S. 2004. Depozícia elementov v lesných ekosystémoch Slovenska – výsledky monitoringu. In ŠIŠKA, B., IGAZ, D. (eds.) *Bioklimatologické pracovné dni 2004*, (CD ROM) 8 s.
- NEW ZEALAND INSTITUTE OF ENGINEERS (NZIE) 1980. *A Guideline and Procedure for Hydrological Design of Urban Stormwater Systems*. NZIE, Auckland, 19 s.
- OKE, T. R. 1987. *Boundary Layer Climates*. Routledge, 435 s.
- PRASUNA, S. G., PAVANI, V., NAGESWARA, N. A. 2012. Food Chain Bioaccumulation of Lead in *Chrissia halyi* (Ferguson 1969) Using *Cladophora* as Feed. *European Journal of Experimental Biology*, 2, (1), s. 83–87
- SINDAYIGAYA, E. R., CAUWNBURGH, V., ROBERECHT, H., DEELSTRA, H. 1994. Copper, Zinc, Manganese, Iron, Lead, Cadmium, Mercury, and Arsenic in Fish from Lake Tanganyika, Burundi. *The Science of the Total Environment*, 144, s. 103–115
- SOBOCKÁ, J. 2005. Funkcie urbánnych pôd a ich odraz v legislatíve. In: SOBOCKÁ, J. (ed.) *VII. zjazd Slovenskej spoločnosti pre poľnohospodárske, lesnícke, potravinárske a veterinárske vedy pri SAV*, s. 32–36
- SOBOCKÁ, J. 2007. Urbánne pôdy ako súčasť mestskej populácie. *Enviromagazín*, 4, s. 28–29
- SOTÁK, Š., BORSÁNYI, P. 2000. Zrážkové pomery Zvolenskej kotliny a ich rizikové prejavy na prírodné prostredie. In: *Bioklimatológia a životné prostredie*, Košice, 12.–14. septembra 2000, CD ROM, 7 s.
- SUTHERLAND, R. C. 1995. Methodology for Estimating the Effective Impervious Area of Urban Watersheds. *Watershed Protection Techniques*, 2, 1, s. 282–284
- SZTRUHÁR D., SOKÁČ M. 2005. *Hydrologia urbanizovaných území*. STU Bratislava, 192 s.

- TAHA, H., AKBARI, H., ROSENFELD, A. 1991. Heat Island and Oasis Effects of Vegetative Canopies: Micrometeorological Field Measurements. *Theoretical and Applied Climatology*, 44, s. 123–138
- THOMPSON, D. B. 2006: *The Rational Method*. R. O. Anderson Engineering. <http://drdbthompson.net/writings/rational.pdf>
- TODD, D. A. 1989. Impact of Land Use and Nonpoint Source Loads on Lake Quality. *Journal of Environmental Engineering*, 115, 3, s. 633–649
- TURISOVÁ, I., HLADKÁ, D., SABO, P., MARTINCOVÁ, E., UHLIAROVÁ, E. 2010. Kúpeľný park mesta Piešťany a jeho mikroklimatická funkcia. In: JUHÁSOVÁ, G., ADAMČÍKOVÁ, K., KOBZA, M., ONDRUŠKOVÁ, E. (Eds.) *Dreviny vo verejnej zelenej 2010*. ÚEL SAV Zvolen, s. 234–241
- VERWORN H. R. 2000. Advances in Urban-drainage Management and Flood Protection. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, The Royal Society, s. 1451–1460
- VIESSMAN, W. J., LEWIS, G. L. 2005. *Introduction to Hydrology*. Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 612 s.
- YANG, L. I., XIAN, G., KLAVER, J. M., DEAL, B. 2003. Urban Land Cover Change Detection through Sub-Pixel Imperviousness Mapping Using Remotely Sensed Data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 69, 9, s. 1003–1010
- YUAN, F., BAUER, M. E. 2007. Comparison of Impervious Surface Area and Normalized Difference Vegetation Index as Indicators of Surface Urban Heat Island Effects in Landsat Imagery. *Remote Sensing of Environment*, 106, s. 375–386
- Výhláška MŽP SR 397/2003 Z. z., ktorou sa ustanovujú podrobnosti o meraní množstva vody dodanej verejným vodovodom a množstva vypúšťaných vôd, o spôsobe výpočtu množstva vypúšťaných odpadových vôd a vôd z povrchového odtoku a o smerných číslach spotreby vôd