Vplyv prietoku na kvalitu akvatického habitatu tokov Torysa, Topľa a Udava

Monika Jalčovíková

Anotácia
V roku 2008 bol realizovaný topografický a ichtyologický prieskum na vybraných tokoch Východného Slovenska. Na hydraulické modelovanie bol použitý model RHABSIM, ktorý pracuje na princípe metodiky IFIM. Minimálne bilančné prietoky - MQ boli vyhodnotené na základe poznatkov o vplyve prietoku na biologické prostredie toku, ktoré bolo charakterizované vzťahom medzi populáciou rýb a habitatom.
Kľúčové slová: Prírastková metodika prúdenia v toku (IFIM), simulačný systém fyzikálneho habitatu (RHABSIM), vážená využiteľná plocha (VVP), minimálny prietok, vhodnostné krivky

Annotation
In 2008 was implemented topographical and ichtyological research on the chosen streams on the east of Slovakia. For hydraulic modelling was used RHABSIM model which is component of the IFIM methodology. Minimum flow was assessed based on the knowledge about flow impact on the biological environment of the stream. These information was characterized by relationship between fish population and their habitat.
Key words: IFIM method (Instream Flow Incremental Methodology), model RHABSIM (River Habitat Simulation System), WUA (weighed usable area), low flow, habitat suitability curve

Úvod

Ekologicky citlivý manažment riečnej siete a zdroje vody sú jedným z hlavných problémov adresované vedcom v oblasti hydrológie a ekológie na celom svete. Konkrétne v Európe, postupy v riečnom a vodnom hospodárstve viedli k širokému dopadu na ekológiu tokov. Zvyšujúce sa obavy z pôsobenia ľudskej činnosti na flóru a faunu európskych riek spôsobili vysoký záujem o operačné prostriedky a systémy hodnotenia problémov a na zníženie ich pôsobenia. Mnoho súčasných publikácií poukazuje na naliehavú potrebu udržať súčasné postupy riečneho hospodárstva v prírodnom prostredí v rámci budúcich vývojových projektov.
Ekologický stav toku je ovplyvnený mnohými faktormi, z ktorých k najdôležitejším patrí biotop fauny a flóry akvatickej oblasti toku, v tejto práci definovaný ako habitat. Štruktúra habitatu toku významnou mierou vplýva na organizáciu a štruktúru biologických spoločenstiev v ňom žijúcich (Maddock, 1999). Porozumenie vplyvu dôsledkov ľudskej činnosti na štruktúru habitatu zostáva jednou z najzanedbanejších oblastí výskumu vo vodnom hospodárstve. Strata slepých a mŕtvych ramien rieky a redukcia členitosti prirodzeného koryta, ktorá vytvára habitat vhodný pre biotu toku je jedným z primárnych dôvodov ústupu niektorých druhov sladkovodných rýb (Hesse & Sheets, 1993).
Všeobecné pochopenie hydro-ekologických pomerov bolo publikové v mnohej literatúre spolu s poznatkami, že funkcie akvatického ekosystému môžu byť často ovplyvnené veľkosťou, trvaním, časovosťou a kvantitou prietokov ako dôležitým prvokom v prietokovom režime (Richter et al., 1997; Bovee et al., 1998; Null et al., 2009). Boli požité rôzne prístupy na stanovenie stupňa ochrany toku. Táto ochrana je založená na poznaní mnohých súkromných i verejných záujmov vyžadujúcich zachovania prietoku v koryte toku. Toto prúdenie v toku je potrebné pre vodné elektrárne, plavbu, rekreáciu, rybárstvo, úpravu vody,

zachovanie biodiverzity. Bez ohľadu na právnu, environmentálnu, či ekonomickú hodnotu určenú pre prúdenie v toku, je úloha objektívne stanoviť veľkosť prúdenia vyhovujúceho konkrétnym požiadavkám ekosystému alebo z konkrétnych oblastí, komplexný proces (Lamb & Doerksen, 1987; Reiser et al., 1989; Beecher, 1990; King et al., 2001; Liu, 2005).
Poznaním negatívnzych účinkov úprav tokov na habitat rýb a bezstavovcov je už v súčasnosti veľmi dobre zdokumentovaný (napr. Petts, 1984; Hellawell, 1988; Harper & Ferguson, 1995). Množstvo metód bolo vytvorených v priebehu rokov skúmania vplyvu zmien prúdenia na fyzikálny habitat (Lung et al., 1993; Jowett, 1997; Chau & Jin, 1998; Maddock, 1999).
Vyhodnotenie kvality habitatu je vhodným vstupom pre rôzne vodohospodárske rozhodnutia a plánovanie, napríklad pri určovaní minimálnych (ekologických) prietokov, pri návrhu revitalizácií tokov, alebo pri stanovení vplyvu úpravy toku na kvalitu a kvantitu jeho biologických spoločenstiev. Používa sa aj ako náhrada vyhodnotenia biodiverzity ichtyofauny, pretože väčšie množstvo lokalít sa dá vyhodnotiť rýchlejšie a jednoduchšie ako detailnými taxonomickými prieskumami a štúdiami (Harper et al., 1992).
Rast využívania vodných zdrojov si vynútil prakticky vo všetkých krajinách zavedenie limitov, ktoré by mali zaručiť zachovanie aspoň minimálnych prírodných funkcií tokov. U nás tento limit predstavuje tzv. minimálny bilančný prietok - MQ, ktorého hodnotu definuje Smerný vodohospodársky plán pre potreby vodohospodárskej bilancie. MQ patrí medzi limity, ktoré podmieňujú hospodárenie s vodou, ale vplývajú aj na využiteľné množstvo podzemnej vody a predstavujú taký nárok na vodný zdroj, ktorý musí byť pri bilančných úvahách prednostne uplatňovaný. Názory na jeho definíciu a kvantifikáciu sa vyvíjali a menili tak u nás, ako aj v iných krajinách v súvislosti s rastom intenzity využívania vodných zdrojov územia, s potrebou ich ochrany (a to z kvalitatívneho i kvantitatívneho hľadiska), so zmenou priorít ekonomických aktivít spoločnosti, s mierou uplatňovania ekologických kritérií a pod. Tieto zmeny hľadísk sa premietali aj do názvu tohto limitu: asanačný prietok, vodoprávne zaručený prietok, zvýšený prietok, krajinný prietok, využiteľné množstvo vody (Brušková, 2007, Slivová (r. Brušková), 2007).

Materiál a metódy

Úpravou slovenských tokov bol eliminovaný základný charakter toku - striedanie zón prúdových so zónami prúdového tieňa. V makroútvaroch sa to prejavuje striedaním zón brodových s medzibrodovými, v mikroútvaroch výmoľmi a členitou brehovou čiarou. Prirodzený tok zvýšenou členitosťou dna zvyšuje aj drsnosť koryta, čo znamená, že kinetickú energiu využíva na podporu členitosti koryta, čím sa vytvárajú priaznivé biologické podmienky v toku. Tento jav sa najvýraznejšie prejavuje v období minimálnych prietokov (MQ). MQ sú často určené na základe viacerých nasledujúcich kombináciách: historické prietoky, morfológia koryta, kvalita vody, ekológia vodných druhov, empirické znaky, modelovanie a konečné rozhodovanie medzi skupinami užívateľov. Prúdenie v toku pre konkrétne územie je závislé na lokálnych pomeroch a na podmienkach smerom po toku. Môže sa značne líšiť na územiach s tými istými klimatickými a hydrologickými podmienkami (Beecher, 1990).

Modelovanie habitatu

Na modelovanie minimálneho bilančného prietoku bola použitá prírastková metodika prúdenia v toku (IFIM), ktorá bola vyvinutá v Spojených štátoch organizáciou U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS) pre stanovenie účinku vodohospodárskych projektov na prírodné prostredie prostredníctvom bioindikácie. Alternatívou techník modelovania habitatu bolo zdôraznené pri finálnom zhromaždení COST 626 v roku 2005, Silkeborg, Denmark (Harby et al., 2005). Členovia medzinárodnej skupiny akvatického modelovania pokračovali pri hľadaní

prostriedkov na získanie mandátu pre Európsku smernicu o vodách cez rozvoj prístupov v modelovaní habitatu. Výskum v oblasti modelovania biologických parametrov habitatu tokov na Slovensku, ktorý je realizovaný aj v rámci projektov katedry vodného hospodárstva krajiny (STU v Bratislave), je v súlade so smernicou európskeho parlamentu a rady 2000/60/ES (environmentálna oblasť povrchových vôd).

Je potrebné vysvetliť základné pojmy týkajúce sa habitatu z pohľadu metodiky IFIM. Pod pojmom habitat sa v ekológii rozumie súbor abiotických a biotických vlastností daného územia. Pod pojmom makrohabitat sa rozumie súbor vlastností daného územia, vrátane geografickej polohy, klímy a nadmorskej výšky. Mikrohabitat označuje vlastnosti danej lokality, prípadne miesta, kde príslušný druh žije. Pritom každý živočíšny či rastlinný druh, v našom prípade ryby, majú osobité, často vzájomne protichodné nároky na mikrohabitat.

V súvislosti s vodným prostredím a vo vzťahu k rybám, za makrohabitat sa označujú fyzikálno-chemické vlastnosti vody, vrátane teploty, pH, obsahu rozpusteného kyslíka, tvrdosti, elektrickej vodivosti, alkality, atď., kým pojem mikrohabitat zahrňuje priestor, ktorý určitému druhu ryby určitej veľkosti poskytuje všetky možnosti jeho existencie. V lotickom prostredí za najdôležitejšie abiotické zložky mikrohabitatu rýb sa považujú: rýchlosť prúdenia vo vodnom stĺpci, rozdelenie hĺbok v priečnom profile a výskyt, kvalita a početnosť úkrytov (príp. typ substrátu dna).

Základom metódy IFIM je v USA vyvinutý simulačný systém RHABSIM – simulačný systém fyzikálneho habitatu (River Habitat Simulation System). V modeli RHABSIM sa vychádza z poznatku, že väčšina druhov rýb uprednostňuje isté kombinácie hĺbok, rýchlosti prúdenia a úkrytov. Ak tieto hodnoty pre jednotlivé druhy rýb v príslušnom úseku sú známe, pre každý druh sa dá prognózovať vplyv zmien mikrohabitatu na druhové zloženie a početnosť ichtyocenózy a tým na biologické prostredie toku. Podrobnejšie informácie o tejto metóde a simulačnom systéme sú v literatúre (Bovee, 1986; Gard, 2009).

Program RHABSIM je založený na riešení hydrauliky a vyhodnotení využiteľnej plochy po jednotlivých bunkách na úrovni mikrohabitatu, ktoré sú determinované rozdelením priečnych profilov na zvislice. V nich je modelovaná hĺbka a rýchlosť, prípadne ďalšie parametre. Po zadaní hydraulických parametrov nasleduje kalibrácia hydraulického modelu v module HYDSIM (Hydraulic Simulation), ktorý je štruktúrovaný podľa základných hydraulicko-simulačných funkcií pre kalibráciu a predikciu výšky vodnej hladiny a zvislicových rýchlostí v priečnych profiloch. Ďalším krokom je opis biotickej zložky habitatu prostredníctvom vhodnostných kriviek príslušných druhov rýb charakteristických pre danú lokalitu. Záverečnou časťou simulácie je vyhodnotenie kvality habitatu. Pre tento účel sa používa modul HABSIM (Habitat Simulation), ktorý kombináciou vhodnostných kriviek spolu s výstupmi z hydraulického modelu HYDSIM generuje váženú využiteľnú plochu jednotlivo pre príslušný druh ryby, čím de facto kvantifikuje mieru vhodnosti habitatu pre ten ktorý druh. Toto vyhodnotenie sa uskutočňuje po jednotlivých bunkách na úrovni mikrohabitatu. Na základe hydraulických parametrov HABSIM každej bunke priradí index z vhodnostných kriviek jednotlivých druhov rýb a to samostatne pre hĺbku a rýchlosť, prípadne ďalší faktor. Násobením indexov vhodnosti hĺbky a rýchlosti sa vypočíta tzv. kombinovaný vhodnostný faktor (Combined Suitability Factor – CSF).

$$CSF = D \cdot V \cdot A;$$

kde D = index vhodnosti pre hĺbku, V = index vhodnosti pre rýchlosť, A = index vhodnosti pre doplňujúce atribúty habitatu (úkryt, substrát dna).

Vážená využiteľná plocha (Weighted Suitable Area – WUA) sa potom stanoví osobitne pre každú bunku násobením CSF jej plochou (Sb):

$$WUA = Sb.CSF$$

Celkovú váženú využiteľnú plochu potom dostaneme súčtom parciálnych WUA. RHABSIM umožňuje znázornenie vhodnosti habitatu po jednotlivých priečnych profiloch a to pre každý vodný stav a druh ryby samostatne a umožňuje aj situatívny priemet miery vhodnosti v rámci plochy hladiny po jednotlivých bunkách.
Ryby a iná biota žijú v dynamickej rovnováhe so svojím okolím (Schlosser, 1991). Ryby sú známe ako dobrý bioindikátor ekologických podmienok v toku (Lasne et al., 2007). Kvôli ich dlhovekosti, mobilite a citlivosti na zmeny prostredia, sú ryby výborným bioindikátorom a sú často používané na vyhodnocovanie ekologickej integrity tokov (uvádza: Karr, 1981; Verneaux, 1981; Schiemer, 2000; Oberdorff et al., 2002; Aarst & Nienhuis, 2003; Chovanec et al., 2003; Pont et al., 2006; Welcomme et al., 2006; Lasne et al., 2007). IFIM definuje mikrohabitat pomocou umiestnenia priestorových znakov, z ktorých najzaujímavejšie sú hĺbka, rýchlosť prúdenia, úkryt a substrát (Bovee et al., 1998).
Riešenie problémov vo vodnom hospodárstve dospelo od určených minimálnych prietokov bez presne definovaných vzťahov k výhodám prírastkovej metodiky pre konkrétne charakterizovaný akvatický habitat, ktorý je stanovený ako funkcia prietoku. Mnoho hodnotiacich metód bolo počas šesťdesiatych a sedemdesiatych rokoch založených na hydrologických analýzach zásob vody spojených s empirickými pozorovaniami na kvalitu habitatu a pochopenie ekológie spoločenstiev rýb.

Postup riešenia a výsledky

Pre stanovenie vplyvu jednotlivých parametrov na vhodnostné krivky a vyhodnotenie MQ na vybraných referenčných úsekoch bol zvolený nasledovný postup:

- vytýčenie konkrétnych referenčných úsekov, ktoré charakterizujú záujmovú oblasť tokov,
- zameranie topografických parametrov referenčných úsekov,
- ichtyologické a hydraulické merania zamerané na vyhodnotenie vhodnostných kriviek jednotlivých druhov rýb,
- hydraulické modelovanie pre zvolené prietoky pomocou modelov HYDROCHECK and RHABSIM,
- vyhodnotenie vhodnostných kriviek pre reprezentačné druhy rýb,
- vyhodnotenie MQ.

Všetky tieto merania boli realizované v období minimálnych prietokov.

Referenčné úseky
Referenčné úseky boli vybrané tak, aby reprezentovali charakteristické spektrum mikrohabitatov - brody, medzibrody, lavice, úkryty atď. Vhodné lokality boli vybraté na menších horských a podhorských tokoch a to z niekoľkých dôvodov:

- úpravy horských tokov na Slovensku sa negatívne prejavujú na biote toku hlavne v období minimálnych prietokov,
- horské toky majú na Slovensku viac spoločných charakteristík, preto aj negatívne prejavy ich úprav sú v mnohých oblastiach spoločné,
- horské toky sa nachádzajú v horných úsekoch povodí, ich dĺžka je relatívne krátka, preto aj zaťaženie toku znečistením je relatívne nízke a kvalita vody obyčajne vyhovuje na plnohodnotné využitie revitalizačného účinku na tok a jeho okolie,

- úpravy tokov predovšetkým ovplyvňujú morfológiu koryta a dobrá kvality referenčných úsekov horských a podhorských tokov nezatieňuje vplyv morfológie na kvalitu akvatického habitatu,
- orientácia na hornú časť toku (rhithral) je v súlade s teóriou riečneho kontinua, pretože vstupy energie a cirkulácia látok majú pozdĺž celého toku rôzny charakter.

Vytipované úseky boli na základe terénnej rekognoskácie vodohospodárov a ichtyológov vytriedené a určili sa hranice referenčných úsekov. Spresnenie hraníc sa uskutočnilo po tachymetrickom zameraní a vykreslení priečnych a pozdĺžnych profilov. Konkrétne boli vyhodnocované referenčné úseky na tokoch:

- Torysa pri obci Pečovská Nová Ves (obr. 1)
- Šibská voda pod sútokom s Rychvaldským potokom (obr. 2)
- Topľa pri obci Tarnov (obr. 3)
- Topľa nad obcou Gerlachov (obr. 4)
- Udava v obci Udavské (obr. 5)
- Udava v obci Osadné (obr. 6)
- Udava nad obcou Osadné (obr. 7)
- Udava nad obcou Nižná Jablonka (obr. 8)

Topografický a ichtyologický prieskum referenčných úsekov

Topografické meranie bolo prispôsobené požiadavkám hydraulického modelovania. Priečne profily boli zamerané niveláciou. Hladina vody bola v charakteristických profiloch fixovaná na pevné body, čo umožnilo zamerať hladinový režim pri inom prietoku. Získané údaje boli využité na verifikáciu hydraulického modelu.

Ichtyologické a hydraulické merania zamerané na vyhodnotenie vhodnostných kriviek jednotlivých druhov rýb boli realizované v dňoch 7. - 11. 7. 2008. K odchytu rýb bol použitý elektrický agregát s možnosťou plynulej voľby elektrických parametrov. Tie boli určené na základe vodivosti vody, druhu rýb ale aj citlivosti rýb na prúd (podobne postupoval aj Lamouroux et al., 1999). Takto bolo možné zabezpečiť minimálnu úmrtnosť rýb pri love. Po každom love boli ryby podľa druhov spočítané, zmerané, zvážené a vypustené späť do toku. V mieste odchytu každej ryby bola zaznamenaná hĺbka toku, charakteristika mikrohabitatu a rýchlosť prúdenia meraná sadou hydrometrických vrtúľ, kde na každej tyči boli umiestnené tri vrtule. Základné údaje o abiotických parametroch úsekov a zložení ichtyofauny sú uvedené v tabuľke 1.

Vyhodnotenie vhodnostných kriviek

Vzťah abiotických a biotických charakteristík je reprezentovaný vhodnostnými krivkami jednotlivých druhov rýb, ktoré sú vyhodnocované pre uvedené najdôležitejšie abiotické charakteristiky mikrohabitatu a to rýchlosť a hĺbka toku. Určenie vhodnostných kriviek je najprácnejšia časť v metodike IFIM a kvalita ich vyhodnotenia determinuje mieru spoľahlivosti určenia MQ, preto je v článku spôsobu vyhodnotenia vhodnostných kriviek venovaná zvýšená pozornosť.

Z údajov z terénnych meraní boli vyhodnotené vhodnostné krivky jednotlivých druhov rýb. Vhodnostné krivky vyjadrujú preferenciu rôzneho habitatu jednotlivými druhmi rýb pri konštantnom prietoku. Sú založené na predpoklade, že každý druh ryby (alebo iného bioindikátora) preferuje isté kombinácie abiotických parametrov prostredia pred inými. Týmito parametrami pritom môžu byť podľa situácie a uváženia riešiteľa: hĺbka vody v koryte toku, zvislicová rýchlosť, možnosti úkrytu pre ryby, prípadne typ substrátu dna, výnimočne aj teplota, či kvalita vody.

Krivky pre hĺbku a rýchlosť sú najtypickejšími a najpoužívanejšími vhodnostnými krivkami metodiky IFIM. Sú to krivky spojité, pretože hĺbky a rýchlosti medzi jednotlivými výpočtovými uzlami modelu možno interpolovať. Abiotický parameter prostredia je v krivke vyjadrený na horizontálnej osi a príslušná miera vhodnosti na osi vertikálnej (obr. 9 a obr. 10) najčastejšie vo forme absolútnej hodnoty - miera vhodnosti teda nadobúda hodnoty od 0 do 1 (0 až 100 %). Na uvedených referenčných úsekoch bola zastúpená hlavne mrena škvrnitá, ktorá v období malých prietokov preferuje predovšetkým habitat na základe hĺbky a z našich skúseností je to spolu so pstruhom a čerebľou vhodný bioindikátor (obr. 9 a obr. 10).
Vhodnostné krivky sa štandardne určujú z údajov získaných z terénnych ichtyologických a hydrometrických meraní. Konkrétne údaje reprezentované vhodnostnými krivkami jednotlivých druhov rýb treba citlivo hodnotiť, lebo každý druh indikuje určitý habitat, ktorý sa môže výrazne odlišovať od habitatu iného druhu rýb. Preto je na odborníkoch z oblasti biotickej, aby zhodnotili percentuálny podiel jednotlivých mikrohabitatov ako aj ďalšie charakteristiky súvisiace s bioindikáciou kvality habitatu toku rybami.
Najjednoduchšie vyhodnotenie vhodnostných kriviek je v podobe histogramov. Na osi Y je frekvencia výskytu rýb a na osi X rozsah jedného z abiotických parametrov (hĺbka, rýchlosť, typ úkrytu, a pod.). Z histogramu je možné vytvoriť spojením stredov intervalov frekvenčnú čiaru výskytu jednotlivých druhov rýb. Táto metodika je citlivá aj na voľbu intervalov histogramov. Názorne to dokumentuje obr. 11, kde sa mení veľkosť intervalu v histograme od 0.1 do 0.4 m (metóda spájania - agregácie intervalov). Voľba väčších intervalov vedie k rovnomernejším polygónom na úkor zhoršenia presnosti krivky. Proces zväčšovania veľkosti intervalov je kontraproduktívny, ak vedie k skresleniu pôvodnej distribúcie histogramu. Zo skúseností z vyhodnotenia vhodnostných kriviek môžeme konštatovať, že pre horské a podhorské toky v podmienkach Slovenska je optimálny interval pre hĺbku 10 cm, ktorý vytvára ešte prijateľné skreslenie, samozrejme za predpokladu dostatočného počtu lokalít ulovených jedincov (pozri obr. 11). Ak by sa touto metódou mal kompenzovať nedostatočný počet dát z terénnych meraní, skreslenie by bolo príliš veľké a vznikol by nereálny posun celej krivky smerom k väčším hĺbkam.
Pri krivkách pre rýchlosť vo všeobecnosti je určenie veľkosti intervalu zložitejšie z dôvodu častej preferencie nulovej rýchlosti u viacerých druhov rýb. V období minimálnych prietokov totiž ryby preferujú habitat s väčšími hĺbkami - tône, úkryty, kde sú malé alebo nulové rýchlosti. Pri nízkych rýchlostiach (vyšších ako 0) potom zväčša nastáva určitá recesia preferencie, ktorá sa s narastaním rýchlostí postupne stráca. Tento fenomén spôsobuje pri krivkách rýchlosti nevyrovnaný priebeh s dvoma vrcholmi (tvar podobný polynomickej funkcii druhého rádu), ktorý je zložité eliminovať aj pri voľbe relatívne veľkého intervalu agregácie.
Z uvedených skutočností vyplýva, že je potrebné pri voľbe veľkosti intervalu agregácie pristupovať ku každej jednej krivke individuálne a veľkosť intervalu voliť citlivo s cieľom dosiahnuť čo najmenšie skreslenie. Frekvenčnú čiaru vytvorenú z histogramu je možné priamo použiť ako vhodnostnú krivku iba v špecifickom prípade, keď sú splnené viaceré podmienky: databáza údajov z terénnych meraní je dostatočne veľká, frekvenčná čiara výskytu rýb je rovnomerne rozdelená a percentuálne zastúpenie jednotlivých typov habitatu je rovnomerné.

Vyhodnotenie minimálneho bilančného prietoku

Určenie MQ pomocou modelu RHABSIM je v oblasti abiotickej založené na simulácii rýchlostného poľa. Na referenčných úsekoch bolo rýchlostné pole verifikované na vodný stav, ktorý bol zameraný v dobe ichtyologického prieskumu. Biotická oblasť bola reprezentovaná normalizovanými vhodnostnými krivkami mreny škvrnitej. MQ bolo vyhodnotené z nasledujúcich výsledkov získaných z kalibrovaného modelu RHABSIM:

- miera vhodnosti pre rýchlosť a hĺbku – obr. 12,
- kombinovaná miera vhodnosti – obr. 13,
- vážená využiteľná plocha – obr. 14.

Rozdelenie simulovaných prietokov bolo určené na základe miery vhodnosti podľa hĺbky a podľa rýchlosti. Napríklad na toku Torysa bola miera vhodnosti pre hĺbku aj rýchlosť veľmi priaznivá pri meranom prietoku 1.1 $m^3.s^{-1}$, preto ďalšie modelované prietoky sú menšie ako referenčný prietok. Na základe tohto postupu boli zvolené modelované prietoky aj na ostatných úsekoch. Pre informáciu uvedieme hodnoty referenčných prietokov: Torysa pri obci Pečovská Nová Ves - Q = 1,11 $m^3.s^{-1}$, Šibská voda - Q = 0,06 $m^3.s^{-1}$, Topľa pri obci Tarnov Q = 0,72 $m^3.s^{-1}$, Topľa nad obcou Gerlachov Q = 0,46 $m^3.s^{-1}$, Udava v obci Udavské Q = 2.653 $m^3.s^{-1}$, Udava v obci Osadné Q = 0.087 $m^3.s^{-1}$, Udava nad obcou Osadné Q = 0.07 $m^3.s^{-1}$, Udava nad obcou Nižná Jablonka Q = 0.374 $m^3.s^{-1}$.

Na 12 je znázornená miera vhodnosti jednotlivých úsekov pri prietoku, ktorý možno považovať za MQ. To znamená, že hodnota kvality habitatu je ešte pri tomto prietoku prijateľná, so znížením prietoku sa už miera vhodnosti výrazne zhorší, predovšetkým pri hodnotení podľa hĺbky. Konkrétne na toku Torysa je ešte pri prietoku 0,3 $m^3.s^{-1}$ prijateľná miera vhodnosti. Vyskytujú sa tu lokality s mierou vhodnosti v oblasti až 0,8 a celkové rozdelenie buniek umožňuje ešte migráciu rýb v oblasti lokalít s hodnotou vhodnosti > 0. Rýchlostné pole v tomto prípade nie je limitujúce, lebo podstatná časť referenčného úseku je v oblasti miery vhodnosti 0,2 – 1, čo možno považovať za veľmi vhodný habitat. Takýmto postupom boli analyzované aj ostatné referenčné úseky a boli určené nasledujúce hodnoty minimálneho bilančného prietoku MQ: Torysa pri obci Pečovská Nová Ves -MQ = 0,3 $m^3.s^{-1}$, Šibská voda - MQ = 0,03 $m^3.s^{-1}$, Topľa pri obci Tarnov MQ = 0,72 $m^3.s^{-1}$, Topľa nad obcou Gerlachov MQ = 0,5 $m^3.s^{-1}$.

Na obrázku 13 možno sledovať postupnú zmenu kombinovanej miery vhodnosti habitatu. Kvalita habitatu sa priamoúmerne zvyšuje s prietokom. Toto platí aj pre parametre hĺbky a rýchlosti, z čoho logicky vyplýva takmer lineárny priebeh váženej využiteľnej plochy – WUA na obrázku 14.

Honotenia založené na výpočte WUA musia byť spracované s veľkou pozornosťou, pretože odborníci sa domnievajú, že oblasť toku práve neobývaná rybami, môže byť odstránená bez ovplyvnenia rybej populácie, napríklad pri prevzatí nižšie položených oblastí toku, kde sa ryby prirodzene nachádzajú. Odhad WUA nie je konečný, ale je potrebné ho overiť analýzou rybej dynamiky za určité časové obdobie a zvážením oboch fyzikálnych premenných zahrnutých v modely RHABSIM (hĺbka, rýchlosť a substrát) a najvýznamnejšieho parametra súvisiaceho s kvalitou vody.

Na obrázku 14 je znázornená krivka váženej využiteľnej plochy, kde bolo reprezentatívne zastúpenie mreny škvrnitej. V úseku Tople nad Gerlachovom bola funkcia WUA = f(Q) odvodená z vhodnostnej krivky čereble pestrej. Jej priebeh má podobný charakter ako zvyšné toky, preto v článku tento graf WUA = f(Q) neuvádzame. Plynulý trend WUA podobný lineárnej funkcii, nedefinuje oblasť MQ, preto je potrebné analyzovať samostatne vplyv hĺbky a rýchlosti na kvalitu habitatu. Treba poznamenať, že takýto priebeh nie je štandardný. Obyčajne má priebeh WUA pri určitom prietoku výraznejší zlom, ktorý jasne indikuje oblasť MQ. Z výskumu zameraného na analýzu preferencie jednotlivých abiotických parametrov mikrohabitatu vyplýva, že v období minimálnych prietokov je u horských a podhorských tokov dominujúcim parametrom hĺbka toku, rýchlosť prúdenia ovplyvňuje mieru dostupnosti habitatu v menšej miere (Macura a kol., 2006). V zmysle týchto poznatkov bola pri vyhodnocovaní MQ ako dôležitejší parameter preferovaná hĺbka toku.

Dostupnosť habitatu

Frekvenčná distribúcia dostupnosti habitatu môže byť určená dvoma rôznymi spôsobmi v závislosti od spôsobu odberu vzoriek pri terénnom meraní.

Pri terénnom meraní podľa prvej metódy (náhodný výber stanovíšť) má každé jednotlivé meranie (napr. meranie hĺbky, rýchlosti, substrátu a pod.) frekvenciu rovnú jednej. Všetky lokality s rovnakými hodnotami meraní habitatu sa skombinujú a určí sa celková frekvencia so špecifickou kombináciou parametrov habitatu. Následne je vypočítaná pravdepodobnosť tejto špecifickej kombinácie predelením frekvencie výskytu daného počtu lokalít v referenčnom úseku.
Úplne iný prístup sa použije pri metóde proporčného merania, pričom dostaneme rovnaký výsledok. Každá bunka mikrohabitatu je reprezentovaná určitou hĺbkou, rýchlosťou, ďalšími abiotickými parametrami a každá má určitú plochu. Plochy všetkých buniek s rovnakou kombináciou parametrov habitatu sa spoja a pravdepodobnosť tejto kombinácie sa vypočíta predelením ich súčtovej plochy celkovou plochou úseku. Výhodou tohto postupu je možnosť rýchlej kompletizácie celého procesu po jedinej kalibrácii modelu bez potreby ďalšieho zadávania dát. Touto metódou sa výrazne redukuje podkladový materiál, pretože neposkytuje informácie, ktorý z kombinovaných parametrov je dominantný, k dispozícii je iba kombinovaná miera vhodnosti a chýba partikulárne vyhodnotenie dostupnosti habitatu pre zmenu hĺbky, rýchlosti a úkrytu.
Z konštrukcie kriviek a správania jednotlivých živočíšnych druhov vyplýva, že krivky sú pre každý druh odlišné, dokonca sa líšia aj krivky rovnakých druhov pre iné toky. Z tejto skutočnosti je zrejmá časová a finančná náročnosť odvodenia vhodnostných kriviek pre skúmaný tok. Tu by bolo potrebné uviesť snahu o preskúmanie možnosti implementácie kriviek z jedného povodia do povodia iného, prípadne snahu o regionalizáciu vhodnostných kriviek (Thomas & Bovee, 1993; Macura a kol., 2002).

Záver

V dňoch 7. - 11. 7. 2008 bol realizovaný topografický a ichtyologický prieskum na vybraných tokoch Východného Slovenska. Celkovo bolo zameraných 8 úsekov v povodí riek Torysa, Topľa a Udava. Určené bolo druhové zloženie, abundancia a biomasa jednotlivých druhov a celková abundancia a ichtyomasa osádky. Spolu bolo odlovených 15 druhov, dokopy 1 407 kusov rýb. Najväčšie zastúpenie vo vybraných úsekov mala mrena škvrnitá (*Barbus carpaticus*), pričom najviac bolo ulovených v toku Torysa pri obci Pečovská Nová Ves (140 kusov rýb) a v toku Udava v obci Udavské (115 kusov rýb).
Výstupy hydraulického modelovania pomocou modelu RHABSIM sú uvedené na obrázkoch 12 a 13. Minimálne bilančné prietoky - MQ boli vyhodnotené na základe poznatkov o vplyve prietoku na biologické prostredie toku, ktoré bolo charakterizované vzťahom medzi populáciou rýb a habitatom. Takýto postup je síce objektívny, ale obsahuje široké spektrum možných vplyvov, preto konkrétne hodnoty minimálneho bilančného prietoku by sa mali určiť na základe výsledkov diskusie rozhodovacej komisie, zostavenej z odborníkov z oblasti vodohospodárskej a hydrobiologickej. Uvedené výsledky MQ ako aj ďalšie údaje v článku možno považovať za vstupný materiál pre rozhodovaciu komisiu, ktorá by výsledky potvrdila, spresnila, prípadne požiadala o ďalšie konkrétne výsledky a analýzy pre spresnenie hodnoty MQ.

Poďakovanie: Ďakujeme agentúram za podporu projektov APVV 0355-06 Hydrogeologické sucho a jeho vplyv na využiteľné množstvá podzemnej vody, VEGA 1/0585/08 Hodnotenie vodných útvarov a optimalizácia vodohospodárskych opatrení v krajine.

Tok		Torysa	Šibská voda	Topľa	Topľa	Udava	Udava	Udava	Udava	
Stanica		v Pečovskej Novej Vsi	pod sútokom s Rychvaldským potokom	pri obci Tarnov	nad obcou Gerlachovo	v Udavskom	v Osadnom	nad Osadnym	nad Nižnou Jablonkou	
Dátum merania		11.7.2008	7.7.2008	7.7.2008	7.7.2008	8.7.2008	9.7.2008	9.7.2008	10.7.2008	
Q [m3/s]		1.110	0.060	0.722	0.211	2.653	0.087	0.07	0.374	
h_{min} [m]		0.12	0.11	0.16	0.08	0.17	0.06	0.08	0.17	
h_{max} [m]		0.76	0.50	0.90	0.56	0.82	0.52	0.3	0:53	
v_{min} [m/s]		0.03	0.03	0.03	0.03	0.051	0.103	0.225	0.599	
v_{max} [m/s]		1.05	1.14	0.95	1.36	1.285	0.791	0.703	0.989	
t [°C]		21.0	19.0	20.6	14.6	20.1				
O_2 [mg/l]		10.40	9.63	8.43	9.21	9.61				
O_2 [%]		121.70	107.70	98.10	95.40	108.1				
pH [m/s]		8.40	8.00	8.13	7.92	7.89				
slovenský názov	**latinský názov**	**počet kusov rýb ulovených pri ichtyologickom prieskume**								**spolu**
Čerebľa pestrá	Phoxinus phoxinus		**24**	13	**73**		**37**	**47**	**83**	277
Hlaváč pásoplutvý	Cottus poecilopus						**12**	**12**		24
Hrúz fúzatý	Gobio uranoscopus					**16**				16
Hrúz kesslerov	Gobio kessleri					3				3
Hrúz škvrnitý	Gobio gobio	3				1				4
Jalec hlavatý	Leuciscus cephalus	**18**	**21**	11	7	**32**				89
Lipeň tymiánový	Thymallus thymallus			1						1
Mrena severná	Barbus barbus				3					3
Mrena škvrnitá	Barbus carpaticus	**140**	**92**	**45**		**115**				392
Ploska pásavá	Albumoides bipunctatus	**31**	1	**61**	6	**56**				155
Pĺž vrchovský	Sabanejewia balcanica					5				5
Podustva severná	Chondrostoma nasus					**35**				35
Pstruh dúhový	Oncorhynchus mykiss	8								8
Pstruh potočný	Salmo trutta m.fario	2	**118**	4	**28**		1	4	**91**	248
Slíž severný	Barbatula barbatula	**36**	-	**11**	**44**	**14**	**16**	**11**	**15**	147
									spolu	**1407**

Tabuľka 1 Základné charakteristiky ichtyofauny vybraných referenčných úsekov. Údaje označené „boldom“ predstavujú úseky s malým počtom jedincov určitého druhu, kde by bolo vyhodnotenie vhodnostných kriviek nereprezentatívne



Obr. 1 Torysa pri obci Pečovská Nová Ves



Obr. 2 Šibská voda



Obr. 3 Topľa pri obci Tarnov



Obr. 4 Topľa nad obcou Gerlachov



Obr. 5 Udava v obci Udavské



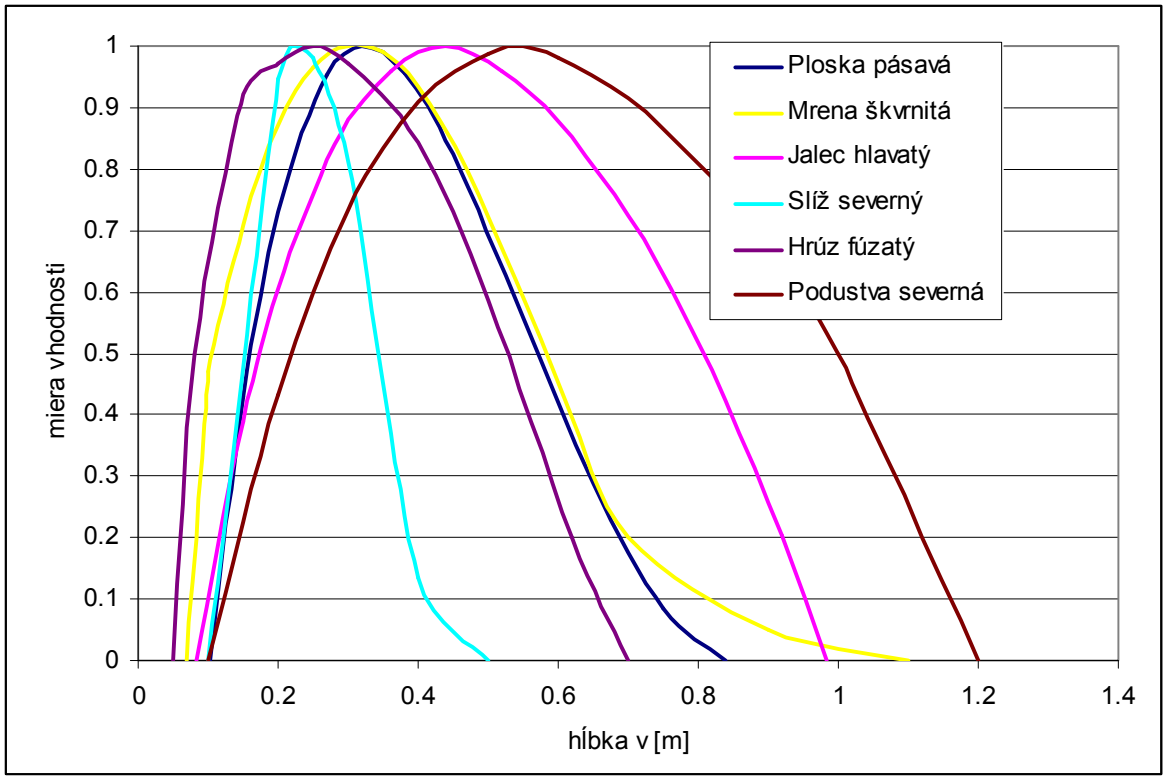
Obr. 6 Udava v obci Osadné



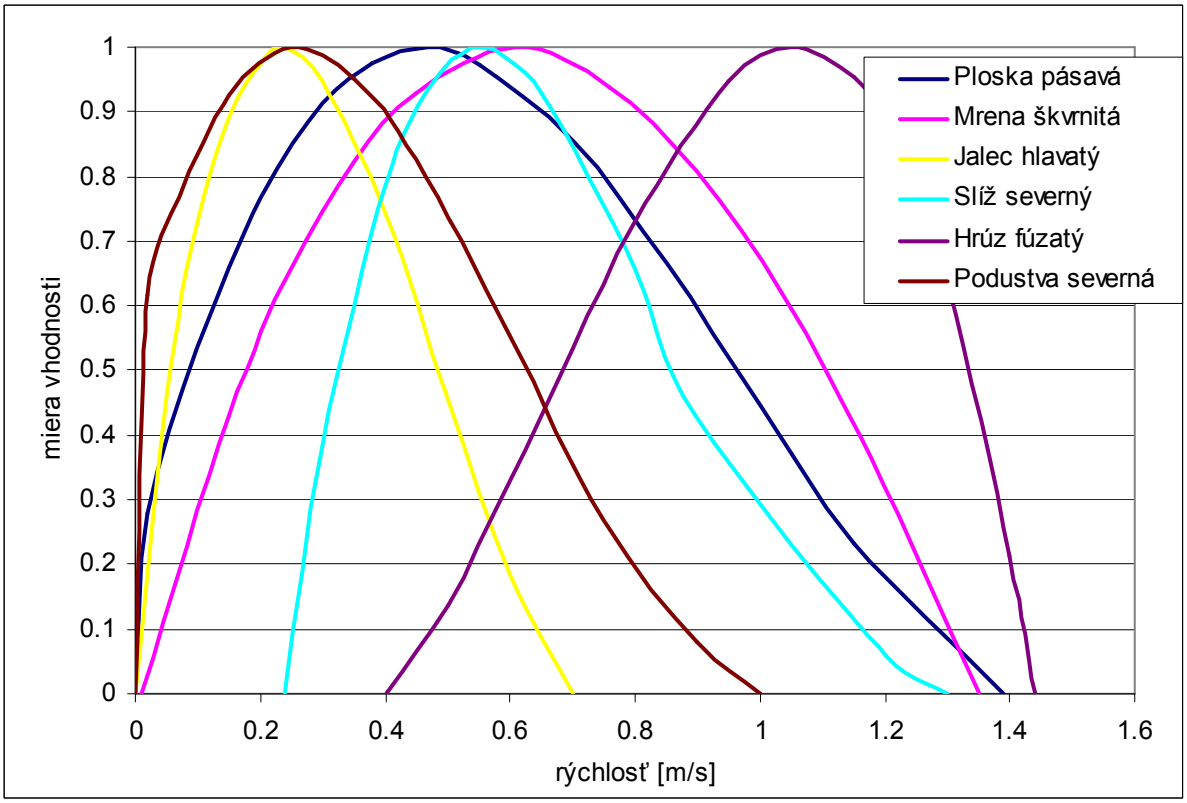
Obr. 7 Udava nad obcou Osadné



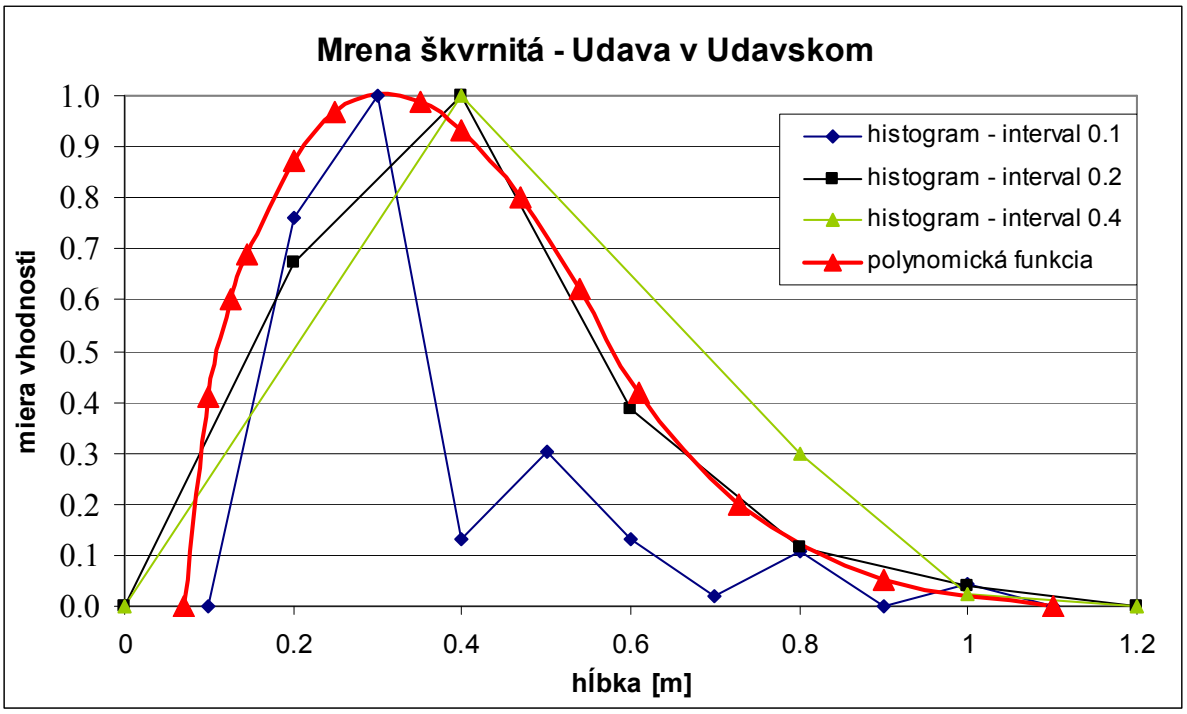
Obr. 8 Udava nad obcou Nižná Jablonka



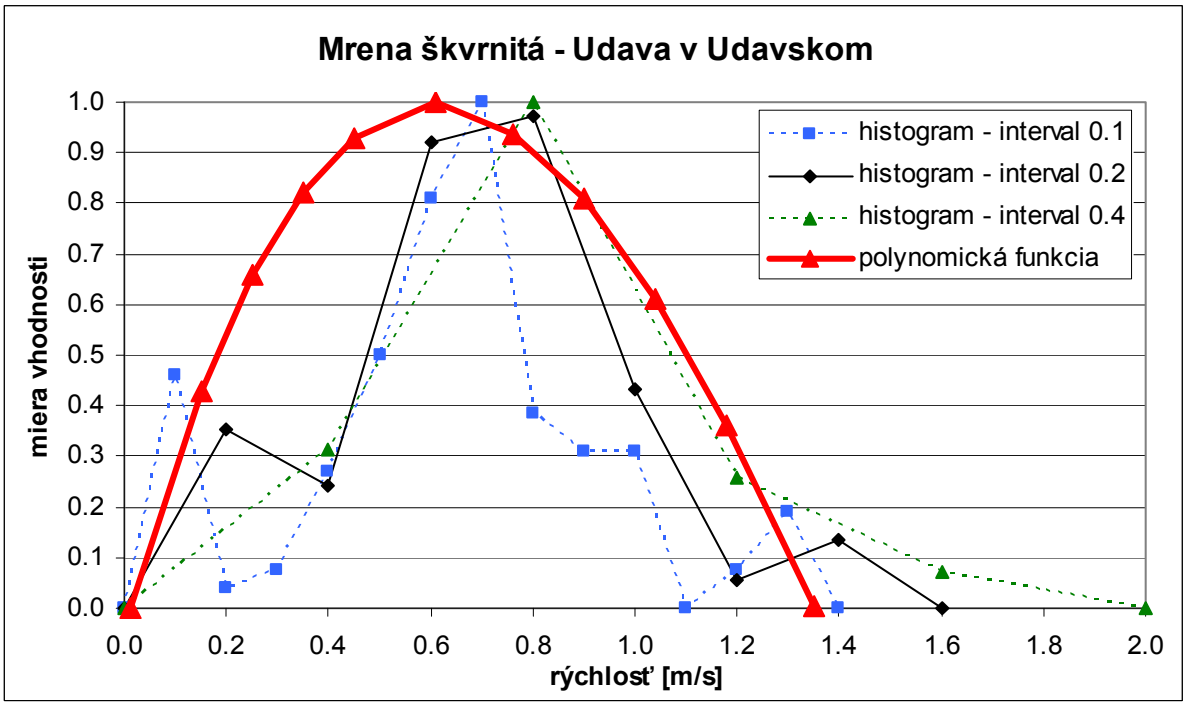
Obr. 9 Vhodnostné krivky rýb pre hĺbku na toku Udava v obci Udavské



Obr. 10 Vhodnostné krivky rýb pre rýchlosť na toku Udava v obci Udavské



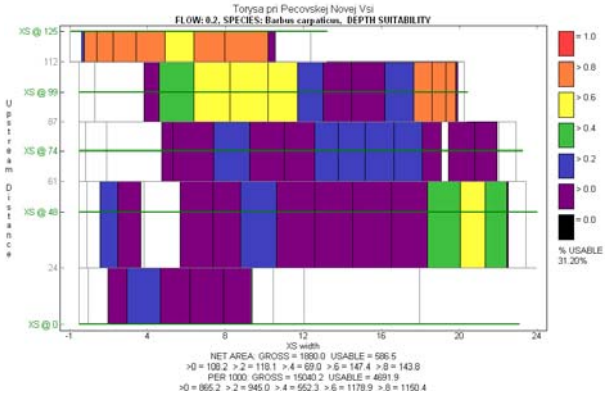
Obr. 11 Tvar frekvenčnej čiary výskytu mreny škvrnitej v Udave v obci Udavské v závislosti od veľkosti intervalu hĺbok. V grafe je zobrazené aj „vyhladenie“ krivky pomocou polynomickej funkcie



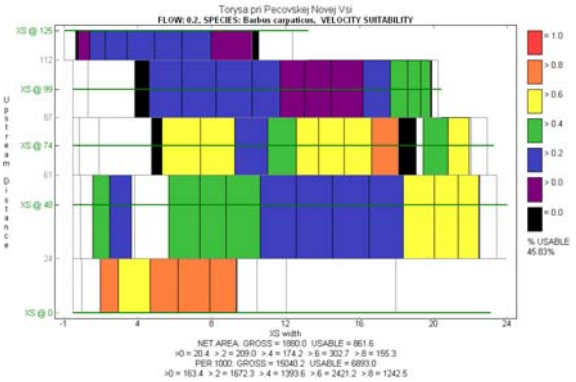
Obr. 12 Tvar frekvenčnej čiary výskytu mreny škvrnitej v Udave v obci Udavské v závislosti od veľkosti intervalu rýchlostí. V grafe je zobrazené aj „vyhladenie“ krivky pomocou polynomickej funkcie

A) Torysa Q=0.2 $m^3.s^{-1}$

hĺbka

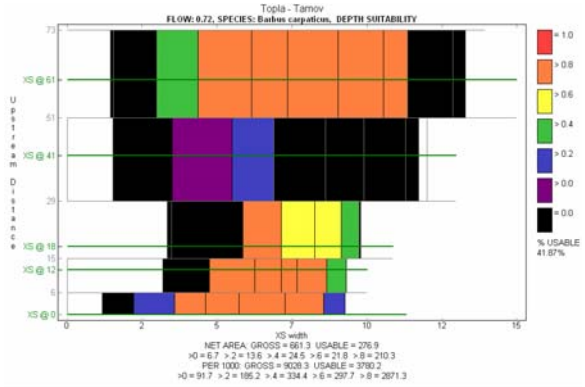


rýchlosť

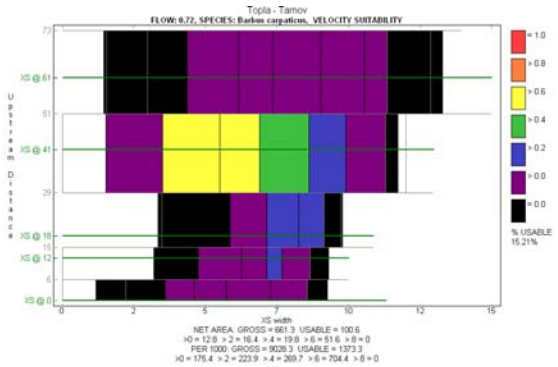


B) Topľa pri obci Tarnov Q=0.72 $m^3.s^{-1}$

hĺbka

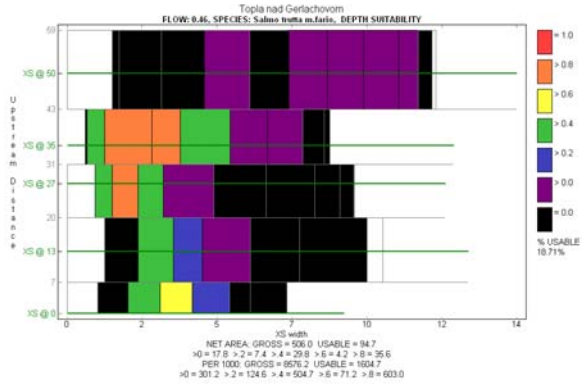


rýchlosť

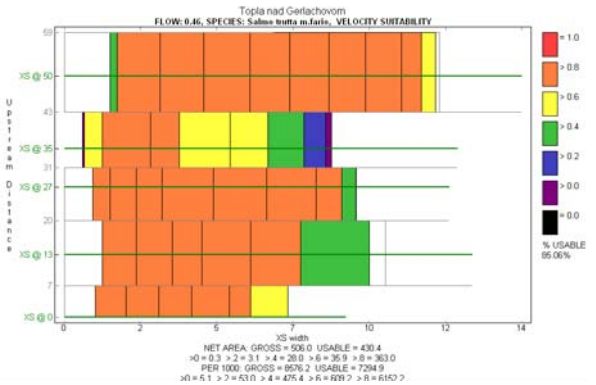


C) Topľa nad Gerlachovom Q=0.46 $m^3.s^{-1}$

hĺbka

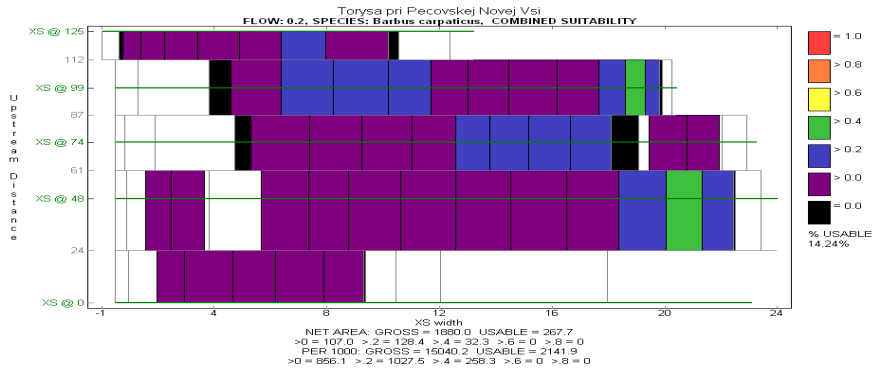


rýchlosť

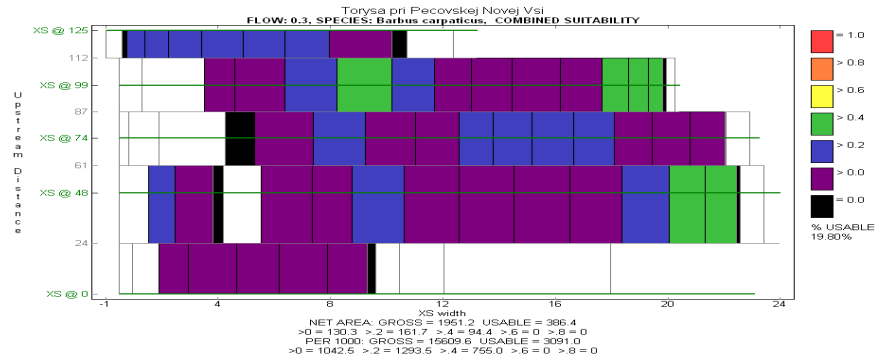


Obr. 13 Vyhodnotenie miery vhodnosti pre hĺbku a rýchlosť pri MQ (namerané) na vybraných úsekoch, mreny škvrnitej toku Torysa a Topľa pri Tarnove a pstruha potočného v Topli nad Gerlachovom

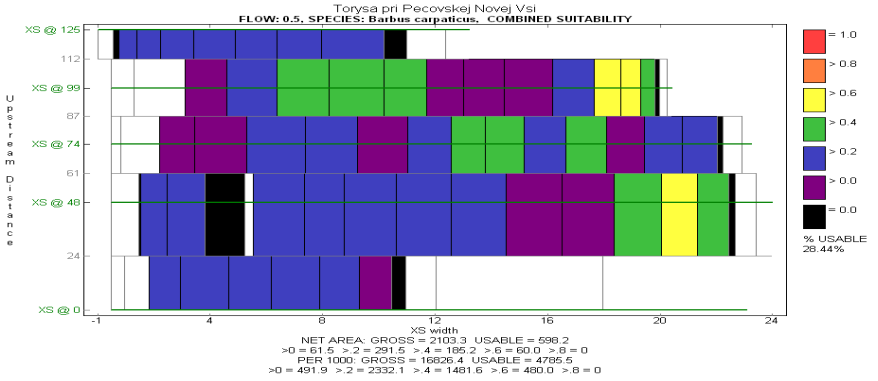
A)



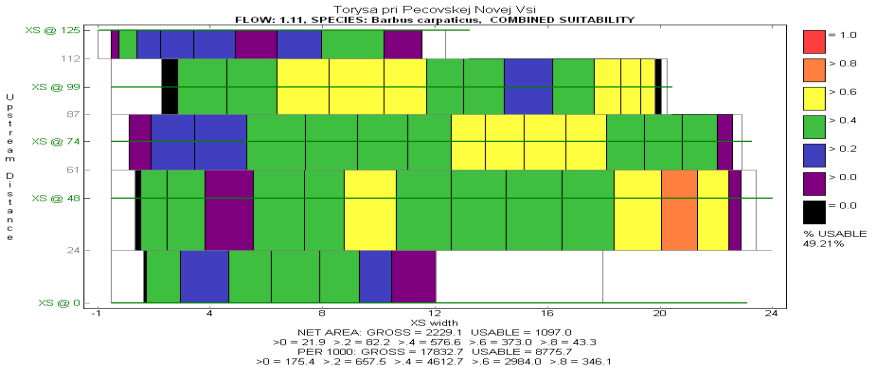
B)



C)

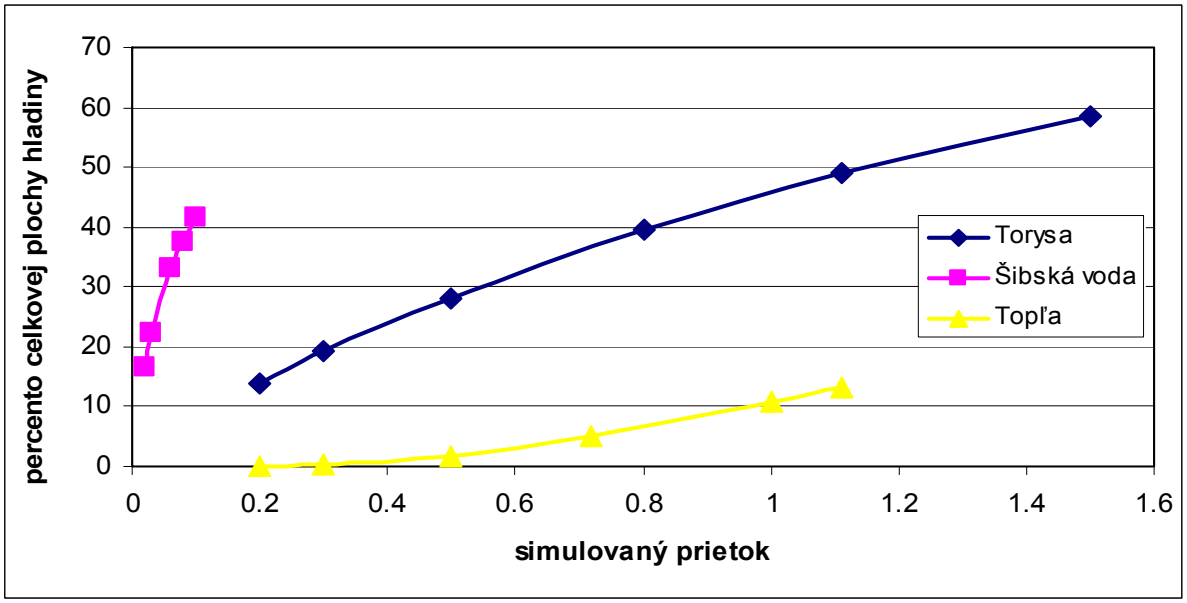


D)



Obr. 14 Vyhodnotenie kombinovanej miery vhodnosti habitatu toku Torysa

A) Q=0.2 $m^3.s^{-1}$, B) Q=0.3 $m^3.s^{-1}$, C) Q=0.5 $m^3.s^{-1}$, D) Q=1.11 $m^3.s^{-1}$



Obr. 15 Vážená využiteľná plocha - VVP vyhodnotená na tokoch Torysa, Šibská voda, Topľa

Literatúra:

- Aarts BGW, Nienhuis PH. 2003. Fish zonation and guilds as the basis for the assessment of ecological integrity of large rivers. Hydrobiologia 500: 157–178.
- Acreman M, Dunbar MJ. 2004. Defining environmental river flow requirements—a review. Hydrology and Earth System Sciences 8(5): 861– 876.
- Annear T, Chisholm I, Beecher H, Locke A, Aarrestad P, Burkhart N, Coomer C, Estes C, Hunt J, Jacobson R, Jobsis G, Kauffman K, Marshall J, Mayes K, Stalnaker C, Wentworth R. 2002. Instream Flows for Riverine Resource Stewardship. The Instream Flow Council: Cheyenne, Wyoming.
- Beecher, H.A., 1990. Standards for instream flows. Rivers 1 (2), 97–109.
- Bovee KD. 1982. A Guide to Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Information Paper 12. US Fish and Wildlife Service FWS-OBS-82-26. US Fish and Wildlife Service: Fort Collins, CO.
- Bovee KD. 1986. Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology. Instream Flow Information Paper **21**, Report 86 (7), US Fish and Wildlife Service.
- Bovee KD, Lamb BL, Bartholow JM, Stalnaker CB, Taylor J, Heriksen J. 1998. Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology. Information and Technology Report. US Geological Survey, Biological Resources Division.
- Brušková, V. 2007. Hodnotenie sucha v rozpätí rokov 1975-2004 na hornom toku Torysy. Environmentálne inžinierstvo (VIII. Vedecká konferencia s medzinárodnou účasťou). SvF STU Košice. 29-34. ISBN 978-80-8073-791-7.
- Gard M. 2005. Variability in flow-habitat relationship as a function of transect number for PHABSIM modelling. River research and application 21: 1013–1019.
- King, J., Tharme, R., Brown, C., 2001. Definition and Implementation of Instream Flows, Contributing Paper for Dams, Ecosystem Functions and Environmental Restoration 2001, http://www.dams.org.

- Harby A, Baptist M, Duel H, Dunbar M, Goethals P, Huusko A, Ibbotson A, Mader H, Pedersen ML, Schmutz S, Schneider M (eds). 2005. COST 626 European Aquatic Modeling Network. Proceedings from the Final Meeting in Silkeborg, Denmark 19–20 May 2005. 397 p.
- Harper, D.M., Ferguson, A.J.D., 1995. The Ecological Basis for River Management. Wiley, Chichester, 614 pp.
- Hellawell, J.M., 1988. River regulation and nature conservation. Regulated Rivers: Research and Management 2, 425–444.
- Chau, K.W., Jin, H.S., 1998. Eutrophication model for a coastal bay in Hong Kong. Journal of Environmental Engineering, ASCE 124 (7), 628–638.
- Chovanec A, Hofer R, Schiemer F. 2003. Fish as bioindicators. In Bioindicators and biomonitors, Markert BA, Breure AM, Zechmeister HG (eds). Elsevier: Amsterdam; 639–675.
- Jowett, I.G., 1997. Instream flow methods: a comparison approaches. Regulated Rivers: Research and Management 13, 115–127.
- Karr JR. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 6: 21–27.
- Lamb, B.L., Doerksem, H.R., 1987. Instream water use in the United States-water laws and methods for determining flow requirements. In National Water Summary, Water Supply Paper 2350. US Geological Survey, Washington, DC, pp. 109–116.
- Lamouroux N, Capra H, Pouilly M, Souchon Y. 1999a. Fish habitat preferences in large streams of southern France. Freshwater Biology 42: 673–687.
- Lasne E., Bergerot B., Lek S. and Laffaille P. 2007. Fish zonation and indicator species for the evaluation of the ecological status of rivers. River Research and Applications 23: 877–890.
- Liu W.-Ch., Liu S.-Y., Hsu M.-S., Kuo A. Y. 2005. Water quality modeling to determine minimum instream flow for fish survival in tidal rivers. Journal of Environmental Management 76 (2005) 293–308.
- Lung, W., Martin, J.L., McCutcheon, S.C., 1993. Eutrophication analysis of embayments in Prince William Sound, Alaska. Journal of Environmental Engineering, ASCE 119 (5), 811–824.
- Macura V., Škrinár A., Ando A., Začka T. 2006. Modelovanie biologických podmienok toku v súlade s rámcovou smernicou EÚ o vode. Acta hydrologica Slovaca, ročník 7, č.1. 15-21. ISSN 1335-6291.
- Maddock, I.P., 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. Freshwater Biology 41, 373–391.
- Milhous RT, Updike MA, Schneider DM. 1989. Physical Habitat Simulation System Reference Manual - Version II. Instream Flow Information Paper 26. US Fish and Wildlife Service Biological Report 89(16). US Fish and Wildlife Service: Fort Collins, CO.
- Null S., Deas L.M., Lund J.R. 2009. Lowand water temperature simulation for habitat restoration in the Shasta river, California. River research and applications. Published online in Wiley InterScience (www.interscience.wiley.com) DOI: 10.1002/rra.1288
- Oberdorff T, Pont D, Hugueny B, Porcher J-P. 2002. Development and validation of a fish-based index (FBI) for the assessment of ‘‘river health’’ in France. Freshwater Biology 47: 1720–1734.
- Petts, G.E., 1984. Impounded Rivers. Wiley, Chichester.
- Pont D, Hugueny B, Beier U, Goffaux D, Melcher A, Noble R, Rogers C, Roset N, Schmutz S. 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. Journal of Applied Ecology 43: 70–80.
- Reiser DW, Wesche TA, Estes C. 1989. Status of instream flow litigation and practices in North America. Fisheries 14(2): 22–29.
- Richter BD, Baumgartner JV, Wigington R, Braun DP. 1997. How much water does a river need? Freshwater Biology 13: 231–249.
- Schiemer F. 2000. Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. Hydrobiologia 422–423: 271–278.
- Schlosser IJ. 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. BioScience 41: 704–712.

- Slivová – Brušková V. 2007. Výskyt sucha v podzemnej vode. Transport vody, chemikálií a energie v systéme pôda – rastlina – atmosféra. ÚH SAV, Bratislava. 575 – 580 (CD). ISBN 978-80-89139-13-2.
- Stalnaker CB. 1994. Evolution of instream flow habitat modeling. In The Rivers Handbook: Hydrological and Ecological Principles, Calow P, Petts GE (eds). Blackwell Scientific Publications: Oxford; 276–286.
- SMERNICA 2000/60/ES EURÓPSKEHO PARLAMENTU A RADY z 23. októbra 2000 ustanovujúca rámec pôsobnosti spoločenstva v oblasti vodnej politiky
- Verneaux J. 1981. Les poissons et la qualite´ des cours d'eau. Annales Scientifiques de L'Universite´ de Franche-Comte´ 4: 33–41.
- Welcomme RL, Winemiller KO, Cowx IG. 2006. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. River Research and Applications 22: 377–396.

Abstract

Following the water development period of the mid-20th century, biologists and hydrologists recognized the need for 'instream flows' to protect fish and aquatic habitat. Instream flow refers to water that is retained in a river as opposed to being diverted for out-of-stream uses. During the 1960s and early 1970s, several instream flow assessment methodologies were developed to help quantify the amount of water required in rivers for fish and wildlife. Most of these methods were based on hydrologic analysis of water supply coupled with empirical observations of habitat quality and an understanding of riverine fish ecology (Stalnaker, 1994).

The most popular instream flow assessment method in the United States is the Instream Flow Incremental Methodology (IFIM). IFIM is based on that the most fish species prefer certain combinations of water depths, flow velocities, hiding places and materials of a riverbed. The Riverine Habitat Simulation System (RHABSIM) component of the IFIM is commonly used technique for predicting potential habitat for aquatic species with changes in stream flow (Annear et al., 2002). By applying species- and life-stage-specific habitat suitability criteria for depth, velocity, substrate and cover, RHABSIM predicts depth and velocity across a channel and combines these with substrate or cover into a habitat index known as weighted useable area (WUA) (Bovee, 1982; Milhous et al., 1989). The WUA output is generally simulated for river reaches over a range of stream flows (Gard, 2005).

Where the relationships between flow and ecological health are poorly understood, instream flow and river rehabilitation decisions are often determined by expert or political opinion, and may not provide the intended results (Acreman & Dunbar, 2004). Alternative flow regimes are based on a range of potential actions including prescribing minimum instream flows, reducing diversions and restoring spring-fed base flow. Minimum instream flows (MQ) in rivers and streams aim to provide a certain level of protection for the aquatic environment. In practice, MQ standards are usually based on some combination of the following: historic discharge, channel morphology, water quality, the ecology of aquatic species, empirical evidence, modeling, and ultimately arbitration between user groups. For a particular area, instream flow requirements will depend on local and downstream conditions and can vary considerably within areas of similar climate and hydrology (Beecher, 1990).

This paper presents an integrated modeling approach to simulate and assess ecological effects of physical habitat changes in rivers. During the last few decades, there has been an increasing awareness and concern for human impact on stream and riverine ecosystems. Almost no stream or river world-wide has been left in its natural state. In recent water management practice, the determination of MQ as a one-dimensional parameter appears antiquated. MQ

have to set the favorable life conditions for fish, zoobenthos and fytobenthos and sustain an ecological balance. The paper is aimed at assessing the quality of the biotic part of a stream as represented by the ichtyofauny. The ichtyofauny is characterized by habitat suitability curves, which are essential in the process of MQ determination via bioindication. The habitat suitability curves of particular fish species are determined for the two most important abiotic characteristics – flow velocity and water depth.
Specialists from biotic and abiotic areas can objective determine parameters of MQ or characterize stream condition according to European framework directive 2000/60/ES, which requires the determination of the characteristic parameters of unaffected water bodies which correspond to a good ecological quality. Biotic parameters are represents by fish which are the most sensible indicators for microhabitat quality. Streams were chosen for representing characteristic spectrum of microhabitats. After ichthyologic and topographical measurements were modeled hydraulic parameters by HYDROCHECK and RHABSIM models. In this paper the reaches of the streams Torysa, Topľa and Udava catchments were evaluated. From the field measurements were created suitability curves for different species of the fish. MQ were determined from calibrated RHABSIM model. Specifically was evaluated combined suitability ratio, the suitability ratio for the velocity and water depth and weighted usable area.

Monika Jalčovíková
Katedra vodného hospodárstva krajiny, Stavebná fakulta Slovenskej Technickej Univerzity, Bratislava
monika.jalcovikova@stuba.sk