



# Stav životních společenstev a kvalita vody podhorského toku v závislosti na lidských aktivitách

## Biotic community composition and water quality of a highland stream influenced by different human impacts

Radovan KOPP<sup>1,2</sup>, Radim PETREK<sup>1</sup>, Ivo SUKOP<sup>1</sup>, Tomáš BRABEC<sup>1</sup>, Tomáš VÍTEK<sup>1</sup>, Pavla ŘEZNIČKOVÁ<sup>1</sup> & Andrea ZIKOVÁ<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství Mendelovy univerzity v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, ČR; e-mail: fcela@seznam.cz

<sup>2</sup>Botanický ústav AV ČR, Lidická 25/27, 657 20 Brno, ČR

<sup>3</sup>Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Department of Ecophysiology and Aquaculture, Müggelseedamm 310, 125 87 Berlin, Germany

### Abstract

The aim of the present study was to evaluate the influence of different human activities on water quality and benthos composition in the Ošetnice Stream that is located in the Western Carpathian Mountains. During the whole period of our monitoring, the high concentrations of dissolved oxygen and low content of organic matters were determined. Upstream part of the Ošetnice Stream is affected by long term building activities concerning railway tunnels and by the motorway along the stream that is in winter chemically treated to assure negotiability. Ski area situated close to the stream was used 110 days during the monitored period. Average daily visit was 590 persons. In winter, when road salting was used, concentrations of chlorides, sodium and calcium were noticeably increased in the stream tributaries which had an impact on monitored water parameters. Water quality assessment using macrozoobenthos and phytobenthos indices revealed the environmental state in a range from moderate to good. Decrease of salmonid community in the stream corresponds to start of road use in the year 2002. Salt applied in winter period to ensure road negotiability affected significantly water chemistry of the monitored stream. Deterioration of environmental conditions is mainly due to human activities; nevertheless self-cleaning ability of the stream is high and ensure a fast degradation of pollutants. Thus the biotic communities (except fish) of the Ošetnice Stream have to adapt to changes of the environment within the year.

**Keywords:** phytobenthos, macrozoobenthos, hydrochemistry, pollution

### Úvod

V mnoha horských střediscích je vysoká hustota zimní rekreace. Vodní toky, protékající skrz nebo v blízkosti těchto areálů, jsou ovlivněny přípravou umělého sněhu, odpadní vodou z rekreačních zařízení, úpravou silnic aj. Fyzikálně-chemické parametry vody a bentická společenstva jsou pod vlivem těchto faktorů modlována, dochází ke změnám druhového spektra organismů, jejich abundance a biomasy. Změny v kvalitě vody a struktuře společenstev jsou způsobeny především solením přístupových cest a stavební činností (Molles & Gosz 1980).

### Materiál a metodika

#### Charakteristika zájmového území

Tok Ošetnice je pravostranný přítok říčky Lomná, do které se vleává v blízkosti města Jablunkov. Na základě oficiálního rozdělení toků dle

Rámcové směrnice EU o vodní politice spadá mezi malé toky spodní hornaté oblasti Střední Evropy (Hering et al. 2004). Hlavní tok i jeho přítoky lze charakterizovat jako rychle tekoucí vodu. Tok pramení na úpatí pohoří Beskydy v nadmořské výšce 600 m n.m. a ústí do říčky Lomná v nadmořské výšce 400 m n.m., délka toku je 7,8 km a průměrná šířka toku je 2 m. Průměrný průtok hlavního toku nepřekračuje 0,1 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, průměrný průtok přítoků z lyžařského areálu nepřekračuje 0,01 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Průtok je výrazně vyšší v jarním období při tání sněhu. Sledovaný úsek toku je v jeho horní části v blízkosti obce Mosty u Jablunkova (4 tisíce stálých obyvatel). Bylo monitorováno pět lokalit na hlavním toku a dva přítoky z lyžařského areálu.

Tok Ošetnice je téměř po celé své délce využíván jako odchovní potok k produkci násady pstruha obecného (*Salmo trutta* L.). V horní čás-



ti toku probíhá dlouhodobá stavební činnost na úpravách tunelů železničního koridoru. Souběžně s tokem probíhá rychlostní komunikace, která je v zimním období chemicky ošetřována. Lyžařský areál situovaný v blízkosti toku byl v období monitoringu v provozu 110 dnů s průměrnou denní návštěvou 590 osob. Na toku se nachází čistířka odpadních vod s plně automatizovaným diskontinuálním čištěním, kapacitou 360 m<sup>3</sup>.den<sup>-1</sup>, pro 2 100 ekvivalentních obyvatel.

#### Chemické a hydrobiologické metody

Vzorky vody pro chemické analýzy byly odebírány přímo do plastových vzorkovnic z hloubky 10–20 cm od hladiny. Nasycení vody kyslíkem, teplota vody, pH a vodivost vody byly stanovovány přímo na lokalitách při odběrech vzorků. Základní fyzikální parametry byly stanovovány za využití kombinovaného ox/pH metru HACH Hq 40d (Hach-Lange, Colorado, USA). Konduktivita byla stanovována přístrojem Connet 1 (Hanna Instruments, USA). Všechny chemické parametry byly stanovovány za využití standardních metod (APHA 1998).

Kvalitativní vzorky zoobentosu byly odebrány za využití ruční sítě (velikost odběrového otvoru 25 × 25 cm, hustota ok sítě 0,5 mm, délka sítě 75 cm). Kvantitativní vzorky zoobentosu byly odebírány za využití odběrové sítě typu „Surber“ (vzorkovací plocha 1 225 cm<sup>2</sup>). Kvalitativní i kvantitativní vzorky zoobentosu byly odebírány z každé monitorované lokality a ihned fixovány 4 % formaldehydem. Biomasa zoobentosu byla stanovována vážením fixovaných vzorků do tří měsíců od doby odběru.

Vzorky fytoobentosu byly odebírány na základě Evropského protokolu seškrabem nárostů z 3–5 kamenů (Kelly et al. 1998) a jejich převedením do 100 ml vzorkovnic s vodou. Čerstvé vzorky byly uloženy do chladicího boxu a transportovány do laboratoře. Determinace základních taxonů sinic a řas (kromě rozsivek) byla provedena do 24 hodin od odběru. Vzorky byly fixovány Lugolovým roztokem. Schránky rozsivek byly zbaveny organického materiálu za využití peroxidu vodíku a zality do umělé pryskyřice Pleurax (Fott 1954). Minimálně 300 nepoškozených schránek z každého vzorku bylo počítáno za využití imerzního objektivu

a zvětšení 1 000× k odhadnutí relativní abundance každého taxonu ve vzorku (CEN 2010). Kvantitativní stanovení řasové biomasy bylo prováděno jako stanovení chlorofylu a extrakcí horkým ethanolem (Lorenzen 1967).

#### Výsledky

##### Kvalita vody

Po celou dobu sledování byly v toku zjišťovány vysoké koncentrace rozpuštěného kyslíku a nízký obsah organických látek. V zimě v období aplikace chemického posypu přilehlých komunikací se výrazně zvyšovalo množství chloridů, sodíku, a vápníku v přítocích, což značně ovlivňovalo i hodnoty sledovaného toku. Ve sledovaném úseku toku byly zaznamenány vyšší koncentrace amoniakálního dusíku, které se směrem po proudu snižovaly. V průběhu dubna byly na horních lokalitách zjištěny extrémní hodnoty pH a v celém toku byly řádově zvýšeny i hodnoty celkového dusíku. Znečištění bylo pravděpodobně způsobeno vnikem odpadních vod při stavební činnosti několik set metrů nad první sledovanou lokalitou. Negativní vliv čistířny odpadní vody na chemismus toku nebyl pozorován.

##### Fytoobentos

Celkově bylo nalezeno 78 druhů sinic a řas, kdy nejpočetnější byli zástupci rozsivek (69 druhů). Druhová bohatost vzorků fytoobentosu mezi sledovanými lokalitami byla podobná, byly zjištěny jen minimální rozdíly mezi lokalitami. Výraznější rozdíly ve složení fytoobentosu byly zaznamenány v jednotlivých sledovaných obdobích. Na podzim v celém toku jednoznačně dominovala *Navicula avenacea*. Na jaře byli nejhojnější zástupci rodu *Navicula*, rod *Nitzschia* a druh *Cymbella minuta* agg. Sporadicky se v průběhu roku vyskytující *Cocconeis placentula* byl v letním období jednoznačně dominujícím druhem. Ve vyšší abundance se v letním období vyskytovaly ještě *Navicula avenacea*, *Nitzschia perminuta* agg., *Achnathes lanceolata*, *Cymbella minuta* agg. a *C. sinuata*. Saprobni a trofické indexy fytoobentosu ukazují na dobrou kvalitu toku. Zatímco saprobni a trofický index se v průběhu toku výrazněji neměnil, bylo v jarním období zaznamenáno výrazné zvýšení abun-



dance druhů tolerantních k organickému znečištění.

### Makrozoobenthos

Celkově bylo v toku Ošetnice nalezeno 72 druhů makrozoobentosu. Dominantními zástupci makrozoobentosu byl vodní hmyz, který byl zastoupen třemi důležitými skupinami – larvami dvoukřídlých (Diptera), chrostíky (Trichoptera) a jepicemi (Ephemeroptera). V podzimním období se na lokalitách v hojném počtu vyskytoval blešivec *Gammarus fossarum*, na jaře a v létě byly nejhojnější zástupci jepic rodu *Baetis*. Vyhodnocení kvality vody pomocí indexů makrozoobentosu ukazuje na dobrý až velmi dobrý ekologický stav. Směrem po proudu dochází k mírnému zhoršování kvality vody.

### Diskuze

Všeobecně lze po chemické stránce klasifikovat vodu toku Ošetnice jako čistou až mírně znečištěnou. Na základě porovnání zjištěných fyzikálně-chemických parametrů s požadovanými standardy (ČSN 757221) můžeme vodu zařadit do I až II třídy čistoty, pouze hodnota konduktivity a celkového organického uhlíku byla vyšší (III. třída). Na druhou stranu pokud klasifikujeme trofický stav toku na základě obsahu celkového fosforu a dusíku, lze tok Ošetnice zařadit mezi vody eutrofní (Dodds et al. 1998). V dubnu byly zjištěny výrazně zvýšené hodnoty pH a celkového dusíku. V toku se zvýšila hodnota toxického amoniaku nad bezpečnou hranici, na první lokalitě byla hodnota nejvyšší  $0,55 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NH}_3$ , což je na spodní hranici akutní toxicity ( $LC_{50}$ ) pro lososovité ryby  $0,5\text{--}0,8 \text{ NH}_3$  (Svobodová et al. 1986). Znečištění pravděpodobně způsobené vnikem odpadních vod s příměsí cementu ze stavební činnosti nad sledovaným úsekem má zásadní negativní vliv především na rybí společenstvo toku.

Celková druhová bohatost fytoobentosu toku Ošetnice je srovnatelná s obdobnými studii z podhorských potoků (Kawecka 1980; Lukavský et al. 2004). Podobné zastoupení rozsivek bylo pozorováno i v jiných potocích a řekách (Lukavský et al. 2004). Všeobecně jsou druhy rozsivek patřící do rodů *Navicula* a *Nitzschia* dominantní v dolních partiích toku a daří

se jim v na nutrienty bohatých vodách. Patří mezi indikátory střední až horší kvality vody (Kelly & Whittton 1995).

Celková druhová bohatost makrozoobentosu toku Ošetnice je srovnatelná s obdobnými studii z podhorských potoků (Dratnal & Kasprzak 1980; Jurajda et al. 2007). Dobrou nebo špatnou kvalitu vody lze dobře indikovat na základě výskytu blešivce *Gammarus* sp. (Amphipoda) a berušky vodní *Asellus aquaticus* (Isopoda) (Jurajda et al. 2007). Rod *Gammarus* se ve větší abundanci vyskytoval v toku Ošetnice převážně v podzimním období. Indikátor znečištění *Asellus aquaticus* se v toku vyskytoval po celé sledované období v nízké abundanci a potvrzoval tak dobrou kvalitu vody. Naopak zástupci skupin Ephemeroptera, Plecoptera a Trichoptera (EPT), kteří se často využívají pro svou dobrou senzitivitu k antropogenním stresorům jako indikátory narušení životního prostředí, organického znečištění a vlivu toxických látek, se na všech sledovaných lokalitách toku Ošetnice vyskytovaly v nízkém počtu taxonů, což indikuje nižší kvalitu vodního prostředí a vysoký antropogenní vliv (Jiang et al. 2010). Druhová bohatost zástupců EPT klesá se vzrůstem environmentálního stresu (Griffith et al. 2005).

Snížení populace lososovitých ryb v toku časově odpovídá zprovoznění rychlostní komunikace (rok 2002). Aplikace solí k úpravě vozovky v průběhu zimy výrazně ovlivňuje chemizmus toku, kdy byla zjištěna významná závislost především zimních dat odběru na chemickém složení vody v toku. Začátek rekonstrukce železničních tunelů na konci roku 2007 v blízkosti toku a vtok odpadních vod ze stavby způsobil další zhoršení stavu a zvýšení úbytku chovaných ryb. Zhoršení životních podmínek v toku vlivem lidské činnosti je nárazového charakteru, samočistící schopnost přirozeného toku je vysoká a poměrně rychle likviduje zvýšený přísun znečišťujících látek. Jednotlivá společenstva v toku Ošetnice se tak musí přizpůsobovat měnícím se životním podmínkám v průběhu roku. Zatímco úbytek počtu ryb je významný, vliv na další společenstva toku (fytoobentos, zoobentos) není již tak patrný.



## Poděkování

Příspěvek byl zpracován s podporou Výzkumného záměru č. MSM6215648905 „Biologické a technologické aspekty udržitelnosti řízených ekosystémů a jejich adaptace na změnu klimatu“ uděleného Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy České republiky a výzkumného projektu IGA MENDELU TP5/2011. Velké poděkování patří kolegům P. Marvanovi a J. Hetešovi za pomoc s determinací problematických taxonů sinic a řas.

## Literatura

- APHA 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association Inc., Washington D.C.
- CEN 2010. Water Quality – Guidance Standard for the surveying, sampling and laboratory analysis of phytobenthos in shallow running water. EN 15708:2009. Cimité European de Normalisation, Geneva.
- ČSN 757221 1998. Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod. Praha, Český normalizační institut, 12 s.
- Dodds W.K., Jones J.R. & Welch E.B. 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Res.* 32: 1455-1462.
- Dratnal E. & Kasprzak K. 1980. The response of the invertebrate fauna to organic pollution in a well oxygenated karst stream exemplified by the Pradnik Stream (South Poland). *Acta Hydrob.* 22: 263-278.
- Fott B. 1954. Pleurax, syntetická pryskyřice pro preparaci rozsívek. *Preslia* 26: 163-194.
- Griffith M.B., Hill H.B., McCormick H.F., Kaufmann R.P., Herlihy T.A. & Selle R.A. 2005. Comparative application of indices of biotic integrity based on periphyton, macroinvertebrates, and fish to southern Rocky Mountain streams. *Ecol. Indic.* 5: 117-136.
- Hering D., Moog O., Sandin L. & Vendonschot P.F.M. 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: 1-20.
- Jiang X.M., Xiong J.J., Qiu J.W., Wu J.M., Wang J.W. & Xie Z.C. 2010. Structure of Macroinvertebrate Communities in Relation to Environmental Variables in a Subtropical Asian River System. *Int. Rev. Hydrobiol.* 95: 42-57.
- Jurajda P., Adámek Z., Janáč M. & Valová Z. 2007. Fish and macrozoobenthos in the Vlára stream drainage area (Bílé Karpaty Mountains). *Czech J. Anim. Sci.* 52: 214-225.
- Kelly M.G., Cazaubon A., Coring E., Dell'Uomo A., Ector L., Goldsmith B., Guasch H., Hürlimann J., Jarlman A., Kawecka B., Kwadrans J., Laugaste R., Lindström E.A., Leitao M., Marvan P., Padisák J., Pipp E., Prygiel J., Rott E., Sabater S., Van Dam H. & Vizinet J. 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *J. Appl. Phycol.* 10: 215-224.
- Kelly M.G. & Whitton B.A. 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J. Appl. Phycol.* 7: 433-444.
- Lorenzen C.J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12: 343-346.
- Lukavský J., Bauer J., Kaštovská K., Lederer F. & Šmilauer P. 2004. Phytobenthos of streams in the Bohemian/Bavarian Forest, under different human impacts. *Silva Gabreta* 10: 45-78.
- Molles M.C. & Gosz J.R. 1980. Effects of a ski area on the water quality and invertebrates of a mountain stream. *Water, Air and Soil Pollution* 14: 187-205.
- Svobodová Z., Gelnarová J., Justýn J., Krupauer V., Šimanov L., Valentová V., Vykusová B. & Wohlgemuth E. 1987. *Toxikologie vodních živočichů*. Praha, SZN, 231 pp.