

UNIVERZITA KARLOVA v PRAZE
Přírodovědecká fakulta
Katedra fyzické geografie a geoekologie



**VLIV URBANIZACE NA KVALITU HABITATU
VODNÍCH TOKŮ**

(bakalářská práce)

**IMPACT OF URBANIZATION ON STREAMS HABITAT
QUALITY**

(bachelor's thesis)

Monika STÁDNÍKOVÁ

Vedoucí práce: RNDr. Milada Matoušková, Ph.D.

Praha 2010

Prohlašuji, že jsem zadanou bakalářskou práci vypracovala sama a že jsem uvedla veškeré použité informační zdroje.

V Praze dne 25. 8. 2010

.....

Ráda bych poděkovala RNDr. Miladě Matouškové, Ph.D. za odborné vedení mé bakalářské práce.

Abstrakt

Zvýšení nepropustného pokrytí krajiny jako důsledek urbanizace mění přirozený cyklus vody. Změny ve tvaru a rozměrech městských toků a následné zhoršení kvality vody jsou nejvíce viditelné dopady zvýšené nepropustnosti. Větší četnost a prudkost záplav, eroze koryta a narušení vodních habitatů vyplývají z urbanizace povodí. Proměny vodního prostředí v návaznosti na hydrologické změny velmi ovlivňují fungování vodních toků.

Klíčová slova: urbanizace, nepropustné povrchy, syndrom urbanizovaného toku

Abstract

Increased impervious cover associated with urbanization alters the natural cycling of water. Changes in the shape and size of urban streams, followed by decreased water quality, are the most visible effects of increased imperviousness. Greater frequency and severity of flooding, channel erosion and destruction of aquatic habitat commonly follow watershed urbanization. Alterations in the aquatic environment associated with these hydrological changes greatly compromise the normal functioning of waterways.

Key words: urbanization, impervious surfaces, urban stream syndrome

Obsah

| | |
|---|-----------|
| Úvod a cíl práce | 6 |
| 1 Dosavadní průzkum | 7 |
| 2 Urbanizace | 11 |
| 2.1 Městská populace | 12 |
| 2.2 Nepropustné povrchy | 16 |
| 2.2.1 Celkové nepropustné plochy vs. efektivní nepropustné plochy | 19 |
| 2.3 Městský tepelný ostrov | 20 |
| 3 Habitat toků | 22 |
| 3.1 Ekosystém vodního toku | 24 |
| 3.2 Důležité funkce ve vodním toku | 27 |
| 4 Charakter urbanizovaných vodních toků | 29 |
| 4.1 Vliv urbanizace na hydrologii | 31 |
| 4.1.1 Objem odtoku | 32 |
| 4.1.2 Rychlost průtoku | 33 |
| 4.1.3 Plnokapacitní průtok (bankfull flow) | 34 |
| 4.1.4 Bazální odtok | 35 |
| 4.1.5 Dopad hydrologických změn na biologickou složku | 37 |
| 4.2 Vliv urbanizace na fluviální morfologii toku | 38 |
| 4.2.1 Změna morfologie koryta při zástavbě | 38 |
| 4.2.2 Eroze koryta | 40 |
| 4.2.2.1 Vliv vegetace na erozi koryta | 41 |
| 4.2.2.2 Vliv rozšiřování koryt na dodávky sedimentů | 42 |
| 4.2.3 Transport sedimentů | 42 |
| 4.2.4 Umělé úpravy koryt | 43 |
| 4.3 Kvalita vody urbanizovaných toků | 46 |
| 4.3.1 Látkové znečištění | 46 |
| 4.3.1.1 Látkové znečištění v atmosférických srážkách | 47 |
| 4.3.1.2 Znečištění na zastavěných plochách | 48 |
| 4.3.1.3 Znečištění z dopravy | 48 |
| 4.3.1.4 Znečištění ze střech | 49 |
| 4.3.1.5 Znečištění a odvodnění | 50 |
| 4.3.2 Sediment | 51 |
| 4.3.3 Teplota | 51 |
| 4.3.4 Narušení estetické | 52 |
| 5 Metody | 53 |
| 5.1 Metody určování nepropustnosti | 53 |
| 5.2 Ekohydrologické metody | 55 |
| 6 Shrnutí | 57 |
| 7 Závěr a diskuze | 59 |
| 8 Použitá literatura | 60 |
| Seznam obrázků, grafů a tabulek | 66 |

Úvod a cíl práce

V dávných dobách obydlená území zaujímal pouze malé izolované části. S postupem času se tyto části rozrůstaly, až se civilizovaná místa spojila a pevninu téměř úplně zaplnila.

Dnešní světová populace má tendenci se stále více koncentrovat do měst a jejich okolí. Antropogenní činnost zvyšuje tlak kladený na přírodní ekosystémy v urbanizovaném prostoru. V původním přirozeném prostředí přibývá pro nutnou dopravní infrastrukturu a určité pohodlí lidí množství nejrůznějších zpevněných ploch, které znamenají nevratný zásah do okolní krajiny, přičemž vodní toky představují pouze jednu její část.

Rozvoj měst ovlivňuje stále větší množství vodních toků. V Evropě nalezneme již jen velmi málo vodních toků, které by nebyly přímo či nepřímo ovlivněny. Vlivem změn způsobených rostoucí urbanizací krajiny však ztrácejí svůj přirozený charakter a funkci a ovlivněn tak není jen samotný tok protékající městem, ale i další úseky toku za ním (Komínková a kol., 2007).

Cílem práce je zhodnocení vlivu urbanizačního procesu v městské a příměstské krajině a jeho vlivu na srážko-odtokový režim, dynamiku fluviálně-morfologických procesů, kvalitu povrchových vod a fyzický habitat vodních toků.

Na základě rešerše české i zahraniční odborné literatury budou tyto změny dokumentovány.

1 Dosavadní průzkum

Růst měst i jejich zázemí představuje nevratný zásah do okolní krajiny. Vliv urbanizace i suburbanizace se projevuje v přírodním i sociálním prostředí. Sociálnímu pohledu se věnují Ouředníček (2002; Ouředníček a kol., 2008), Sýkora (2002; 2003; aj.), ročníkové práce (Puldová, 2006), publikace *Suburbanizace.cz* (Ouředníček a kol., 2008) či práce Cílka a Baše (2005).

Z pohledu fyzické geografie se na urbanizaci dá pohlížet jako na zábor půdy. Na příkladu pražské periferní zóny Šefrna a Spilková (2010) zkoumali nekoordinovaný růst velkých obchodních center a následný dopad na využití ploch. Takováto odchodní centra zabírají velké plochy původně zemědělské půdy a navíc se často jedná o půdy kvalitní, které jsou tak trvale znehodnoceny. Bakalářské práce pojednávající o záboru půd v důsledku suburbanizace představují například Stachura (2010), Havel (2010) či Duchoslavová (2009). Příspěvek od Scalenghe a Marsan (2009) popisuje hutnění půd v urbanizovaných oblastech, které vede ke snížení propustnosti půd a ztrátě biodiverzity.

Pokud chápeme urbanizaci jako konečnou fázi transformace využití půdy, představuje nejhlubší zásah do původních přirozených vazeb mezi půdním a vodním ekosystémem. V tomto smyslu je nejvýznamnějším dopadem procesu urbanizace změna hydrologického cyklu a srážko-odtokových vztahů, promítající se do změn hydromorfologických podmínek toku (Pollert a kol., 2004).

Dalším významným dopadem urbanizace jsou změny v chemickém a fyzikálně-chemickém stavu vodního prostředí zahrnující degradaci kvality vody a sedimentů (Duncan, 1997) z hlediska jejich vlivu na složení a přežití vodních organismů.

Důsledkem modifikace přírodního prostředí jsou pak transformace v biologické složce zahrnující změny ve složení fytoplanktonu, makrofyt a fytobentosu, bentického společenstva, rybí obsádky a vodní vegetace. Ekologický stav toku pak odráží důsledky urbanizace ve všech třech uvedených oblastech (Pollert a kol., 2004).

Souhrnně tyto dopady říčních procesů popisují Walsh a kol. (2005) termínem „syndrom urbanizovaného toku“ (urban stream syndrome), který se v odborné literatuře objevuje v posledních několika letech. Popisuje celkovou degradaci toků protékajících urbanizovanými oblastmi, přičemž zahrnuje nejen viditelné změny podoby koryta, ale také následné zhoršení funkcí a struktur akvatického prostředí.

Mezi symptomy syndromu urbanizovaných toků patří změny hydrologických podmínek v toku (častý výskyt umělých povodní), změny morfologie koryta, zvýšené množství živin, přítomnost chemických znečišťujících látek, snížení biologické diverzity

vodního společenstva a vyšší zastoupení druhů tolerantních. Mechanismy, které ovlivňují syndrom městských toků, jsou velmi komplexní a proměnlivé, ale i přesto u řady z nich je možné sledovat stejný trend všude na Zemi. V některých oblastech se pak projevují i další příznaky, jako je snížení minimálního průtoku, zvýšení koncentrace suspendovaných látek atd. Velikost jednotlivých vlivů se nemění jen v závislosti na stupni urbanizace, ale podílí se na nich i celá řada dalších faktorů (Komínková a kol., 2007).

Tabulka 1 shrnuje nejčastěji popisované symptomy spojované s urbanizací.

Tabulka 1: Důsledky spojované se syndromem urbanizovaných toků

| Ukazatel | Symptom |
|--------------------------------|--|
| Hydrologie | zvýšení frekvence výskytu povodní |
| | zvýšení frekvence výskytu erozivních průtoků |
| | zvýšení maximálních průtoků |
| | vyšší a rychlejší špičky průtoků |
| | zvětšení rozdílu v hydrografu |
| | změny základních m-denních průtoků * |
| Chemie vody a sedimentu | vyšší obsah živin |
| | vyšší obsah toxických látek |
| | zvýšení teploty |
| | zvýšení obsahu suspendovaných látek * |
| | pokles retence organické hmoty |
| Morfologie koryta | nárůst šířky koryta |
| | nárůst hloubky tůní |
| | pokles stability koryta |
| | snížení kontinuity toku |
| | změny sedimentačních procesů * |
| | opevnění toku (meliorace) |
| Ryby | úbytek citlivých druhů |
| | zvýšení počtu tolerantních druhů * |
| | změna abundance * |
| | pokles rybí biomasy * |
| Zoobentos | nárůst počtu tolerantních druhů |
| | pokles počtu citlivých druhů |
| | úbytek dravců * |
| Řasy | vyšší množství eutrofních rozsivek |
| | nižší množství oligotrofních rozsivek |
| | změna biomasy * |
| | výskyt toxických řas |
| Funkce ekosystému | změny v příjmu živin a jejich retenci * |
| | změny poměru mezi produkcí a respirací * |

Zdroj: Komínková a kol. (2007) dle Walsh a kol. (2005), upraveno

*Pozn.: u důsledků označených * nebyla jasně prokázána závislost na stupni urbanizace*

Vodním tokům v městské krajině se z dalších zahraničních autorů věnují například Paul a Meyer (2001) ve své práci „Streams in the Urban Landscape“, ve které se podobně jako Walsh a kol. zamýšlejí nad problematikou nepropustnosti v městských prostředích a jejími dalšími následky na hydrologické, geomorfologické, chemické i biologické vlastnosti. Tímto příspěvkem se inspiroje mnoho autorů.

Mnoho prací spojovaných s městskými toky je publikováno v Centru na ochranu povodí (Center for Watershed Protection) v Marylandu. Jako příklad uvedu souhrnnou práci mnoha výzkumů vedených převážně v USA - „Impacts of Impervious Cover on Aquatic Systems“ (CWP, 2003), kterou sestavil významný představitel tohoto centra Tom Schueler.

Inspirativní publikací může být „Restoring Streams in Cities: A Guide for Planners, Policymakers and Citizens“ (Riley, 1998). Výzkum vodních toků provádí například i německý Institut na ochranu krajiny (Institut für Landespflege) ve Freiburgu.

K posouzení míry degradace prostředí vodního toku se využívá hydroekologické hodnocení toků. Tímto tématem se na Českém vysokém učení technickém (ČVUT) v Praze zabývá především Mattas (Mattas, 2007; Matoušková a Mattas, 2003). Studentské práce ekomorfológického hodnocení představují například Prokop (2001), Dohnalová (2001) či Stříbrský (2002). Nejen na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy (PřF UK) v Praze se přínosem k hodnocení toků stala metoda Matouškové (2003; 2007) „Ekomorfológické hodnocení kvality habitatu vodních toků“ (EcoRivHab), při které se na základě terénního průzkumu následně rozlišují úseky přírodě blízké až silně ovlivněné člověkem. Touto a dalšími metodami se zabývají bakalářské a diplomové práce vedené na Katedře fyzické geografie a geoekologie (Bicanová, 2005; Šípek, 2006; Vondra, 2006; aj.). Diplomová práce Dvořáka (2008) hodnotí kvalitu habitatu antropogenně ovlivněného vodního toku na modelovém povodí Bíliny s použitím dvou metod ekomorfológického průzkumu. Kukla (2003) se ve své bakalářské práci o antropogenně ovlivněném povodí Kunratického potoka v Praze mimo jiné zabývá umělými úpravami koryta, které na tomto toku zaujímají přes 40 %. Kopp (2004) se v disertační práci zabývá ekomorfológickým hodnocením povodí v příměstské krajině.

Velké množství prací o kvalitě vody na malých povodích je zpracováváno pod vedením Ing. Benešové, CSc. na Ústavu pro životní prostředí na PřF UK v Praze. Jedná se například o Litovicko-Šárecký potok (Hřebíková, 2007), Kunratický potok (Jánošková, 2004) či Botič (Špačková, 1999). Mezi další práce věnované tokům na území Prahy patří např. „Assessment of Ecological Status in Small Urban Streams of Prague Agglomeration“

(Nábělková a kol., 2003) sledující Botič, Komořanský a Zátíšský potok. Nábělková také v disertační práci (2005) pojednává o mobilitě těžkých kovů v prostředí malých urbanizovaných toků. Hnaťuková (2007) se ve své disertační práci zabývá distribucí a mobilitou těžkých kovů v prostředí drobných vodních toků ovlivněných městským odvodněním, konkrétně Botiči, Rokytce a na Kunratickém potoce. Drobné vodní toky v urbanizovaných oblastech jsou dynamické systémy ovlivněné náhlými změnami fyzikálních, chemických a hydraulických podmínek. Časté překračování přirozených průtoků společně se znečištěním v důsledku městského odvodnění, průmyslu a silniční dopravy vede ke kolísání hydrologických a fyzikálně-chemických parametrů (pH, vodivost aj.) vody ovlivňujících mimo jiné i distribuci těžkých kovů.

Novým přístupům k odvádění dešťových vod z urbanizovaných území se věnuje diplomová práce Benešové (2007) zpracovávané na Ústavu hydrologie, inženýrské geologie a užití geofyziky na PřF UK.

V roce 1998 vzniklo při Fakultě stavební na ČVUT nové pracoviště „Laboratoř ekologických rizik městského odvodnění“ (LERMO). Kromě pedagogické činnosti se zabývá i vědecko-výzkumnou činností, která je zaměřena na povrchový odtok a jeho ekologická rizika v urbanizovaných územích a dále na hydrodynamická a transportní rizika odvedení povrchového odtoku z urbanizovaných územích a urbanizací ovlivněných území (Pollert, 2000). O několik let dříve došlo k zahájení spolupráce mezi vodohospodářskými katedrami ČVUT a švýcarským EAWAGem (Federální ústav pro zásobování vodou, čištění odpadních vod a ochranu vodních toků při Vysokých školách technických v Curychu ve Švýcarsku). Informace ze společných projektů, z odborných kurzů v Česku a ve Švýcarsku byly zahrnuty do podkladů přednášek LERMO. Během let nashromážděný materiál se stal hlavním podkladem rozsáhlé publikace „Odvodnění urbanizovaných území - koncepční přístup“ (Krejčí, 2002). Řešení problému městského odvodnění je možné tehdy, budou-li do koncepčních řešení zahrnuty veškeré prvky vodního hospodářství v urbanizovaných povodích, kterých se městské odvodnění týká: od dešťových srážek a vzniku odpadní vody, přes jejich transport a čištění po jejich projev ve vodních tocích, jezerech, nádržích a v podzemní vodě. Je tedy nutné zahrnout všechny probíhající procesy, čili použít „integrováný způsob řešení“. Vzniká tak nová disciplína zabývající se koloběhem vody a veškerých látek v urbanizovaném povodí - městská hydrologie („Urban Hydrology“, „Siedlungshydrologie“, „Hydrologie urbaine“). Ta je definována jako mezioborová disciplína, která se zabývá vztahy mezi vodou v osídlených oblastech a lidskou společností (Krejčí, 2002).

2 Urbanizace

Města existovala od raných dob zemědělské civilizace a jejich podoba se až do nedávné doby měnila jen v nepatrných rysech. Zaujímal poměrně malou plochu a od okolní krajiny byla většinou jasně ohraničena (například středověká města hradbami). Ve městech žil jen malý podíl obyvatelstva, neboť většina lidí obývala volnou krajinu na venkově (Moldan, 1997).

S rostoucí urbanizací oblasti rostou i nároky na krajinu, protože s celkovým růstem světové populace dochází k rozsáhlejšímu osídlování krajiny a s ní spojeným zajišťováním potřebné infrastruktury. Ve 20. století došlo k výrazné koncentraci obyvatelstva do měst. S růstem počtu měst a zvětšováním jejich velikosti přibývá dalších ploch, které obecně nazýváme jako plochy urbanizované. Řadíme sem plochy dopravní (silnice, dálnice, železnice, parkoviště, letiště), pozemky průmyslových závodů a nejrůznějších služeb, sportoviště apod. V případě suburbanizace přibývá také ploch rezidenčních a komerčních (logistické areály, hypermarkety a další obchody, částečně i výroba a zábava). Růst urbanizace je dán velkou koncentrací investic a pracovních příležitostí, průmyslu, nejrůznějších služeb a nových technologií v prostorách měst, kde se také soustřeďuje bohatší kulturní život, věda a vzdělání (Moldan, 1997).

Urbanizace je vývojový proces, kdy se přírodní krajina stává městskou. Kromě samotného vzniku a růstu měst a koncentrace lidí v nich jako urbanizaci chápeme i přeměnu původně venkovských osad na městská sídla (Wirth, 1938) včetně dílčích procesů jako suburbanizace apod.

Urbanizace je historicky chápána jako přesun dosud venkovského obyvatelstva do měst. Stupeň urbanizace, tj. podíl obyvatel, žijících ve městech, určoval stupeň ekonomického rozvoje jednotlivých zemí. Rychlý růst měst sebou přináší značné problémy jako je dostupnost vody, čištění odpadních vod, ztráta tradiční krajiny, zhoršená dopravní situace apod. (Cílek a Baše, 2005).

Suburbanizací zpravidla rozumíme růst města prostorovým rozpínáním do okolní venkovské a přírodní krajiny (Sýkora, 2003). Ouředníček (2002) uvádí, že proces suburbanizace je v současnosti vnímán jako součást procesu vývoje měst, tj. procesu urbanizace a že suburbanizace v sobě nese kromě kvantitativních charakteristik růstu suburbií rovněž znaky kvalitativní přeměny fyzického a sociálního prostředí předměstských oblastí. Na proces nelze pohlížet pouze jako na růst počtu obyvatelstva, ale i jako na změnu funkčního využití území, proměnu architektury a infrastruktury a výraznou změnu sociální struktury obyvatelstva. Ouředníček a kol. (2008) vykládají

proces suburbanizace jako přesun obyvatel, jejich aktivit a některých funkcí z jádrového města do zázemí. Jedná se o typický proces rozšiřování území města, který můžeme zaznamenat jak u většiny měst vyspělých zemí, tak v historickém vývoji našich měst.

Podle Sýkory (2002) se jedná o komplexní proces, který je podmíněn a způsoben řadou vzájemně souvisejících faktorů, které ovlivňují růst měst. Nejde však o každé rozšiřování zastavěného území, ale o takový rozvoj v okolí měst, který působí jako rozvolněné rozšiřování měst do okolní venkovské a přírodní krajiny. Suburbanizace je spojována s mnohem nižší hustotou osídlení, než existuje ve městě, nízkou hustotou obytné zástavby, neomezeným rozpínáním výstavby směrem ven z města, přičemž se často jedná o nesouvislou, roztroušenou, řídkou zástavbu, a prostorovým odloučením různých druhů využití pozemků.

2.1 Městská populace

Rozmístění obyvatelstva světa je ovlivněno celou řadou přírodních a sociálních podmínek a tudíž nerovnoměrné. Na Zemi se nacházejí zcela opuštěné či jen zřídka osídlené oblasti. Naopak existují místa s výhodnými přírodními i ekonomickými podmínkami, především s dostatkem pracovních příležitostí. Takové oblasti představovala dříve úrodná údolí velkých řek, místa s dostatkem vody a vhodným klimatem pro zemědělství. V současnosti to jsou především rozsáhlá seskupení měst s velkým soustředěním obyvatel (Ouředníček, 2001).

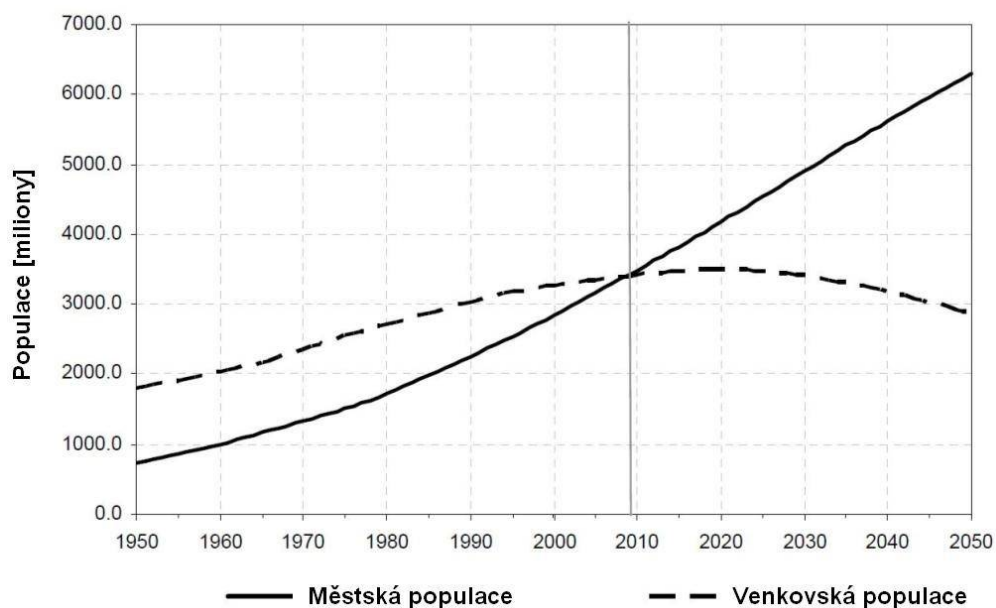
Celková světová populace v roce 2009 dosahovala přibližně 6,8 miliardy lidí a jejich koncentrace ve městech neustále roste. Dnešní světová populace získává stále více městský charakter. V roce 2009 městská populace překročila 50% hranici a mírně tak převýšila do té doby převažující venkovskou populaci (graf 1). Předpokládá se, že tento růst obyvatel ve městech a klesající počet lidí žijících ve venkovských oblastech bude nadále pokračovat (United Nations, 2010).

Mezi lety 2009 a 2050 se očekává nárůst světové populace o 2,3 miliardy obyvatel a tím nárůst z 6,8 miliard na 9,1 miliard obyvatel (United Nations, 2009). Stejně tak se do roku 2050 očekává nárůst populace žijících ve městech z dnešních 3,4 na 6,3 miliardy lidí, což je hodnota celkové světové populace dosažená v roce 2003 (United Nations, 2003).

Rozložení populace na kontinentech je nerovnoměrné a liší se v rozvinutých a rozvojových zemích. V roce 2009 žilo v městských oblastech rozvinutějších regionů asi 75 % obyvatel a 45 % v méně rozvinutých.

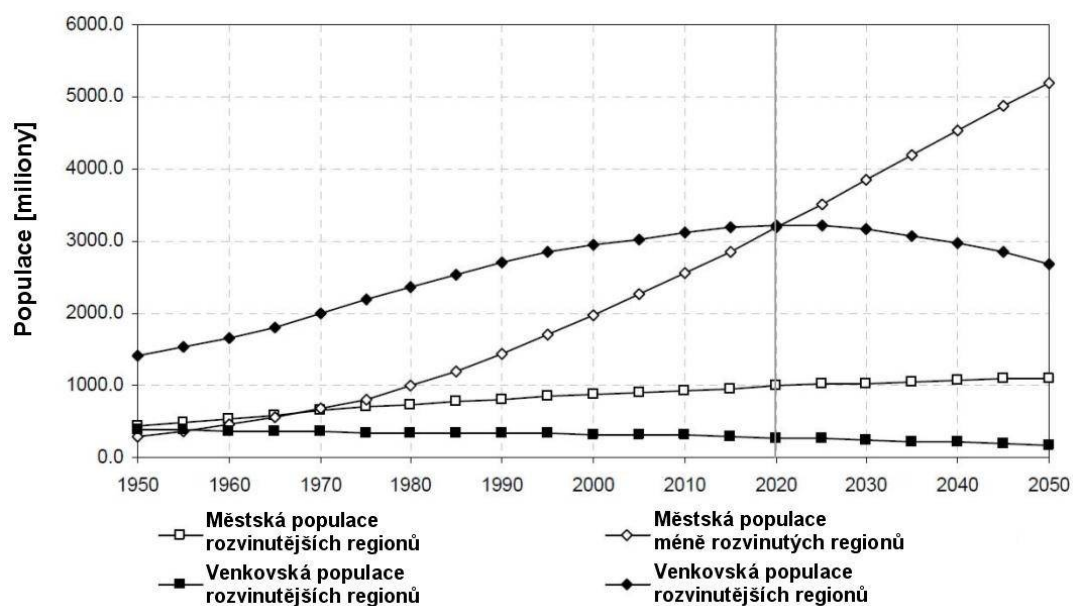
Velký nárůst obyvatelstva se očekává v městských oblastech méně rozvinutých regionů. Mírný nárůst je předvídan u městské populace rozvinutějších regionů a naopak pokles venkovské populace v méně rozvinutých regionech. Vývoj městské a venkovské populace rozlišené dle rozvoje znázorňuje graf 2.

Graf 1: Městská a venkovská populace ve světě v období 1950-2050



Zdroj: United Nations (2010), upraveno

Graf 2: Městská a venkovská populace dle rozvoje



Zdroj: United Nations (2010), upraveno

V roce 1950 existovaly pouze 2 megalopole - New York a Tokio, v roce 1975 přibyl Mexico City. K roku 2009 tvořilo 21 městských aglomerací megalopole, města s nejméně 10 miliony obyvatel, a zahrnovalo téměř 10 % celkové městské populace, což je stejná hodnota, kterou dosahovala velká skupina menších měst od půl do jednoho milionu. Přesto více než polovina městských obyvatel v roce 2009 žila ve městech s méně než půl milionem obyvatel. Tabulka 2 vyjadřuje rozložení populace ve městech různé velikostní třídy a její procentuální zastoupení (United Nations, 2010).

Tabulka 2: Rozložení světové populace ve městech různé velikostní třídy

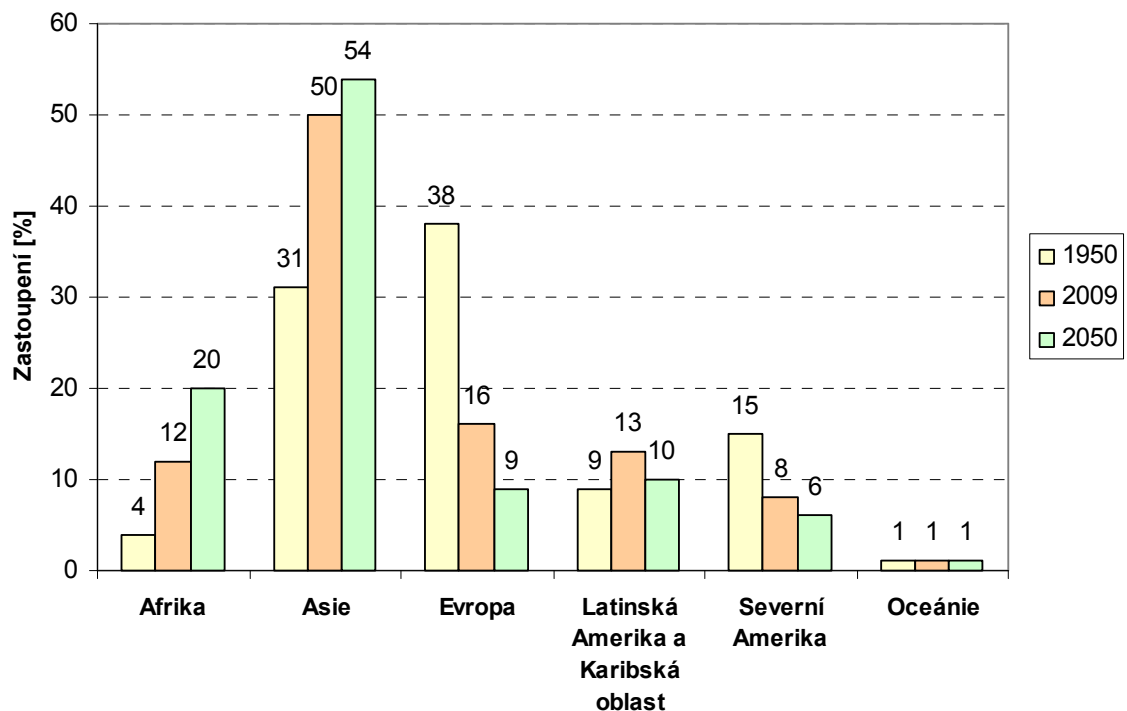
| Skupina vývoje | Velikostní třída měst [milionů obyvatel] | Populace [miliony] v letech | | | Zastoupení [%] v letech | | |
|------------------------|--|-----------------------------|------|------|-------------------------|-------|-------|
| | | 1975 | 2009 | 2025 | 1975 | 2009 | 2025 |
| Svět | Celkem | 1511 | 3421 | 4536 | 100,0 | 100,0 | 100,0 |
| | 10 a více | 53 | 320 | 469 | 3,5 | 9,4 | 10,3 |
| | 5 až 10 | 109 | 225 | 321 | 7,2 | 6,6 | 7,1 |
| | 1 až 5 | 292 | 749 | 1004 | 19,3 | 21,9 | 22,1 |
| | 0,5 až 1 | 157 | 352 | 465 | 10,4 | 10,3 | 10,3 |
| | méně než 0,5 | 900 | 1775 | 2277 | 59,6 | 51,9 | 50,2 |
| Rozvinutější regiony | Celkem | 698 | 924 | 1014 | 100,0 | 100,0 | 100,0 |
| | 10 a více | 42 | 101 | 104 | 6,1 | 10,9 | 10,3 |
| | 5 až 10 | 50 | 45 | 70 | 7,1 | 4,9 | 6,9 |
| | 1 až 5 | 137 | 202 | 207 | 19,6 | 21,9 | 20,4 |
| | 0,5 až 1 | 73 | 84 | 92 | 10,5 | 9,1 | 9,0 |
| | méně než 0,5 | 396 | 491 | 541 | 56,7 | 53,2 | 53,4 |
| Méně rozvinuté regiony | Celkem | 814 | 2497 | 3522 | 100,0 | 100,0 | 100,0 |
| | 10 a více | 11 | 219 | 365 | 1,3 | 8,8 | 10,4 |
| | 5 až 10 | 60 | 180 | 251 | 7,3 | 7,2 | 7,1 |
| | 1 až 5 | 155 | 546 | 797 | 19,1 | 21,9 | 22,6 |
| | 0,5 až 1 | 83 | 268 | 374 | 10,3 | 10,7 | 10,6 |
| | méně než 0,5 | 505 | 1284 | 1736 | 62,0 | 51,4 | 49,3 |

Zdroj: United Nations (2010), upraveno

Rozmístění městského obyvatelstva v jednotlivých velikostních třídách měst je odlišné v různých částech světa. V případě Evropy (resp. Afriky) se uvádí, že 67 % (resp. 58 %) obyvatel měst žije ve městech s méně než půl milionem obyvatel a jen 8 % (resp. 9 %) ve městech s více než pěti miliony obyvatel. V Asii, Latinské Americe a v Severní Americe je koncentrace lidí ve velkých městech mnohem větší. Oceánie je zvláštní případ, protože zde chybí města s více než pěti miliony obyvatel (United Nations, 2010).

Proces rychlé urbanizace začal v dnešních rozvinutějších oblastech. Ještě v roce 1920 bylo urbanizovaných necelých 30 % populace těchto oblastí, v roce 1950 více než polovina žila v městských oblastech. V roce 2009 vysoká úroveň urbanizace překračovala 80 %, především Severní Amerika a Austrálie, a Evropa 73 %. Mezi méně rozvinutými oblastmi má mimořádně vysokou míru urbanizace Latinská Amerika (79 %) dosahující vyšších hodnot než Evropa. Obyvatelstvo Afriky a Asie zůstává převážně venkovské. V následujících desetiletích se očekává nárůst urbanizace ve všech částech světa, přičemž podíl urbanizovaného obyvatelstva Asie a Afriky poroste rychleji než u zbylých oblastí, přesto ovšem bude dosahovat menších hodnot než rozvinutější regiony (United Nations, 2010). Následující graf znázorňuje rozložení světové městské populace v regionech.

Graf 3: Rozložení světové městské populace



Zdroj: United Nations (2010), upraveno

Podle mého názoru je pro studium vodních toků důležité, jestli bude přibývat lidí poblíž vodních toků, jak bude probíhat prostorový rozvoj měst nebo zda bude ve městech kladen větší tlak na plochu.

2.2 Nepropustné povrchy

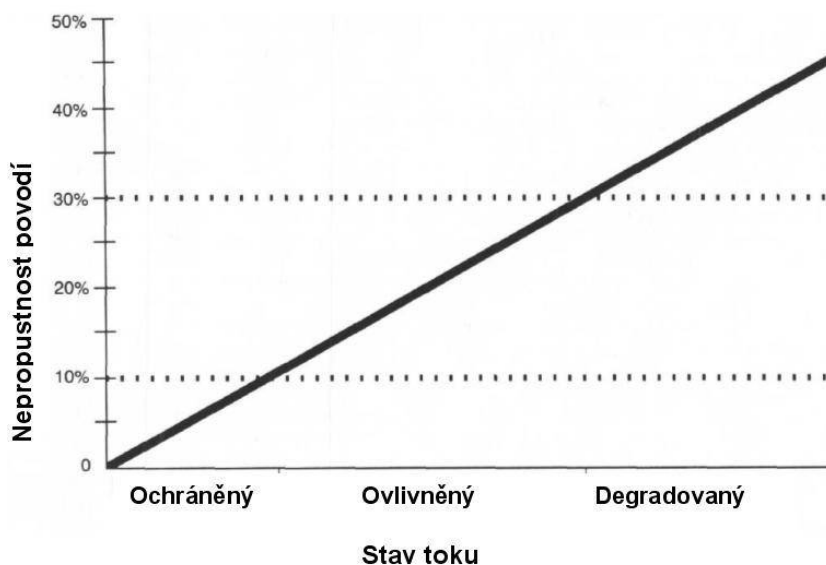
V předchozích kapitolách jsem se věnovala městské populaci a urbanizaci jako takové a nespécifikovala jsem, jakým způsobem se projevují v krajině. Při urbanizaci se v původně volné krajině objevují nové prvky nejrůznějšího využití. Čím více lidí se v oblasti koncentruje, tím více jich je potřeba vybudovat. Do prostoru se tak rozšiřují nové obytné domy, obchodní centra apod. Aby se k nim však člověk dostal a mohl je využívat, je třeba tyto prvky nějakým způsobem propojit, což se odedávna provádí výstavbou cest. Pro trvalejší stav a jistou pohodlnost člověka nejen za volantem se silnice a chodníky asfaltují a betonují, čímž se povrchy stávají nepropustnými pro vodu.

S rozvojem měst se přírodní krajina postupně mění a nepropustných ploch přibývá. Postupná nadvláda automobilové dopravy nad železniční během 20. století přispěla k rozsáhlému budování silniční sítě, která tak napomáhá rozvoji měst a předměstí. Se vzrůstajícím počtem obyvatelstva roste i procentuální podíl nepropustných povrchů, které se tak stávají hlavním znakem rozvoje městského osídlení (Stankowski, 1972).

Nepropustné povrchy mohou být definované jako jakýkoliv materiál, který zabraňuje infiltraci vody do půdy. Nejběžnější typ takových povrchů představují cesty, střechy, chodníky, terasy aj. Současný stav silnic jako nepropustný povrch je však relativně nedávný fenomén (Arnold a Gibbons, 1996).

Výzkumy za posledních několik desítek let shodně prokazují silnou korelaci mezi nepropustností povodí a zdravým stavem jeho recipientu (Klein, 1979; Schueler, 1987; Schueler, 1992; Schueler, 1994). Vědecké studie, přestože zkoumají různá kritéria jako druhovou diverzitu, množství a složení znečišťujících látek či kvalitu habitatu, přesto shodně ukazují, že zdraví toku se začíná zhoršovat, jestliže podíl nepropustnosti povodí překročí hranici 10 %. Schueler (1994) uvádí, že tok s nepropustností povodí od 10 % do 25-30 % můžeme chápat jako ovlivněný a za touto hranicí se jedná již o tok degradovaný, jak je ukázáno na zjednodušeném grafu 4 (Arnold a Gibbons, 1996).

Graf 4: Vztah mezi nepropustností povodí a zdravím toku

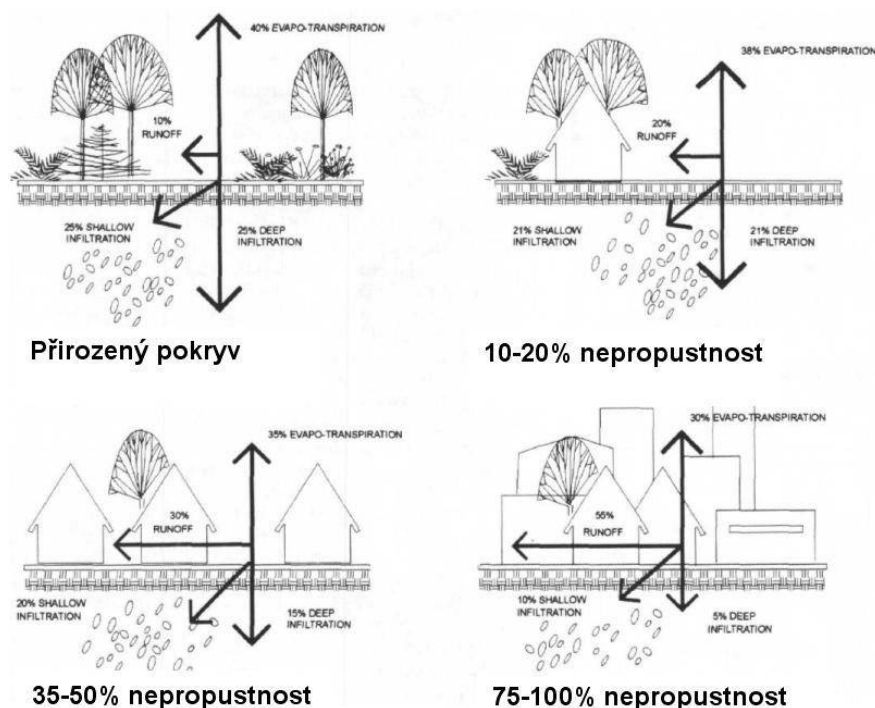


Zdroj: Arnold a Gibbons (1996), upraveno

Převládajícím rysem urbanizace je snížení propustnosti srážek v povodí, což vede spolu s nedostatkem vegetace ve městech k poklesu infiltrace, evapotranspirace a intercepce a tím k následnému nárůstu povrchového odtoku (Dunne a Leopold, 1978). Arnold a Gibbons (1996) uvádějí, že v přirozeném lesním prostředí se téměř veškeré srážky infiltrují do podzemních vod nebo jsou evapotranspirovány a jako odtok je odváděno pouze 10 % dešťových srážek. S rostoucím podílem nepropustnosti se infiltruje stále méně a méně srážek a zvyšuje se podíl odtoku. Tvoří-li procentuální podíl nepropustných povrchů 10-20 % povrchu, odtok se zdvojnásobuje. Jedná-li se o povrchy s 35-50 % nepropustnosti, odtok je trojnásobný oproti zalesněnému prostředí. Ve vysoce urbanizovaných prostředích s nepropustností 75-100 % povrchu představuje povrchový odtok více než polovinu veškerých srážek a oproti přirozenému zalesněnému povodí je více než pětinasobný, přičemž stejným poměrem je zmenšena i hloubková infiltrace (obrázek 1).

Nepropustnost se tak stává přímým faktorem urbanizačních vlivů na vodní toky (McMahon a Cuffney, 2000).

Obrázek 1: Změny ve vodních cyklu v závislosti na nepropustnosti povrchu



Zdroj: Arnold a Gibbons (1996), upraveno

Abychom mohli měřit a využívat informace o nepropustných plochách jako nástroj pro ochranu vodních zdrojů, je nezbytné vědět, jak je nepropustnost rozložena v krajině. Procentuální pokrytí nepropustnými plochami se významně mění s využitím území.

Nepropustný povrch můžeme rozdělit na několik složek. Schueler (1994) vyčleňuje dvě hlavní kategorie zpevněných ploch: střechy a složky dopravního systému (cesty, parkoviště, příjezdové cesty, chodníky apod.), které převažují. Dešťové srážky ze střech dopadající na trávníky nebo na jiné propustné povrchy mají mnohem menší vliv než ty ze silnic, které obvykle přímo ústí do systému odvodnění dešťových vod. Při studii města Olympia ve Washingtonu dopravní složka dosahovala 63-70 % nepropustného pokrytí obytných i komerčních oblastí (City of Olympia, 1994). Přitom efektivnost odtoku byla odhadována na 40 % pro méně zastavěné obytné oblasti a téměř 100 % pro komerční a průmyslové oblasti.

Určitou „výhodou“ nepropustných povrchů může být fakt, že se jedná o měřitelný ukazatel, ať už se jedná o pozemní měření nebo o vyhodnocení leteckých snímků. Většina metod měření je stále více digitalizována a převáděna do geografických informačních systémů (GIS), čímž se usnadňuje možná interpretace a cenová dostupnost dat (Arnold a Gibbons, 1996).

2.2.1 Celkové nepropustné plochy vs. efektivní nepropustné plochy

Pro zpřesnění hydrologických analýz je důležité odlišovat dva pojmy. Celkové nepropustné plochy (total impervious areas - TIA) a tzv. efektivní nepropustné plochy (effective impervious areas - EIA), což je část TIA, které jsou přímo napojeny na odvodňovací soustavu. Ve většině povodí, zvláště v méně hustých obytných územích, jsou EIA menší než TIA, kdežto ve vysoce urbanizovaných oblastech se téměř shodují.

Definice TIA je z hydrologického pohledu neúplná. Zaprvé jsou ignorovány oblasti, které jsou stále pokryty vegetací, ale které jsou tak kompaktní a slabě propustné, že rychlost odtoku je srovnatelná s odtokem ze zpevněných ploch. Zadruhé TIA zahrnují některé zpevněné plochy, které vodu dešťovému odtoku nedodávají. Například odtok ze střech, který není přímo napojen na odvodňovací systém a který je sveden na zelené plochy, kde se dále přirozeně infiltruje, přímo nezvyšuje povrchový odtok.

Proto jsou EIA považovány za lepší nástroj pro výzkum změn v hydrologii než TIA. Přímé měření EIA je však komplikované a obecný vztah mezi EIA a TIA je předmětem obecné diskuze (Sutherland, 2000).

Nepropustné plochy však nejsou jen důkazem urbanizace, ale také významně přispívají k negativním dopadům urbanizace na životní prostředí. Zpevňování povrchů uvádí do chodu řetězec událostí vedoucí k degradaci přírodního prostředí v okolí včetně vodních toků.

2.3 Městský tepelný ostrov

Dalším obecně pozorovaným projevem ve městech je změna teploty. Výrazný vliv na oteplení ve městech mají již zmíněné nepropustné plochy.

Proměna venkovské krajiny na městské prostředí způsobuje odlišné chování klimatu oproti volné krajině. Vytváří se tzv. městský tepelný ostrov (urban heat island), což je oblast zvýšené teploty a nižší vlhkosti vzduchu v mezní a přízemní atmosféře nad městem (obrázek 2).

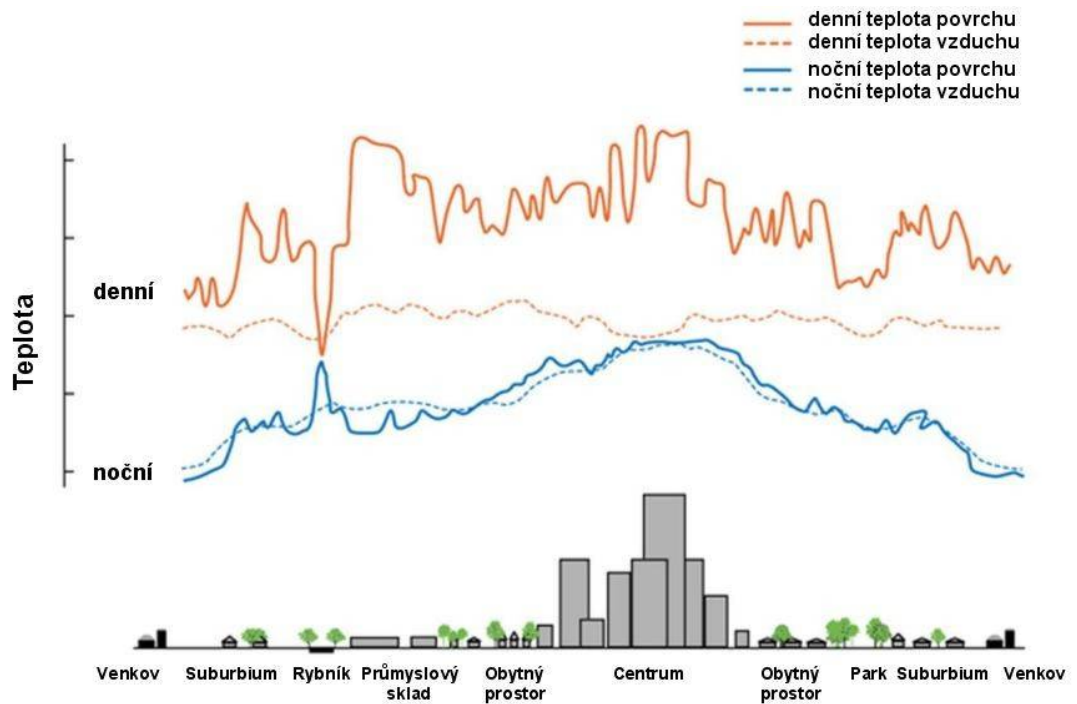
Zvyšující se koncentrace lidí ve městech, následné zvětšování těchto měst a zvyšování energetických nároků způsobují růst intenzity tepelného ostrova. Intenzita tepelného ostrova vyjadřuje průměrné nebo maximální rozdíly teploty vzduchu v dané výšce nad středem města a okolím s přirozeným povrchem a je většinou úměrná velikosti města a jeho průmyslové činnosti (Braniš, 1994).

Na vznik tepelného ostrova má vliv mnoho faktorů. Kromě geografické polohy a místních klimatických podmínek se jedná o intenzivní uvolňování tepla z budov v souvislosti s jejich vytápěním, akumulací tepla slunečního záření stěnami budov a umělých povrchů, které mají nižší albedo a které vzhledem k jejich členitosti způsobují mnohonásobný odraz dopadajícího slunečního záření. Městské stavby mají větší povrch než přirozené prostředí a dokáží tak akumulovat více tepla, které v noci vyzařují. Tepelný ostrov bývá výrazněji patrný za jasného, málo větrného počasí, v zimním než v letním období a v noci než během dne (Sobíšek a kol., 1993).

Převaha nepropustných povrchů podmiňuje rychlý odtok a vede ke snížení množství vody v lokální hydrologické bilanci. Odváděná voda se ve městech nestíhá postupně vypařovat, neuplatňuje se teplo využívané na výpar a teplo zůstává. S omezeným výparem se snižuje vlhkost vzduchu. Místa s převahou zeleně nebo vodní plochy bývají většinou chladnější, protože se mnohem více vody odpařuje a okolí se ochlazuje (Voogt, 2002).

Kromě tohoto ve městě dochází ke změně skladby vzduchu, zvyšuje se podíl aerosolových částic a dalších škodlivých složek ovzduší. Znečištění vzduchu zásobuje vzduch novými kondenzačními jádry, kolem kterých se mohou tvořit oblaka. Znečištění ovzduší ve městech se výrazně podílí na snížení intenzity a doby slunečního svitu. Snížením rychlosti větru, způsobené větším třením o povrchy, ve městech se zhoršuje přirozené provětrávání ovzduší, výměna vzduchu je ztížena a škodliviny zůstávají na místě (Braniš, 1994).

Obrázek 2: Městský tepelný ostrov



Zdroj: Environmental Protection Agency (2009), upraveno

V každém případě se při dešti látky atmosférického znečištění dostávají do vody, ta nabírá další škodliviny cestou povrchového odtoku po městských plochách, od kterých se navíc ohřívá. Takováto ohřátá a znečištěná voda vtéká do vodního toku a negativně zde ovlivňuje hlavně vodní biotu. Dopadům změny teploty na vodní toky se dále věnuji v kapitole o teplotním znečištění.

3 Habitat toků

Chápání pojmu habitat a fyzický habitat se poměrně liší a často tak dochází k nejasnostem. Obecně by se dalo říct, že habitat je prostředí, v němž žijí organismy složené z neživé i živé složky, a které svými podmínkami vyhovuje určitému druhu organismů.

V nejširším smyslu, habitat zahrnuje všechny fyzické, chemické a biologické vlastnosti, které ovlivňují nebo poskytují potravu organismům v toku (Karr a kol., 1986). Jowett (1997) tvrdí, že obecný termín habitat je používán k popsání fyzického prostředí rostlin a živočichů a akvatický habitat tedy může být definován jako místní fyzické, chemické a biologické vlastnosti, které poskytují prostředí pro říční biotu. Stalnaker (1979) charakterizoval říční systém čtyřmi klíčovými faktory - kvalitou vody, energetickou bilancí, fyzickou strukturou koryta a průtokovým režimem, přičemž poslední dva faktory vytvářejí právě fyzický habitat pro říční biotu. Podle Maddocka (1999) je fyzický habitat toku životní prostor organismů, prostorově a časově dynamický a stanoven interakcemi vlastností koryta (geomorfologie) a hydrologického režimu. Oproti tomu Harper a kol. (1992) chápou habitat jako spojení životního prostředí a jeho obyvatel. Jiný pohled poskytl Kaufmann (1993), který vytyčil sedm důležitých obecných znaků fyzických habitatů: rozměry koryta, spád, typ a velikost substrátu koryta, možnosti úkrytu, břehovou vegetaci, interakce koryto - břeh a antropogenní změny.

Podle mě nejlépe definovali habitat Hall a kol. (1997) jako prostředky a podmínky přítomné v oblasti, které dovolují osídlení (přežití a reprodukci) daného organismu. Habitat udává přítomnost druhů, populací nebo jednotlivců rostlin či živočichů a místní fyzické a biologické charakteristiky. Habitat zahrnuje víc než vegetaci nebo vegetační složení, je to suma specifických zdrojů, které organismus potřebuje. Habitat je tedy jakékoli místo, kde má organismus zajištěn dostatek prostředků, které mu zde dovolují přežít. Kvalita habitatu vyjadřuje schopnost prostředí poskytnout podmínky vhodné pro setrvání jednotlivců a populací. Kvalita habitatu by neměla určovat množství organismů, ale jednotlivců a populací.

Habitat může být využíván pro hledání potravy, jako úkryt, místo pro hnízdění apod. Jeden nebo více způsobů využívání habitatu se může v jedné oblasti překrývat, čili místo pro vyhledávání potravy může být tvořené stejnými složkami využívané jako například úkryt (Litvaitis a kol., 1994). Různorodé činnosti zvířat vyžadují specifické složky, které se mohou sezónně lišit. Druhy mohou využívat jeden habitat v létě a jiný v zimě, jiný druh třeba naopak (Hutto, 1985).

Matoušková a Mattas (2003) uvádějí, že formování jednotlivých habitatů koryta je podmíněno základními fluvialně-morfologickými charakteristikami koryt vodních toků - tj. typem údolí, stupněm meandrovitosti, geologickým podložím, geomorfologickými charakteristikami terénu, charakterem vegetace a samozřejmě vlivem člověka. Existuje velké množství habitatů, protože každý vodní tok je formován jednotlivými morfologickými, morfometrickými a hydrologickými složkami. Přesto je možné habitaty rozdělit do několika základních tvarů. První přístup je zaměřen spíše na celkový charakter proudění, resp. habitatů, a rozlišují se tři hlavní typy proudění/habitatů a řada doplňkových.

- riffle (brod) - mělčí proudná voda s výrazně rozčeřenou hladinou, kameny případně vyčnívají nad hladinu (peřejnatý úsek)
- pool - hluboká pomalá voda (tůň), často s úplavy
- run - hlubší proudná voda se zvlněnou hladinou, ale bez dalších známek zvýšené turbulence (například v místě zúžení koryta nánosem u břehu)

Doplňkovými typy proudění/habitatů jsou:

- waterfall - vodopád
- cascade (kaskáda), též step (stupeň) - nízké zakřivené prahy, balvany nebo skalní výchozy; proudění je v kontaktu se dnem
- rapid - je charakterizován lámajícími se stojatými vlnami ("bílá voda"). Riffle často přechází do tohoto typu za vyšších vodních stavů.
- race - podobný riffle, hlubší
- glide (skluz) - podobný jako run, na hladkém skalním podloží nebo jemnozrnném substrátu

Bohužel termíny a popisy jednotlivých typů habitatů nejsou v literatuře jednotné. Zároveň je třeba upozornit, že uvedené typy nemusí vždy zasahovat na celou šířku koryta. Podobně je třeba uvážit, že se změnou průtoku se charakter proudění často mění. Obecně se proto doporučuje provádět průzkum typů proudění/habitatů za normálního až nižšího vodního stavu.

Literatura udává, že v přirozených, antropogenními zásahy neovlivněných tocích se víceméně pravidelně opakují sekvence určitých typů proudění, zejména:

- step - pool (kaskáda - tůň) - na tocích velkého gradientu
- riffle - pool - je nejběžnější sekvencí, nejlépe vyjádřenou na tocích s hrubozrnným (štěrkovým) dnem a v meandrujících tocích. U toků v přirozeném stavu se tato sekvence opakuje obvykle na délce 5 - 7 šířek

koryta, u toků antropogenně ovlivněných bývá frekvence nižší, a to i značně.

- riffle (nebo rapid) - run

Druhý přístup se zaměřuje na výskyt kombinací rychlosti a hloubky. Standardně se uvažuje hloubka malá ($h < 0,5$ m) a velká ($h > 0,5$ m), podobně rychlost se uvažuje malá ($v < 0,3$ m/s) a velká ($v > 0,3$ m/s). To dává celkem 4 možné kombinace, které by měly být u neovlivněného toku vždy zastoupeny (Matoušková a Mattas, 2003).

3.1 Ekosystém vodního toku

Ve vodních tocích se vyskytují abiotické a biotické prvky, které spolu navzájem souvisí a vytvářejí složitou strukturu ekosystému vodního toku. Tyto prvky mají v ekosystému svůj ekologický význam a dle Frutigera (1997) mezi tyto základní prvky řadíme: vodu, dno (bentál), hyporeál, břeh a záplavové území.

Voda je pro mnohé organismy základním prostorem, bez něhož by nebyly schopné života, a dopravním prostředkem pro přemísťování po proudu. Ve vodě se vyskytují různé látky (organický materiál, sedimenty), rozpouštějí se zde některé plyny (kyslík, oxid uhličitý) a látky (živiny, uhlikaté sloučeniny), které ovlivňují její chemické a fyzikální vlastnosti.

Dno (bentál) představuje rozmezí mezi pevnou a kapalnou složkou, kde se zachycuje a sedimentuje materiál unášený vodou. Povrchová vrstva dna je také zónou stagnující vody (přechodné retence látek) a zónou pohybu sedimentů. Rozmanité přírodní podmínky dna nabízejí různé ekologické niky, kde se může usadit velké množství specializovaných druhů.

Hyporeál je velmi důležitý subsystém životního prostředí tekoucích vod. Jedná se o hrubší vrstvy dna s pomalým a rovnoměrným prouděním a relativně malým narušením povodněmi, které díky svým klidným a spolehlivým podmínkám slouží jako úkryt či útočiště.

Břeh je suchozemský přechod od vodního toku, kde se vyskytují dospělí jedinci larev žijících ve vodě. Břehová vegetace poskytuje velkou část živin, zastíňuje tok, čímž ho chrání před nadměrným ohříváním vody a následným zarůstáním dna řasami nebo vyššími vodními rostlinami. Břeh představuje ochrannou zónu před působením sousedního území.

Záplavové území podobně jako břeh je místem, kde žije velké množství na vodu vázaných živočichů a jiných organismů. Záplavové území přirozených říčních systémů má vysoký retenční potenciál pro organický materiál a pro vodu, což umožňuje lepší využití organických látek a živin a intenzivnější samočištění. Díky retenci jsou sníženy vrcholové průtoky povodní a nadlepšovány nízké průtoky za sucha (Frutiger, 1997).

Sedimenty představují další důležitý prvek ve vodním toku. V odborné literatuře se objevují dva základní pojmy – TDS (total dissolved solids), což představuje veškeré rozpuštěné látky a minerály, které výrazně ovlivňují kvalitu vod, a TSS (total suspended solids) čili pevné částice sedimentu (CWP, 2003).

Netopil a kol. (1984) uvádějí, že sedimenty ve vodním toku označujeme jako splaveniny, což jsou částice organických a minerálních látek unášené proudící vodou, a rozdělují se na plaveniny a dnové splaveniny. Jako dnové splaveniny označujeme pevné částice, které se pohybují v kontaktu se dnem koryta válením, sunutím či saltací. Mezi plaveninami a dnovými splaveninami se nerozlišují hranice, neboť pohyb částic různých velikostí je dán rychlostí proudění a dalšími parametry (velikost průtoku, sklon řečiště, kalnost toku, granulometrické složení dnového materiálu, meandrovitost apod.). V době velkých průtoků, kdy se zvyšuje rychlost proudění vody v korytě, roste množství unášeného materiálu. V místech s největší rychlostí proudění jsou unášeny i hrubší částice, které proud odebírá ode dna, naopak v místech s nízkou rychlostí proudění se částice usazují. Plaveniny jsou jemné, různě velké převážně minerální částice, u nichž dochází k rozptýlení jedné látky do druhé. Jedná se tedy o látky, které jsou vodou unášeny a tvoří s vodní masou suspenzi (Netopil a kol., 1984).

Dřevní hmota (large woody debris) je obecný termín vztahující se na veškeré dřevo, které se přirozeně či uměle vyskytuje v tocích jako jsou větve, kmeny a pařezy (obrázek 3). Skoro veškeré dřevo v tocích pochází z přilehlé pobřežní vegetace. Dřevní hmota je potřebná k udržení zdraví a stability ekosystému. Odumřelé dřevo poskytuje potravní základnu a prostor značnému množství organismů, má vliv na ukládání sedimentů a stabilitu koryta a hraje rozhodující roli pro mnoho vodního hmyzu a ryb. Bisson a kol. (1988) například tvrdili, že dřevní hmota je nejdůležitější prvek pro stádium mladých lososů.

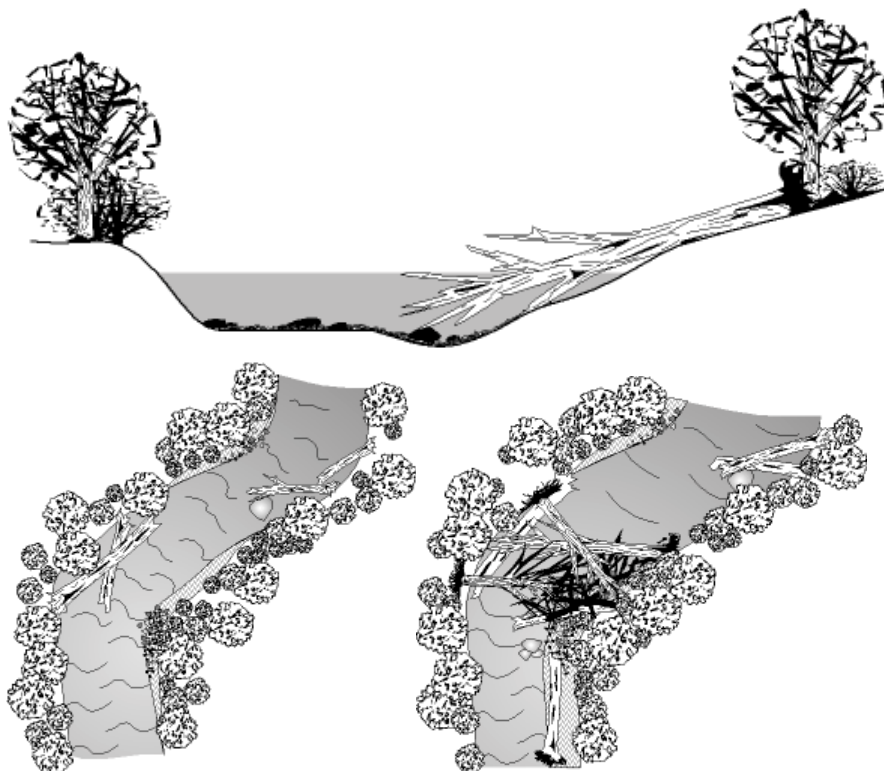
Důležitým prvkem pro říční habitat se tak jeví strom spadlý do vody. Může sloužit jako úkryt pro ryby, jako hnízdicí plocha pro vodní ptactvo nebo jako materiál pro stavbu

například bobří hráze. Zároveň plní důležitou úlohu v životě mnoha druhů bezobratlých živočichů. Poněvadž dřevní hmota vytváří různé typy habitatů, její kvalita a kvantita tak dovoluje organismům vzájemně koexistovat. Nedostatek dřevní hmoty brání přežití citlivějším vodním druhům, způsobuje nedostatek životního prostoru a potravy pro organizmy, které tak musejí hledat jiná místa nebo případně umírají (CWP, 2003).

Toky s přiměřeným množstvím dřevní hmoty mají větší odolnost proti velkým vodám a větší diverzitu habitatu, neboť dřevní hmota poskytuje nové habitaty, jak vytváří různé hrázky a tůně. Navíc zachytává sediment a utlumuje energii toku (Booth a kol., 1997). Toky ovlivněné urbanizací často postrádají dostatečné množství dřevní hmoty, protože ji velké vody odplavují, a navíc je tendence ji uměle odstraňovat z toků (ODNR, 2002).

Finkenbine a kol. (2000) upozorovali, že dřevní hmoty ubývá s rostoucí nepropustností - v povodí ve Vancouveru s více než 20% nepropustností byl obecně shledán nedostatek dřevní hmoty.

Obrázek 3: Dřevní hmota v toku



Zdroj: ODNR (2002)

3.2 Důležité funkce ve vodním toku

Aby mohl ekosystém správně fungovat, je nutné splnit několik důležitých životních podmínek jako jsou dostatečná heterogenita proudění a dna, přirozený nezpevněný břeh, nepřerušovaná kontinua a zachování přirozených změn parametrů a biotopů v podélném profilu.

Heterogenita proudění

Dostatečná rychlost proudění je nezbytná pro život živočišných společenství tekoucích vod. I v malém prostoru v heterogenním proudění se vyskytuje velký počet různých druhů s odlišnými nároky na rychlost toku. Toto soužití druhů adaptovaných na různé rychlosti vody zvyšuje stabilitu říčního ekosystému. Při extrémních podmínkách se v toku udrží jen specializované druhy, což naopak biodiverzitu snižuje.

Občasné povodně s transportem sedimentů mají významnou ekologickou funkci. Příznivě působí na dno a hyporeál, neboť se z pórů sedimentů vyplavují jemné organické a anorganické částičky, které se tam usazují v době nízkých průtoků. Nižší propustnost těchto sedimentů zhoršuje životní podmínky a možnosti osídlení těchto subsystémů (kontinuum ve vertikálním směru). Pohybující se materiál také opracovává hrubou organickou složku (dřevo, rostliny), zapracovává je hluboko do sedimentu, kde pak slouží jako potrava organismům v hyporeálu. Při povodni se také vytváří mnoho nových habitatů, které mohou být nově osídleny, přičemž sukcese po povodni jednotlivými druhy organismů probíhá různě rychle, což vede k větší biodiverzitě, která by za normálních podmínek nenastala (Kabelková, Krejčí, Hlavínek, 2002).

Heterogenita dna

Přirozená heterogenita dna může nabídnout velké množství různých mikrohabitatů a nabízí tak možnost rozmanitého osídlení. V městských tocích je původní přirozené rozmanité dno s oblázky a hlubokými tůněmi často překryto stejnou vrstvou erodovaného materiálu. Je-li dno hodně heterogenní a obsahuje-li hodně stabilních prvků jako jsou kameny a stromy, nabízí organismům ochranný prostor v nepříznivých vodních stavech, neboť se v takovém dně nachází více tůní, kde se mohou ukrýt. Není tak porušena propojenost mezi úseky toku a doba znovuosídlení po katastrofální události je kratší. Ale zároveň platí, že organismy jsou zde více ohroženy v případě látkového znečištění (Kabelková, Krejčí, Hlavínek, 2002).

Přirozený nezpevněný břeh

Nezpevněný břeh je důležitý při retenci vody a látek a pro heterogenitu proudění. Osa přírodních toků je mnohem kratší než jejich břehová čára. Ve velké kontaktní ploše mezi terestrickým a vodním ekosystémem probíhají oběma směry intenzivní výměnné procesy (kontinuum v příčném profilu), které mají velký biologicko-ekologický význam. Např. vývojový cyklus hmyzu jako nejdůležitější třídy obyvatel bentosu probíhá částečně na souši (Kabelková, Krejčí, Hlavínek, 2002).

Kontinuum v podélném profilu

V podélném profilu jsou dolní úseky toku formovány přísunem látek z horního toku. Plynule se mění společenstvo organizmů v závislosti na rychlosti proudění, velikosti toku, velikosti unášených částic, fyzikálních a chemických podmínkách a potravě (Hydrobiologie, 2009). Pohyb vodních organizmů (bentosu a ryb) po a proti směru proudění má v neustálém jednosměrném proudění vody vodního toku velký význam. Přesuny proti proudu pomáhají při kompenzaci ztrát způsobené neustálým unášením proudící vodou (driftem). Kontinuita toku je výrazně ovlivněna budováním umělých stupňů k zajištění stability dna koryta. Místa s přerušným kontinuem v podélném profilu mohou organizmy překonávat jen do určité míry. Ryby jsou schopny stupně či prahy do výšky několika decimetrů přeskočit, bezobratlí zase mohou překážku přelézt a někteří i přeletět (Kabelková, Krejčí, Hlavínek, 2002).

Změny parametrů v podélném profilu toku

Od pramene k ústí se mění parametry určující charakter životního prostoru vodního toku. Na horních tocích většinou převládá turbulentní proudění a velká rychlost proudění, velký spád, kolísavý průtok, dostatek kyslíku, teplota je spíše nízká a denně kolísající. Postupem k dolním úsekům toků převažuje laminární proudění, spád a unášecí síla se zmenšují a sedimentují i jemné částice. Heterogenita dna klesá. Teplota během dne je stálá (liší se dle roční doby) a průměrná teplota roste (Hydrobiologie, 2009). Kvůli těmto a dalším změnám se v podélném profilu mění struktura biotopů na dolním, středním či horním úseku stejného toku. Specializované druhy na určitý biotop nalézají své optimum a rozšiřují se z něj do různé vzdálenosti po nebo proti proudu. V místech překryvu optimálních podmínek různých druhů není žádný druh tak silný, aby zcela vytlačil jiný druh. Proto vedle sebe žijí různé druhy s podobnými nároky, což přispívá k biodiverzitě (Kabelková, Krejčí, Hlavínek, 2002).

4 Charakter urbanizovaných vodních toků

Vodní toky v povodích ovlivněných urbanizací nejsou oproti těm neovlivněným méně různorodé. Kromě jejich polohy ve městech a obcích se téměř nedá najít společný parametr pro definici. S určitou zjednodušeností by se dalo říct, že vodní toky jsou s rostoucí intenzitou urbanizace čím dál víc monotónní, stísněně vedené úzkým korytem nebo dokonce zakryty. Pobřežní zóny a břehy takových toků často úplně chybí, čímž mizí životní prostor mnoha organismům a takový stav vede k velkému ochuzení přirozené biodiverzity. Na vodní toky protékající městy jsou vyvíjeny poměrně velké tlaky různých zájmů, které se projevují mj.:

- nedostatkem prostoru a tím i vzdáleností toku ke komunikacím a budovám
- vysokými požadavky na ochranu před povodněmi
- vysokým zpevněním koryt (jako následek předešlých bodů)
- využitím vodního toku jako recipientu odpadních vod
- různými požadavky obyvatelstva na rekreaci

Narušení přirozeného stavu vodního toku

Citlivost jednotlivých typů vodních toků vůči různým druhům ovlivnění je odlišná.

Narušení můžeme rozdělit do tří základních kategorií:

- ovlivnění hydrologického režimu
- ovlivnění morfologického stavu
- ovlivnění kvality vody

Tyto vlivy se odrážejí ve změně složení a struktury společenstev vodních toků (Kabelková, Krejčí, Hlavínek, 2002).

Obrázek 4: Příklad narušení vodního toku



a) Dalejský potok v Praze

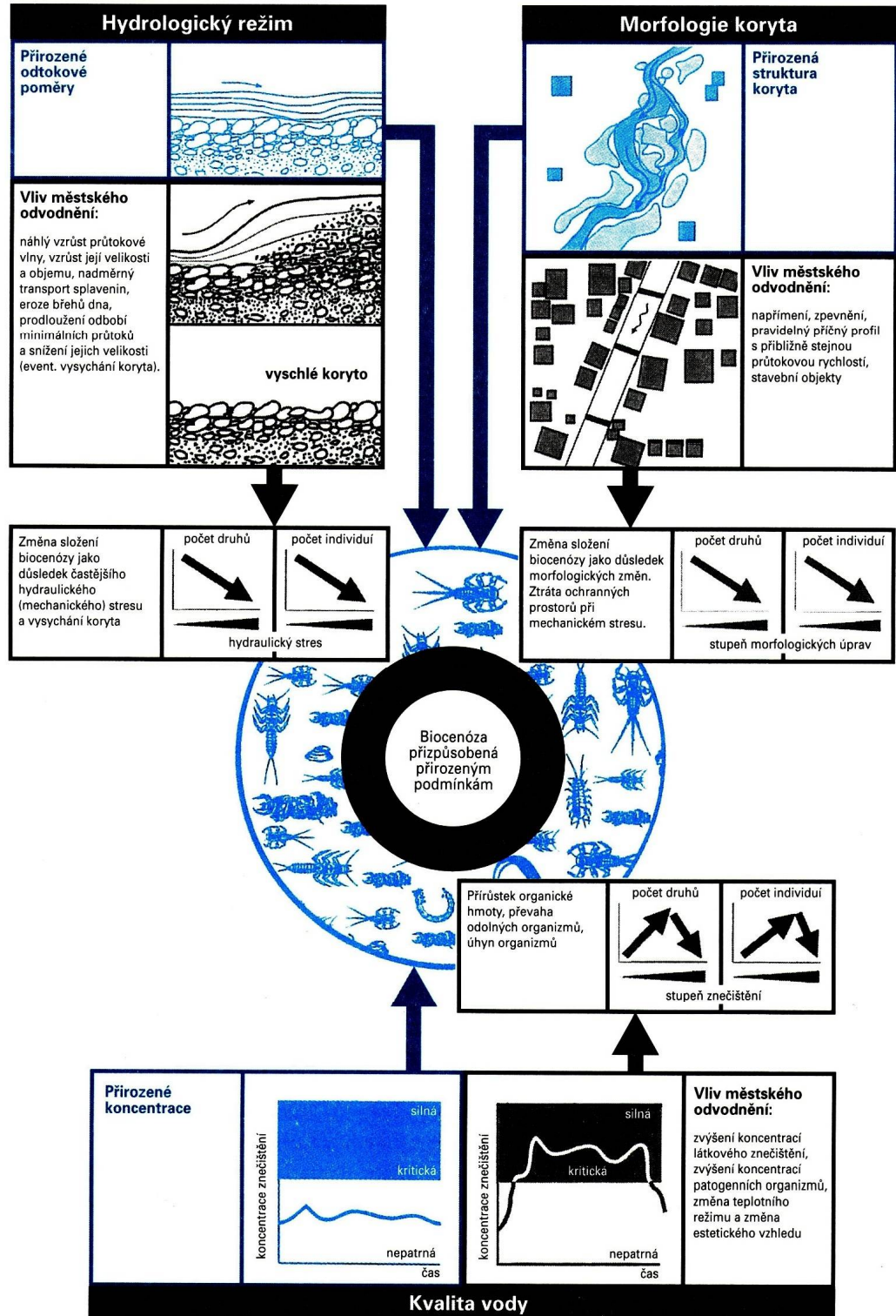


b) Botič v Praze

Zdroj: a) b) Lesy hl. m. Prahy (2009)

Schematické znázornění narušení vodních toků městským odvodněním je znázorněno na následujícím obrázku.

Obrázek 5: Narušení vodních toků



Zdroj: Kabelková, Krejčí, Hlavínek (2002) dle GEP (1996)

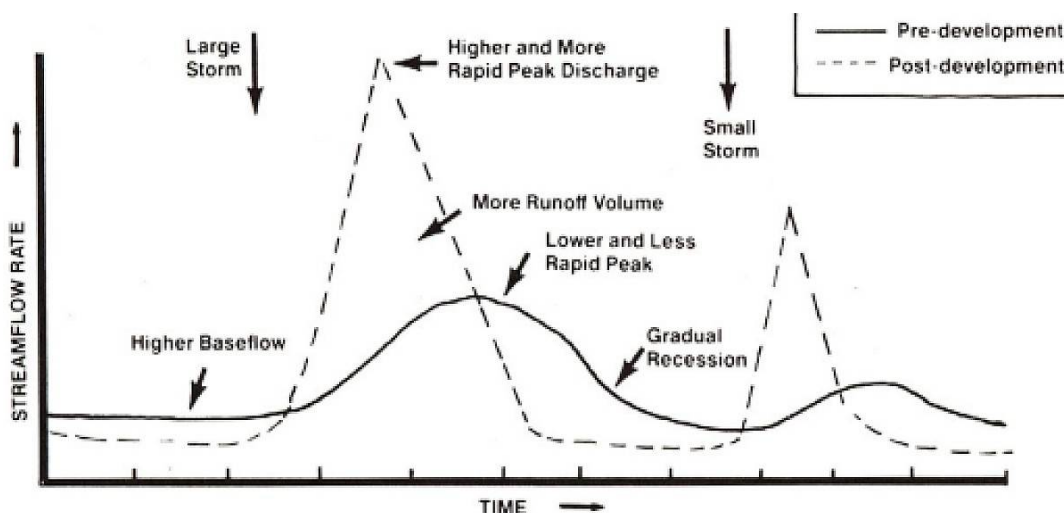
4.1 Vliv urbanizace na hydrologii

Přírozená hydrologie toků je podstatně změněna zvýšenou zástavbou povodí. Tato kapitola podává přehled vlivu urbanizovaného prostředí na hydrologické složky. Jedná se především o větší průtoky, jejich rychlejší nárůst a snížený bazální odtok.

Zásadní změna v městské hydrologii nastává jako následek tří důležitých proměn městského prostředí, které doprovází rozvoj měst. Jedná se o zpevnění velkých ploch zastavěných oblastí a zhutnění půd v průběhu výstavby, které se tak stávají nepropustnými a nedovolují infiltrovat srážky. V neposlední řadě velkou roli hrají systémy odvodnění dešťových srážek budovaných ve městech, které zvyšují efektivnost dopravování odtoku do toků (CWP, 2003).

Následkem toho je větší část ročních srážek převedena do povrchového odtoku, ten se zrychluje a vrcholový průtok se zvětšuje. Navíc se tok v suchém období může snížit v důsledku nedostatečného napájení podzemních vod způsobených právě zrychleným odváděním vody z území (Schueler, 1987). Obrázek 6 ilustruje změny v hydrologii způsobené zvýšeným městským odtokem a porovnává je s původním přírodním stavem.

Obrázek 6: Srovnání odtoku před a po urbanizaci



Zdroj: Schueler (1987)

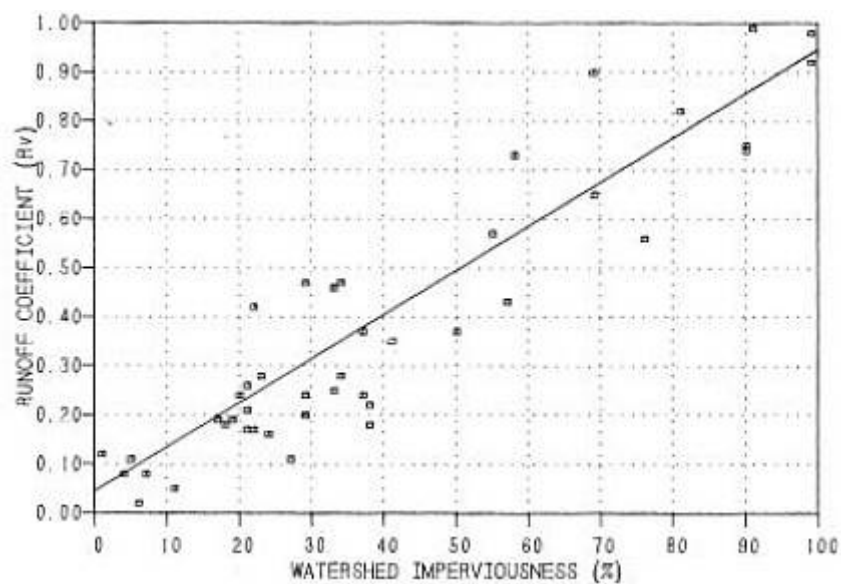
Zároveň však záleží na poloze urbanizovaného území v rámci povodí. Vyskytují-li se zpevněné plochy níže v povodí, zaplavení z takových částí může odtékat rychleji než dešťový odtok ze zalesněných oblastí výše v povodí, což může vést ke snížení celkového povodňového průtoku a zároveň k delšímu trvání zátopy (Hirsch a kol., 1990).

4.1.1 Objem odtoku

Pokrytí nepropustnými plochami a další městské proměny městského landuse jako je kompaktnost půd a odvodňovací systémy, pozměňují rychlost infiltrace, zvyšují odtokovou rychlost a účinnost, s kterou je voda odváděna do toků. Snížená infiltrace a doba zpoždění může výrazně zvýšit objem odtoku (CWP, 2003).

Schueler (1987) ukázal, že hodnoty odtokových koeficientů silně korelují s procentuálním podílem nepropustných ploch (graf 5).

Graf 5: Vztah odtokového koeficientu a nepropustnosti



Zdroj: Schueler (1987)

V australském New South Wales městské povodí produkovalo více než 7krát větší odtok než srovnatelné venkovské povodí a průměrná doba k vytvoření takového odtoku byla zkrácena o 60 % (Neller, 1988). Schueler (1994) uvádí rozdílné hodnoty v objemu odtoku mezi loukami a parkovními plochami. Parkoviště produkují více než 15krát větší odtok než louky při stejné dešťové události.

Městské půdy jsou naprosto modifikovány během výstavby. Kompaktnost městských půd a odstranění vrchní vrstvy půdy může snížit infiltrační kapacitu a zvýšit tak objem odtoku (Schueler, 2000).

4.1.2 Rychlost průtoku

Zastavěnost povodí má silný vliv i na velikost a četnost záplav v urbanizovaných oblastech. Rychlost nárůstu maximálních průtoků se často používá k definici nebezpečí povodní.

Důsledkem většího rozsahu nepropustných ploch v urbanizovaném povodí je zvýšení součinitele povrchového odtoku a změny drsnosti ploch povodí i drsnosti vodního toku (Sobota, 1997). Vlivem výstavby dešťové kanalizace se mění i plocha povodí a délka odvodňujícího toku. Tyto změny se pak projeví jak přímo zvětšením objemu odtoku v případě zvýšení odtokového součinitele, tak nepřímo zkrácením kritické doby deště a následným zvýšením intenzity deště. Urbanizace se tak zásadní měrou podílí i na zvýšení četnosti maximálních N-letých průtoků. Zatímco u neovlivněných toků voda vystupuje z koryta v intervalu 1,2 - 2,4 roky, u toků ovlivněných urbanizací může tento jev nastat i několikrát do roka (Pollert a kol., 2004).

Při výzkumu dvou povodí v Pennsylvánii srážkovo-odtokový model ukázal, že zvýšení nepropustnosti způsobilo výrazný nárůst jednoletých záplav (Kibler a kol., 1981), přičemž Leopold (1968) uvádí, že zdvojnásobit jednoleté povodně může 20% nepropustnost.

Hollis (1975) zkoumal mnoho případů vlivu urbanizace na záplavy z různou dobou opakování. Záplavy s dobou opakování jednoho roku či delší nejsou ovlivněny 5% nepropustností povodí, malé povodně se kvůli urbanizaci mohou až 10krát zvětšit a záplavy s dobou opakování 100 let se při 30% nepropustnosti povodí mohou zdvojnásobit. Vliv urbanizace se tedy zmenšuje, když je doba opakování záplav delší, což potvrzují i Sauer a kol. (1983) pro povodí s 50% nepropustností. Ti ale také popsali, že pro extrémní záplavy nejsou nepropustné povrchy dominantní faktor v určení rychlosti vrcholových průtoků. Intenzivní dlouhotrvající déšť nasytí i zalesněné nezastavěné půdy povodí a vytváří se větší povrchový odtok.

Podle výzkumu Neller (1988) byl průměrný vrcholový průtok městského povodí v Austrálii 3,5krát vyšší než ve venkovském povodí, přičemž vyšší kulminační průtok v městských tocích potvrzují například i Doll a kol. (2000) pro USA.

Konrad a Booth (2002) z dat z 11 toků ve Washingtonu vyhodnotili, že část průměrných ročních průtoků byla překročena a maximální okamžité roční průtoky souvisely se zástavbou a hustotou silniční sítě pro středně až hustě zastavěná povodí.

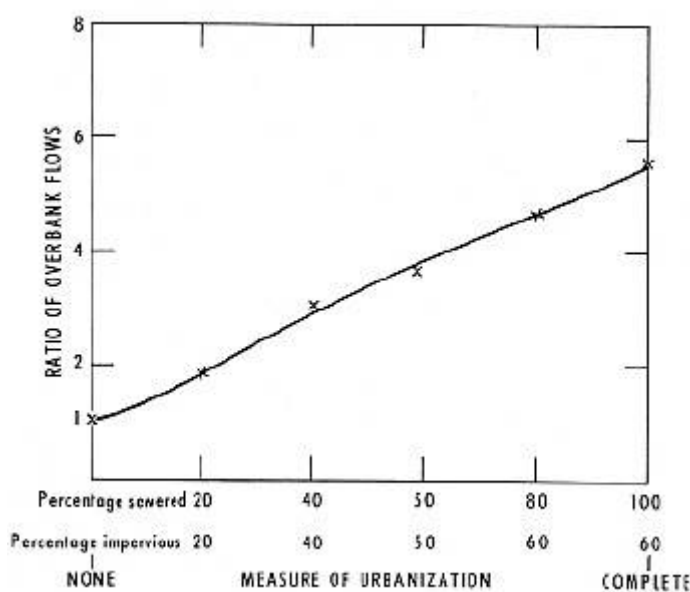
4.1.3 Plnokapacitní průtok (bankfull flow)

Urbanizace také zvyšuje četnost a trvání maximálních průtoků spojených s menšími povodňovými událostmi. Z pohledu morfologie koryta jsou četnější plnokapacitní průtoky ve skutečnosti mnohem důležitější než rozsáhlé záplavy (CWP, 2003), což potvrzuje i Hollis (1975).

Za téměř 20leté období se zvýšil podíl nepropustných povrchů v urbanizovaném povodí v Perris Valley v Kalifornii o 14 %, což více než zdvojnásobilo 2leté vrcholové průtoky (USGS, 1996).

Na grafu 6 je zobrazen vztah mezi plnokapacitními průtoky vzhledem k rozsahu nepropustnosti povodí dle Leopolda (1968). Například pro povodí s 20% nepropustností se množství průtoků rovných nebo vyšších než plnokapacitní (vylití z břehů) zvýší dvakrát.

Graf 6: Vztah plnokapacitních průtoků vzhledem k urbanizaci



Zdroj: Leopold (1968)

Leopold (1994) také pozoroval dramatický nárůst četnosti městském povodí v Rockville v Marylandu s výrazným nárůstem zástavby v 50. a 60. letech, kde se mezi lety 1958-1987 četnost plnokapacitních průtoků zvýšila ze dvou na sedm událostí za rok. Novější údaje podávají Fongers a Fulcher (2001), kteří v průběhu urbanizace na Rouge River v Michiganu pozorovali třikrát častější dosažení plnokapacitních průtoků. Henshaw a Booth (2000) usoudili, že větší odtok v urbanizovaném povodí vede k vyššímu, ale

kratšímu trvání vrcholových průtoků. Vyšší průtoky způsobené větším odtokem z nepropustných ploch potvrzují i další výzkumy jako například MacRae (1996) nebo McCuen a Moglen (1988).

Plnokapacitní průtok (bankfull discharge) se v literatuře objevuje i pod pojmem korytotvorný (channel-forming). Podle Riley (1998) je plnokapacitní koryto (bankfull channel) říční koryto formované dominantním průtokem odpovědným za činnost koryta, čili kdy koryto eroduje a ukládá materiál, vytváří tůň, brody a meandry. Takový průtok představuje stav, kde je koryto plně vyplněno vodou těsně před vylitím z břehů.

Korytotvorný průtok je tedy jedním z důležitých hydrologických parametrů ve vztahu k morfologii koryta, který vytváří a udržuje přirozené říční koryto (Vrána a kol., 2004).

4.1.4 Bazální odtok

Jak se navyšuje podíl nepropustných ploch v povodí, snižuje se schopnost přirozené infiltrace, voda je rychleji odváděna pryč a jen její menší část se dostává do podzemní vody, což může způsobit pokles její hladiny. To se následně projevuje v říčním průtoku, kdy během suchého období rychle odvedené vody v bilanci podzemních vod chybí. Nízké průtoky jsou nižší než přirozené a v některých případech způsobují občasná nebo suchá dna toků (Dunne a Leopold, 1978).

Několik studií převážně z východního pobřeží USA podporuje tuto teorii snížení bazálního odtoku jako důsledku urbanizace. Klein (1979) zkoumal 27 malých toků v Piedmontu v Marylandu, které projevovaly inverzní vztah mezi nepropustností a bazálním odtokem, dále například sezónní vysychání dvou městských povodí na Long Islandu (Spinello a Simmons, 1992; Simmons a Reynolds, 1982) nebo výzkum Finkebine a kol. (2000), kteří na základě monitoringu letních bazálních odtoků 11 toků v okolí Vancouveru zjistili, že průtoky byly rovnoměrně nižší v povodích s 40% nepropustností. Zároveň se snížila i rychlost bazálních průtoků.

Jiné studie naopak nejsou schopny prokázat vztah nepropustnosti a bazálního odtoku (Evetts a kol., 1994; Konrad a Booth, 2002).

Studie zároveň upozorňují, že bazální odtok mohou ovlivnit i další faktory jako geologické poměry povodí a stáří zástavby. V některých případech je bazální odtok dotován hlubšími zvodněnými vrstvami nebo vodami pocházejícími z jiných oblastí mimo hranice povodí (CWP, 2003).

Bazální odtok může být v některých případech zvýšen prosakováním z kanalizace, vodovodních trubek a zavlažováním. To se zdá být zvláště patrné v aridních a semiaridních oblastech, kde se bazální odtok může skutečně zvýšit v důsledku větší nepropustnosti (Hollis, 1975). Crippen a Waananen (1969) zjistili, že se Sharon Creek poblíž San Francisca po větší urbanizaci změnil z občasného toku na stálý. Větší infiltrace z kropení trávníků a návrat vod z čistíren odpadních vod jsou dva běžné zdroje bazálního odtoku (Caraco, 2000a).

4.1.5 Dopad hydrologických změn na biologickou složku

V důsledku urbanizace tedy dochází ke změnám odtokových poměrů a hydraulických podmínek ve vodním toku. Urbanizace je spojena s urychlením odtoku, což se na vodním toku mj. projevuje:

- prudkým nárůstem průtokové vlny, jejího objemu a maximálního průtoku
- zvýšenou četností povodní, které jsou doprovázeny transportem sedimentů a erozí dna a břehů
- delším obdobím nízkých průtoků a snížením jejich velikost, v některých případech i občasným vysycháním
- zvýšenou potřebou ochrany před povodněmi, která má za následek úpravu koryta, což vede k pravidelnému příčnému profilu s přibližně stejnou průtokovou rychlostí

Vlivem těchto změn je omezeno množství vodních organismů a druhová rozmanitost. K jednomu z nejvýznamnějších ohrožení života vodních organismů patří extrémně nízké průtoky a občasná vysychání. Aby si organizmy byly schopné na takový jev částečně zvyknout, je nutné určité pravidelné, například sezónní vysychání a nízké průtoky. Nastane-li v některém úseku toku výrazná změna a rychlost proudění klesne pod určitou mez, někteří živočichové lokálně umírají. Snížená rychlost vody neumožňuje průchodnost úseku proti proudu a má tak za následek přerušení podélného kontinua pro rozšiřování organismů, což vede k ochuzení druhů i v blízkých úsecích, kde je rychlost dostatečná. Při dlouhodobých stejnoměrných průtocích a rychlostech se v toku naopak mohou usídlivat druhy specializované právě na takový typ proudění vody (Kabelková, Krejčí, Hlavínek, 2002).

Výskyt přírodních povodní je přirozeným jevem, a proto se organizmy dokáží takové situaci přizpůsobit a tok trvale osídlit. S čtenějšími přirozenými povodněmi roste schopnost přizpůsobení a zrychluje se doba zotavení ekosystému. Rychlé znovuosídlení však nenastává, pokud se hydraulický stres vyskytuje mnohem častěji než za přirozených podmínek. Nadměrné ovlivnění způsobené dešťovým odtokem proto vede ke značnému ochuzení o organizmy. Pokud se vysychání vyskytuje dlouhodobě a nepravidelně v průběhu roku, podmínky pro trvalé osídlení organizmy jsou stejně nepříznivé jako při velké četnosti vysokých průtoků (Krejci a kol., 1994).

4.2 Vliv urbanizace na fluviální morfologii toku

Jak už bylo řečeno, urbanizace způsobuje zvýšení četnosti a trvání velkých průtokových událostí v tocích. Koryta městských toků jsou často vystaveny větším a častějším stresům, než dokáží zvládat. To obvykle vyvolává změny břehové eroze a transportu sedimentů v městských tocích. Nepřirozeně vysokým průtokům se koryto snaží přizpůsobit, což vede ke zvětšení jeho šířky i hloubky, zářezu a případně i zborcení břehů. Rozšiřování koryta je většinou pozvolný proces a tudíž hůře pozorovatelný.

4.2.1 Změna morfologie koryta při zástavbě

Toky se dlouhodobým změnám přizpůsobují svými rozměry (Dunne a Leopold, 1978). Urbanizace ovlivňuje dodávky sedimentů z okolí i kapacitu koryta.

Během zástavby se zvyšuje eroze a tím i množství sedimentů, přičemž na strmých svazích povodí toto množství může být ještě zvětšeno (Wolman, 1967; Leopold, 1968). Sedimenty se začínají ukládat na dně toků a tím jak zaplňují koryto, hloubka toku se zmenšuje, snižuje se kapacita koryta, což vede k větším přelivům vod i sedimentů přes břehy, sedimenty se zde ukládají a břehy se zvyšují (Wolman, 1967). Příčný profil tak zůstává skoro stejný (Robinson, 1976).

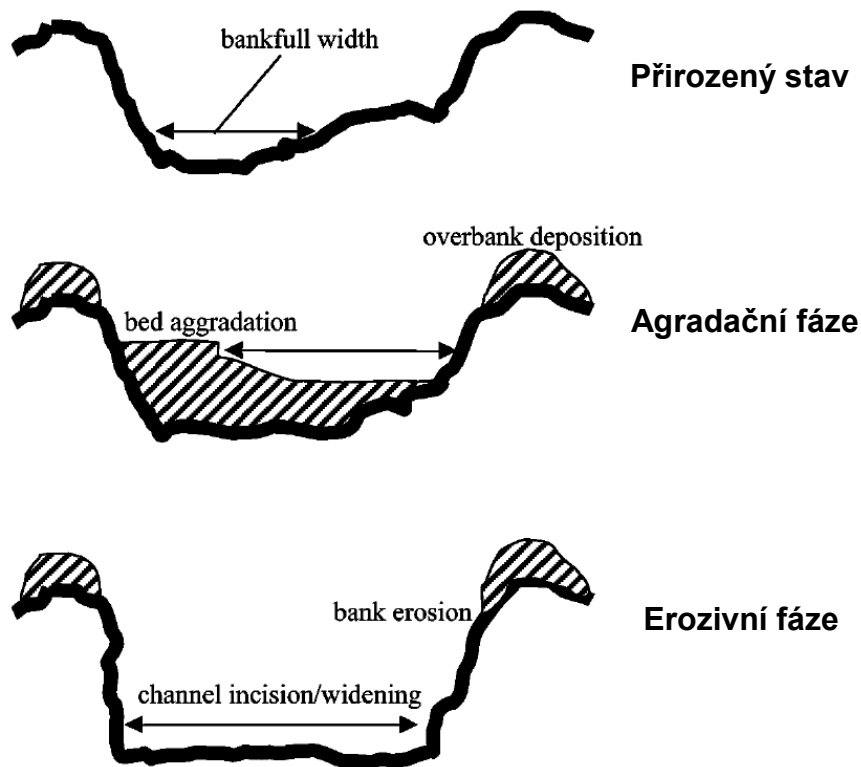
Když ustane výstavba, sedimentů dodávané erozí ubývá, ale průtoky jsou zvětšeny v důsledku zvýšené nepropustnosti území. To vede ke zvětšené erozi koryta jako je zahlubování koryta a rozšiřování, jak se tok snaží přizpůsobit zvýšeným průtokům (Dunne a Leopold, 1978; Booth a Jackson, 1997; Hammer, 1972; Booth, 1990). Agradační a erozivní fáze je znázorněna na obrázku 7.

Zvýšená rychlost vody převyšuje minimální unášecí rychlosti pro transport dnových sedimentů, nezpevněný materiál se ztrácí, jak se koryto zahlubuje (Leopold, 1973; Morisawa a LaFlure, 1979). Koryta se mohou během této fáze ve skutečnosti i narovnávat, jak se unášený materiál usazuje po stranách koryta (Dunne a Leopold, 1978).

Po zářezu začínají koryta postranně migrovat, nastává eroze břehů, která vede k hlavnímu rozšiřování koryt toků (Booth, 1990; Booth a Jackson, 1997; Trimble, 1997).

Během fáze eroze může k rozšiřování koryta docházet pozvolně, jestliže zvětšení šířek a hloubek se udržuje na stejné úrovni se zvýšením průtoků. V tomto případě může být rozšiřování koryt málo patrné (Booth, 1990).

Obrázek 7: Změny v korytě spojené s urbanizací



Zdroj: Paul a Meyer (2001), upraveno

Mnohem častěji však eroze nastává neúměrně ke změnám průtoků a dochází tak k borcení břehů a katastrofické erozi v městských tocích (Neller, 1988; Booth, 1990).

V důsledku znovupřizpůsobení se erozivní fázi většina sedimentů opouštějící povodí pochází z eroze koryta, nikoli z eroze svahů zastavěných městských povodí (Trimble, 1997).

Velikost tohoto obecného geomorfického projevu se bude na různých tocích lišit, neboť reakce koryt na urbanizaci závisí také na geologii, gradientu toku a sklonitosti povodí, režimu toku (Bledsoe, 2001), stáří zástavby, vlastnostech sedimentů, typu urbanizace a vývoji změn landuse (Gregory a kol., 1992).

4.2.2 Eroze koryta

V případě rychlého zářezu a borcení břehů se vytvářejí širší koryta, jejichž kapacita neodpovídá odtokovému režimu. Zářez koryt je výraznější v jemnějších podložích jako je písek, štěrk a jíl. Rozšiřování koryta je však nejčastější odezva toku na zvýšení odtoku z povodí (Booth, 1990).

Morisawa a LaFlure (1979) pozorovali rozšíření koryta v příčném profilu, když 20-25 % povodí dosáhlo 5% nepropustnosti povrchu. Plocha příčného průřezu se zvýšila 5-7krát oproti původnímu nezastavěnému stavu. MacRae (1996) zjistil, že šířka koryta se zvětšila 2-4krát, a také uvedl, že šířka koryta úzce souvisela s pevností nejméně odolné vrstvy břehu.

Booth a Jackson (1997) zaznamenali jasný vztah mezi stabilitou koryta a růstem urbanizace. Toky vykazují počátek degradace na shodné úrovni rozvoje. Propojenost nepropustných ploch výrazně pozměňuje vlastnosti vodních toků a ovlivňuje stabilitu koryt (Bledsoe a Watson, 2001). Booth (1990) a Schueler (1994) pozorovali nestability koryt a náhlé snížení zdraví vodních ekosystémů při nepropustnosti 10-20 %. Na této hranici se objevují první příznaky přizpůsobování koryta. Překvapivě nízká hranice naznačuje, že rovnováha je velmi citlivá na změny proměnných.

Několik výzkumných studií zkoumalo přímo vztah zástavby a zvětšování koryta. Odlišnosti povodí a stavu zástavby řídí velikost změn a jejich vliv na pobřežní pás. Tyto studie ukázaly, že průtočná plocha se může kvůli urbanizaci zvětšit až 2-8krát, ačkoli proces je komplexní a může se vytvářet i několik desetiletí (CWP, 2003). Caraco (2000b) sledoval téměř dvojnásobné rozšíření příčného profilu toku v Marylandu během 50 let postupné urbanizace s růstem nepropustnosti z 2 na 27 %. Pizzuto a kol. (2000) shledali průměrné zvětšení příčného profilu městského toku o 180 %, menší sinuozitu o 8 % a drsnost koryta menší o 10 % oproti přirozenému toku.

Hammer (1972) hodnotil typy zástavby a okolnosti rozšiřování říčního koryta s použitím dat ze 78 povodí ve východní Pennsylvánii. Padesát povodí mělo velké využití obytných, komerčních a průmyslových ploch, 28 povodí bylo považováno za venkovské. Nejvýraznější faktor ovlivňující rozšiřování se zde projevila střední až vysoká hustota zástavby, zahrnující řadové domy, komerční oblasti, letištní dráhy, nákupní centra a parkoviště. Dalším výrazným faktorem bylo odvodnění silnic a zapojení okapů přímo do odvodnění. Oblasti s méně než čtyřletou zástavbou ukázaly menší změny na korytě toku, zatímco v oblastech se zástavbou starší než čtyři roky projevilo zvětšení rozměrů koryta.

Vliv nepropustné zástavby se zvyšuje s rostoucím sklonem území a koryta a klesá se vzdáleností zástavby od vodního toku (Hammer, 1972).

Někteří geomorfologové poukazují na to, že koryta městských toků mohou dosáhnout určitého konečného rozšíření (MacRae a DeAndrea, 1999) a že to může být odvozeno na základě nepropustnosti povodí, stáří zástavby, odolnosti koryta a dalších charakteristikách toku.

Objevuje se i teorie o vytvoření tzv. „pseudo-rovnovážného stavu“ („quasi-equilibrium condition“, Riley obdobně uvádí „urban equilibrium“). Tento termín popisuje koryto, které změnilo svůj původní přirozený tvar, ale nakonec se ustálilo a přizpůsobilo působícím vlivům. Relativně se stabilizovaly rozměry koryta i meandrů a došlo tak k dosažení nové rovnováhy, kdy nepřevládají ani erozivní ani akumulární procesy a koryto má zdravou pobřežní vegetaci (Riley, 1998).

4.2.2.1 Vliv vegetace na erozi koryta

Vegetace ovlivňuje a zároveň je ovlivňována procesy v korytě. Nestabilita městských koryt je často přisuzována ztrátě dřevnatých porostů, zvláště byla-li rovnováha založena na jejich přítomnosti.

Ztráta údolních niv a břehové vegetace je silně spojena s urbanizací povodí (May a kol., 1997). Whipple a kol. (1981) uvedli, že hustě zastavěné oblasti korelují s větší říční erozí a že menší eroze souvisí s širokým ochranným pásmem přirozené vegetace.

Hustá vegetace zdrsňuje koryto a zpomaluje rychlost průtoků, snižuje tlak toku na břehy a zpevňuje půdy břehů kořenovou strukturou. Morfometrie koryta může být citlivá na typ pobřežní vegetace. Různé vlastnosti kořenové struktury mohou odlišně působit na odolnost břehů proti erozi (například vedlejší kořeny olše oproti vrbě s hlavním kořenem), některé druhy jsou odolnější na disturbance (některé druhy stromů jsou schopny po pádu do vody dále žít, jiné umírají) a jiné lépe snášejí částečné zakrytí sedimenty nebo delší období sucha (Mangarella a Palhegyi, 2002).

Odstranění dřevních porostů tedy přispívá k erozi břehů. Beeson a Doyle (1995) ukázali, že ztráta břehových porostů zvětšila erozi a urychlila migraci koryt. Zjistili, že zákruty meandrů s vegetací byly 5krát méně náchylné výrazné erozi z velkých záplav než zákruty bez vegetace.

Hustota vegetace podél řeky Missouri zabránila borcení břehů během povodní v roce 1993. Síla kořenů vegetace zvýšila stabilitu břehů proti erozi a rozšiřování a zamezila tak odplavení půd (Mangarella a Palhegyi, 2002).

4.2.2.2 Vliv rozšiřování koryt na dodávky sedimentů

Eroze koryta způsobená urbanizací se může stát dominantním zdrojem přísunu sedimentů do dolních úseků toků (Trimble, 1995, 1997) a zároveň degradovat biotické prostředí (Waters, 1995). Bez ohledu na to, jestli se toky zahlubují nebo rozšiřují, se v důsledku eroze výrazně zvýší transport sedimentů z povodí.

Výzkumy městských toků vedených v Kalifornii (Trimble, 1997) a Texasu (Dartiguenave a kol., 1997) poukazují na to, že 60-75 % sedimentů městských povodí pocházelo z eroze koryt, což můžeme porovnat s odhadovaným množstvím u venkovských toků, kde se počítalo jen s 5-20 % ročního množství (Collins a kol., 1997; Walling a Woodward, 1995). Dartiguenave a kol. (1997) také zaznamenali, že množství sedimentu na jednotku plochy se zvyšuje s nepropustností.

Někteří geomorfologové uvažují nad tím, že se městské toky novým průtokovým režimům a dodávkám sedimentů nakonec přizpůsobí. Finkenbine a kol. (2000) pozorovali na tocích ve Vancouveru, že se toky během dvou desetiletí poté, co bylo jejich povodí zcela zastavěno, nakonec stabilizovaly. Ve starších městských tocích mohl být po dokončení urbanizace očekáván pokles transportu sedimentů. Koryta horních toků byla nahrazena dešťovými kanály a potrubím, které transportují méně sedimentů. Nedostatek dostupných sedimentů může způsobit erozi koryt dolních toků v důsledku snížení uložených sedimentů v tocích (CWP, 2003).

4.2.3 Transport sedimentů

Urbanizace může způsobit prostorově rozdílný pokles či růst dodávek sedimentu do vodních toků. Během výstavby městských území a narušování zemského povrchu se může množství sedimentu na krátkou dobu zvýšit. Zvýšené nánosy sedimentů v období výstavby obsahují jemný materiál, který zcela nevyhovuje vodním organismům. Ten se většinou skládá z hrubozrnného písku a štěrku, čímž se voda může dostat do substrátu a dodávat kyslík organismům žijícím v materiálu na dně toků. Jemný materiál může zanést póry mezi většími částicemi zrn a negativně ovlivnit vodní habitat.

Jakmile zemský povrch pokryjí chodníky, silnice a jiné nepropustné povrchy, množství sedimentů dodávaného do toku se výrazně snižuje a odtok naopak zvyšuje. Dešťový odtok je soustředěn na nepropustných plochách a sváděn zpevněnými koryty a kanály, což omezuje rovnoměrný sběr materiálu a jeho následný transport do toku (Mangarella a Palhegyi, 2002).

Finkenbine a kol. (2000) a Pizzuto a kol. (2000) na základě svých studií uvádějí, že v korytech městských toků bylo pozorováno méně jemnozrnných sedimentů a více hrubých pískových frakcí v důsledku změn dodávaných sedimentů a rychlosti toku.

Sedimentům jako činitelům kvality vody se dále věnuje jiná kapitola.

4.2.4 Umělé úpravy koryt

Výrazný dopad urbanizace na morfometrii povodí je změna přirozené hustoty říční sítě, která klesá v urbanizovaných povodích tím, jak jsou malé toky zpevňovány, kanalizovány a napřimovány (Dunne a Leopold, 1978; Hirsch a kol., 1990).

Přirozená morfologie koryta je u městských vodních toků narušena umělým zvýšením jejich hydraulické účinnosti (zpevnění koryta). Zvýšený odtok vyžaduje provedení různých úprav toku, které bývají spojeny s protipovodňovou ochranou urbanizovaných území a dalšími způsoby využívání vodního toku. Původně přirozené vodní toky obsahují množství stavebních objektů (prahy, stupně, jezy), koryta jsou zpevňována kameny či betonem, aby se voda co nejrychleji odvedla z území a aby se zamezilo erozi břehů toku ve městě, která by tak mohla dále ohrožovat majetek v okolí toku (Kabelková, 2002).

Jako nejvýznamnější zásah do ekologické funkce vodního toku se považuje plošné zpevnění dna, které má negativní dopad, přestože jeho cílem je dno stabilizovat. Těmito stavebními nepřirozenými vlivy se přeruší propojení dna s podzemní vodou a mnoho organismů ztrácí svůj životní prostor. Omezení nastává i v případě částečného zpevnění dna, přestože je zachována jeho přirozená struktura, ale nedochází k přirozenému posuvu substrátu po dně, které je poté zanášeno jemnějším materiálem.

Na ochranu proti erozi svahu se zpevňují i břehy. Vybetonované a podobně hladké a nepropustné svahy koryta ovšem nevyhovují ani suchozemským organismům, které vyhledávají potravu ve vodě, ani vodnímu hmyzu, který v určité fázi života žije na souši. Přirozená retence vody tak v případě povodní není umožněna a maximální průtoky se nezmírňují. Ve městech je tok často veden v těsné blízkosti různých staveb a pobřežní zóna a záplavové území mnohdy chybí (Kabelková, 2002).

Sauer a kol. (1983) v rozsáhlé studii urbanizovaných povodí v USA pozorovali, že zpevňování koryt výrazně přispívalo nárůstu vrcholových průtoků a značně ovlivňovalo říční erozi na dolních úsecích toků.

Další možné fluviálně-morfologické změny zaznamenané na městských korytech je eroze kolem mostků, prahů a umělých staveb, visutá koryta přítoků způsobená rozdílným zařezáváním koryta apod. (Roberts, 1989).

V urbanizovaných územích se setkáváme i s uměle vybudovanými toky (odvodňovací kanály, požární nádrže) nebo s toky, jejichž koryto bylo z důvodu jiné výstavby (silnice, železnice) přeloženo. U takových toků je složité najít rovnováhu mezi požadavky, pro které byly budovány, a určitým požadovaným ekologickým stavem (Kabelková, Krejčí, Hlavínek, 2002).

Zatrubňování, které se prosazovalo zejména v minulosti, má dva hlavní negativní dopady na vodní tok jako krajinný prvek. Jakmile zmizí takový tok z povrchu, ztrácí svou krajinoformující funkci. Za druhé je často využíván jako součást kanalizačního systému, což má vliv na kvalitu vody jím protékající, protože v lepším případě funguje jako dešťová kanalizace, v horším případě jsou do něj zaústěny i jiné odpadní vody. Jakákoli obnova takových toků je obtížná a téměř nemožná, protože plocha potřebná pro otevření koryta je již využívána, obvykle zastavěna (Bakulová, 2000).

Přesto se najdou i případy, kde k otevření koryta došlo. Jako příklad může posloužit vyzdvižení Litovicko-Šáreckého potoka před Oborou Hvězda v Praze, které probíhalo v druhé polovině roku 2009. Tento pražský potok byl v 60. letech zcela degradován na stoku bez jakéhokoli života a estetické a ekologické funkce. Zatrubnění procházelo zeleným pásem mezi zdí obory a Ruzyňskou ulicí. Proto byl zadán projekt na revitalizaci úseku, jehož cílem bylo odkrytí potoka v délce 280 m od začátku vyústění ze zatrubněné části při křižovatce ulic Ruzyňské a Stochovské. Došlo tedy k odstranění betonového zaklenu v celé délce a nové otevřené koryto bylo vymodelováno přírodě blízkým způsobem, přičemž ve dně a v březích místně stabilizováno kameny a vegetačním opevněním. Celý projekt měl přispět ke zpřírodnění celé lokality a navrátit Litovicko-Šáreckému potoku v tomto úseku život. V příštích letech se plánuje zpřírodnění tohoto potoka i pod retenční nádrží Jiviny, nad Ruzyňskou věznicí a na několika místech v Šáreckém údolí (Lesy hl. m. Prahy, 2009).

Obrázek 8: Revitalizace Litovicko-Šáreckého potoka podél Obory Hvězda



a) stav před revitalizací, únor 2009



b) průběh revitalizace, září 2009



c) průběh revitalizace, říjen 2009



d) stav po revitalizaci, srpen 2010

Zdroj: a) b) c) Lesy hl. m. Prahy (2009), d) foto vlastní

4.3 Kvalita vody urbanizovaných toků

Tato kapitola se zaměřuje na problematiku kvality vody. Zpracovává možné zdroje zvýšených koncentrací látkového znečištění, zabývá se jí z pohledu sedimentů jako ovlivňujícího činitele znečišťujících látek, které se na něj váží, a v neposlední řadě změnami teplotního režimu a estetiky urbanizovaných toků.

4.3.1 Látkové znečištění

Člověk svými aktivitami, dopravou, průmyslem a občanskou vybaveností ovlivňuje látkové znečištění urbanizovaných ploch, které má spolu se vzdušným znečištěním podíl na znečištění dešťového odtoku.

Využití vody jako potravin, prostředku osobní hygieny, dopravního prostředku apod. vede k importu nejrůznějších látek do urbanizovaného území. Přestože jich je většina svedena do kanalizace a do určité míry zpracována v čistírnách odpadních vod (ČOV), při zaústění se dostávají do blízkého recipientu a v některých případech mohou ovlivňovat i podzemní vodu.

Vliv urbanizace a městského odvodnění na látkovou bilanci větších povodí (oproti vlivu na vodní bilanci) může být významný. Rozsah se ovšem odvíjí od množství a charakteru látek vytékajících z objektů městského odvodnění do vodních toků (bodové znečištění) a i podílu znečištění z neurbanizovaných ploch a ostatních zdrojů (plošné znečištění) (Krejčí, 2002).

S růstem městských ploch ubývá zemědělských ploch a orné půdy. S intenzivnějším využíváním půd přichází i odpovídající vzrůst znečišťujících látek. Zároveň se však dá říct, že nepropustné povrchy zabraňují přirozeným procesům zpracování škodlivin v půdě tím, že zamezují jejich vsakování. Problém je ovšem v tom, že nepropustné povrchy tyto znečišťující látky akumulují, ty jsou tak zanášeny do povrchových vod dešťovým odtokem, kde ohrožují habitaty vodních druhů, mohou také ovlivnit pitnou vodu či omezit možnosti rekreace (Arnold a Gibbons, 1996).

Stanovení obsahu látkového znečištění je důležité, neboť průměrné hodnoty mohou být částečně použity k odhadům či výpočtům akumulace látkového znečištění v půdě a v sedimentech vodních toků a nádrží a následně při volbě vhodných opatření na ochranu vodních toků a vodních zdrojů (Krejčí, Kubý, Metelka, 2002).

Z hlediska původu můžeme látkové znečištění začlenit do tří skupin:

- rozpuštěné a nerozpuštěné látky v atmosférických srážkách, které za deště dopadávají na urbanizované plochy a dochází k „mokrě depozici“
- znečištění, které se za bezdeštného období ukládalo ve vzduchu („suchá depozice“), a znečištění vzniklé dopravou („dust and dirt“), které se při deštích odplavuje
- znečištění, které vzniklo kontaktem různých materiálů urbanizovaných povrchů a dešťové vody

Významné parametry při stanovení velikosti znečištění v dešťovém odtoku:

- délka bezdeštného období ovlivňuje akumulaci znečištění
- intenzita atmosférických srážek ovlivňuje především transport nerozpuštěných látek
- objem dešťového odtoku ovlivňuje především transport rozpuštěných látek (Krejčí, Kubý, Metelka, 2002)

4.3.1.1 Látkové znečištění v atmosférických srážkách

„Znečišťující látky v atmosféře jsou jednou z příčin znečištění dešťového odtoku, především ve velkých městech a v průmyslových oblastech. Povrch Země je za bezdeštného období znečišťován usazovaným prachem, během deště pak dochází k vymývání látkového znečištění ve vzduchu a tím k „čištění atmosféry“.

Množství a charakter suché depozice je především ovlivněn znečištěním vzduchu v příslušné lokalitě a meteorologickými faktory (četnost atmosférických srážek, vítr apod.).

Dešťová voda odráží jak přirozené pozadí zemského povrchu (mořské soli, erozi půdy), tak i antropogenní znečištění (doprava). Látky obsažené v atmosféře mohou být přenášeny na velké vzdálenosti. V dešťové vodě se tak projevují jak vlivy ze vzdálených oblastí, tak lokální vlivy.

Dešťová voda obsahuje celou řadu anorganických a organických znečištění v takových koncentracích, které mohou být pro znečištění vodních toků významné. Kyseliny a kyselinotvorné látky pocházející převážně z antropogenních zdrojů, převažují nad zásaditými látkami pocházejícími převážně z přirozeného prostředí Země.“ (Krejčí, Kubý, Metelka, 2002)

4.3.1.2 Znečištění na zastavěných plochách

Během bezdeštného období se na urbanizovaných plochách usazují látky různého původu, které jsou pak při dešti smývány a odplavovány dešťovou vodou.

Průmysl je jedním z významných zdrojů znečištění, které pochází z různých aktivit v průmyslových areálech jako je manipulace s různými chemikáliemi a surovinami a při jejich zpracování. Další městské znečištění může pocházet z velkého množství nejrůznějších odpadků, od zvířat, z vegetace (materiál při splachu může působit mechanické problémy jako ucpání různých kanálů) a z opotřebenosti stavebních částí budov, kdy se uvolňují částičky mj. z cihel, střech, kovů a barev (Krejčí, Kubý, Metelka, 2002).

Splachy z polí nebo ze silnic, podobně jako splaškové vody, mohou být příčinou zvýšené koncentrace dusičnanů a dusitanů, značně toxických pro ryby, nebo síranů, které mohou posléze ovlivnit vápenato-uhličitanovou rovnováhu a tím stabilitu a agresivitu vody. Dešťové vody ze silnic mohou zvýšit i koncentrace karcinogenních polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU), které se vyznačují vysokou stabilitou a schopností akumulovat se v prostředí (zejména ve dnových sedimentech), a koncentrace nepolárních uhlovodíků ropného původu se schopností kumulovat se ve vodních organizmech a dnových sedimentech (Komínková a kol., 2007).

4.3.1.3 Znečištění z dopravy

Provoz dopravy každodenně přináší různé znečišťující látky, jejichž množství a složení závisí na druhu použitých materiálů. Jedná se o látky, které se uvolňují při stárnutí dopravních cest (chodníky, městské vozovky, železnice), při opotřebování pneumatik, korozi vozidel, z nespáleného paliva apod.

Automobilová doprava má vliv i na znečištění půdy v okolí vozovek. Látky obsažené v dešťové vodě jsou projíždějícími auty (a případně pomocí větru) rozstříkávány na vegetační pruhy a půdy podél vozovek. Proto jsou půdy silně znečištěny snadno absorbovatelnými látkami (těžkými kovy, uhlovodíky aj.), přestože jsou vozovky odkanalizovány.

Informace o množství prachu se dá odhadnout z hustoty dopravy nebo z emisí na základě ujetých kilometrů na jednotlivých typech komunikací (častější rozjíždění ve městech oproti na dálnicích). Skutečné množství odplaveného prachu závisí především na charakteru dešťů a místních podmínkách.

Solení vozovek v zimě zvyšuje množství chloridů v dešťových vodách a má za následek rychlejší korozi dopravních prostředků. Používání jiných posypových materiálů jako je štěrk a písek zvyšuje množství pevných částic dopravovaných dešťovými vodami. Při nevhodném složení těchto částic (škvára, popel) se škodlivé chemické látky vyluhují do dešťových vod (Krejčí, Kubý, Metelka, 2002).

4.3.1.4 Znečištění ze střech

Plochy střech zaujímají značnou část urbanizovaných území a dešťový odtok z nich bývá méně znečištěn než odtok z dopravních ploch. Povědomí o složení dešťového odtoku ze střech je podstatné při problematice zasakování. Vyskytují se ovšem rozdílné názory ohledně významu tohoto znečištění.

„Během dešťového odtoku jsou nejprve odplavovány suché depozice atmosférických srážek. Intenzita srážek, množství suchých depozit, sklon střechy a drsnost materiálu jsou hlavními parametry ovlivňující míru znečištění.

Téměř veškeré množství látkového znečištění, které se vyskytuje v dešťovém odtoku ze střech, vykazuje na začátku odtoku vyšší koncentrace než v jeho dalším průběhu. Tento efekt je označován jako „first flush“ (první splach).

Koncentrace nerozpuštěných látek stoupají se zvyšující se intenzitou deště a dosahují maximálních hodnot více či méně krátce před zaznamenáním maximálního odtoku. Při poklesu dešťové intenzity klesá i koncentrace těchto látek. Při opětovném zvýšení intenzity během stejného deště se mohou zvýšit i koncentrace nerozpuštěných látek. Přitom hraje podstatnou roli i velikost jednotlivých částic: jemné částičky a na ně vázané látky jsou odplavovány již během nižších intenzit deště, zatímco k odplavení větších částic dochází teprve při vyšších koncentracích.“ (Krejčí, Kubý, Metelka, 2002)

Při výzkumu ve Wisconsinu v USA byly studovány koncentrace znečišťujících látek z 12 různých typů ploch (střechy, ulice, parkoviště, příjezdové cesty aj.) v obytných, komerčních a průmyslových oblastech. Bannerman a kol. (1993) ukázali jasné rozdíly mezi různými typy a množstvím určitých škodlivin v závislosti na zdroji jejich odtoku. Studie určila ulice jako nepropustné plochy s nejvyšším množstvím škodlivin ve většině kategorií landuse. Střechy byly převážně chudé na množství škodlivin a překvapivě i parkoviště vykazovala mírné znečištění. Domovní trávníky jako příklad nezpevněných povrchů obsahovaly velké množství fosforu původem pravděpodobně ze zahradnických hnojiv. Pro spolehlivější výsledky vztahů mezi množstvím a typem znečišťujících látek a složek krajiny je ovšem nutné provést ještě mnoho výzkumů.

4.3.1.5 Znečištění a odvodnění

Během dešťového období je podstatná část odtoku zaústěna přímo do recipientu, zasakuje do podloží a případně kontaminuje i podzemní vodu.

„V jednotné kanalizační soustavě jsou za bezdeštného období mobilní látky zachyceny v ČOV nebo zaústěny do recipientu. Poměrně nesnadno kvantifikovatelný podíl všech znečišťujících látek přetéká za deště z odlehčovacích komor přímo do recipientu. Těžké kovy a částečně i nesnadno rozložitelné organické látky jsou na základě jejich sorpční vlastnosti vázány na čistírenský kal. Podle druhu zpracování kalu se dostávají tyto látky na skládky nebo opět do přírodního prostředí (spalování, zemědělství).

V oddílné kanalizační soustavě je zaústěn dešťový odtok přímo do recipientu. Pokud není tato soustava vybavena určitými opatřeními (např. sedimentačními nádržemi nebo retenčními filtry), může dojít ke značnému znečištění recipientu. Adsorbovatelné látky budou dříve či později po zaústění do recipientu vázány na sedimenty ve vodních tocích.

V případě infiltrace dešťového odtoku jsou absorbované látky zachycovány v zasakovacím horizontu. Podle poměru odvodněné plochy k zasakovací ploše přitom dochází k více či méně rychlé akumulaci těchto látek v zasakovacím horizontu. Rozložitelné organické látky jsou v nenasyčené půdní nebo zasakovací vrstvě rozloženy, nesnadno rozložitelné akumulovány. Mobilní látky se dostávají do podzemní vody, kde jsou naředěny. Není však vyloučeno, že půdní heterogenita umožní i průnik adsorbovatelných látek do podzemní vody. V nových zasakovacích objektech je možno adsorbovatelné látky zachytit v technické zasakovací vrstvě s absorpčním materiálem.“
(Krejčí, Kubý, Metelka, 2002)

S nárůstem počtu obyvatel ve městech se zvyšují nároky na zásobování pitnou vodou a zároveň rostou požadavky na ochranu nemovitostí před lokálními záplavami.

Zaústění dešťového odtoku z urbanizovaných území představuje náhlý a nepřírozený vzrůst průtokové rychlosti ve vodním toku a může vést k odplavení organismů žijících převážně na dně. Současný transport splavenin může způsobit odtržení organismů a snížení samočisticích procesů v recipientu. Doba trvání těchto mechanických vlivů nepřesahuje zpravidla několik hodin a prostorové ovlivnění je převážně lokální. Dosah závisí na charakteru deště a povaze recipientu (Kabelková, Krejčí, Hlavínek, 2002).

4.3.2 Sediment

Sediment je důležitá a všudypřítomná látka v městském dešťovém odtoku, který dopravuje z ulic a střech různorodý materiál do vodních toků. Sediment napomáhá transportu znečišťujících látek, protože ty se na částice sedimentu vážou a ovlivňují dále kvalitu vody ve vodním toku (CWP, 2003).

Množství plavenin v říční vodě udává kalnost (kg/m^3). Rozložení kalnosti v příčném profilu řečištěm souvisí s rychlostí turbulentního proudění, jímž jsou plaveniny unášeny korytem. Celkové množství unášených plavenin závisí na rozsahu erozních procesů. Kalnost udává, do jaké míry pevné látky přítomné ve vodě snižují schopnost světla projít vodním sloupcem, čímž ovlivňují vodní prostředí (Netopil a kol., 1984).

Obecně platí, že velké množství unášeného sedimentu vodními toky a zvýšená kalnost ovlivňují říční habitat. Zvýšené množství transportovaného sedimentu může například překrývat bentické organismy. Sedimentární částice na sebe vážou různorodé znečišťující látky, čímž snižují kvalitu vody ve vodním toku a negativně působí na vodní organizmy.

4.3.3 Teplota

Dalším významným faktorem může být teplota toku, která představuje důležitou proměnnou ovlivňující mnoho říčních procesů.

Urbanizace ovlivňuje teplotní bilanci toků. Chybějící břehová vegetace a nedostatečné zastínění, snížená obnova podzemních vod a efekt již zmíněného tepelného ostrova spojovaného s urbanizací mohou způsobovat oteplování vody (Pluhowski, 1970).

Galli (1990) pozoroval zvýšení teplot urbanizovaných povodí v letním období. Monitoroval pět horních toků v Marylandu s různou mírou nepropustnosti. Přestože se zde projevovaly i ostatní faktory, nepropustnost hrála rozhodující roli. Každý tok vykazoval vyšší průměrné hodnoty teplot než srovnatelný lesní tok a toto zvýšení bylo přímo úměrné nepropustnosti povodí. K podobným závěrům, že zvýšení teploty souvisí s nepropustností povodí, dospěli i další autoři. Paul a kol. (2001) například zjistili, že existuje vztah mezi průměrnými denními letními teplotami vody a procentuálním podílem městských ploch v povodí řeky Etowah v Georgii.

Vliv na letní teploty a denní výkyvy byl pozorován i v jedné studii městského toku na Long Islandu, kde byly průměrné letní teploty o $5\text{--}8^\circ\text{C}$ vyšší a zimní o $1,5\text{--}3^\circ\text{C}$ nižší než na zalesněném toku. Sezónní denní výkyvy byly také větší než v městských tocích. Letní

bouřky způsobily dočasné zvýšení teplot městských toků jako následek splachu z vyhrátých zpevněných ploch (Pluhowski, 1970).

Všechny akvatické organizmy jsou závislé na určitém rozpětí teplot, při kterých dokáží existovat. Pokud je teplota vody příliš vysoká, akvatický život je ve stresu nebo případně umírá. Nejobvyklejší důvody oteplení kromě splachu z ploch představuje odstranění břehové vegetace a odtoky z dešťových nádrží v městských povodích. Růst teploty se projevují hlavně u malých vodních toků, kde se uplatňuje vyšší teplota odpadních vod v kanalizaci na počátku deště a její nedostatečné ředění v drobných recipientech. Teplota vody stoupá a období přirozeného chladu se zkracuje. Důsledkem zvýšení teploty je snížení rozpustnosti a koncentrace kyslíku ve vodě a urychlení mikrobiologických procesů, které mají za následek další snížení koncentrace kyslíku, což může mít negativní vliv na některé vodní organizmy, především náročnější druhy ryb, či způsobovat nadměrný výskyt vyšších vodních rostlin (Kabelková, Krejčí, Hlavínek, 2002).

4.3.4 Narušení estetické

Voda v krajině přispívá ke zkrášlení krajiny. Z estetického pohledu se jedná o nezaměnitelný přírodní činitel. Prožitek z vody vnímáme všemi smysly. Přitažlivým prvkem se voda stává zvláště pro člověka, který žije mimo přírodní prostředí. Pohled na vodu vyvolává různé dojmy a není ani tak důležité, jestli se jedná o vodopád, pramen, studánku či o vodu stojatou. V dnešní době vyhledáváme vodu i pro její rekreační a odpočinkovou funkci. Chodíme se koupat do rybníků a nádrží, na procházky podél řek, na zahrádkách jezírka si vytváříme a celkově se snažíme být vodě nablízku (Říha, 1987).

Přesto dochází poměrně často k projevům estetického znečištění, kam patří změna barvy vody, pěna, nahromadění kalu a zápach. Jedná se také o různé látky ve vypouštěné vodě, které plavou na hladině nebo se zachytávají na břehové vegetaci. Trvání takového ovlivnění se velmi liší a jedná se o nejčastěji pozorovaný projev znečištění vodních toků za deště (Kabelková, Krejčí, Hlavínek, 2002).

5 Metody

Pro studium změn habitatu vodních toků ovlivněných urbanizací je důležité znát způsoby stanovení procentuálního zastoupení nepropustných povrchů.

5.1 Metody určování nepropustnosti

Znalost množství a rozsah nepropustných povrchů dovoluje předpovídat, jestli se na určitém toku či subpovodí pravděpodobně v blízké budoucnosti zhorší stav. Proto je nutné vyvinout spolehlivé metody, které by uměly určit zastoupení nepropustných povrchů v krajině.

Problém však vždy bude přesnost určení, zda se u zpevněného povrchu jedná o nepropustnou plochu či nikoli, a ta se bude u každé použité metody lišit. Nepřesnosti se budou projevovat i u zhutněných půd a ploch přímo napojených na odvodnění. Přímé napojení je navíc variabilní, protože roste s množstvím srážek.

Přesto i rozdílům mezi veškerým nepropustným povrchem a částí přímo napojené na odvodnění (v následujícím příkladě označované jako DCIA) se věnují některé odborné práce. Údaje mohou vycházet z typických hodnot pro jednotlivá landuse a z empirických metod. Jako příklad bych uvedla vztah vytvořený Alley a Veenhuis (1983) pro vysoce urbanizované části Denveru.

$$DCIA = 0,15 (TIA)^{1,41}$$

Podobné rovnice vytvořil i Sutherland (2000) pro různé stupně spojitosti nepropustných ploch. Dinicola (1989) vycházel z rovnice Alley a Veenhuis (1983) a přestože se nezabýval přímým měřením, odhadl procenta zastoupení pro pět kategorií landuse.

Základem však zůstává určení celkové nepropustnosti oblasti. Existuje několik možných postupů, které jsou ovšem závislé na požadované úrovni přesnosti. Nástroje využitelné na měření nepropustných oblastí jsou podobné těm, které se využívají při tradičním mapování krajinného pokryvu. Jedná se hlavně o terénní průzkum, využití GPS (Global Positioning Systems), leteckou fotogrametrii, satelitní snímkování a dálkový průzkum Země (DPZ) či již existující mapy a digitální data.

Terénní průzkum představuje nejpřesnější metodu pro definování mnoha přírodních i člověkem vytvořených prvků. Jedná se o hodnotné informace při aktualizaci existujících map. Tento způsob může být velmi drahý a nepraktický pro mapování rozlehlých oblastí.

Technologie GPS může být hodnotným nástrojem při sběru dat o nepropustnosti. GPS poskytuje přesnou lokaci prvků v terénu, které mohou být později přiřazeny

k satelitním snímkům. Nevýhodou GPS se může stát nedostupnost v terénu, velikost studovaného území či technologie samotná.

Nepropustné povrchy mohou být lehce zakresleny z leteckých snímků, což může být časově náročné při aplikaci na velké oblasti. Navíc existuje několik odlišných technik pro převod informace ze snímků.

Jsou-li vytvořené detailní mapy landuse, které vykreslují nejrůznější typy krajiny v mnoha detailech, dá se vypočítat plocha každé takové kategorie a započítat průměrnou hodnotou nepropustnosti dané kategorie. Průměry jsou založeny na konkrétním detailním průzkumu každého krajinného typu.

Takové hodnoty může poskytnout například model TR-55 (Technical Release 55: Urban Hydrology for Small Watersheds) který byl vyvinut, aby pomohl inženýrům vypočítat množství dešťového odtoku ze zastavěných ploch. Model TR-55 vznikl v americké instituci Soil Conservation Service a obsahuje zjednodušené postupy pro výpočet objemu povodňového odtoku, hodnoty kulminačního průtoku, povodňových hydrogramů a také pro výpočet potřebných retenčních prostorů ochranných nádrží. TR-55 byl velice často používán při modelování dopadů změn využití území na hydrologický režim povodí. Model TR-55 je použitelný pro malá, především urbanizovaná, povodí. Jejich velikost by měla být taková, aby se jejich doba koncentrace pohybovala v rozmezí od 0,1 do 10 hodin. Jako část modelu byla vypočítána procenta nepropustnosti pro různé typy a hustoty zástavby. Tyto údaje se výrazně neliší ani od novějších dat. Rozdíly spíše vycházejí z odlišností v místních podmínkách (například šířka silnic) a měření hustoty obytných oblastí (USDA, 1986).

Určení vztahu mezi relativní plochou pokrytou nepropustnými povrchy a kvalitou habitatu může být složitý a časově náročný proces. V poslední době se stále více uplatňují počítačové programy v návaznosti na GIS. NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration) Coastal Services Center a University of Connecticut's NEMO (Nonpoint Education for Municipal Officials) například vyvinuly Impervious Surface Analysis Tool (ISAT), extenzi ArcView 3.x, která vypočítává procento nepropustnosti na základě typu krajinného pokryvu. Vstupní požadavky zahrnují data krajinného pokryvu odvozené z DPZ, sadu koeficientů kalibrovaných pro nízkou, střední a vysokou hustotu populace pro každou třídu krajinného pokryvu oblasti a právě data o hustotě obyvatel k určení příslušných koeficientů jednotlivých částí. ISAT pak vytvoří polygonovou vrstvu, která zahrnuje hodnotu procentuálního podílu pro každý polygon,

a barevně ji označí jako dobrou, uspokojivou či špatnou. ISAT může být také používán k modelaci změn landuse (Meredith a kol., 2003).

Podle Hicks a Woods (2000) k odhadu nepropustnosti v povodí může posloužit i populační hustota.

Základním vstupem metody CN-křivek, která se používá pro výpočet hodnoty přímého odtoku, je srážkový úhrn o určitém časovém rozdělení, kdy se předpokládá jeho stejnoměrné rozdělení po ploše povodí. Objem srážek je přeměněn na objem odtoku pomocí čísel odtokových křivek CN, které jsou uváděny v tabulkách. Hodnoty CN jsou závislé na hydrologických vlastnostech půd, vegetačním krytu, intercepci, povrchové akumulaci a právě velikosti nepropustných ploch (Janeček a kol., 1992).

Znalost údajů o nepropustných plochách představuje výhodu pro další výzkumy a napojení do dalších modelů.

5.2 Ekohydrologické metody

Nástroje pro hodnocení kvality habitatů vodních toků představují metody ekohydrologického mapování. Existuje však velké množství nejrůznějších metod a volba závisí na velikosti a povaze povodí.

McGinnity a kol. (2005) vytvořili přehled 28 různých metodik hodnocení habitatů používaných převážně v Evropě a v USA, dále v Austrálii a na Novém Zélandu. Balestrini a kol. (2004) vyčlenili čtyři základní metody, které vyhovují Rámcové směrnice o vodní politice ES 2000/60/ES (WFD - Water Framework Directive, 2000):

- „River Habitat Survey“ (RHS; Raven a kol., 1997; 1998), metodika z Velké Británie používaná i v Itálii, ve Slovinsku či na Novém Zélandu
- „Système d'Évaluation de la Qualité du Milieu Physique“ (SEQ Physique; Agences de l'Eau & Ministère de l'Environnement, 1998), francouzská metodika
- „Ökomorphologische Gewässerbewertung“ (Werth, 1987; Muhar a kol., 1996), rakouská celostátní metodika
- „Gewässerstrukturgütekartierung“, německá terénní metoda pro malé a střední toky (LAWA - Field Survey or LAWA-FS; LAWA, 2000).

Tyto metody byly na základě terénní studie porovnány a ukázala se srovnatelnost výsledků (Raven a kol., 2002).

Rámcová směrnice (WFD, 2000) vyžaduje kladení většího důrazu na hodnocení toků a přilehlé říční krajiny a předpokládá rozpracování vhodných a srovnatelných hodnotících metodik v jednotlivých členských státech. V České republice takové metodiky představují metodiky HEM (Langhammer, 2007) a EcoRivHab (Matoušková, 2003).

HEM (Langhammer, 2007) je metodika pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků. Základem hodnocení hydromorfologické kvality dle Rámcové směrnice je srovnání aktuálního stavu s tzv. referenčním stavem, tedy stavem toku před jeho antropogenním ovlivněním. Čím více se aktuální hydromorfologické podmínky blíží referenčnímu stavu, tím je hydromorfologická kvalita toku vyšší. Monitoring hydromorfologického stavu toků se provádí po úsecích toku formou terénního mapování hydromorfologických charakteristik toků a údolní nivy. Mapovatel rozdělí tok na jednotlivé úseky podle stanovených kritérií. Hydromorfologické charakteristiky sledují koryto a trasu toku, dno, břehy a inundační území, dále pak proudění a ovlivnění hydrologického režimu. Mapování se provádí od ústí proti proudu toku. Hodnocení hydromorfologických ukazatelů je založeno na principu skórování jednotlivých parametrů, hodnocených z pohledu jejich vlivu na hydromorfologickou kvalitu toku.

Již zmíněná metoda EcoRivHab (Matoušková, 2003) zahrnuje analýzu fluviálně-morfologických charakteristik vodních toků, stavu provedených antropogenních úprav toků, stupně dynamiky proudění, jakosti povrchové vody, stavu břehové vegetace, využití ploch podél vodních toků aj. Cenným výstupem je identifikace přírodních a přírodě blízkých úseků vodních toků, rovněž tak úseků silně antropogenně modifikovaných. Základem metody je terénní průzkum a využití mapových podkladů a GIS. Hodnocení ekomorfologického stavu toku je rozděleno do 4 oblastí - zóny koryta, zóny doprovodných vegetačních pásů, zóny údolní nivy a povodí. Výsledný ekomorfologický stav dokumentuje míru antropogenního ovlivnění vodního ekosystému. Metoda je nástrojem pro hodnocení stavu vodních toků v intravilánech i extravilánech.

6 Shrnutí

Ve své bakalářské práci jsem se snažila nastínit, jakým způsobem se na vodním toku mohou projevat důsledky urbanizačního procesu. V úvodních kapitolách jsem se stručně zabývala samotnými pojmy jako jsou urbanizace či habitat, rostoucí městskou populací, která podmiňuje další prostorový rozvoj měst, jejich typickým charakteristickým znakem čili umělým zpevnováním městských ploch a obecně pozorovaným projevem zvýšené teploty v důsledku právě umělých povrchů.

Data ze sčítání lidí na Zemi nikdy nemohou poskytnout zcela přesné údaje, neboť sčítání probíhá v různých etapách a různými formami, v některých zemích se neprovádí vůbec či zkresleně a tudíž se v mnoha případech jedná pouze o odhady. Přestože je možné vyzorovat obecný trend migrace lidí do měst a jejich zázemí, podle prognóz se v budoucnu nejvíce lidí bude nacházet v méně rozvinutých oblastech.

Osobně pod pojmem habitat chápu určité prostředí, které utváří geomorfologie a hydrologie, kde organizmy nacházejí vhodné podmínky k životu, které se zároveň na jeho formě podílejí různou činností a i samotnou existencí. Velmi zjednodušeně tedy voda procházející korytem s rostlinami a živočichy. Každý organismus má specifické nároky a pro jejich zachování je tudíž nutná dostatečná diverzita habitatů.

Nepropustné plochy považuji za hlavní hybnou složku dalších procesů. Obecně se umělé povrchy podílejí na městském tepelném ostrově. Nepropustné plochy svým charakterem způsobují urychlený odtok z měst, čím tepelné změny ještě podporují.

Zvýšené množství odváděných vod je tedy přímým následkem rozvoje měst. Náhlé a nepřírozené průtoky dotované městskými vodami jsou již nevyhnutelným faktem.

K problematice snížení bazálního odtoku vlivem urbanizace jsem mírně skeptická. Věřím, že určitý vliv urbanizace zde má svůj podíl, ale víc se přikláním k faktu, že se více uplatňuje geologie a další faktory. Výkyvy teplot diskutované při globálním oteplování podle některých vědců odrážejí přirozený vývoj Země. Co když je to tak i s hladinou podzemní vody? I přes hydrogeologické průzkumy si nikdy nemůžeme být stoprocentně jisti.

Pojem korytotvorný průtok lépe vystihuje fázi přetváření koryta. Naopak plnokapacitní připomíná pouze stav, kdy je koryto zcela zaplněné vodou, což podle mě nemusí nutně znamenat změny v morfologii koryta.

Častým jevem v návaznosti na větší a častější průtoky je eroze koryta a tedy zahlubování a rozšiřování toku, kam se navíc dostává více sedimentů a zborcené vegetace

z narušených břehů. Větší průtoky na jednu stranu přinášejí více dřevní hmoty z přilehlých oblastí koryta, ale na druhou stranu jí i více odplavují.

Všechny tyto změny přirozeného prostředí ovlivňují fyzikální strukturu vodních toků, hlavně kvalitu vody a biologickou diverzitu. Kvalita vodního prostředí je v urbanizovaném území ovlivňována odpadními vodami z městského odvodnění i dešťovými vodami z povrchového odtoku. Povrchový odtok nabírá na městských plochách nejrůznější znečištění, které se negativně projevuje na vodní biotě.

7 Závěr a diskuze

Stará původní osídlení se často koncentrovala u řek. Logickým vyústěním se právě z těchto sídel postupem doby vytvořila města a jejich obchodní centra se tak nacházejí v blízkosti toků. Takováto města často ignorují a degradují vodní tok, čímž jsou tak v případě ničivých událostí nejvíce ohroženy. Člověk staví města, domy či dálnice v důsledku vždy na úkor původní krajiny. Možná ne dnes, asi ani zítra, ale jednoho dne se následky činnosti člověka promítnou do jeho okolí.

Do jaké míry budeme negativně měnit náš životní prostor a divit se, že se s tím krajina nedokáže vypořádat? Kde je ta hranice, na které to ještě příroda zvládala, a kdy jsme ji našimi zásahy překročili? Nelze se k té hranici nějakým zpětným krokem alespoň mírně přiblížit? Co pro (z)ničenou přírodu můžeme udělat, aby nakonec ona nezničila nás?

Neustále dochází k razantním opevněním koryt. Ano, ochrana majetku, zdraví a obyvatel proti velkým vodám. Vždyť ale právě větší průtoky jsou způsobeny mj. úpravami toků. Zkušenosti z povodní nám ale bohužel ukazují, že se lidi poučit ani nechtějí a staví stále na nevhodných místech.

Odvádění vod se mi zdá trochu paradoxní - odvádíme vodu rychle pryč od sebe a přitom ji nutně potřebujeme a ještě ji chceme dále využívat. Proč si toho nevážíme, že k nám voda přitéká? To, co nám z vodních toků ve městech zbývá, je smutné. Když umíme tok zatrubnit, budeme ho umět i „osvobodit“. Myslím, že by se vodě ve městech měla věnovat větší péče. Jak ale zapůsobit na lidi, aby si uvědomili, že v supermarketu, který je postaven na úkor třeba i nějakého toku, jednoho dne tu balenou vodu nemusí najít?

Zdá se mi to jako už začarovaný kruh: zpevnění toků - velká voda - eroze břehů - zpevnění toků. Je třeba najít vhodný kompromis mezi protipovodňovou ochranou a revitalizací vodních toků ve smyslu zvýšení retenční schopnosti krajiny.

Zvětšující se podíl nepropustného pokrytí vyplývající z potřeb rostoucího množství lidí na naší planetě, jak ilustrují i kapitoly této práce, považuji za primární faktor urbanizačních změn na vodních tocích a právě u těch vidím možnou nápravu. Prvním malým krůčkem k nápravě by kromě větší informovanosti lidí mohla být rozsáhlejší podpora využívání zpevněných, ale propustných povrchů či využívání zelených střech.

8 Použitá literatura

- Agences de l'Eau & Ministère de l'Environnement. SEQ Physique: a System for the Evaluation of the Physical Quality of Watercourses, 1998. 15 s.
- ALLEY, W. M.; VEENHUIS, J. E. Effective impervious area in urban runoff modeling. *J. Hydraul. Eng.* 1983., vol. 109, no. 2, s. 313-319.
- ARNOLD, C. L.; GIBBONS, C. J. Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association*, American Planning Association, 1996, vol. 62, no. 2.
- BAKULOVÁ, B.; KUBÝ, R. Drobné vodní toky na území hl. m. Prahy. 2000. In SOVAK – Časopis oboru vodovodů a kanalizací, vol. 9, no. 7-8, s. 43-45.
- BALESTRINI, R. A KOL. Characterising hydromorphological features of selected Italian rivers: a comparative application of environmental indices. 2004. *Hydrobiologia*. 516: 365-379.
- BANNERMAN, R. T.; OWENS, D. W.; DODDS, R. B.; HORNEWER, N. J. 1993. Sources of Pollutants in Wisconsin Stormwater. *Water Science and Technology*, vol. 28, no. 3-5, s. 241-259.
- BEESON, C.; DOYLE, P. Comparison of Bank Erosion at Vegetated and Nonvegetated Bends. *Water Resources Bulletin*, 1995, vol. 31, no. 6.
- BENEŠOVÁ, L. Nové přístupy k odvádění dešťových vod z urbanizovaných území. 2007. Diplomová práce PřF UK v Praze, Praha. 64 s.
- BICANOVÁ, M. (2005): Použití metody ekomorfologického monitoringu v povodí Košínského potoka s využitím nástrojů GIS. 2005. Diplomová práce PřF UK v Praze, Praha, 108 s.
- BISSON, P., K. A KOL. Channel Hydraulics, Habitat Use, and Body Form of Juvenile Coho Salmon, Steelhead, and Cutthroat Trout in Streams. *Transactions of the American Fisheries Society*. 1988. vol. 117, s. 262-273.
- BLEDSON, B. P. Relationships of Stream Response to Hydrologic Changes. *Linking Stormwater BMP Designs and Performance to Receiving Water Impacts Mitigation Proceedings*. Snowmass, 2001, Colorado.
- BLEDSON, B. P.; WATSON, C. C. Effects of Urbanization on Channel Instability. *Journal of the American Water Resources Association*, 2001, vol. 37, no. 2, s. 255-270.
- BOOTH, D. B. Challenges and prospects for restoring urban streams: perspective from the Pacific Northwest of North America. *Journal of North American Benthological Society*, 2005, vol. 24, no. 3, s. 724-737.
- BOOTH, D. B. Stream-channel incision following drainage-basin urbanization. *Water Resources Bulletin*, 1990, vol. 26, s. 407-417.
- BOOTH, D. B.; JACKSON, C. R. Urbanization of Aquatic Systems: Degradation Thresholds, Stormwater Detection, and the Limits of Mitigation. *Journal of the American Water Resources Association*, 1997, vol. 33, no. 5, s. 1077-1090.
- BRANIŠ, M.; PIVNIČKA, K. Úvod do studia životního prostředí. Praha. Karolinum. 1994, 141 s.
- CARACO, D. Stormwater Strategies for Arid and Semi-arid Watersheds. *Watershed Protection Techniques*, 2000a, vol. 3, no. 3, s. 695-706.
- CARACO, D. The Dynamics of Urban Stream Channel Enlargement. *Watershed Protection Techniques*, 2000b, vol. 3, no. 3, s. 729-734.
- CÍLEK, V.; BAŠE, M. Suburbanizace pražského okolí: dopady na sociální prostředí a krajinu. 2005. Dostupné z WWW: <http://www.kr-stredocesky.cz/portal/odbory/zivotni-prostredi/suburbanizace-prazskeho-okoli.html>
- City of Olympia. Impervious Surface Reduction Study: Technical and Policy Analysis - Final Report. Public Works Department, Olympia, 1994, Washington. s. 83.
- COLLINS, A. D.; WALLING, D. E.; LEEKS, G. 1997. Source Type Ascription for Fluvial Suspended Sediment Based on a Quantitative Composite Fingerprinting Technique. *Catena*, vol. 29, no. 1, s. 27.
- CRIPPEN, J. R.; WAANANEN, A. O. Hydrologic Effects of Suburban Development Near Palo Alto, California. U.S. Geologic Survey. 1969.
- CWP (Center for Watershed Protection) Impacts of Impervious Cover on Aquatic Systems [online]. Maryland, 2003 [cit. 2010-05-09]. Dostupné z WWW: http://www.bebuffered.com/downloads/center_watershed_protection_impacts_impervious.pdf
- DARTIGUENAVE, C.; MAIDMENT, D. Water Quality Master Planning for Austin, TX. CRWR Online Report 97-6. 1997.
- DINICOLA, R. S. Characterization and simulation of rainfall runoff relations for headwater basins in western King and Snohomish Counties, Washington State. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Rep. 1989. California.
- DOHNALOVÁ, P. Ekomorfologické hodnocení vodních toků v urbanizovaných povodích. 2001. Diplomová práce FSv ČVUT v Praze. Praha.

- DOLL, B. A. A KOL. Hydraulic Geometry Relationships for Urban Streams Throughout the Piedmont of North Carolina. 2000.
- DUCHOSLAVOVÁ, E. Změna struktury půdního pokryvu rozšiřováním sídel na příkladu Roudnicka. 2009. Bakalářská práce PřF UK v Praze. Praha.
- DUNCAN, H. P. An Overview of Urban Stormwater Quality. 24th Hydrology and Water Resources Symposium. 1997, Auckland, New Zealand, s. 143-148.
- DUNNE, T.; LEOPOLD, L. B. Water in Environmental Planning. New York: Freeman. 1978, s. 818.
- DVOŘÁK, M. Hodnocení kvality habitatu antropogenně ovlivněných vodních toků: aplikace na modelové povodí Bíliny. 2008. Diplomová práce PřF UK v Praze, Praha. 140 s.
- Environmental Protection Agency [online]. 2009 [cit. 2010-07-25]. Heat Island Effect. Dostupné z WWW: <<http://www.epa.gov/hiri/about/index.htm>>
- EVETT, J., LOVE, M.; GORDON, J. Effects of Urbanization and Land Use Changes on Low Stream Flow. North Carolina Water Resources Research Institute. 1994. Report No. 284.
- FINKENBINE, J.; ATWATER, J.; MAVINIC, D. Stream Health After Urbanization. Journal of the American Water Resources Association, 2000, vol. 36, no. 5, s. 1149-1160.
- FONGERS, D.; FULCHER, J. Hydrologic Impacts Due to Development: The Need for Adequate Runoff Detention and Stream Protection. Michigan Department of Environmental Quality. 2001.
- FRUTIGER, A. Ökologie natürlicher Gewässer - Teil Fließgewässer. Skriptum ETH Zürich, 1997.
- GALLI, J. Thermal Impacts Associated with Urbanization and Stormwater Management Best Management Practices. Metropolitan Washington Council of Governments. Maryland Department of Environment. Washington D. C., 1990.
- GEP (Genereller Entwässerungsplan) Vorläufige Anleitung für den Zustandsbericht Gewässer. Baudepartement des Kantons Aargau, 1996. Aarau.
- GREGORY, K. J.; DAVIS, R. J.; DOWNS, P. W. 1992. Identification of river channel change due to urbanization. Appl. Geogr., 1992, vol. 12, s. 299-318.
- HALL, L. S. A KOL. The habitat concept and a plea for standard terminology. 1997. Wildl. Soc. Bull., vol. 25, s. 173-182.
- HAMMER, T. R. Stream channel enlargement due to urbanization. Water Resour. Res. 1972, vol. 8, s. 1530-1540.
- HARPER D. M. A KOL. Habitats as the building blocks for river conservation assessment. River Conservation and Management. 1992. Wiley, Chichester, s. 311-319.
- HAVEL, P. Vliv sub/urbanizace na přírodní prostředí. 2010. Bakalářská práce PřF UK v Praze. Praha.
- HENSHAW, P.; BOOTH, D. Natural Restabilization of Stream Channels in Urban Watersheds. Journal of the American Water Resources Association, 2000, vol. 36, no. 6, s. 1219-1236.
- HICKS, R.; WOODS, S. Pollutant Load, Population Growth and Land Use. Progress: Water Environment Research Foundation. 2000. vol. 11, s. 10.
- HIRSCH, R. M.; WALKER, J. F.; DAY, J. C.; KALLIO, R. The influence of man on hydrologic systems. In Surface Water Hydrology (The Geology of America, Vol. O-1), Boulder, CO: Geol. Soc. Am., 1990
- HNAŤUKOVÁ, P. Distribuce těžkých kovů v prostředí drobných urbanizovaných toků. 2007. Disertační práce ÚŽP PřF UK v Praze, Praha. 138 s.
- HOLLIS, F. The Effects of Urbanization on Floods of Different Recurrence Intervals. Water Resources Research, 1975, vol. 11, s. 431-435.
- HŘEBÍKOVÁ, M. Kvalita vody ve vybraných malých povodích: Litovicko-Šárecký potok. 2007. Diplomová práce ÚŽP PřF UK v Praze, Praha. 78 s.
- HUTTO, R. L.. Habitat selection by nonbreeding migratory land birds. 1985 In CODY, M. L. (ed.). Habitat Selection in Birds. Academic Press, Orlando, Fla.
- Hydrobiologie pro terrestrické biologie (studijní materiály). Biologická fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích [online]. 2009 [cit. 2010-07-25]. Dostupné z WWW: <http://rum.bf.jcu.cz/public/brandl/hydrobiologie/a-Hydrobiologie-tema-1-az-23/Hyd-22-5-graf.pdf>
- JANEČEK, M. A KOL. Ochrana zemědělské půdy před erozí. Metodika 5/92. Praha: ÚVTIZ Praha, 1992. 110 s.
- JÁNOŠKOVÁ, G. Sledování kvality vody v povodí Kunratického potoka. 2004. Diplomová práce ÚŽP PřF UK v Praze, Praha. 96 s.
- JOWETT, I. G. Instream flow methods: a comparison of approaches. Regulated Rivers: Research and Management, 1997, vol. 13, s. 115-127.
- KABELKOVÁ, I.; KREJČÍ, V.; HLAVÍNEK, P. Vodní toky v urbanizovaných povodích. In KREJČÍ a kol. Odvodnění urbanizovaných území – koncepční přístup. 1. vyd., Brno: NOEL2000, 2002. 526 s.
- KARR, J. R., A KOL. Assessing Biological Integrity in Running Waters: a Method and its Rationale. 1986. Illinois Nat. Hist. Survey Spec. Publ. 5. Champaign, IL.

- KAUFMANN, P. R. Physical Habitat. 1993. In HUGHES, R. M. Stream Indicator and Design Workshop. U.S. Environmental Protection Agency, Oregon.
- KIBLER, D.; FROELICH, D.; ARON, G. Analyzing Urbanization Impacts on Pennsylvania Flood Peaks. *Water Resources Bulletin*, 1981, vol. 17, no. 2, s. 270-274.
- KLEIN, R. Urbanization and Stream Quality Impairment. *Water Resources Bulletin*, 1979, vol. 15, no. 4, s. 948-963.
- KOMÍNKOVÁ, D. A KOL. Syndrom urbanizovaných toků a nový pohled na revitalizaci městských toků. *Vodní hospodářství*, 2007, vol. 2.
- KOMÍNKOVÁ, D. A KOL., Z., Identification of Ecological Status of Stream Impacted by Urban Drainage. *Wat. Sci. & Tech.*, 2005, vol. 51, no. 2, s. 249-256.
- KONRAD, C.; BOOTH, D. Hydrologic Trends Associated with Urban Development for Selected Streams in the Puget Sound Basin - Western Washington. USGS Water Resources Investigation Report, 2002.
- KOPP, J. Ekohydrologické mapování v příměstské krajině. Případová studie povodí Lučního potoka. 2004. Disertační práce PšF UK v Praze. Praha. 265 s.
- KREJCI, V. a KOL. Integrierte Siedlungsentwässerung – Fallstudie Fehraltorf. *Schriftenreihe der EAWAG*, vol. 8, 1994.
- KREJČÍ, V. Vliv urbanizace a městského odvodnění na vodní toky a podzemní vodu. In KREJČÍ a kol. *Odvodnění urbanizovaných území – koncepční přístup*. 1.vyd., Brno: NOEL2000, 2002. 526 s.
- KREJČÍ, V. a KOL. *Odvodnění urbanizovaných území – koncepční přístup*. 1.vyd., Brno: NOEL2000, 2002. 526 s.
- KREJČÍ, V.; KUBÝ, R.; METELKA, T. Dešťový odtok z urbanizovaných ploch. In KREJČÍ a kol. *Odvodnění urbanizovaných území – koncepční přístup*. 1.vyd., Brno: NOEL2000, 2002. 526 s.
- KUKLA, P. Fyzickogeografická charakteristika a antropogenní ovlivnění povodí Kunratického potoka. 2003. Bakalářská práce PšF UK v Praze, Praha. 72 s.
- LANGHAMMER, J. Metodika pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků. Praha, 2007.
- LAWA, 2000. *Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer*. 2000. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- LEOPOLD, L. *View of the River*. Harvard University Press, 1994, Cambridge, MA.
- LEOPOLD, L. *Hydrology for Urban Land Use Planning - a Guidebook on the Hydrologic Effects of Urban Land Use*. Washington D. C., 1968, Geological Survey Circular 554.
- LEOPOLD, L.. River channel change with time-an example. *Bull. Geol. Soc. Am.*, 1973, vol. 88, s. 1845-1860.
- Lesy hl. m. Prahy [online]. 2009 [cit. 2010-08-19]. Dostupné z WWW: <<http://www.lesypraha.cz>>
- LITVAITIS, J. A. A KOL. Measuring vertebrate use of territorial habitats and foods. 1994. In BOOKHOUT (ed.). *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*.
- MACRAE, C. Experience from Morphological Research on Canadian Streams: Is Control of the Two-Year Frequency Runoff Event the Best Basis for Stream Channel Protection. *Effects of Watershed Development and Management on Aquatic Ecosystems*, ASCE Engineering Foundation Conference, Snowbird, 1996, Utah, s. 144-162.
- MACRAE, C.; DEANREA, M. Assessing the Impact of Urbanization on Channel Morphology. 2nd International Conference on Natural Channel Systems, 1999, Niagra Falls, OT.
- MADDOCK, I. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology*. 1999, vol. 41, s. 373-391.
- MANGARELLA, P.; PALHEGYI, G. Santa Clara Valley Urban Runoff Pollution Prevention Program - Hydromodification Management Plan Literature Review, GeoSyntec Consultants, 2002, Walnut Creek, CA.
- MATOUŠKOVÁ, M. Ekohydrologický monitoring vodních toků v kontextu Rámcové směrnice ochrany vod EU. 2007. Závěrečná výzkumná zpráva projektu GAČR č. 205/02/P102, PšF UK v Praze a GAČR, Praha, 18 s.
- MATOUŠKOVÁ, M. Ekohydrologický monitoring jako podklad pro revitalizaci vodních toků. Modelová studie povodí Rakovnického potoka. 2003. Disertační práce PšF UK v Praze, Praha.
- MATOUŠKOVÁ, M.; MATTAS, D. Hydroekologické hodnocení toků. *Vodní hospodářství*, 2003, vol. 10, s. 279-282.
- MATTAS, D. FSV ČVUT [online]. 2007 [cit. 2010-08-20]. Hydroekologický monitoring a modelování. Dostupné z WWW: <<http://hydraulika.fsv.cvut.cz/predmety/hemm>>
- MAY, C. A KOL. Effects of Urbanization on Small Streams in the Puget Sound Lowland Ecoregion. *Watershed Protection Techniques*, 1997, vol. 2, no. 4, s. 483-494.
- MCCUEN, R.; MOGLEN, G. Multicriterion Stormwater Management Methods. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 1988, vol. 4.

- MCGINNITY, P. A KOL. Water Framework Directive: a Desk Study to Determine a Methodology for the Monitoring of the „Morphological Condition“ of Irish Rivers for the Water Framework Directive (2002-W-DS-9-M1). Synthesis Report Environmental RTDI Programme 2000–2006 for the Environmental Protection Agency, Wexford, Ireland. 2005. Central Fisheries Board and Compass Informatics, 226 s.
- MCMAHON, G.; CUFFNEY, T. F. Quantifying urban intensity in drainage basins for assessing stream ecological conditions. *J. Am. WaterResour. Assoc.*, 2000, vol. 36, s. 1247-1262.
- MEREDITH, A. a kol. ISAT: a tool for determining the percentage of impervious surface area in a region. *Proceedings of the 13th Biennial Coastal Zone Conference* [online]. 2003, [cit. 2010-07-16]. Dostupný z WWW: <http://www.csc.noaa.gov/cz2003/proceedings/pdf_files/posters/vanderw1.pdf>
- MOLDAN, B. Příroda a civilizace, SPN. Praha. 1997.
- MORISAWA, M.; LAFLURE, E. Hydraulic geometry, stream equilibrium, and urbanization. 1979. In *Adjustments of the Fluvial System*. Kendall-Hunt (ed.), DD Rhodes, GP Williams, s. 333-350. Dubuque, IA.
- MUHAR, S. A KOL. Ausweisung flußtypspezifisch erhaltener Fließgewässerabschnitte in Österreich – Österreichische Bundesgewässer. 1996. BMLF, Wasserwirtschaftskataster. Wien, 176 s.
- NÁBĚLKOVÁ, J. Mobilita těžkých kovů v prostředí malých urbanizovaných toků. 2005. Disertační práce ČVUT, Praha.
- NÁBĚLKOVÁ, J.; KOMÍNKOVÁ, D.; ŠŤASTNÁ, G. Assessment of Ecological Status in Small Urban Streams of Prague Agglomeration. *Water Science and Technology*, vol. 50, no. 5, s. 285-291.
- NELLER, R. a Comparison of Channel Erosion in Small Urban and Rural Catchments, Armidale, New South Wales. *Earth Surface Processes and Landforms*, 1988, vol. 13, no. 1-7.
- NETOPIL, R. a KOL. Fyzická geografie I. SPN, 1984, Praha.
- ODNR (Ohio Department of Natural Resources) [online]. 2002 [cit. 2010-07-25]. Large Woody Debris in Streams. Dostupné z WWW: <www.dnr.state.oh.us/water/pubs/fs_st/stfs21/tabid/4176/Default.aspx>
- OUŘEDNÍČEK, M. A KOL. Suburbanizace.cz. 2008. PřF UK v Praze. Praha. 96 s.
- OUŘEDNÍČEK, M. Suburbanizace v kontextu urbanizačního procesu. 2002. In SÝKORA, L. Suburbanizace a její sociální, ekonomické a ekologické důsledky. Ústav pro ekopolitiku. Praha, s. 39-54. Dostupné z WWW: <<http://web.natur.cuni.cz/~slamak/uvn/suburb.html>>
- OUŘEDNÍČEK, M. Rozmístění obyvatelstva. 2001. In Bičík a kol. Školní atlas dnešního světa. Terra, Praha.
- PAUL, M. J. A KOL. Urbanization in the Etowah River Basin: Effects on Stream Temperature and Chemistry. *Proceedings of the 2001 Georgia Water Resources Conference*. 2001, University of Georgia, Athens, GA.
- PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the Urban Landscape Institute of Ecology, University of Georgia, *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 2001. vol. 32, no. 3, s. 33-65.
- PIZZUTO, J.; HESSION, W.; MCBRIDE, M. Comparing Gravel-Bed Rivers in Paired Urban and Rural Catchments of Southeastern Pennsylvania. *Geology*, 2000, vol. 28, no. 1, s. 79-82.
- PLUHOWSKI, E. J. Urbanization and its effect on the temperature of streams in Long Island, New York. 1970. USGS Prof. Paper 627-D.
- POLLERT, J. Laboratoř ekologických rizik městského odvodnění“ (LERMO) a její úloha v novém pojetí odvodnění urbanizovaného území. 2000. In SOVAK – Časopis oboru vodovodů a kanalizací, vol. 9, no. 7-8, s. 50-51.
- POLLERT, J. A KOL. Dopad povodní na technickou a ekologickou stabilitu drobných městských toků. 2004, Praha. Závěrečná zpráva projektu GAČR 103/03/Z017.
- PROKOP, O. Hydroekologické hodnocení vybraných úseků řeky Úslavy. 2006. Diplomová práce FSV ČVUT v Praze.
- PULDOVÁ, P. Vliv suburbanizace na změnu sociálního prostředí v zázemí Prahy. 2006. Diplomová práce PřF UK v Praze. Praha. 111 s.
- RAVEN, P. J. A KOL. River Habitat Survey, the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. 1998. River Habitat Survey Report No. 2. The Environment Agency, Bristol, 86 s.
- RAVEN, P. J. A KOL. River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. 1997. In BOON, P. J. & D. L. Howell (eds), *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?* The Stationery Office, Edinburgh, s. 215-234.
- RAVEN, P. J. A KOL. Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: a qualitative comparison of three survey methods. 2002. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 12, s. 405-424.
- RILEY, A. L. Restoring Streams in Cities: a Guide for Planners, Policymakers and Citizens. Island Press. Washington D. C., 1998.

- ROBERTS, C. R. Flood frequency and urban-induced change: some British examples. 1989. In *Floods: Hydrological, Sedimentological, and Geomorphological Implications*. Wiley (ed.) Beven, K., Carling P., s. 57-82. New York.
- ROBINSON, A. M. Effects of urbanization on stream channel morphology. 1976. In *Proc. Natl. Symp. Urban Hydrology, Hydraulics, and Sediment Control*. Univ. Ky. Coll. Eng. Publ. III, Lexington.
- ŘÍHA, J. Voda a společnost. SNTL. 1987. 340 s.
- SAUER, V.; STRICKER, T.; WILSON, K. Flood Characteristics of Urban Watersheds in the United States. US Geological Survey Water Supply Paper 2207. 1983.
- SCALENGHE, R.; MARSAN, F. A. The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 2009, vol. 90, s. 1-10.
- SCHUELER, T. The Compaction of Urban Soils. *Watershed Protection Techniques*. 2000, vol. 3, no. 3, s. 661-665.
- SCHUELER, T. The Importance of Imperviousness. *Watershed Protection Techniques*. 1994. vol. 1, no. 3, s. 100-111.
- SCHUELER, T. Mitigating the Adverse Impacts of Urbanization on Streams: a Comprehensive Strategy for Local Government. 1992. In *Watershed Restoration Sourcebook*. Washington.
- SCHUELER, T. Controlling Urban Runoff: a Practical Manual for Planning and Designing Urban Best Management Practices. 1987. Metropolitan Washington Council of Governments. Washington.
- SIMMONS, D.; REYNOLDS, R. Effects of Urbanization on Baseflow of Selected South-Shore Streams, Long Island, NY. *Water Resources Bulletin*, 1982, vol. 18, no. 5, s. 797-805.
- SOBÍŠEK, B. A KOL. Meteorologický slovník výkladový a terminologický. Praha, Academia, 1993, MŽP ČR, 1. vyd. Praha: Ministerstvo životního prostředí České republiky, 594 s.
- SOBOTA, J. Kvantitativní a kvalitativní aspekty dešťových srážek různé intenzity a možnosti omezení jejich negativních vlivů na povrchové toky. Souhrnná výzkumná zpráva PPŽP/510/4/97, VÚV TGM 1997, Praha.
- SOUTHWORTH, M.; BEN-JOSEPH, E. Street Standards and the Shaping of Suburbia. *Journal of the American Planning Association*, 1995, vol. 61, no. 1, s. 65-81.
- SPILKOVÁ, J.; ŠEFRNA, L. Uncoordinated new retail development and its impact on land use and soils: a pilot study on the urban fringe of Prague, Czech Republic. *Landscape and Urban Planning*, 2010, vol. 94, s. 141-148.
- SPINELLO, A. G.; SIMMONS, D. L. Baseflow of 10 South Shore Streams, Long Island, New York 1976-85 and the Effects of Urbanization on Baseflow and Flow Duration. USGS. 1992. Water Resources Investigation Report.
- STACHURA, J. Změny půdního krytu v suburbánní zóně jižního sektoru Prahy. 2010. Bakalářská práce PřF UK v Praze. Praha.
- STALNAKER C. The use of habitat structure preference for establishing flow regimes necessary for maintenance of fish habitat. *The Ecology of Regulated Streams* (Eds J. V. Ward & J. A. Stanford). 1979. Plenum Press, London.
- STANKOWSKI, S. J. Population Density as An Indirect Indicator of Urban and Suburban Land-surface Modifications. U.S. Geological Survey Professional Paper, 1972.
- STRÍBRSKÝ, V. Ekomorfologické hodnocení malých vodních toků. 2002. Diplomová práce FSv ČVUT v Praze.
- SUTHERLAND, R. C. Methods for Estimating the Effective Impervious Area of Urban Watersheds, Article 32, 2000. In: *The Practice of Watershed Protection*, s. 193-195.
- SÝKORA, L. Suburbanizace a její společenské důsledky. 2003. *Sociologický časopis*, vol. 39, no. 2, s. 217-233.
- SÝKORA, L. Suburbanizace a její sociální, ekonomické a ekologické důsledky. 2002. Praha: Ústav pro ekopolitiku.
- ŠÍPEK, V. Ekomorfologické hodnocení kvality habitatu vodních toků v povodí Liběchovky. 2006. Diplomová práce PřF UK v Praze, Praha, 114 s.
- ŠPAČKOVÁ, E. Vyhodnocení kvality vody v Botiči na území Prahy. 1999. Diplomová práce ÚŽP PřF UK v Praze, Praha. 76 s.
- TRIMBLE, S. Contribution of Stream Channel Erosion to Sediment Yield from an Urbanizing Watershed. *Science*, 1997. s. 1442-1444.
- TRIMBLE, S. Catchment Sediment Budgets and Change. 1995. In: GURNELL, A. M., PETTS, G. E. (Editors). *Changing River Channels*. John Wiley and Sons., Chichester, England, s. 201-215.
- Urban Heat Island [online]. 2010 [cit. 2010-07-25]. Dostupné z WWW: <<http://www.urbanheatlands.com>>.
- USDA (United States Department of Agriculture). Urban Hydrology for Small Watersheds. Technical Release 55. [online] [cit. 2010-07-25]. Soil Conservation Service, Engineering Division, 1986. Dostupné z WWW: <<http://www.hydrocad.net/pdf/TR-55%20Manual.pdf>>

- USGS. Effects of Increased Urbanization from 1970s to 1990s on Storm Runoff Characteristics in Perris Valley, California. 1996. USGS Water Resources Investigations Report.
- VONDRA, F. Ekomorfologický monitoring v povodí horní Blanice. 2006. Diplomová práce PřF UK v Praze, Praha, 102 s.
- VOOGT, J. A. Urban heat island. 2002. In Encyclopedia of global environmental change, s. 660-666.
- VRÁNA, K. a KOL. Revitalizace malých vodních toků. Konsult, 2004, Praha.
- WALLING, D.; WOODWARD, J. Tracing Sources of Suspended Sediment in River Basins: a Case Study of the River Culm, Devon, UK. Marine and Freshwater Research, 1995. vol. 46, s. 324-336.
- WALSH, CH. A KOL. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. Journal of North American Benthological Society, 2005, vol. 24, no. 3, s. 706-723.
- WATERS, T. F. Sediment in Streams: Sources, Biological Effects, and Control. American Fisheries Monograph 7, American Fisheries Society, 1995, Bethesda, Maryland, s. 251.
- WFD (Water Framework Directive) 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23rd October 2000. Official Journal of the European Communities L 327/1, 2000. Luxemburg.
- WHIPPLE, W.; DILOUIE, J. M.; PYTLAR, T. Erosion Potential of Streams in Urbanizing Areas. Water Resources Bulletin, 1981, vol. 17, s. 36-45.
- WIRTH, L. Urbanism as a Way of Life. 1938. In: LeGates, R. T.; Stout, F. eds.: The City Reader. Routledge. 1996, London and New York. s. 189-197.
- WOLMAN, M. G. A cycle of sedimentation and erosion in urban river channels. Geogr. Ann., 1967, vol. 49, s. 385-395.
- World Population Prospects: The 2009 Revision. In United Nations Population Division [online]. New York: 2010 [cit. 2010-07-25]. Dostupné z WWW: <http://esa.un.org/unpd/wup/Documents/WUP2009_Highlights_Final.pdf>
- World Population Prospects: The 2008 Revision. In United Nations Population Division [online]. New York: 2009 [cit. 2010-07-25].
- World Population Prospects: The 2002 Revision. In United Nations Population Division [online]. New York: 2003 [cit. 2010-07-25]. Dostupné z WWW: <<http://www.un.org/esa/population/publications/wpp2002/WPP2002-HIGHLIGHTSrev1.pdf>>

Seznam obrázků, grafů a tabulek

| | |
|--|----|
| Obrázek 1: Změny ve vodních cyklu v závislosti na nepropustnosti povrchu | 18 |
| Obrázek 2: Městský tepelný ostrov | 21 |
| Obrázek 3: Dřevní hmota v toku..... | 26 |
| Obrázek 4: Příklad narušení vodního toku | 29 |
| Obrázek 5: Narušení vodních toků | 30 |
| Obrázek 6: Srovnání odtoku před a po urbanizaci..... | 31 |
| Obrázek 7: Změny v korytě spojené s urbanizací..... | 39 |
| Obrázek 8: Revitalizace Litovicko-Šáreckého potoka podél Obory Hvězda | 45 |
| | |
| Graf 1: Městská a venkovská populace ve světě v období 1950-2050..... | 13 |
| Graf 2: Městská a venkovská populace dle rozvoje | 13 |
| Graf 3: Rozložení světové městské populace | 15 |
| Graf 4: Vztah mezi nepropustností povodí a zdravím toku | 17 |
| Graf 5: Vztah odtokového koeficientu a nepropustnosti | 32 |
| Graf 6: Vztah plnokapacitních průtoků vzhledem k urbanizaci | 34 |
| | |
| Tabulka 1: Důsledky spojované se syndromem urbanizovaných toků..... | 8 |
| Tabulka 2: Rozložení světové populace ve městech různé velikostní třídy | 14 |