

**Univerzita Karlova v Praze**

**Přírodovědecká fakulta**

**Katedra ekologie**

Studijní obor: Ekologie, zaměření Hydrobiologie

**Fish and benthos of the Černá Nisa stream and their  
contamination by metals in the period of recovery from  
acidification**

**Ryby a bentos Černé Nisy a jejich kontaminace kovy  
v období zotavování z acidifikace**

**DIPLOMOVÁ PRÁCE**

**Vypracovala:** Ing. Lucie Burdová, DiS.

**Vedoucí diplomové práce:** RNDr. Zuzana Hořická, Ph.D.

**2010**

Na tomto místě bych ráda poděkovala vedoucí diplomové práce RNDr. Zuzaně Hořické Ph.D. za věcné připomínky, rady a doporučení, které mi během odborných konzultací udělovala a za velkou ochotu, kterou v průběhu celé práce projevovala. Dále bych chtěla poděkovat pracovníkům pražské pobočky Povodí Vltavy, kteří mi poskytli laboratorní a odborné zázemí, umožňující determinaci bentických organismů. Jmenovitě bych velmi ráda poděkovala Mgr. Ivanu Skálovi za odborné rady, podnětné připomínky, velkou ochotu a čas, který mi při determinaci a její kontrole věnoval. Ráda bych také poděkovala Mgr. Natálii Lapšanské za rady a pomoc při determinaci bentosu a vedoucímu laboratoře na úseku hydrobiologie a mikrobiologie RNDr. Markovi Liškovi Ph.D., za ochotné umožnění přístupu do laboratoře Povodí Vltavy a možnost využívat vybavení laboratoře. Děkuji také RNDr. Janu Špačkovi, Ph.D. za pomoc s determinací rodu *Leuctra* sp. a velký dík patří Mgr. Petru Juračkovi za pomoc se zpracováním dat v Canocu. Ráda bych poděkovala také Bc. Jiřímu Huškovi, Bc. Markovi Baxovi, Ing. Martinovi Cilečkovi a Luboši Pecharovi za pomoc při terénních odběrech.

V neposlední řadě bych ráda poděkovala Grantové agentuře Univerzity Karlovy, Agentuře ochrany přírody a krajiny ČR a Správě CHKO Jizerské hory za jejichž finanční podpory byly terénní i laboratorní práce realizovány.

Na závěr z celého srdce děkuji svým rodičům, kteří mi studium umožnili a podporovali mne za všech okolností, babičce a všem přátelům za jejich podporu, utěšování a povzbuzování k dokončení práce.

Prohlašuji, že jsem předloženou diplomovou prací na téma „Ryby a bentos Černé Nisy a jejich kontaminace kovy v období zotavování z acidifikace“ vypracovala samostatně, a že jsem v seznamu literatury uvedla všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

V Nechvalicích dne 23. 4. 2010 .....

## Abstrakt

Cílem této práce bylo porovnání chemizmu toku Černá Nisa v Jizerských horách na sklonku éry silné antropogenní acidifikace (v polovině 90. let 20. století) a v období současného intenzivního chemického i biologického zotavování z acidifikace, a studium nynějšího oživení Černé Nisy. V průběhu r. 2008 byly sledovány fyzikálně-chemické parametry vody, druhová a věková skladba ryb a kvalitativní a kvantitativní složení makrozoobentosu, který představuje nejdůležitější součást potravy ryb. Zvláštní pozornost byla věnována obsahu toxických kovů (Be, Al, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Hg) ve vodě, hlavních zástupcích bentických organismů a ve vybraných tkáních sivena amerického. Srovnání chemického složení vody s výsledky z let 1994, 1996 a 1997 prokázalo ústup acidifikace, přes sezónní výkyvy chemizmu a stále vysoké množství síranů a nitrátů ve vodě. Tok je od poloviny 90. let osídlen stabilní populací sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*), nepůvodního, dnes dominantního druhu, který je mimořádně odolný vůči kyselosti vody. V současné době se zde nachází také stabilní populace jednoho z původních druhů ryb, střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*). Druhové zastoupení makrozoobentosu ukazuje na mírně kyselý charakter toku, který umožňuje přítomnost organismů s nižší tolerancí ke kyselosti vody. Během kyselých epizod zejména v jarním a podzimním období jsou tyto druhy nahrazovány druhy, které jsou vůči kyselosti vody odolnější. Koncentrace sledovaných kovů ve vodě Černé Nisy nepřekročily platné limity přípustného znečištění povrchových vod. V případě ryb byly překročeny limitní hodnoty u železa, niklu, mědi, zinku, arsenu, kadmia a olova ve svalovině a vnitřnostech ryb. Pro většinu stanovovaných kovů bylo pozorováno vyšší zatížení tkání u ryb věkové kategorie 0<sup>+</sup>. U všech sledovaných skupin vodních bezobratlých (larev ř. Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera a Diptera, larev a dospělců ř. Coleoptera) byla zjištěna velmi vysoká koncentrace železa, druhým nejvíce zastoupeným kovem byl hliník. Vyšší hodnoty byly nalezeny také v případě zinku, manganu, mědi, arsenu a olova.

**Klíčová slova:** Jizerské hory, Černá Nisa, acidifikace, zotavování z acidifikace, makrozoobentos, siven americký, tkáně ryb, toxické kovy

## Abstract

The aims of the thesis were to compare chemistry of the Černá Nisa stream in the Jizera Mountains (Northern Bohemia, Czech Republic) at the end of the era of strong anthropogenic acidification (in the mid-1990s) and in the period of the recent intensive chemical and biological recovery from acidification, and to study the present biota of the stream. During the year 2008, physical and chemical parameters of the water were studied, the species and age composition of ichthyofauna, and the quality and quantity of macrozoobenthos – the main component of the food for fish. Special attention was paid to the content of toxic metals (Be, Al, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Hg) in the water, main representatives of benthic organisms, and in selected tissues of brook charr. The comparison of the water chemistry with results from the years 1994, 1996, and 1997 showed a decrease in acidification, despite the unstable chemical climate during the seasons, and sulphate and nitrate concentrations still high. Since the mid 1990s, the stream has been inhabited by a stable population of brook charr (*Salvelinus fontinalis*), a non-native, highly acid-tolerant species, which is now dominating there. At present, also a stable population of a native species, common minnow (*Phoxinus phoxinus*), occurs in the stream. The species composition of macrozoobenthos (the occurrence of low acid-tolerant organisms) confirms a mildly acidic character of the stream. These species are replaced by more acid-tolerant species during acidic episodes. The concentration of metals did not exceed hygienic standards in the stream water. In the fish (brook charr), the content of Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, and Pb was over hygienic standards in muscles, liver, kidneys, and gonads. In most metals studied, the load of tissues was higher in the fish of the 0<sup>+</sup> age category. A very high concentration of Fe was found in all studied water invertebrates (larvae of Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera, larvae and adults of Coleoptera). Higher contents were found also for Al, Zn, Mn, Cu, As, and Pb.

**Key words:** The Jizera Mountains, the Černá Nisa stream, acidification, recovery from acidification, macrozoobenthos, brook charr, fish tissues, toxic metals

# Obsah

<b>1. Úvod</b>	<b>8</b>
<b>2. Literární přehled</b>	<b>10</b>
2.1. Charakteristika oblasti	10
2.2. Proces acidifikace a jeho působení zejména na oživení vod Jizerských hor	13
2.2.1. Procesy vzniku a působení přirozené a antropogenní acidifikace	13
2.2.2. Vliv acidifikace na tekoucí vody Jizerských hor a jejich oživení	17
2.2.3. Zpomalení procesu deacidifikace ve vodách Jizerských hor	20
2.3. Druhové zastoupení ichtyofauny v toku Černá Nisa	22
2.3.1. Siven americký ( <i>Salvelinus fontinalis</i> )	22
2.3.2. Pstruh obecný ( <i>Salmo trutta</i> )	23
2.3.3. Střevle potoční ( <i>Phoxinus phoxinus</i> )	24
2.4. Kovy	25
2.4.1. Zdroje a cesty znečištění prostředí toxickými kovy	25
2.4.2. Kovy v jednotlivých složkách ekosystému povrchových vod	26
2.4.2.1. Kovy ve vodách	26
2.4.2.2. Kovy v bentosu a rybách	28
2.4.3. Charakteristika stanovovaných kovů a polokovů	30
2.4.3.1. Berylium	30
2.4.3.2. Hliník	31
2.4.3.3. Chrom	33
2.4.3.4. Mangan	35
2.4.3.5. Železo	36
2.4.3.6. Kobalt	37
2.4.3.7. Nikl	38
2.4.3.8. Měď	39
2.4.3.9. Zinek	41
2.4.3.10. Arsen	42
2.4.3.11. Kadmium	44
2.4.3.12. Olovo	45
2.4.3.13. Rtuť	47
<b>3. Materiál a metodika</b>	<b>50</b>
3.1. Lokalita	50

3.2. Odběr vzorků vody pro stanovení fyzikálně-chemických parametrů a toxických kovů	50
3.3. Chemické analýzy vod	51
3.4. Odběr vzorků makrozoobentosu	52
3.5. Odlov ryb a odběr tkání	53
3.6. Stanovení obsahu kovů ve tkáních ryb a makrozoobentosu	53
3.7. Determinace bentosu	54
3.8. Index diverzity	55
3.9. Použitý software a fotografická dokumentace	55
<b>4. Výsledky</b>	<b>57</b>
4.1. Chemické parametry toku	57
4.2. Druhová a věková skladba ryb	58
4.3. Kvalitativní a kvantitativní složení makrozoobentosu	59
4.4. Index diverzity	68
4.5. Obsah toxických kovů ve vodě	68
4.6. Obsah toxických kovů ve tkáních ryb	69
4.7. Obsah toxických kovů v bentosu	75
<b>5. Diskuse</b>	<b>79</b>
5.1. Fyzikálně-chemické parametry Černé Nisy	79
5.1.1. pH vody	79
5.1.2. Vodivost	80
5.1.3. Koncentrace vápníku ( $\text{Ca}^{2+}$ )	81
5.1.4. Koncentrace hořčíku ( $\text{Mg}^{2+}$ )	82
5.1.5. Koncentrace sodíku ( $\text{Na}^+$ )	82
5.1.6. Koncentrace draslíku ( $\text{K}^+$ )	83
5.1.7. Koncentrace ( $\text{NH}_4^+$ )	84
5.1.8. Koncentrace síranů ( $\text{SO}_4^{2-}$ )	84
5.1.9. Koncentrace dusičnanů ( $\text{NO}_3^-$ )	85
5.1.10. Koncentrace chloridů ( $\text{Cl}^-$ )	86
5.1.11. Koncentrace fluoridů ( $\text{F}^-$ )	86
5.2. Ichtyofauna Černé Nisy	87
5.3. Makrozoobentos Černé Nisy	88
5.4. Obsah toxických kovů ve vodě Černé Nisy	95
5.5. Obsah toxických kovů ve tkáních ryb	98

5.5.1. Obsah hliníku ve tkáních ryb	98
5.5.2. Obsah chromu ve tkáních ryb	100
5.5.3. Obsah manganu ve tkáních ryb	101
5.5.4. Obsah železa ve tkáních ryb	101
5.5.5. Obsah kobaltu ve tkáních ryb	102
5.5.6. Obsah niklu ve tkáních ryb	103
5.5.7. Obsah mědi ve tkáních ryb	103
5.5.8. Obsah zinku ve tkáních ryb	104
5.5.9. Obsah arsenu ve tkáních ryb	105
5.5.10. Obsah kadmia ve tkáních ryb	106
5.5.11. Obsah olova ve tkáních ryb	107
5.6. Obsah toxických kovů v makrozoobentosu	108
<b>6. Závěr</b>	<b>112</b>
<b>7. Literatura</b>	<b>114</b>
<b>8. Přílohy</b>	<b>125</b>

# 1. Úvod

Oblast Jizerských hor je z přírodního hlediska velmi cennou lokalitou, která v současné době skrývá mnoho kontrastů. Na jedné straně se zde vyskytují mimořádně hodnotná území se zachovalými přirozenými společenstvy unikátních rašelinišť, rozsáhlým komplexem bučin na severních svazích hor a vzácnou flórou a faunou. Na straně druhé stojí plochy imisních holin a poškozených lesních porostů (Mackovčín a kol., 2002; CHKO JH, 2009).

Jizerské hory jsou územím s vyšší přirozenou kyselostí prostředí vzhledem k tomu, že jejich geologické podloží je tvořeno krystalickými horninami chudými na bazické kationty. Okyselování (acidifikace), které se v této oblasti začalo projevovat již v 50. letech minulého století a posléze vyvrcholilo v 80. letech, však nebylo zapříčiněno přirozenou kyselostí jizerskohorských povodí, ale antropogenní acidifikací v důsledku průmyslových emisí SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub>. Nárůst množství emisí v atmosféře vedl v průběhu první poloviny 20. století ke zvýšení kyselosti srážek a tzv. kyselému dešti (kyselé atmosférické depozici), následně pak k okyselení půd a povrchových vod, které mělo zásadní vliv na jejich oživení (Kopáček, 1997; Hořická, 2005a). Oblast tzv. Černého trojúhelníku Evropy, kde Jizerské hory leží, je jednou z oblastí světa, které byly nejdříve a nejsilněji postižené antropogenní acidifikací (Hořická, 2005a).

Změny chemického složení vody v nádržích a jejich přítocích vyvolané acidifikací vedly k drastickým změnám ve struktuře společenstev vodních organismů. Došlo k vymizení měkkýšů, ryb a k silné redukci jak rostlinné, tak živočišné složky planktonu i bentosu. Bylo prokázáno, že příčinou změn v oživení jsou složité interakce mezi pH vody, koncentrací forem hliníku a množstvím organických látek a fosforu ve vodách. Popsané procesy se nevyhnuly ani toku Černá Nisa, na který je tato práce zaměřena (Stuchlíková a kol., 1988; Hořická, 2005a; Hořická a kol., 2006; Křeček a Hořická, 2006a).

Původním druhem ryb byl ve vodách Jizerských hor pstruh obecný (*Salmo trutta*). V důsledku extrémní kyselosti a s tím související vysoké toxicity kovů však byly vody náhorní plošiny Jizerských hor od 50. let minulého století zcela bez ryb a veškeré zarybňovací pokusy v 60. - 80. letech končily neúspěšně. První vydařenou reintrodukcí ryb do nádrže Bedřichov a jejího hlavního přítoku Černé Nisy bylo v r. 1991 vysazení pstruha obecného (*Salmo trutta*) a nepůvodního druhu sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*). Z nasazených druhů však přežil a byl schopen reprodukce pouze siven americký, u kterého je známa vysoká tolerance vůči kyselosti vody. Hanel a Lusk (2005) uvádějí, že siven americký snáší hodnoty



pH 4,5 - 5,0. Přežívání jeho populace v podmínkách drsného klimatu a zejména neustáleného chemizmu vody umožnil systém nádrže a jejích přítoků s různým chemickým složením vody, morfologií, charakterem dna a potravní nabídkou (Hořická a Stuchlík, 1992; Stuchlík a kol., 1997; Křeček a Hořická, 2001; Hořická a kol., 2005, Křeček a Hořická, 2006a; Křeček a kol., 2006).

Proces acidifikace této oblasti i proces jejího zotavování z acidifikace jsou jevy velmi zajímavé a složité. Snížení produkce emisí v 80. a 90. letech 20. století se záhy pozitivně projevilo na chemizmu horských vod, u nichž došlo k poklesu koncentrace síranů a dusičnanů, nárůstu hodnot pH a alkality. Naproti tomu zotavení živé složky ekosystémů postupuje pomalu a je za změnami chemizmu výrazně opožděno, neboť představuje komplex složitých abiotických a biotických vztahů na úrovni společenstva (Kopáček a kol., 2002; Hořická a kol., 2005).

Tato diplomová práce je zaměřena na studium ryb a makrozoobentosu Černé Nisy včetně obsahu vybraných kovů ve tkáních těchto organismů v období zotavování z acidifikace a částečné porovnání získaných výsledků se situací v polovině 90. let minulého století, kdy v Jizerských horách doznávalo období silné acidifikace.

Jednotlivými cíli mé práce bylo:

1. Stanovení základních fyzikálně-chemických parametrů vody toku Černá Nisa v průběhu r. 2008 a jejich srovnání s daty naměřenými v polovině 90. let.
2. Studium druhové a věkové skladby ryb Černé Nisy a kvalitativního a kvantitativního složení makrozoobentosu, který tvoří nejdůležitější součást potravy ryb.
3. Analýza obsahu toxických kovů (Be, Al, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb) ve vodě, v hlavních zástupcích bentických organismů i ve tkáních ryb a částečné posouzení změn zatížení jednotlivých složek ekosystému kovy mezi obdobími postupné deacidifikace a obdobími silné acidifikace území.

Práce navazuje na dlouhodobý výzkum vod Jizerských hor týmem RNDr. Zuzany Hořické, PhD.. Její vznik byl umožněn získáním grantu GA UK136208 „Kritické faktory prostředí ovlivňující distribuci lososovitých ryb v acidifikovaných vodách Jizerských hor“ (2008-2009).

## 2. Literární přehled

### 2.1. Charakteristika oblasti

Jizerské hory jsou nejseverněji ležícím českým pohořím. Nadmořská výška Jizerských hor se pohybuje v rozpětí od 325 m n. m. (u Raspenavy) až po nejvyšší bod Smrk (1124 m).

Na přelomu let 1967 – 1968 zde byla vyhlášena chráněná krajinná oblast (CHKO), zahrnující území Jizerských hor a jejich podhůří přibližně mezi městy Liberec, Frýdlant, Nové Město pod Smrkem, Kořenov, Tanvald a Jablonec nad Nisou. Na východě sahá CHKO ke státní hranici s Polskem a dále hraničí s Krkonošským národním parkem. CHKO se rozkládá na ploše 368 m<sup>2</sup>, lesnatost území je 73 % (269 km<sup>2</sup>) (CHKO JH, 2009).

Na území CHKO Jizerské hory nalezneme mnoho kontrastů. Na jedné straně stojí rozsáhlé plochy imisních holin a poškozených lesních porostů, na straně druhé mimořádně hodnotná území se zachovalými přirozenými společenstvy, zejména unikátní společenstva rašelinišť se vzácnou flórou a faunou, nebo rozsáhlý komplex bučin na severních svazích hor (Mackovčín a kol., 2002; CHKO JH, 2009).

Jizerské hory jsou pohořím prvohorního stáří. Pro zdejší reliéf jsou charakteristické ploché kupy, plošiny, zaoblené hřbety a široká údolí, na okrajích jsou příkré svahy s mladými údolními vzniklými erozí (CHKO JH, 2009).

Základem geologické stavby Jizerských hor je krkonoško-jizerské krystalinikum s půdorysem ve tvaru ležaté osmičky, která sahá od Machnína po Sněžku, v Polsku pak až po Rudawy Janowickie (asi 70 km). V nejužším místě u Harrachova dosahuje šířka masivu 8 km, k západu i východu roste až na 20 km. Ve stavbě krystalinika výrazně převažují žuly, jedná se o výrazně porfyrickou středně zrnitou, biotitickou žulu až granodiorit, porfyrickou, hrubozrnou, biotitickou žulu (tzv. libereckou) a o biotit-amfibolický granodiorit, tzv. fojtské žuly. Na několika místech prostupují žulový pluton třetihorní výlevné vyvřeliny (zejména na Bukovci, 1005 m n. m.). Na okrajích plutonu jsou zastoupeny přeměněné horniny. Masiv Smrku je tvořen krystalickými břidlicemi a staršími žulami. Na Vápenném vrchu u Raspenavy se nacházejí krystalické vápence. Úbočí a údolní polohy jsou místy překryty čtvrtohorními sedimenty, ve vyšších polohách vrstvami rašeliny (Chaloupský, 1989; Mackovčín a kol., 2002; CHKO JH, 2009;).

Horotvorné procesy probíhaly v Jizerských horách v několika fázích, od asyntského vrásnění v předprvohorním období přes kaledonské vrásnění až po vrásnění hercynské (CHKO JH, 2009).

Krkonoško-jizerský masiv je vystaven intenzivnímu zvětrávání a odnosu již 250 mil. let. K výraznému vyzdvižení Jizerských hor došlo ve třetihorách při saxonských tektonických pohybech, kdy také vznikly strmé severní svahy. Na náhorní plošině a severních svazích jsou patrné vlivy mrazového zvětrávání, které dalo vzniknout skaliskům a balvanovým mořím (CHKO JH, 2009).

Mineralogicky nejznámější lokalitou Jizerských hor jsou náplavy Safírového potoka a Jizerky u stejnojmenné osady, kde byly v minulosti rýžovány safíry, rubíny, spinely, iseriny, zirkony a další minerály. Zajímavé a poměrně časté jsou také pegmatitové žíly (Mackovčín a kol., 2002).

V Jizerských horách převažují podzoly kambizemní a často také organozemní (zrašeliněné). V polohách nad 1000 m n. m. se vyskytují typické podzoly. Na náhorní rovině jsou časté vrchovištní organozemě, na které místy navazují organozemní gleje. Severní svahy pokrývají dystrikové kambizemě. Na vrchovištních rašeliništích se vyskytují organozemě a organozemní gleje. Z hlediska zrnitosti převažují v nižších polohách půdy zrnitójílové a jílovitohlinité. V horských polohách se nacházejí lehčí půdy, které obsahují větší podíl šterku (Mackovčín a kol., 2002; CHKO JH, 2009). Pelíšek (1968) popisuje, že půdy v této horské oblasti jsou mělké, hlinitopísčité, chudé na živiny a patří k půdám silně až extrémně kyselým. CHKO JH (2009) uvádí, že pH půd se pohybuje mezi 3,5-5,5 a z hlediska obsahu humusu se jedná o půdy středně až silně humózní. Hrnčář (2005) uvádí, že půdní profily jsou v tomto povodí tvořeny kambizeměmi vyvinutými na granitovém podloží.

Jizerské hory (společně s Krkonošemi) jsou prvním vyšším celistvým útvarem na čele Krkonoško-jesenické soustavy, a proto velmi významně ovlivňují počasí a podnebí v širokém okolí, zejména vzdušná proudění, srážkové a teplotní poměry. Proměnlivost lokálních klimatických podmínek je způsobena zejména velkou členitostí reliéfu. Časté proměny meteorologických charakteristik podmiňuje i expozice a sklon svahů, horninové podloží, vegetační kryt, skalní útvary, atd.. Prakticky celé území Jizerských hor leží v chladné klimatické oblasti. Průměrná roční teplota vzduchu je 4,7 °C (Mackovčín a kol., 2002; Hrnčář, 2005; CHKO JH, 2009). Průměrné roční srážkové úhrny dosahují většinou hodnot od 850 mm po 1200 mm, ale na některých místech se blíží až 1500 mm ročně (PELC, 1999; Mackovčín a kol., 2002; Hrnčář, 2005). Vysoké hodnoty srážkových úhrnů jsou důsledkem návětrných efektů, které se projevují zejména na západní straně Jizerských hor a v jejich vrcholových partiích. Ve vegetačním období (180-120 dní podle nadmořské výšky) spadne přibližně 60 % ročního úhrnu srážek. Sněhová pokrývka leží v průměru 140-160 dnů a nezřídka dosahuje ve

vyšších polohách na konci zimy v průměru výšky kolem 150 cm (Mackovčín a kol., 2002; CHKO JH, 2009).

Jizerské hory mají velmi hustou říční síť a mimořádně velké přírodní zdroje povrchové vody o čemž svědčí specifický odtok  $20-35 \text{ l.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ . Území má značný význam pro zásobování liberecko-jablonecké aglomerace pitnou vodou. V roce 1978 byla proto CHKO Jizerské hory vyhlášena Chráněnou oblastí přirozené akumulace vod (CHOPAV) (Mackovčín a kol., 2002; CHKO JH, 2009).

Pohořím probíhá hlavní evropské rozvodí mezi Severním a Baltským mořem. Ze západní a jihozápadní části odvádí Lužická Nisa vodu do Baltského moře. Sever jizerských hor odvodňuje do téhož úmoří řeka Snědá. Východ a jihovýchod území je odvodňován Jizerou a jejími přítoky ústícími do Labe a Severního moře. Jizera je nejvodnatějším tokem Jizerských hor (Mackovčín a kol., 2002; CHKO JH, 2009).

Pro vodní režim oblasti mají zásadní význam rozlehlé lesní komplexy, které byly donedávna pro Jizerské hory typické, a spolu s nimi také rašeliniště (Mackovčín a kol., 2002; CHKO JH, 2009).

V letech 1903 – 1928 byly pro ochranu před povodněmi na tocích v CHKO Jizerské hory vybudovány čtyři vodní nádrže (Bedřichov, Fojtka, Mšeno a Rudolfovo), v roce 1915 byla dokončena stavba dvou zemních hrází na Bílé a Černé Desné (nádrž Souš). První z nich se s tragickými následky o rok později protrhla. V současné době slouží nádrže především jako zdroje pitné vody. Pro tento účel byla nejprve upravena vodní nádrž Souš a později také vybudována největší jizerskohorská vodní nádrž Josefův Důl na řece Kamenici, která byla dokončena v roce 1982 (Mackovčín a kol., 2002; CHKO JH, 2009).

Na styku žuly a krystalických břidlic v severním podhůří se v úzkém pruhu svorů vyskytují i minerální prameny, jejich mineralizace je ale slabá. Jde o kalcium-bikarbonátové kyselky s různým obsahem železnatých iontů v Lázních Libverda a u Nového Města pod Smrkem (Mackovčín a kol., 2002).

Téměř výhradním vegetačním typem CHKO je les. Přirozené bezlesé enklávy jsou jen na extrémních místech jako jsou sutě nejvyšších vrcholů, živá rašeliniště, některé mokřady a přirozené vodní plochy (Mackovčín a kol., 2002).

Lesy zauímají v Jizerských horách plochu téměř  $270 \text{ km}^2$ , což z celkové plochy CHKO představuje 73%. Před příchodem člověka byly hory pokryty z větší části jedlobukovými pralesy s příměsí jilmu horského (*Ulmus glabra*), javoru klenu (*Acer pseudoplatanus*) a dalších dřevin. Stav lesa, jeho rozlohu ale především druhovou strukturu začal ovlivňovat člověk výrazněji od 14. století, kdy začalo být území cílevědomě osidlováno.

Nejvýznamnější změny jsou však spojeny s obdobím rozvoje sklářství a hutnictví a dalšího průmyslu, tedy přibližně s 16. - 19. stoletím. Počátkem 19. století začínají holosečné těžby, původní jedlobukový les je významnou měrou nahrazován smrkovými monokulturami. Potřeba osiva pro zalesňování byla často řešena dovozy z oblastí s odlišnými ekologickými podmínkami. Již počátkem 20. století se ve velkém rozsahu objevují větrné a hmyzí kalamity. Kalamitní plochy jsou ve většině případů opět zalesněny smrkem (CHKO JH, 2009).

Ve druhé polovině 20. století byly porosty zatíženy silnou imisní zátěží. Oslabené porosty byly citlivé na škody větrem, ale především byly napadány hmyzími škůdci. V sedmdesátých a osmdesátých letech 20. století byla při likvidaci těchto kalamit prakticky úplně odtěžena celá náhorní plošina Jizerských hor. Na osázení těchto ploch byly velkoplošně používány nepůvodní dřeviny, hlavně severoamerický smrk pichlavý (*Picea pungens*) (Křeček a Hořická, 2001; CHKO JH, 2009).

V současné době je opět kladen důraz na zvyšování zastoupení listnatých dřevin. Opět se pracuje s dřevinami jako je jedle, jilm, lípa a další (CHKO JH, 2009).

V kapitole Přílohy je uvedena mapa části Jizerských hor (Obrázek 1.), s nádržemi a jejich hlavními přítoky, tedy i s Černou Nisou na níž je tato studie zaměřena.

## **2.2. Proces acidifikace a jeho působení zejména na oživení vod Jizerských hor**

### **2. 2. 1. Procesy vzniku a působení přirozené a antropogenní acidifikace**

Nízké pH povrchových vod může být způsobeno procesy přírodními, antropogenními, nebo spolupůsobením obou těchto procesů. Přirozené procesy, které mají za následek okyselování vod mohou být některé mikrobiální procesy, nebo třeba sopečná činnost (Lellák a Kubíček, 1992; Laws, 1993, Hruška a Kopáček, 2009). Laws (1993), Kopáček (1997), Hruška a Kopáček (2009) uvádějí, že hlavní přírodní zdroje S jsou emise  $H_2S$  z oceánů, půd a geotermální činnosti. V případě N jsou to především mikrobiální denitrifikace ( $N_2O$ ), lesní a stepní požáry, výboje v atmosféře ( $NO$ ,  $N_2O$ ) a rozkladné procesy v půdních sedimentech. Přirozená kyselost vod je také často způsobena vysokým obsahem organických kyselin, nebo geologickým podložím. Organické kyseliny (humínové kyseliny, fulvokyseliny) jsou produktem rozkladu organické hmoty v půdách a zejména v rašeliništích. Jejich aniony byly hlavním zdrojem kyselosti v době před počátkem industriální éry, jejich význam je však v dnešní době kyselých dešťů poněkud zatlačen do pozadí. Mírou neutralizační kapacity daného ekosystému je geologické podloží s malým obsahem uhličitánů a hydrogenuhličitánů.

Neutralizační kapacita vody souvisí zejména s horninovým podložím a rychlostí jeho zvětrávání (uvolňováním zásaditých kationtů potřebných k neutralizaci okyselujících látek). Dále souvisí s velikostí a typem povodí, včetně jeho půdního a vegetačního pokryvu. Podstatné je také, zda jde o vody tekoucí či stojaté, jaký je jejich objem či průtočnost a případné hospodaření v povodí (Hořická, 2005a; Hruška a kol., 2006).

Přírozeně kyselé lokality najdeme na pomalu zvětrávajícím geologickém podloží tvořeném krystalickými horninami chudými na bazické kationty, jako jsou např. žuly, ruly, svory a jiné nerozpustné horniny, v oblastech s chladným a vlhkým klimatem (Hořická, 2005a).

Antropogenní acidifikace se výrazně projevila až ve 20. století. První projevy acidifikace byly zaznamenány již v 50. letech 20. století kdy byl pozorován úbytek ryb, ale i planktonních a bentických organismů v řadě jezer a tekoucích vod. Teprve v 60. letech však byla známa příčina tohoto jevu (Kopáček, 1997; Fowler a kol., 2007). S nárůstem průmyslu, těžby a spalování sirnatého uhlí po 2. světové válce se do ovzduší dostávaly emise oxidu siřičitého ( $\text{SO}_2$ ) a oxidy dusíku ( $\text{NO}_x$ ), které jsou v procesu okyselování nejdůležitější a na našem území dosáhly maxima v polovině 80. let minulého století. Oblast Krkonoš, Jizerských a Krušných hor patří spolu s pomezím Polska a bývalé NDR do tzv. Černého trojúhelníku, tedy do území v rámci Evropy nejvíce poškozeného v důsledku velkého množství lokálních zdrojů znečištění ovzduší (Lellák a Kubíček, 1992; Hruška, 1999; Křeček a Hořická, 2001; Hořická, 2005a; Hruška a kol., 2006; Křeček a Hořická, 2006a; Fowler a kol., 2007).

Geologicky citlivá území světa, která byla těžce a mezi prvními postižena kyselou atmosférickou depozicí jsou například, severovýchod USA a Kanady, Skandinávie, oblast Galloway ve Skotsku a již zmiňovaná horstva střední Evropy (Hořická, 2005a).

Hlavní acidifikační komponenty – oxid siřičitý a oxidy dusíku (především  $\text{NO}$  a  $\text{NO}_2$ ) mají dobu zdržení v atmosféře několik dnů, během nichž mohou být dálkovými transporty dopraveny tisíce kilometrů od emisních center (Kopáček, 1997).

Oxid siřičitý z průmyslových emisí má průměrnou dobu setrvání v atmosféře 2-4 dny (Šantroch, 1988) a je v ovzduší z části oxidován atmosférickým  $\text{O}_2$ . S vodou v ovzduší se slučuje na  $\text{H}_2\text{SO}_4$  v kapénkách mraků a deště, s deštěm padá k zemi a do vod (mokrý spad) (Ernest a kol., 1984; Lellák a Kubíček, 1992; Laws, 1993; Hruška a kol., 1997; Hruška, 1999; Hruška a Kopáček, 2009). Oxidace  $\text{SO}_2$  na sulfáty s následným procesem vzniku „kyselého deště“ je nejdůležitějším procesem odstraňování oxidu siřičitého z atmosféry (Šantroch, 1988).

Na rozdíl od  $\text{SO}_2$  není hlavním zdrojem  $\text{NO}_x$  dusík, který je součástí paliv, ale oxidace vzdušného  $\text{N}_2$  při vysokých teplotách (Hruška a Kopáček, 2005). Sloučeniny dusíku vznikají především vysokoteplotním spalováním v automobilových motorech ( $\text{NO}$  a  $\text{NO}_2$ ). Podíl mobilních zdrojů v ČR na celkové produkci  $\text{NO}_x$  má trvale rostoucí trend. Z původních jednotek procent ve 30. letech 20. století vzrostl na 40 % v 80. letech a v současnosti se blíží západoevropskému průměru 60 % všech emisí  $\text{NO}_x$ . Dalším zdrojem sloučenin dusíku jsou emise z průmyslu. (Šantroch, 1988; Lellák a Kubíček, 1992; Hruška a kol., 1997; Hruška, 1999; Hruška a Kopáček, 2005; Hruška a Kopáček, 2009). Průměrná doba setrvání oxidů dusíku ( $\text{NO}$  a  $\text{NO}_2$ ) v atmosféře je podle Šantrocha (1988) kolem 5 dnů, na rozdíl od toho  $\text{N}_2\text{O}$  setrvává v atmosféře přibližně 3 roky. Reakcí oxidů dusíku s atmosférickou vodou vzniká  $\text{HNO}_3$ , která se dostává na zemský povrch se srážkami (Lellák a Kubíček, 1992; Laws, 1993; Hruška a kol., 1997; Hruška a Kopáček, 2005, Hruška a Kopáček, 2009).

Na zemský povrch nedopadají jen kyselina sírová a dusičná, ale především jejich soli. Nejdůležitější je síran a dusičnan amonný. Obě soli vznikají reakcí kyselin s plynným  $\text{NH}_3$ . Plynný amoniak je schopen vázat  $\text{H}^+$ , tím se mění na  $\text{NH}_4^+$  což významně snižuje kyselost srážek.  $\text{NH}_4^+$  je zároveň důležitou živinou pro rostliny a řadu bakterií, které využívají oxidace  $\text{NH}_4^+$  na dusičnany jako zdroje energie (nitrifikace). Při asimilaci odčerpává vegetace z půdních roztoků ionty  $\text{NH}_4^+$ , které zabudovává do své biomasy, a nahrazuje je ionty  $\text{H}^+$  v poměru 1:1. V případě nitrifikace se za každý spotřebovaný ion  $\text{NH}_4^+$  do prostředí uvolňují dokonce  $2\text{H}^+$  ionty. Okyselování půd je tedy možno způsobit i nadměrným hnojením dusíkatými hnojivy (Hruška a Kopáček, 2005; Hruška a Kopáček, 2009).

Hruška a kol. (1997) uvádějí, že se na našem území na okyselování půd a vod podílí zejména kyselina sírová. Ta se z atmosféry na zemský povrch dostává pomocí výše popsané mokré depozice, nebo tzv. suchou depozicí.

Mechanismus suché depozice je zhruba následující: plyny a atmosférický aerosol se zachycují na povrchu vegetace, kde řetězcem chemických reakcí vznikají  $\text{H}_2\text{SO}_4$  a  $\text{HNO}_3$ . Kyseliny jsou pak deštěm smývány do půdy. Smrkové porosty se vyznačují mimořádnou schopností zachycovat suchou depozici. Jehlice smrku jsou drsné a mají celkově velký povrch, což přispívá k „vyčesávání“ oxidů z atmosféry. Další nevýhodou je celoroční přítomnost jehlic na stromech. Opadavé dřeviny zachycují suchou depozici 2x až 3x méně, zejména proto, že v horských polohách jsou polovinu roku bez listů. Smrkové monokultury, které v průběhu minulého století nahradily na většině území Jizerských hor původní smíšené lesy, tak významně přispěly k zatížení území kyselým spadem (Laws, 1993; Hruška a kol., 1997; Hruška a kol., 2006; Hruška a Kopáček, 2009).

Kyselá atmosférická depozice představuje pro půdy externí zdroj aniontů silných kyselin (síranů a dusičnanů) a kationtů  $H^+$  a  $NH_4^+$ . Ionty  $NH_4^+$  jsou z půdního roztoku rychle odstraňovány biologickými pochody a nahrazovány  $H^+$  ionty. Půda disponuje třemi hlavními mechanismy, kterými může vzdorovat zvýšenému přísunu  $H^+$  iontů. Jsou to dostatečně vysoká neutralizační kapacita zajišťující neutralizaci  $H^+$  iontů (především uhličitanů), iontová výměna, při které se  $H^+$  ionty váží na adsorpční centra v půdách, přičemž nahrazují a vytěsňují ostatní kationty a zvětrávací procesy, kdy jsou  $H^+$  ionty neutralizovány chemickými reakcemi s hlinitokřemičitany (Kopáček, 1997).

Dokud jsou v půdním roztoku přítomny  $HCO_3^-$  ionty, je přísun  $H^+$  rychle neutralizován a pH vody se příliš nemění. Zůstává vyšší než 5,5, tj. v oblasti malé rozpustnosti  $Al(OH)_3$  (Laws, 1993; Kopáček, 1997).

Jakmile přesáhne přísun  $H^+$  úroveň zvětrávacích procesů, počne klesat neutralizační kapacita půd, až posléze dojde k vyčerpání uhličitanového pufracího systému. Volné  $H^+$  ionty se v půdě účastní iontové výměny, čímž vytlačují  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$ . Dále urychlují rozpouštění hlinitokřemičitanů a uvolňování hliníku. Ionty  $Al^{3+}$  nesou vyšší náboj než většina ostatních kationtů a jsou proto přednostně poutány adsorpčními silami v půdách. To vede k dalšímu vyplavování bazických kationtů. Půdy se tím postupně ochuzují nejen o kationty uvolňované zvětrávacími pochody, ale i o ty, které byly až doposud naadsorbovány na půdních částicích. V tomto acidifikačním stádiu vzrůstá vymývání iontů  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$  z půdního profilu, dokud se neustaví rovnováha mezi koncentrací jednotlivých kationtů v roztoku a jejich množstvím na pevné fázi. Po dosažení rovnovážného stavu klesá koncentrace  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$  v půdním roztoku a naopak vzrůstají koncentrace  $H^+$  a intových forem Al, které se již na půdních částicích nesorbují. Výsledkem je prudký pokles pH vody (Laws, 1993; Kopáček, 1997).

Kopáček (1997) uvádí, že po vyčerpání uhličitanového pufracího systému vody klesá rychle její pH až na hodnoty kolem 4,5. Při tomto pH je již většinou voda proti další acidifikaci dostatečně stabilizována pufracími systémy hliníku a humínových látek.

Hruška a kol. (2006) uvádějí, že bazické prvky jsou prakticky jediným zdrojem neutralizace kyselých srážek. Jejich koncentrace však klesá s rostoucí nadmořskou výškou, a to zejména díky vyšším odtokům vody, kdy horninový zdroj je více ředěn než v nižších, méně vodných polohách, ale také i díky nižšímu zvětrávání hornin ve vysokých nadmořských výškách.

V důsledku poklesu pH vody a růstu koncentrace  $H^+$  iontů dochází ve vodách k růstu koncentrace aniontů silných kyselin (síranů a dusičnanů), kovů (Zn, Cu, Fe, Pb, Al, Ni, atd.)



a zejména pro organismy silně toxické formy hliníku  $\text{Al}^{3+}$ . Zvýšená mobilita hliníku rovněž způsobuje vyšší schopnost hliníku srážet se při pH 5-6 s fosforem a organickými látkami a přispívat tak k oligotrofizaci, která se projevuje zvláště ve stojatých vodách (Laws, 1993; Kopáček a kol., 2001; Hořická, 2005a; Vrba a kol., 2006; Liao a kol., 2007).

Kopáček (1997) uvádějí, že pH atmosférických srážek zatížených přírodními emisemi síry se pohybuje mezi 5,6-4,5, naproti tomu pH srážek ve středoevropském regionu zatíženém antropogenními emisemi síry a dusíku se pohybuje v rozmezí 4,1-4,7. Hruška a kol. (1997) popisují, že se hodnoty pH srážek v oblasti nádrže Bedřichov v Jizerských horách, v 70. letech 20. století pohybovaly mezi 4,2-4,3. Takzvané podkorunové srážky jsou výrazně kyselější a jejich pH bylo 3,8-3,9.

Podle Hrušky a kol. (2006) budou vody i půdy pokračovat v mírné regeneraci zhruba do roku 2010, zůstanou však v budoucnu kyselější, než byly před nástupem kyselého deště, protože kyselá depozice stále s menší intenzitou pokračuje, a z půd jsou částečně nevratně vyčerpány předchozím kyselým deštěm a intenzivním lesnictvím důležité neutralizační prvky.

## **2. 2. 2. Vliv acidifikace na tekoucí vody Jizerských hor a jejich oživení**

Stejně jako se účinkem kyselého deště okyselily půdy, došlo i k okyselení povrchových vod. Dokud půdy byly schopny neutralizovat kyselý vstup snižováním zásob bazických kationů v půdním iontově výměnném komplexu, podzemní a povrchové vody se neokyselovaly. Protože ve střední Evropě jsou půdy poměrně mocné a jejich pufrací kapacita značná, nedošlo u nás k takovému okyselení povrchových vod jako např. ve Skandinávii (Hruška a Kopáček, 2005).

Přesto i v ČR jsou oblasti, kde neutralizační kapacita půd nestačila a povrchové vody jsou kyselé. Jedná se zejména o oblasti horské, kde je jednak vysoká kyselá zátěž a kde jsou půdy méně mocné a podloží tvoří špatně zvětrávající kyselé horniny. Patří sem kromě jiných také Jizerské hory. Zde bylo na přelomu 80. a 90. let 20. století, za nízkých vodních stavů, pH nižší než 6,5. To znamená, že při vyšších stavech vody pH klesalo pod hodnotu 5,5. Při této hodnotě se již do vody dostává z půd významné množství toxického hliníku (Hruška a Kopáček, 2005). Křeček a kol. (2006) uvádějí, že hodnota pH vod v tocích a nádržích Jizerských hor dosahovala v letech 1970 - 1980 rozmezí 4-5 a obsah hliníku  $1-2 \text{ mg.l}^{-1}$

Organismus ryb se proti nízkému pH vody chrání zvýšeným vylučováním hlenu na kůži a na vnitřní straně skřelí. V případě mimořádně nízkých hodnot pH dochází k poškození tkání zejména žaber, až k výskytu krvácenin na žábrách na spodině těla a také k rozpadu

ploutevních blan. Hlen je matný, vodnaté konzistence. Ryby jsou neklidné s křečovitými záškuby těla. V chronickém stádiu mohou mít zakalenou rohovku a čočku. Z hlediska toxikologie ryb není hodnota pH vody významná pouze jako taková. Je významná i z toho důvodu, že výrazně ovlivňuje toxicitu celé řady dalších látek, např. toxických kovů (Steinmann, 1928; Čítek a kol., 1997; Hanel a Lusk, 2005).

Je známo, že hliník je toxický pro ryby a jiné vodní živočichy. Principem toxicity je, že rozpustnější formy hliníku se sráží na žábrách s vyšším pH na nerozpustnou formu, ryby se pak v podstatě udusí. Hliník jako buněčný jed také hubí jikry nakladené na dně jezer a potoků. Různé druhy ryb jsou k této toxicitě různě odolné. Velmi citlivou rybou je losos, stejně jako pstruh a kaprovité ryby. Poměrně odolný je okoun a nejodolnějším druhem je siven americký, který dokáže žít i v poměrně kyselých vodách (až pH = 4,8). Okyselení vod vyhubilo v ČR mimo jiné i ryby v horských potocích Jizerských hor (Mason, 1991; Hruška a Kopáček, 2005).

Mason (1991) popisuje vliv acidifikace na zoobentos a ryby. Uvádí, že při studiu horního toku řeky Tywi ve Walsu chyběly v toku druhy jako *Gammarus pulex*, *Ancylus fluviatilis*, *Hydropsychidae* sp. a některé druhy býložravých jepic přesto, že potenciál zdroje potravy byl dostatečný. Podle Masona (1991) je toto celkové ochuzení společenstva bezobratlých hlavním jevem poukazujícím na acidifikaci toku. Podle tohoto autora by mohla být hlavní příčinou redukce bohatství fauny v acidifikovaných tocích kombinace fyziologického stresu, změn potravní nabídky a redukce predátorů. Dále uvádí, že vodní bezobratlí potřebují aktivně přijímat z okolního prostředí  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ . V kyselých vodách je však koncentrace těchto iontů nízká, zatímco  $\text{H}^+$  a ionty hliníku jsou dominantní, malé a pohyblivé a tak mohou snáze transportovat do těla a porušit vnitřní rovnováhu.

Také Fjellheim a kol. (2007) se ve své práci zabývají vlivem acidifikace a následného vápnění jezer na druhové zastoupení bentosu, jako hlavní potravy pstruha obecného.

Johnson a kol. (2007) uvádějí, že zvláště jepice jsou ovlivněné nízkým pH a vysokou koncentrací anorganického hliníku. Dále uvádí, že vodní organizmy jsou ovlivněné koncentrací anorganického hliníku větší než  $25 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ .

Stuchlíková a kol., (1988), Hořická, (2005a) a Hořická a kol. (2006), Křeček a Hořická (2006a) uvádějí, že v důsledku acidifikace došlo ve vodách Jizerských hor k drastickým změnám nejen v chemizmu vod, ale také ve struktuře společenstev vodních organismů. Bylo zaznamenáno vymizení měkkýšů, ryb a silná redukce jak živočišných, tak i rostlinných druhů bentosu.

Z ryb byla ve vodách regionu Jizerských hor původní populace pstruha obecného (*Salmo trutta*). V důsledku extrémně kyselého životního prostředí a s tím související vysokou toxicitou kovů byly vody náhorní plošiny Jizerských hor od let 1950 zcela bez ryb, neboť veškeré zarybňovací pokusy v 60. - 80. letech 20. století končily neúspěšně. První vydařenou reintrodukcí ryb do nádrží Jizerských hor a jejich přítoků, bylo v roce 1991 nasazení pstruha obecného (*Salmo trutta*) a nepůvodního druhu sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*) do nádrže Bedřichov. V roce 1996 byly ryby z téhož důvodu vysazeny do nádrže Souš a roku 1998 do nádrže Josefův Důl. Z nasazených rybích druhů však přežil a byl schopen reprodukce, ke kyselosti nejvíce tolerantní, nepůvodní druh, siven americký (*Salvelinus fontinalis*), jehož přežití umožnil systém přítoků do nádrží (Hořická a Stuchlík, 1992; Stuchlík a kol., 1997; Křeček a Hořická, 2001; Hořická a kol., 2005, Křeček a Hořická, 2006a; Křeček a kol., 2006). Hanel a Lusk (2005) uvádějí, že siven americký snáší hodnoty pH 4,5-5,0.

Mason (1991) popisuje na základě pokusu prováděného ve Velké Británii výskyt rybích druhů v tocích s různým rozsahem pH. Pstruh obecný byl nalezen ve 28 % toků s pH nižším než 5, ale v 95 % toků s pH větším než 6,5. V tocích s pH nižším než 5,5 byl převážně losos. Střevle potoční a vranka obecná byly vzácné v tocích s pH nižším než 6,5.

Také Larsen a kol. (2007) popisují vliv acidifikace na společenstvo ryb v řece Litleana v jižním Norsku, kde byl původním druhem pstruh obecný, který byl v důsledku kyselé depozice téměř vyhuben. Do toku byl introdukován siven americký a také střevle potoční. Po vápnění, které bylo v toku aplikováno v letech 1994-2004 došlo ke zvýšení početnosti pstruha obecného a střevle potoční, neboť jejich početnost je negativně ovlivňována nízkým pH. Naopak početnost sivena amerického se od začátku vápnění snižovala, důvodem bylo také navrácení původního pstruha.

Bylo prokázáno, že tyto změny jsou důsledkem složité interakce mezi pH vody, koncentrací forem hliníku a množstvím organických látek a fosforu ve vodách (Stuchlíková a kol., 1988; Hořická, 2005a; Hořická, 2005b; Hořická a kol., 2006).

Problematikou acidifikace, jejího vlivu na chemismus, biologické oživení stojatých nebo tekoucích vod se dále zabývali autoři jako Stuchlík (2003); Nedbalová a kol., (2006); Brimblecombe a kol., (2007); Hesthagen a kol., (2007); Keller a kol., (2007); Meybohm a Ulrich, (2007); Watmough a kol., (2007); Westling a Zetterbert, (2007); Yamada a kol., (2007).

### 2. 2. 3. Zpomalení procesu deacidifikace ve vodách Jizerských hor

V Evropě se snížila produkce emisí již od 70. let minulého století. V České republice je snížení emisí oxidů síry a dusíku spojeno s počátkem 90. let a s politickými a ekonomickými změnami po roce 1989. V roce 1999 bylo v České republice dokončeno odsiřování velkých zdrojů SO<sub>2</sub> a celkové emise síry se snížily na úroveň 10 % z poloviny z 80. let. Emise oxidů dusíku klesly v průběhu 90. let na polovinu (Kopáček, 1997; Hořická, 2005a; Hruška a Kopáček, 2009). Křeček a Hořická (2006b) uvádějí, že v horských oblastech České republiky se emise SO<sub>2</sub> v roce 1990 snížily o 40 % oproti roku 1987.

Hruška a Kopáček (2005) uvádějí, že na rozdíl od SO<sub>2</sub> se razantní pokles emisí NO<sub>x</sub> zpomalil v polovině 90. let a postupně se zastavil z důvodu prudkého rozvoje automobilové dopravy. Současná úroveň emisí NO<sub>x</sub> na našem území je přibližně o 50 % nižší než její maximum v 80. letech.

Přes značný pokles produkce SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> se ale kyselost srážek snižovala jen pomalu a jejich průměrné pH vzrostlo mnohde méně než o polovinu jednotky pH. Vysvětlením tohoto jevu je paradoxně další zlepšení kvality ovzduší. Oproti 80. letům se díky odlučování popílku snížila o více než 90 % emise prachu do ovzduší. Popílek obsahuje značné množství bazických prvků, které neutralizují kyseliny ve srážkách. Tím, že poklesla jejich emise, se snížil následný neutralizační efekt (Hruška a Kopáček, 2005).

Zatímco atmosférická depozice síry je dnes na úrovni 40. let a depozice dusíku na úrovni 70. let, pH vody zdaleka takového zlepšení nedosahuje. Voda je mnohem kyselejší a odpovídá zhruba situaci poloviny 70. let. Regenerace je, stejně jako v případě půd, velmi zpožděna vyčerpáním zásoby bazických kationů v půdách a poklesem depozice bazických kationů (Hruška a Kopáček, 2005).

Podle Kopáčka kol. (2002) se příznivý trend snižování emisí pozitivně projevuje na chemizmu horských vod od začátku 90. let 20. století. V jezerech poklesly koncentrace síranů a dusičnanů, tento pokles byl kompenzován poklesem koncentrace bazických kationů, dále došlo ke snížení množství vodíkového kationtu a hliníku. Přesto pokles koncentrace síranů a dusičnanů ve vodách neodpovídá snížení emisí. Za zpomalení poklesu koncentrace síranů a dusičnanů v jezerech k hodnotám blízkým rovnovážnému stavu s depozicí síry zodpovídá uvolňování (desorpce) síranů z půdy, kde se sírany intenzivně akumulovaly v průběhu acidifikace. Reakce anorganického dusíku, zejména nejvýznamnější složky dusičnanů, na pokles emisí dusíku není na rozdíl od síranů zřetelná ve všech nádržích.

Zotavení živé složky postupuje pomalu a je za změnami chemizmu výrazně opožděno (Kopáček a kol., 2002; Hořická, 2005a). Nedbalová a kol. (2006) uvádějí, že v Šumavských jezerech bylo biologické zotavení vod za chemickými změnami opožděno téměř o 20 let. Kopáček a kol. (2002), Hořická (2005a) uvádějí, že na úrovni společenstva představuje zotavení komplex složitých abiotických a biotických vztahů. Z biotických se jedná například o množství živin či potravy, nebo úspěšné znovuvysazení ryb, což signalizuje, že proces zotavení společenstva jezer z acidifikace započal.

Okyselení a následná regenerace u potoků Jizerských hor je poněkud odlišná než např. u šumavských jezer. V Jizerských horách došlo v důsledku vysoké depozice síry a dusíku k okyselení půd, povrchových vod a k masivnímu odumření smrkového lesa. Od 19. století se potok Černá Nisa ve vrcholové oblasti Jizerských hor pozvolna okyseloval díky rostoucí depozici síry z blízkých zdrojů z českých a polských uhelných pánvích. V potoce rostly koncentrace síranů z kyseliny sírové. V 50. letech, kdy pH potoka kleslo na hodnoty mezi 5,0-5,5, je doloženo vymizení pstruhů z potoka a přehradu Bedřichov, která je Černou Nisou napájena. Několikeré pokusy o reintrodukcii ryb během 60. a 70. let byly neúspěšné. Koncentrace síranů s rostoucí depozicí síry rostly, pH se snižovalo a koncentrace hliníku zvyšovaly až do úhynu smrkového lesa na většině povodí Černé Nisy v polovině 80. let. V tu chvíli se radikálně snížila velikost atmosférické depozice, protože zmizela složka suché depozice zprostředkovaná jehlicemi smrků. Od té chvíle v potoce klesaly koncentrace síranů a rostlo pH, klesaly koncentrace hliníku, přestože emise síry byly stále ještě vysoké. V roce 1991 jsou do potoka po 4 desetiletích úspěšně reintrodukováni siveni američtí. Od té doby se zde jejich populace dokonce úspěšně množí. Pokus o reintrodukcii pstruha se nezdařil, neboť pro něj byla voda stále příliš kyselá a toxická vlivem hliníku. Zatímco regenerace šumavských jezer bude zřejmě postupně pokračovat, u Černé Nisy to zdaleka není jisté. Hlavní příčinou regenerace bylo rychlé snížení depozice po úhynu smrků v povodí. Pokud tyto části zůstanou nezalesněné, bude regenerace úspěšně pokračovat. Pokud ale sazenice smrků na holinách úspěšně porostou, vzroste opět suchá depozice síry a dusíku a dosavadní regenerace se může obrátit k nové acidifikace, i když mnohem menší, než byla ta minulá. Navíc se ale projeví acidifikace půd v důsledku odčerpání bazických kationů rostoucím lesem. Pro rybí populaci to může mít v průběhu příštích 20 let fatální důsledky. Podobnou regeneraci zaznamenaly potoky v celé odlesněné oblasti Jizerských hor a všechny budou čelit podobným problémům, protože holiny byly zalesněny prakticky pouze smrkem (Hruška a Kopáček, 2005).

## 2.3. Druhové zastoupení ichtyofauny v toku Černá Nisa

### 2.3.1. Siven americký (*Salvelinus fontinalis*)

Siven americký (*Salvelinus fontinalis*) byl podle Hanela a Luska (2005) do České republiky prvně introdukován r. 1885. Koncem 19. století totiž započala další vlna introdukčních pokusů, týkající se tentokrát druhů původních v severní Americe. Ze všech introdukcí nepůvodních druhů byl výsledek pozitivní pouze u 11 druhů, mezi nimiž se nacházel i siven americký. U sivena se sice vyskytuje přirozená reprodukce, ale jeho populace jsou v přírodních podmínkách velmi nestabilní a nemají obvykle trvalou existenci. Ve vhodných lokalitách je siven udržován díky vysazování. Byl a je vysazován do chladných horských a vrchovinných toků převážně pstruhového pásma a vysoko položených jezer a přehradních nádrží, jako jsou např. Černé jezero na Šumavě či přehrady Bedřichov a Souš v Jizerských horách. Siven má velký význam z produkčně rybářského hlediska a pro sportovní rybolov.

V Jizerských horách se první siveni američtí chovali v pstruhové líhni ve Mšeně nad Nisou od r. 1921. Odchované ryby se vysazovaly do přehradní nádrže Mšeno u Jablonce nad Nisou. Od 30. let pak siveny nasazovali také do nádrží Bedřichov a Souš. V průběhu 50. let zde však siveni vyhnuli v důsledku nadměrné acidifikace a úspěšně byli nasazeni opět až v r. 1991 do Bedřichovské nádrže, 1996 do nádrže Souš a pravděpodobně v r. 1994 do nádrže Josefův Důl (Šanda, 2007).

Tělo sivena má typicky lososovitý tvar, ale je vyšší než u pstruha. Hlava má koncová, silně rozeklaná ústa s ozubenými čelistmi. Šupiny jsou velmi drobné a hluboko zapuštěné v kůži. Základní zbarvení je šedozelené, hřbet je tmavší. Po těle je množství rumělkově červených skvrnek, četné jsou světlé, okrouhlé skvrnky na bocích. Hřbetní ploutev má při bázi vlnkovitou načernalou kresbu, směrem k jejímu hornímu okraji se kresby napřimují a mají rovnoběžný průběh. Ploutev řitní, břišní a prsní mají první paprsky krémově bílé. Břicho je žlutobílé, na hřbetě nacházíme meandrovitou kresbu (typický znak). Dorůstá běžně hmotnosti do 0,5-1 kg při délce 30-40 cm (Holčík a Mihálik, 1971; Lusk a kol., 1983; Baruš a kol., 1995a; Hanel a Lusk, 2005).

Vyhovují mu čisté, studené a kyslíkem bohaté vody, preferuje teplotu vody pod 20 °C. Je poměrně tolerantní na kyselejší vodu (vydrží i ve vodě s pH 5,3 a je tedy odolnější než pstruh obecný), nevyhýbá se ani silně zastíněnému stanovišti. Vytváří stálé, někde však i migrující populace (Ladige a Vogt, 1965; Holčík a Mihálik, 1971; Muus a Dahlstrøm, 1978; Lusk a kol., 1983; Hanel, 1992; Baruš a kol. 1995a; Hanel a Lusk, 2005; Šanda, 2007).

Siven bývá přes den ukrytý poblíž hlubin, k večeru vyplouvá k břehům a hladině. Má dobrý zrak, takže dokáže rozeznat malé plovoucí částice na vzdálenost až 1 m. Dokáže vyskočit za potravou až 40 cm nad hladinu. Siven je vysloveně dravý druh, živí se hmyzem a jeho larvami, s oblibou chytá také hmyz spadlý na hladinu. V menší míře loví měkkýše, raky, malé rybky a žáby. V zimě se pod ledem živí larvami jepic, pošvatek, blešivci, zčásti i rybkami. Pohlavní dospělosti dosahuje obvykle ve třetím roce života. Tře se na podzim, v době tření samice vyhrabávají na šterkovitém dně v proudivých místech čistých, chladných potoků mělké jamky. Plůdek se združuje na mělčinách a vykazuje teritoriální chování. Maximální potvrzené stáří sivena je 7 let ( Lusk a kol., 1983; Müller, 1987; Hanel, 1992; Baruš a kol., 1995a; Hanel a Lusk, 2005).

Dalším autorem zabývajícím se populací sivena amerického na nádrži Bedřichov a jejích hlavních přítocích, věkovou strukturou populace, růstem, početností, biomasou, potravní nabídkou, atd. je Šanda (1999). Obrázek sivena amerického je uveden v příloze (Obrázek 2).

### **2.3.2. Pstruh obecný (*Salmo trutta*)**

Tělo pstruha je vřetenovitého tvaru, mezi hřbetní a ocasní ploutví je tuková ploutvička. Prsní a břišní ploutve jsou poměrně krátké, ocasní ploutev je u mladších jedinců mírně vykrojená, u starších zakončena rovně (Baruš a kol. 1995a; Hanel a Lusk, 2005). Podle Baruše a kol. (1995) je zbarvení pstruha obecného velmi proměnlivé, značné rozdíly jsou nejen mezi populacemi z různých toků, ale i mezi jedinci v rámci jedné populace. Uplatňuje se také vliv prostředí a určitá proměnlivost ve zbarvení je u téhož jedince i v průběhu jeho vývoje, ale i v průběhu roku. Sterba, 1987, Baruš a kol. (1995a) a Hanel a Lusk (2005) se však shodují, že základní zbarvení je na bocích a hřbetě šedohnědé, zlatohnědé nebo modrozelenohnědé. Hřbet je tmavý, boky směrem k břichu jsou postupně světlejší, břicho bílé, nažloutlé až šedavé. Na hřbetě nad postranní čarou jsou temné až černé skvrny, které zasahují i na horní část skřelí. Na bocích podél postranní čáry jsou červené až karmínové či rezavohnědé skvrny, kterých bývá obvykle 10-30. Tyto skvrny jsou často lemovány bíle či nažloutle. Podle Hanel a Lusk (2005) je základní zbarvení pstruha je zpestřeno fluorescenčními lesky, většinou modrozelenými či zlatavě měděnými. Pstruh obecný dosahuje velikosti do 100 cm a hmotnosti 20 kg.

Pstruh obecný žije v potocích, říčkách a řekách pstruhového pásma, patří ke stanovištním druhům s teritoriálními nároky. K trvalému výskytu je důležitá dobrá kvalita

vody, včetně její nižší teploty a tudíž s dostatečným obsahem rozpuštěného kyslíku, pevné dno a větší množství úkrytů. Pstruh je významným bioindikátorem zachovalého vodního prostředí (Lusk a kol., 1983; Müller, 1987; Hanel, 1992; Baruš a kol., 1995a; Hanel a Lusk, 2005).

Pstruzi mají teritoria rozčleněna mozaikovitě, navazující vzájemně na sebe a vyplňující celý možný prostor vodního toku. Individualistické chování pstruha obecného se projevuje výrazně v prostředí vodního toku od velikosti kolem 5 cm, kdy již jednotlivci začínají aktivně bránit svá teritoria. Pstruh se vyhýbá otevřenému vodnímu sloupci, své stanoviště volí v místech tzv. proudového stínu, tj. u dna za kameny, v příbřežní zóně pod kořeny. Mladí jedinci žijí v mělké vodě, větší vyhledávají hlubší tůně. V průběhu dne stojí na svém stanovišti a pouze v podvečer a večer se vydává za potravou. Při třecích tazích dokáží překonat skokem překážky vysoké až 115 cm a rychlost vodního proudu do  $4,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ . Jeho potravou jsou vodní a do vody spadnuvší bezobratlí, chrostíci, jepice, pošvatky, korýši, měkkýši a máloštětinatci. V žaludku nacházíme i jikry vlastní či jiných druhů ryb. Vzrostlí jedinci loví i menší ryby (střevle, vranka, tloušť hrouzek, okoun). Tření začíná na podzim, případně až v zimě. Tehdy dospělci migrují proti proudu do míst tření, kde samice vytlouká oválné až 50 cm dlouhé třecí místo v němž probíhá výtěr. Při třecím aktu samice i samec pohyby těla víří písek a štěrk, který překrývá vytřené jikry (Lusk a kol., 1983; Müller, 1987; Plomann a Vogel, 1987; Baruš a kol., 1995a; Hanel a Lusk, 2005).

Současný výskyt pstruha v našich vodách je významně ovlivňován vysazováním násad o celém území, tzn. v povodí Labe, Odry i Moravy. Pstruh obecný je hospodářsky i sportovně nejvýznamnější a nejcennější druh ryby pstruhového pásma (Baruš a kol., 1995a; Hanel a Lusk, 2005). Obrázek pstruha obecného je uveden v příloze (Obrázek 3).

### **2.3.3. Střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*)**

Jedná se o drobnou rybkou s protáhlým vřetenovitým tělem. Má velmi malé šupiny, hřbetní ploutev je posunuta mírně dozadu. Všechny ploutve kromě hřbetní a ocasní jsou zaoblené. Zbarvení je velmi proměnlivé, mimo dobu tření je hřbet šedozelený nebo olivově zelený, boky zelenožluté, někdy nazlátlé. Břicho je bělavé až nažloutlé. Samci jsou zbarveni pestřeji než samice, a to i mimo období tření. Při tření jsou samice na hřbetě hnědé, od špičky rypce k bázi ocasní ploutve probíhá tmavý, hnědý nebo namodralý pás. Samci jsou v tuto dobu výrazně pestřejší, převládá u nich sytější černá, červená a zelená barva a mají bělavou třecí



vyrážku nejvíce patrnou na hlavě. Střevle dorůstá do velikosti 10 cm, vzácně až do 14 cm (Holčík a Mihálik, 1971; Sterba, 1987; Baruš a kol., 1995b; Hanel a Lusk, 2005).

Dává přednost čistým, bohatě okysličeným oligotrofním vodám bystřin pstruhového a lipanového pásma. Střevle má relativně vysoké nároky na obsah rozpuštěného kyslíku. Pro malé rozměry u nás střevle potoční nemá přímý hospodářský význam. Je potravní rybou pstruhů (Muuss a Dahlstrøm, 1978; Hanel a Lusk, 2005).

Střevle se obvykle zdržují v hejnech v tůňkách a místech mimo hlavní proud. V nebezpečí se střevle rychle ukrývá pod kusy dřev, do rostlin nebo kamenitého substrátu. V laboratorních pokusech střevle preferovaly kamenité dno s částicemi o průměru 5 – 50 mm. Upřednostňují potoky s výskytem kořenových systémů, vyhledávají dno obrostlé mechy a břehy s jemnými kořínky pobřežních trav (Baruš a kol. 1995b; Hanel a Lusk, 2005). V její potravě najdeme larvy pakomárů, pošvatek, muchničků, v méně proudivých vodách i korýše a řasy. V potravě nekonkurují pstruhovi, protože loví potravu tak malé velikosti, kterou pstruh nesbírá. V době tření, tj. v dubnu až červenci v závislosti na poloze lokality, vykonávají střevle krátké třecí migrace. Střevle je krátkověký druh dožívající se věku jen do 5 let (Muss a Dahlstrøm, 1978; Sterba, 1987; Baruš a kol. 1995b; Hanel a Lusk, 2005).

Střevle potoční byla v České republice známa již v roce 1679. Podle starých záznamů bývala hojná v celých Čechách. V polovině dvacátého století byla stále ještě početná ve všech vodách bohatých na kyslík a bez silného predačního tlaku pstruha potočního. Ke zlomu v hojnosti výskytu došlo v 50. letech minulého století, kdy byl zaznamenán ústup starších ročníků a pokles celkové početnosti. V současné době se střevle objevuje jen pomístně a je hodnocena jako druh vzácný. Ve vyhlášce 395/1992 Sb. byla klasifikována jako ohrožený druh, v Červeném seznamu ČR je tento druh zařazen do kategorie zranitelný. Její přítomnost může sloužit jako citlivý indikátor kvality vodního prostředí (Hanel, 1992; Hanel a Lusk, 2005). Obrázek střevle potoční je uveden v příloze (Obrázek 4).

## **2.4. Kovy**

### **2.4.1. Zdroje a cesty znečištění prostředí toxickými kovy**

S rozvojem moderního průmyslu a techniky stoupá celosvětově i produkce a spotřeba kovů. Tato situace je příčinou stále většího znečištění životního prostředí toxickými kovy. Platí to zvláště pro neželezné kovy (Be, Ti, Ge, Ga, V, Se, Mo, W). Roste však také produkce klasických barevných kovů zejména Al, Cu, Ni, Cr, Sb a Hg. Zvýšený výskyt kovů v emisích vede k jejich vyšší koncentraci v půdě, vodě a samozřejmě i v potravinovém řetězci, což tvoří

vážný hygienický a ekologický problém, neboť jsou postupně poznávány účinky dlouhodobé expozice kovy, které mohou zapříčinit funkční poruchy orgánů, v nichž se kovy akumulují. Kovy na rozdíl od organických látek kontaminujících životní prostředí nepodléhají chemické degradaci a hromadí se. Půdní mikroorganismy a vodní mikroflóra způsobují, že část toxických kovů vstupuje do vazby s organickými látkami, čímž se v řadě případů znásobuje nebo mění jejich toxicita jako je tomu např. u Hg a As (Förstner a Müller, 1974; Bijo, 1992; Bencko a kol., 1995; Baldrian, 1996; Bijo, 1996; Čítek a kol., 1997; Norton, 2007).

Kovy se přirozeně vyskytují ve všech složkách životního prostředí planety Země a k jejich uvolňování do ekosystémů dochází přirozenými a v současné době ve stále větší míře antropogenními způsoby (Gaál a kol., 1985; Bencko a kol., 1995; Čítek a kol., 1997; Norton, 2007).

Hlavními antropogenními zdroji škodlivých kovů v životním prostředí se stala těžba a úprava nerostných surovin, metalurgie, chemický průmysl a další průmyslová odvětví, energetika (zejména tepelné elektrárny spalující uhlí), doprava, zemědělství a nakládání s odpady. Ke klíčovým problémům patří znečištění povrchových toků odpadními vodami obsahujícími zvýšené množství toxických kovů. Jsou to zejména vody z těžby a zpracování rud, z hutí a válcoven, z povrchové úpravy kovů, z fotografického, textilního a kožedělného průmyslu (Gaál a kol., 1985; Bijo, 1992; Bencko a kol., 1995; Baldrian a kol., 1996; Bijo, 1996; Svobodová a kol., 1996; Čítek a kol., 1997; Trebichavský a kol., 1998; Pitter, 2009).

Norton (2007) uvádí, že na severní polokouli dosáhly atmosferické depozice Cd, Hg a Pb vrcholu v letech 1965-1975. Od té doby se depozice snížily, v porovnání s r. 2000 o 75-95 %. Ernest a kol. (1984) uvádějí, že přes 90 % kovů a metaloidů (např. Cd, Pb, Cu, Zn), jsou ve srážkách obsaženy v rozpuštěné formě.

## **2.4.2. Kovy v jednotlivých složkách ekosystému povrchových vod**

### **2.4.2.1. Kovy ve vodách**

Téměř všechny kovy jsou ve stopových množstvích přirozeně obsaženy ve vodách a v dalších složkách vodního ekosystému v závislosti na geologických podmínkách. K obohacení vody kovy dochází stykem s horninami a půdou (sedimenty dna). Množství kovů ve vodě závisí jednak na imobilizačních procesech (srážení při zvýšení hodnoty pH a za oxidačních podmínek, případně výměně iontů, adsorpce na nerozpuštěných látkách a sedimentech, inkorporace do biomasy vodních organismů), jednak na procesech remobilizačních (rozpuštění při snížení hodnoty pH a za redukčních podmínek, desorpce,

uvolňování z odumřelé biomasy). Vliv oxidačně redukčních podmínek na kumulaci a uvolňování kovů ze sedimentů však není zcela jednoznačný. Závisí na druhu kovu a na tom, v jaké chemické formě je kov ve vodě přítomen. Např. redukční podmínky podporují uvolňování manganu a železa, oxidační podmínky uvolňování kadmia. Rovněž vliv pH není zcela jednoznačný. U převážné většiny kovů klesá jejich rozpustnost a mobilita se zvyšujícím se pH. Naproti tomu u kovů, které jsou přítomny ve formě anionů (např. molybden) s rostoucím pH vzrůstá jejich rozpustnost a mobilita (Laws, 1993; Svobodová a kol., 1996; Čítek a kol., 1997; Pitter, 2009). Kabata (1988); Pendias (1988); Ryglewicz (1988); Laws (1993) uvádějí jako obecné pravidlo pro stopové prvky zvyšující se rozpustnost a pohyblivost při nižším pH.

Ernest a kol. (1984) uvádějí, že na základě studie prováděné v 16 švédských jezerech byla prokázána závislost nízkého pH a rostoucí koncentrace kovů. Důvody tohoto růstu koncentrace kovů ve vodách jsou vzájemné interakce mezi půdou a horninami z nichž jsou kovy do vod vyluhovány, dále kovy obsažené z atmosférických srážkách a konečně kovy ve vodních sedimentech.

Stejně tak Liao a kol. (2007) popisují efekt kyselého deště na uvolňování vybraných kovů (Zn, Cd, Cu) z přírodních půd do vodního prostředí. Na základě prováděných pokusů došli k závěru, že kovy jsou uvolňovány v tomto pořadí, Zn > Cu > Cd.

Sloučeniny kovů se vyskytují ve vodě ve formě rozpustné nebo nerozpustné. Z chemického hlediska mohou být kovy přítomny buď jako jednoduché kationy či aniony, nebo ve formě komplexních anorganických či organických sloučenin (Svobodová a kol., 1996; Pitter, 2009). Například Chalupa (1988) uvádí, že humínové látky jsou schopny vázat kovy do pevných komplexů chelátového typu což významně ovlivňuje mobilizaci a transport kovů ve vodách. Podle Chalupy (1988) je možné sestavit studované kovy podle klesající pevnosti komplexů v pořadí Cu – Pb – Hg – Cd – Zn. V důsledku toxických složek v ovzduší a likvidace lesních porostů dochází ke ztrátě rašelinných ploch, snižování množství humínových látek ve vodách a jejich komplexační schopnosti. Tento jev znamená hrozbu průniku toxických kovů ve volné formě do vodárenských zdrojů.

Rozpustné formy a jednoduché ionty kovů přecházejí snáze do ryb a dalších vodních organismů. Naproti tomu nerozpustné formy a komplexní sloučeniny kovů nemohou do organismů přecházet přímo a jsou tedy za daných podmínek výrazně méně toxické. Komplexní a nerozpustné sloučeniny jsou však potenciálním zdrojem jednodušších, a tedy toxicitějších sloučenin, které se z nich mohou uvolnit i při nepatrné změně hydrochemických a hydrobiologických podmínek. Z toho vyplývá, že toxicita kovů nezávisí pouze na jejich

celkové koncentraci ve vodě, ale především na koncentraci volných jednoduchých iontů. O formě výskytu kovů ve vodě rozhodují fyzikálně chemické vlastnosti vody (Steinmann, 1928; Svobodová a kol., 1996; Pitter, 2009).

Svobodová a kol. (1996) dále popisuje, že diference toxicity kovů pro vodní organizmy je značná. Proto je třeba při prezentaci výsledků testů toxicity s kovy nutné vždy uvádět charakter vody, ve které byl test prováděn (zejména pH, koncentraci  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , kyselinovou neutralizační kapacitu, atd.).

Bencko a kol. (1995) uvádějí, že v pokusech bylo opakovaně prokázáno např. že snížení koncentrace vápníku zvyšuje vstřebávání olova a kadmia. Nebo, že nízký obsah zinku zvyšuje vstřebávání i retenci kadmia. Dále také, že kadmium inhibuje vstřebávání železa a kobaltu (Bencko a kol., 1995).

Míra zatížení povrchových vod kovy na území ČR se posuzuje podle Nařízení vlády ČR 229/2007 o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

Svobodová a kol. (1996) uvádějí, že koncentrace kovů zjišťovaná ve vodách z různých lokalit povrchových vod na území ČR ve většině případů vyhovuje hodnotám platným pro vodárenské toky. Koncentrace kovů v povrchových vodách není směrodatným ukazatelem skutečné dlouhodobé kontaminace vodního prostředí těmito látkami. Stanovení kovů pouze v kapalně části ekosystému vodního prostředí nevystihuje skutečné celkové znečištění sledované lokality. Z tohoto důvodu je nutno věnovat pozornost i dalším složkám vodních ekosystémů.

#### **2.4.2.2. Kovy v bentosu a rybách**

Mnohé kovy jsou v malých množstvích pro organizmy vodního prostředí nezbytné (Co, Cu, Fe, Mn, Cr, Zn, Mo, aj.), ale ve vyšších koncentracích mohou být škodlivé. Mezi toxické prvky vyskytující se ve vodních ekosystémech patří zejména Hg, Pb, As, Se, Cd, Be, Cu, Zn, Ni, Ba, V, Ag (Laws, 1993; Svobodová a kol. 1996; Pitter, 2009).

Hartman a kol. (1998) uvádějí, že kovy působí na vodní organizmy většinou jako enzymové jedy. Toxické jsou zejména jednoduché ionty, komplexní sloučeniny jsou méně jedovaté. Mnohé kovy se akumulují v sedimentech i v živých organizmech.

Svobodová a kol. (1996) uvádějí, že z hlediska přechodu kovů do ryb jsou nejvýznamnějšími potravními organizmy zooplankton a zoobentos. Například obsah rtuti v zooplanktonu i v zoobentosu je zhruba 2 – 10krát nižší ve srovnání s obsahem rtuti ve

svalovině ryb živících se těmito organizmy. Jednoznačně tedy vyplývá postupné zvyšování obsahu celkové rtuti s nárůstem stupně potravního řetězce. Naproti tomu obsah olova a kadmia v zooplanktonu a bentosu je řádově vyšší ve srovnání s obsahem těchto kovů ve svalovině ryb. Z toho vyplývá, že hodnoty olova a kadmia se na rozdíl od rtuti nezvyšují se vzrůstajícím stupněm potravního řetězce v ekosystémech povrchových vod. Pro hodnocení stavu zatížení jednotlivých lokalit ekosystému povrchových vod olovem a kadmiem je vhodné používat jako bioindikátory zejména organizmy zoobentosu. Laws (1993) uvádí, že bentické organizmy jsou většinou přímo ovlivněny koncentrací kovů v sedimentech.

V tekoucích vodách jsou vhodnými bioindikátory znečištění kovy především pijavky, larvy chrostíků, ale i další zástupci zoobentosu, které jsou značně rozšířené a snadno dostupné (Svobodová a kol., 1996).

Organické a anorganické sloučeniny kovů, které se rozpouštějí v tucích jsou dobře vstřebávány také kůží. Vstřebávání kůží se předpokládá nebo bylo potvrzeno pro organické a anorganické sloučeniny Hg, Zn, Cu, Be, Au, As, Cd, Ni, Tl (Bencko a kol., 1995).

Ryby jako konečný článek vodních ekosystémů jsou významnými indikátory stavu zatížení vodního prostředí kovy. Reagují na kontaminaci svým zdravotním stavem, druhovou, velikostní a věkovou strukturou a početností. Některé kovy, zejména rtuť, se v těle ryb navíc velmi intenzivně kumulují (Svobodová a kol., 1996).

Mechanismus toxického působení kovů je různý, většina kovů má však afinitu pro vazbu s SH skupinami aminokyselin a působí jako enzymové jedy. Vysrážené sloučeniny hliníku a železa blokují dýchací funkci žaber (Svobodová a kol., 1996; Čítek a kol., 1997).

Z hlediska ekologického jsou ryby významnými bioindikátory zatížení ekosystému povrchových vod kovy. Zejména dravé ryby, které jsou konečným článkem potravního řetězce jsou významnými bioindikátory kontaminace ekosystému povrchových vod rtutí. Rovněž ryby vyšší hmotnosti a vyššího věku významně indikují stav zatížení posuzované lokality (Svobodová a kol., 1996).

Hygienické hledisko je zaměřeno především na kontrolu obsahu toxických kovů ve svalovině a dalších jedlých podílech ryb. Nejčastěji sledovanými kovy jsou rtuť, kadmium a olovo. Obvykle jsou sledovány celkové obsahy těchto kovů, tzn. suma všech vyskytujících se forem. Rtuť ve svalovině ryb je z 90-95 % ve formě nejtoxičtější, tj. ve formě methylrtuti. Vedle těchto nejvíce sledovaných kovů jsou stanoveny hygienické limity i pro řadu dalších kovů (As, Al, Cr, Ni, Cu, Zn) (Svobodová a kol., 1996).

Svobodová a Hejtmánek (1985) uvádějí, že absolutní koncentrace většiny důležitých kovů ve svalovině ryb ubývá v následujícím pořadí Zn >> Cu > Pb > Hg >> Cd. Dále uvádějí,

že ledviny obsahují největší koncentraci Cd a Zn, zatímco Cu je přednostně akumulována v játrech a Hg ve svalovině. Ačkoliv jsou ryby finálními konzumenty v potravním řetězci, jejich svalovina obsahuje nižší koncentrace kovů než bentické organizmy.

Problematikou kovů, jejich akumulace ve vodách, bentosu a rybách se dále zabývali Balogh (1985), Miklovics a kol. (1985) a Wachs (1985).

### **2.4.3. Charakteristika stanovovaných kovů a polokovů**

#### **2.4.3.1. Beryllium**

Beryllium je součástí hlinitokřemičitanů, hornin a horninotvorných minerálů. Výskyt vlastních minerálů berylia je poměrně vzácný, např. minerál beryl (Pitter, 2009). Kabata (1988) uvádí, že velká afinita Be k organickým látkám byla příčinou obohacení uhlí tímto kovem.

Značné množství Be se uvolňuje při spalování fosilních paliv, ropy a ropných produktů. Antropogenními zdroji berylia jsou metalurgický a elektrotechnický průmysl, výroba skla a osvětlovacích těles, jaderné reaktory, raketová paliva, aj. (Bencko a kol., 1995; Pitter, 2009).

Ernest a kol. (1984) uvádějí, že obsah berylia ve vodách je velmi malý. Pitter (2009) popisuje jako hlavní zdroj Be ve vodách především hydrolytický rozklad horninotvorných minerálů bohatých na Be a atmosférickou depozici, obsahující produkty spalování fosilních paliv.

Beryllium je chemicky podobné hliníku, kationt  $\text{Be}^{2+}$  má přibližně stejnou kyselost jako kationt  $\text{Al}^{3+}$ . Ve vodách se Be vyskytuje především jako hydroxoberyllnatany až fluoroberyllnatany. Kromě komplexů s anorganickými ligandy tvoří beryllium řadu organických komplexů, např. s humínovými látkami. Lze říci, že mobilita Be v povrchových i podzemních vodách je kromě hodnoty pH ovlivněna především fluoridy a humínovými látkami, především fulvokyselinami. S klesající hodnotou pH a se vzrůstajícími koncentracemi fluoridů a organických látek mobilita Be vzrůstá (Pitter, 2009).

Pitter (2009) uvádí, že v povrchových vodách v horských oblastech ČR byl sledován vliv postupné acidifikace vod na koncentrace Be ve vodách vybraných jezer a nádrží. Koncentrace Be negativně korelovaly s hodnotou pH a naopak pozitivně s obsahem organických látek a fluoridů. Při hodnotách pH nad 7 se koncentrace Be pohybovaly mezi 0,2  $\mu\text{g.l}^{-1}$  až 0,3  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , avšak pokles pH pod 5,6 měl za následek vzrůst koncentrace nad 5  $\mu\text{g.l}^{-1}$  a při poklesu hodnoty pH na 4 vzrostla koncentrace Be až na 10  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Vzrůstající

koncentrace Be jsou doprovázeny vzrůstající koncentrací Al. Postupná acidifikace šumavských jezer vedla až k padesátinásobnému zvýšení koncentrace Al a Be ve vodě. Nacházené vyšší koncentrace Be i ve vodách přibližně neutrálních se uvádějí do souvislosti s koncentracemi fluoridů, eventuelně humínových látek, které vytvářejí komplexy s berylliem.

Beryllium je toxické pro většinu tkání a orgánů. Poškození byla nalezena kromě jater také ve slezině, lymfatických žlázách, kostní dřeni, plicích, ledvinách, slinivce břišní. V krvetvorném systému dochází k poškození, které vede k anémii a později k leukocytóze. Be se hromadí v kostech a má karcinogenní účinky (Ernest a kol., 1984; Bencko a kol., 1995; Bijo, 1996). Ernest a kol. (1984) uvádějí, že Be má velkou afinitu k různým bílkovinám a může zpomalit nebo blokovat syntézu DNA.

Beryllium má v porovnání s ostatními stopovými prvky velmi dobrou mobilitu v horninovém prostředí. Na migrační schopnosti se významně podílí acidifikace vod, obsah fluoridů a organických látek. Be se sorbuje na hydratovaných oxidech Fe, Mn, Al a hlinitokřemičitanech, toho se využívá pro odstraňování Be z vod (Pitter, 2009).

Pro člověka je škodlivá především inhalační expozice, která může vést k různým onemocněním dýchacího ústrojí. Při orálním příjmu je Be méně škodlivé. Ryby nejsou citlivé ani na vysoké koncentrace beryllia ve vodě, avšak upozorňuje se na možný synergismus v kombinaci Be + Al. V koncentracích běžně se vyskytujících v přírodních vodách nepůsobí Be na vodní organizmy toxicky. Toxicita závisí na celkovém složení vody a projevuje se více ve vodách málo mineralizovaných. Škodlivý vliv na některé vodní organizmy se počíná projevovat teprve v koncentracích desítek až stovek  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Pitter, 2009).

Nejvyšší mezní hodnota Be pro pitnou vodu v ČR je  $2 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Imisní standard přípustného znečištění povrchových vod je pro Be  $1 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Ve vodách určených k chovu ryb se koncentrace Be nelimituje (Pitter, 2009)

#### **2.4.3.2. Hliník**

Hliník je třetím nejrozšířenějším prvkem a vůbec nerozšířenějším kovem v zemské kůře. V přírodě je hliník rozšířen ve formě hlinitokřemičitanů (živců, slíd a produktů jejich zvětrávání). Největší technický význam má bauxit. Antropogenním zdrojem hliníku jsou odpadní vody z povrchové úpravy hliníku a jeho slitin, z výroby papíru, kůže a barviv. Do vody přechází při její úpravě koagulací síranem hlinitým. Vlivem kyselých srážek a silně kyselých důlních vod se zvětšuje migrace hliníku v půdě, což je jednou z příčin vzrůstu

koncentrace hliníku v podzemních a povrchových vodách (Ernest a kol., 1984; Bencko a kol., 1995; Pitter, 2006).

Pitter (2009) uvádí, že ve vodách lze stanovit celkový hliník, rozpuštěný hliník, nerozpuštěný hliník a organicky vázaný hliník. V kyselých vodách převažuje hliník v rozpuštěné formě, hexaaquahlinitý kationt  $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$ . Postupná přeměna iontů  $\text{Al}^{3+}$  až na negativně nabitý iont  $[\text{Al}(\text{OH})_4]^-$  probíhá podle následujícího schématu:  $\text{Al}^{3+} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})^{2+} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_2^+ \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_3 \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_4^- \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_5^{2-} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_6^{3-}$ . Penta a hexahydroxohlinitany se tvoří až v silně alkalickém prostředí. Při pH zhruba pod 4,5 převažuje v roztoku z rozpuštěných forem jednoduchý iont  $\text{Al}^{3+}$  a při hodnotách pH nad 8,5 převažují aniontové hydroxokomplexy. Hydrolyza pokračuje polymeračními reakcemi, při kterých z mononukleárních hydroxohlinitanů vznikají polynukleární, buď kladně nebo záporně nabitě. Nízkomolekulární polyhydroxohlinitany jsou ve vodě rozpustné, vysokomolekulární mají již koloidní charakter.

Kromě hydroxokomplexů existují ještě sulfatokomplexy, fosfatokomplexy, křemičitanové komplexy a fluorokomplexy. Tvorba těchto komplexů probíhá snáze v neutrálním nebo kyselém prostředí, v alkalickém prostředí dochází k jejich transformaci na hydroxokomplexy. Hliník významně komplexuje s humínovými látkami, komplexační schopnost značně závisí na pH vody. Při pH pod 3,5 bývá schopnost humínových látek vázat hliník často zanedbatelná, maxima bývá dosaženo při hodnotách pH kolem 6 a při vyšším pH opět komplexační schopnost klesá (Pitter, 2009).

Mezi toxické formy se obvykle řadí  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ,  $\text{Al SO}_4^+$ , mezi netoxické formy patří komplexy s humínovými látkami, fluorokomplexy a křemičitanové komplexy (Pitter, 2009).

Pitter (2009) uvádí, že koncentrace hliníku v prostých podzemních a povrchových vodách se pohybují obvykle jen v setinách až desetínách  $\text{mg.l}^{-1}$ . U povrchových vod jsou výjimkou acidifikované vody některých nádrží a jezer v důsledku jejich nízké tlumivé kapacity, kyselých depozic a povrchové vody s vyšší koncentrací humínových látek, kde lze nalézt koncentrace hliníku převyšující  $1,0 \text{ mg.l}^{-1}$ .

Bencko a kol. (1995) uvádějí informace o vstřebávání hliníku do organismu. Hlavními branami vstupu hliníku do organismu jsou trávicí ústrojí a inhalační cesta, vstup hliníku kůží se zdá být nevýznamný. Naproti tomu Ernest a kol. (1984) uvádějí, že obsah hliníku v kůži, vlasech a plicích je obzvláště velký.

Při perorálním příjmu hliníku z potravy a vody byl nejvyšší obsah tohoto kovu nalezen v játrech, mozku, varlatelych a v krvi. U experimentálních zvířat nebyl prokázán karcinogenní



účinek hliníku, nejsou ani údaje o jeho mutagenním působení (Bencko a kol., 1995). Ernest a kol. (1984) uvádějí, že toxicita hliníku zpomaluje důležité enzymy.

Podobně jako železo tak i hliník v oxidačním stupni II. se na alkalicky reagujících žábrách oxiduje na nerozpustné sloučeniny ve třetím oxidačním stupni. Tyto sloučeniny pokrývají žaberní lístky a omezují dýchání. Intoxikace železem a hliníkem se často doprovázejí. O tom, že nejde pouze o mechanické zabránění procesu dýchání, svědčí histologicko-patologický nález na žábrách a parenchymatózních orgánech ryb. Histologicko-patologický obraz na žábrách je charakterizován výraznými reaktivními pochody a těžkými regresivními změnami vyúsťujícími v nekrózu žaberní tkáně. Rovněž v ledvinách a játrech byly zjištěny výrazné dystrofické změny (Čítek a kol., 1997).

Diagnózu intoxikace ryb hliníkem lze podle Čítka a kol. (1997) provést stanovením obsahu hliníku v žábrách, popř. ledvinách a játrech. Obsah hliníku v žábrách intoxikovaných ryb se zvyšuje až 100krát, v ledvinách zhruba 10krát a v játrech zhruba 3krát ve srovnání s rybami nezasaženými hliníkem. Podobně jako u železa, také u hliníku nelze jednoznačně stanovit letální koncentrace a hodnotu nejvyšší přípustné koncentrace pro ryby. Tyto hodnoty jsou závislé především na pH vody.

Pitter (2009) uvádí, že voda obsahující hliník byla dlouho považována za zdravotně nezávadnou. Tento názor byl později poněkud revidován s upozorněním na jeho možné neurotoxické účinky. Převážná část přijatého hliníku se v silně kyselém prostředí žaludku přeměňuje na ionty  $Al^{3+}$ . V tenkém střevě dochází naopak k neutralizaci, a tím k vylučování málo rozpustných sloučenin.

Hliník je toxický pro ryby, jeho toxicita pro ryby a vodní živočichy stoupá se zvyšující se kyselostí vody. Komplexní formy hliníku jsou méně toxické než jednoduché ionty, také křemík snižuje toxicitu hliníku pro ryby (Bencko a kol., 1995; Pitter, 2009). U hliníku byla také prokázána fytoxicita, předpokládá se negativní působení na kořenový systém rostlin (Pitter, 2009).

Hliník patří mezi ukazatele přípustného znečištění povrchových vod s obecným imisním standardem  $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$  (Pitter, 2009).

#### **2.4.3.3. Chrom**

Chrom se v přírodě vyskytuje výhradně ve sloučeninách. Z minerálů jsou nejvýznamnější chromit a kroit, vyskytuje se také v minerálech obsahujících hliník. Antropogenním zdrojem chromu jsou např. odpadní vody z barevné metalurgie, povrchové úpravy kovů, prostředků k ochraně před korozi, z kožedělného a textilního průmyslu, kde je

součástí některých barvicích lázní. Značnou koncentraci chromu lze nalézt ve vodách z hydraulické dopravy popílků (Reichert a kol., 1982; Ernest a kol., 1984; Bencko a kol., 1995; Pitter, 2009).

Z možných oxidačních stupňů přichází ve vodách v úvahu  $\text{Cr}^{\text{III}}$  a  $\text{Cr}^{\text{VI}}$ , chrom může být i organicky vázán. Nejstabilnější formou existence je  $\text{Cr}^{\text{III}}$ . Z rozpuštěných forem výskytu převládá jednoduchý iont  $\text{Cr}^{3+}$ , který může převažovat jen v kyseljším prostředí při pH zhruba pod 3,5.  $\text{Cr}^{\text{III}}$  má poměrně velkou komplexační schopnost, jako ligandy přicházejí v úvahu sírany, fluoridy, aminokyseliny,  $\text{NH}_3$ , humínové látky, aj.. Většina sloučenin  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  je ve vodě dobře rozpustná (Pitter, 2009).

V rozmezí hodnot oxidačně-redukčního potenciálu ve vodách může docházet buď k oxidaci  $\text{Cr}^{\text{III}}$ , nebo naopak k redukci  $\text{Cr}^{\text{VI}}$ . Oxidace může probíhat za katalýzy kyslíkem rozpuštěným ve vodě, ale především reakcí s  $\text{MnO}_2$ . Redukce probíhá zpravidla za přítomnosti  $\text{Fe}^{\text{II}}$ , humínových látek, organických látek obsahujících thioskupinu SH, nebo za přítomnosti anorganické sulfidické síry (Pitter, 2009).

Chrom v oxidačním stupni III se významně sorbuje na hydratovaných oxidech Fe, Mn, Al, aj., zejména v alkalickém prostředí, proto je značná část chromu v přírodních vodách vázána na nerozpuštěné látky a sedimenty. Adsorpce  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  je méně výrazná a přichází v úvahu až v kyselém prostředí (Pitter, 2009).

Bencko a kol. (1995) uvádějí, že trojmocný chrom je biogenní prvek hrající významnou úlohu v metabolismu inzulínu a pravděpodobně i různých enzymatických reakcích. Richter a Pfeifer (1988); Bencko a kol. (1995) uvádějí, že v šestimocné formě se jedná o účinné oxidační činidlo odpovědné za rozhodující část toxických účinků tohoto prvku (alergické kožní projevy, jaterní postižení, nádory). Bencko a kol. (1995) popisují, že mezi zdravotně nejzávažnější účinky chromu patří jeho karcinogenní účinky. Většina chromu je z těla vylučována močí.

Ernest a kol. (1984) a Pitter (2009) však uvádějí, že chrom patří mezi esenciální mikroprvky, podílí se např. na regulaci hladiny glukosy v krvi a na syntéze nukleových kyselin. Ve vyšších koncentracích je ale toxický, v závislosti na oxidačním stupni. Toxické pro živočichy, rostliny a bakterie jsou především sloučeniny  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  (šestimocný chrom je 100-1000 krát toxičtější než trojmocný chrom). Förstner a Müller (1974) popisují, že šestimocný chrom je považován za enzymový jed, který více poškozuje játra a ledviny. Pitter (2009) dodává, že u ryb však byla pozorována opačná závislost:  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  je považován pro ryby za středně jedovatý, kdežto  $\text{Cr}^{\text{III}}$  za silně jedovatý.  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  má také účinky karcinogenní a genotoxické, kromě toho ovlivňuje i chuť a barvu vody.

Koncentrace chromu ve vodě řek a jezer se obvykle pohybuje v rozmezí 1-10  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  (Bencko a kol., 1995). Obecný imisní standard přípustného znečištění povrchových vod je pro celkový chrom 0,035  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Ve vodě určené pro chov ryb se doporučuje, aby koncentrace  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  byla nižší než 0,05  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (Pitter, 2009).

Hlavními příznaky poškození ryb při akutní intoxikaci sloučeninami chromu jsou podle Hanela a Luska (2005) silně pokrytý povrch těla hlenem, porušení respiračního epitelu žaber a úhyn ryb udušením. Chronická otrava chromem je doprovázena nahromaděním oranžově žluté tekutiny v dutině tělní.

#### 2.4.3.4. Mangan

Mangan doprovází obvykle železné rudy. Do vod přechází z manganových rud (manganit, braunit, pyroluzit, atd.), z půd a sedimentů. Mangan je z kovů druhou hlavní součástí dnových sedimentů, hned po železe. V důsledku remobilizačních procesů může nárazově přecházet do kapalně fáze. Antropogenními zdroji manganu mohou být průmyslové odpadní vody ze zpracování rud, z metalurgických závodů a z chemických provozů. Významným zdrojem znečištění manganem může být také spalování fosilních paliv (Ernest a kol., 1984; Bencko a kol., 1995; Pitter, 2009).

Mangan se ve vodách může vyskytovat v rozpuštěné a nerozpuštěné formě a dále také organicky vázaný. V redukčních podmínkách je nejstabilnější formou manganu ve vodě  $\text{Mn}^{\text{II}}$ , v kyselém a neutrálním pH převažuje z rozpuštěných forem jednoduchý hydratovaný kationt  $[\text{Mn}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$ . Koncentrace rozpuštěného manganu v přírodních vodách v anoxických až anaerobních podmínkách je limitována rozpustností uhličitanu, hydroxidu nebo sulfidu. V neutrálním a slabě alkalickém prostředí je mangan přítomen převážně jako jednoduchý kationt  $\text{Mn}^{2+}$  (Pitter, 2009).

V přírodních vodách se zvýšenou koncentrací železa bývá obvykle zvýšena i koncentrace manganu (Mn bývá obvykle méně než Fe). Velmi nízké koncentrace manganu jsou zjišťovány ze srážkových vod, Pitter (2009) však uvádí, že mnohonásobně vyšší koncentrace Mn byly naměřeny v podkorunových srážkách. Mimořádně vysoké koncentrace Mn lze najít v kyselých vodách například z okolí rudných nalezišť.

Hlavními cestami vstupu do organismu jsou plíce a trávicí ústrojí. Vstřebávání z trávicího ústrojí je vzhledem k nízké rozpustnosti manganu v trávicích šťávách nízké a pohybuje se v rozmezí 3-14 % (Bencko a kol., 1984). V organismu se mangan ukládá v játrech, ledvinách, hypofýze, slinivce a ve svalovině (Ernest a kol., 1984). Bencko a kol. (1995) uvádějí, že z organismu je Mn vylučován převážně trávicím ústrojím a jen z malé části

močí. Prvořadou roli ve vylučování manganu hraje žluč. Mangan má podle Bencka a kol. (1995) vliv také na centrální nervovou soustavu, jeho vliv se projevuje syndromem podobným Parkinsonovu.

Mangan je esenciální prvek pro rostliny i živočichy. Významně ovlivňuje organoleptické vlastnosti vody, a to více než železo (v koncentraci vyšší než  $0,3 \text{ mg.l}^{-1}$  může již nepříznivě ovlivnit chuť vody a nerozpuštěné vyšší oxidační formy Mn mohou hnedě zbarvovat materiály přicházející do styku s touto vodou). V přírodních vodách mají mimořádnou roli oxidačně-redukční procesy manganu. Mangan obsažený v sedimentech může být v anoxických až anaerobních podmínkách uvolněn zpět do vody. Ve vodách se významně uplatňuje kromě chemické oxidace také biochemická oxidace manganovými bakteriemi. Imisní standard přípustného znečištění povrchových vod je pro mangan  $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$  (Pitter, 2009).

#### 2.4.3.5. Železo

Nejrozšířenější železné rudy jsou pyrit, křevel, magnetovec, limonit a siderit. Železo je v malém množství obsaženo také v řadě přírodních hlinitokřemičitanů. Pouhým rozpouštěním uvedených látek se vody obohacují železem málo. Rozpouštění ale napomáhá přítomnost  $\text{CO}_2$  a humínových látek. Mimořádně vysoké koncentrace železa lze najít v kyselých důlních vodách. Antropogenním zdrojem železa v přírodních a užitkových vodách mohou být některé průmyslové odpadní vody a korozní procesy ve vodovodním potrubí. Železo je hlavním kovem tvořícím součást dnových sedimentů, do kapalné fáze může přecházet v důsledku remobilizačních procesů (Ernest a kol., 1984; Pitter, 2009).

Formy výskytu rozpuštěného a nerozpuštěného železa ve vodách závisí na hodnotě pH, oxidačně-redukčním potenciálu a komplexotvorných látkách přítomných ve vodě. Železo se vyskytuje ve vodách v oxidačním stupni II nebo III. V bezkyslíkatém redukčním prostředí podzemních vod a v povrchových vodách u dna nádrží a jezer se vyskytuje železo v oxidačním stupni II.. V organicky neznečištěných vodách obsahujících hydrogenuhličitan jsou převládající formou výskytu rozpuštěného  $\text{Fe}^{\text{II}}$  hydratované ionty  $\text{Fe}^{2+}$ . Ve vodách obsahujících rozpuštěný kyslík je železo v oxidačním stupni III nejstabilnější formou výskytu. Mezi hlavní rozpuštěné formy  $\text{Fe}^{\text{III}}$  ve vodách patří v závislosti na hodnotě pH  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $[\text{Fe}(\text{OH})]^{2+}$ ,  $[\text{Fe}(\text{OH})_2]^+$ ,  $[\text{Fe}(\text{OH})_3]^0$ ,  $[\text{Fe}(\text{OH})_4]^-$ . Jednoduchý kationt  $\text{Fe}^{3+}$  může v roztoku převažovat jen v silně kyselém prostředí, při hodnotách pH pod 2. V přírodních vodách přichází v úvahu především tvorba komplexů s humínovými látkami a fulvokyselinami (Pitter, 2009).

V nízkých koncentracích je železo běžnou součástí přírodních a užitkových vod. V atmosférických vodách (zejména v oblastech s neznečištěnou atmosférou) jsou koncentrace Fe velmi nízké. Poněkud vyšší koncentrace železa se vyskytují ve vodách z rašelinišť, pravděpodobně v důsledku přítomnosti vyšších koncentrací humínových kyselin. V povrchových vodách se železo vyskytuje obvykle v obsahu setin až desetin  $\text{mg.l}^{-1}$ , voda většiny toků v ČR obsahuje železa průměrně méně než  $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$  (Pitter, 2009).

V nádržích a jezerech dochází k vertikální stratifikaci železa. V období letní a zimní stagnace se ve spodních vrstvách hypolimnia hromadí rozpuštěné a nerozpuštěné formy železa v koncentraci dosahující někdy až jednotek  $\text{mg.l}^{-1}$ , ačkoliv v epilimniu mohou být zjištěny jen setiny  $\text{mg.l}^{-1}$ . U dna nádrží dochází k redukčním pochodům za vzniku  $\text{Fe}^{\text{II}}$ . Během jarní a podzimní cirkulace se  $\text{Fe}^{\text{II}}$  rozptyluje po celém objemu vody v nádrži a u povrchu se stykem s rozpuštěným kyslíkem oxiduje na  $\text{Fe}^{\text{III}}$  a potom hydrolyzuje. Vyloučený hydratovaný oxid železitý postupně sedimentuje, a tím dochází k úbytku železa po celé vertikále. Pokud jsou u dna nádrže anoxické podmínky, redukuje se  $\text{Fe}^{\text{III}}$  na  $\text{Fe}^{\text{II}}$ , které se snáze uvolňuje do roztoku a koloběh se opakuje (pokud není přítomen sulfan, který váže Fe do málo rozpustného  $\text{FeS}$ , jenž je zadržován v sedimentech (Pitter, 2009).

Železo přítomné ve vodách způsobuje především technické závady. Z hygienického hlediska ovlivňuje negativně organoleptické vlastnosti vody, barvu, chuť, zákal. Negativně mohou ovlivňovat chuť vody již koncentrace železa nad  $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ . I nízké koncentrace Fe mohou být příčinou nadměrného rozvoje železitých bakterií, jež pak ucpávají potrubí a při jejich odumírání voda zapáchá. Obecným imisním standardem pro povrchové vody je koncentrace železa  $2 \text{ mg.l}^{-1}$  (Pitter, 2009).

Železo je závadné ve vodě určené pro chov ryb, protože  $\text{Fe}^{\text{II}}$  se na alkalicky reagujících žábrách oxiduje a hydrolyzuje. Nerozpustné sloučeniny  $\text{Fe}^{\text{III}}$  pak pokrývají žaberní lístky a snižují respirační plochu žaber, takže mohou ryby uhynout udušením. Někdy se na žábrách mohou rozvíjet i železité bakterie, které pak působí obdobně. Sloučeniny železa jsou v určité nízké koncentraci nutné pro vývoj jiker a následně i krevních pigmentů. Pro chov kaprovitých ryb lze doporučit, aby koncentrace rozpuštěného železa nepřekročila  $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$  a pro chov lososovitých ryb  $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$  (Hartman a kol., 1998; Hanel a Lusk, 2005, Pitter, 2009).

#### **2.4.3.6. Kobalt**

V přírodě kobalt doprovází obvykle nikl a arsen. Mezi významné minerály patří např. kobaltin a smaltin. Organicky vázaný jako vitamin  $\text{B}_{12}$  je přítomen v kalech z biologického

čištění odpadních vod. Dalším antropogenním zdrojem kobaltu mohou být odpadní vody z metalurgického průmyslu a galvanického pokovování, kde je přítomen převážně v komplexované formě. Nachází také uplatnění v keramickém, sklářském a chemickém průmyslu (Reichert a kol., 1982; Ernest a kol., 1984; Pitter, 2009).

Pitter (2009) uvádí, že o formách výskytu kobaltu ve vodách je známo jen velmi málo, mohou být však velmi rozmanité vzhledem ke značným komplexačním schopnostem tohoto prvku. Především se jedná o hydroxokomplexy, karboxokomplexy a sulfatokomplexy. Kobalt tvoří mimořádně stabilní kyanokomplexy. Kromě toho tvoří kobalt komplexy s humínovými látkami, které mohou mít značný význam v humínových vodách.

Podle Ernesta a kol. (1984) je rozpustnost kobaltu závislá na pH, při nižším pH jeho rozpustnost roste. Ve vodách se kobalt stanovuje výjimečně. V povrchových vodách se nacházejí obvykle koncentrace kobaltu v desetinách  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Obecný imisní standard přípustného znečištění povrchových vod je pro kobalt  $0,007 \text{ mg.l}^{-1}$  (Pitter, 2009).

Kobalt je esenciální mikroprvek a zúčastňuje se řady biochemických reakcí. Jeho vliv na různé organizmy je dosud málo prozkoumán, v úvahu však přichází i jako potenciální karcinogen (Pitter, 2009).

#### **2.4.3.7. Nikl**

V přírodě se nikl vyskytuje v minerálech obvykle společně se sírou, arsenem a antimonem, je také součástí některých hlinitokřemičitanů. Antropogenním zdrojem niklu jsou především odpadní vody z povrchové úpravy kovů a z barevné metalurgie. Používá se také v keramickém a sklářském průmyslu a při některých chemických syntézách jako katalyzátor. Dalším zdrojem mohou být poniklované části zařízení přicházející do styku s vodou. Nikl se uvolňuje do ovzduší při spalování fosilních paliv (Reichert a kol., 1982; Ernest a kol., 1984; Bencko a kol., 1995; Bijo, 1996; Pitter, 2009).

Ni je přítomen ve vodách v oxidačním stupni II a převážně v anorganických formách. Výjimku tvoří vody s vyšší koncentrací humínových látek. Kromě iontu  $\text{Ni}^{2+}$  přicházejí ve vodách v alkalickém prostředí v úvahu hydroxokomplexy, sulfato a karbonatokomplexy. V odpadních vodách z galvanického pokovování se vyskytuje nikl převážně jako kyanokomplex (Pitter, 2009).

Nikl je biogenním, esenciálním prvkem, jeho deficit zpomaluje růst, způsobuje anémii a snížení aktivity některých enzymů. Nadměrná expozice niklu má účinky jak místní, tak i celkové. Nikl je vstřebáván plícemi, trávicím ústrojím i kůží (Bencko a kol., 1995; Bijo, 1996).

Förstner a Müller (1974), Richter a Pfeifer (1988), Bencko a kol., (1995), Bijo (1996) uvádějí, že nejzávažnějším následkem zpravidla dlouhodobé expozice niklu je výskyt rakoviny plic, nosních dutin a hrtanu. Bencko a kol. (1995) dále poukazuje že ze sloučenin niklu jsou z hlediska karcinogenních účinků nejnebezpečnější sulfid a oxid. Nikl je relativně málo toxický pro své nízké vstřebávání z trávicího ústrojí.

Pitter (2009) uvádí, že nikl není pro člověka příliš toxický a že patří mezi potenciální karcinogeny. Ve vodě určené pro chov ryb se doporučuje, aby koncentrace Ni nepřekročila hodnotu  $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ . Ernest a kol. (1984) uvádějí, že ryby jsou vůči niklu málo citlivé. Podle Pittera (2009) je obecný imisní standard přípustného znečištění povrchových vod pro nikl  $0,04 \text{ mg.l}^{-1}$ .

Hlavními příznaky poškození ryb při intoxikaci sloučeninami niklu jsou podle Hanela a Luska (2005) silné zahlenění a tmavě červené zbarvení žaber.

#### **2.4.3.8. Měď**

V přírodě se měď vyskytuje z větší části ve formě sulfidů (např. chalkopyrit), z menší části ve formě uhličitánů (např. malachit, azurit), oxidů a může se také vyskytovat jako čistý kov. Ze sulfidů se může v důsledku jejich rozkladu dostat značné množství mědi do vod. Antropogenním zdrojem mědi v povrchových vodách mohou být odpadní vody z povrchové úpravy kovů a elektrotechnického průmyslu. Dalším zdrojem mohou být aplikace některých algicidních preparátů, také některé fungicidy jsou na bázi sloučenin mědi. Dalším zdrojem mědi mohou být atmosferické depozice v okolí hutních závodů a vody odtékající z měděných střech a okapů (Reichert a kol., 1982; Ernest a kol., 1984; Bencko a kol., 1995; Pitter, 2009).

Měď patří mezi kovy, které snadno komplexují, proto mohou být její formy výskytu velmi rozmanité. Z rozpuštěných forem přicházejí v úvahu kromě jednoduchého iontu  $\text{Cu}^{2+}$  především hydroxokomplexy. Značně stabilní jsou amminkomplexy a kyanokomplexy. Málo stabilní jsou chlorokomplexy a sulfatokomplexy. Velmi stabilní komplexy tvoří s humínovými látkami (Pitter, 2009).

Rozpustnost mědi je v přírodních vodách limitována v kyselé oblasti rozpustností malachitu a v neutrální a alkalické oblasti rozpustností hydroxidu (Čížek a kol., 1997; Pitter, 2009).

Pitter (2009) uvádí, že v prostých podzemních a povrchových vodách se vyskytuje měď obvykle v koncentracích řádově jednotek až desítek  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . V kyselých vodách např. z rudných nalezišť může být koncentrace mědi mimořádně vysoká.

Výskyt mědi v rostlinných i živočišných tkáních byl prokázán již v 19. století (Pitter, 2009). Jedná se o esenciální prvek pro lidský organizmus (Förstner a Müller, 1974; Pitter, 2009). Biologické účinky mědi jsou různé, vzhledem k tomu, že měď je nejen esenciální prvek, ale může působit i toxicky. Měď má značný význam v metabolických procesech rostlin. V rostlinném pletivu vytváří ionty mědi komplexy s bílkovinami a dalšími biopolymery. Měď má u rostlin význam především v procesech dýchání a fotosyntézy. U exponovaných zvířat byla nalezena zvýšená koncentrace Cu v játrech, nižší koncentrace hemoglobinu a nižší počet červených krvinek (Bencko a kol., 1995). Ernest a kol. (1984) uvádí, že se měď u ryb bude ukládat především v játrech. Naopak deficit mědi se u zvířat podle Bencka a kol. (1995) projevuje potlačením růstu, depigmentací chlupů, ataxií u novorozenců, poruchami reprodukční funkce, poškozením kardiovaskulárního a gastrointestinálního systému.

Bencko a kol. (1995) uvádějí, že se v trávicím ústrojí vstřebá 57% z podané dávky mědi. Vstřebaná měď je distribuována v organizmu a hromadí se především v játrech, srdci, mozku, ledvinách a svalech. Z organizmu je měď vylučována především žlučí, může být však také částečně vylučována močí a potem.

Z hlediska toxicity pro člověka může docházet k tzv. horečce z kovů, která vzniká při akutní expozici parami, nebo prašnými aerosoly mědi. Soli mědi působí dráždivě na neporušenou kůži, jejich účinek se projevuje svěděním a zánětem kůže (Bencko a kol., 1995).

Pitter (2009) dále uvádí, že akutní ani chronická onemocnění způsobená požíváním vody s obsahem mědi nejsou známa. Měď ovlivňuje negativně organoleptické vlastnosti vody (chuť) již v koncentracích v rozmezí od 0,1 mg.l<sup>-1</sup> do 1 mg.l<sup>-1</sup>. Obecný imisní standard přípustného znečištění povrchových vod je pro měď 0,025 mg.l<sup>-1</sup>. Poměrně přísné limity pro koncentraci mědi v povrchových vodách jsou dány její značnou toxicitou pro vodní organizmy včetně ryb. Förstner a Müller (1974), Hartman a kol. (1998), Pitter (2009) uvádějí, že toxické působení mědi na sinice a řasy je známo již z konce 19. století. Pitter (2009) dále popisuje, že toxicita mědi pro ryby, sinice, řasy a ostatní vodní organizmy závisí na formách jejího výskytu. Toxicky působí především Cu<sup>2+</sup>. Protože je měď silně toxická pro ryby, je v povrchových vodách mezní koncentrace mědi nižší než mezní hodnota pro pitnou vodu (1,0 mg.l<sup>-1</sup>). Například pro chov lososovitých ryb se doporučuje, aby koncentrace nepřekročila hodnotu 5 µg.l<sup>-1</sup>. Čítek a kol. (1997) uvádějí, že nejvyšší přípustná koncentrace mědi ve vodě vzhledem k bezpečnosti pro ryby je 0,001 až 0,01 mg.l<sup>-1</sup>. Podle Čítka a kol. (1997) a Hartmana a kol. (1998) mají ryby při otravě mědí dýchací potíže a silně zahleněný



povrch těla. Nemcsók a kol. (1985) popisují fyziologický a biochemický efekt mědi na rybí organizmus.

#### 2.4.3.9. Zinek

Zinek je běžnou součástí hornin, půd a sedimentů. Nejrozšířenějšími zinkovými rudami jsou sfalerit a smithsonit. Větší množství zinku se dostává do vod při oxidačním rozkladu sulfidických rud. Antropogenním zdrojem zinku v přírodních vodách je především atmosférický spad. Do atmosféry se dostává zinek při spalování fosilních paliv a při zpracování neželezných rud. Z průmyslových odpadních vod obsahují zinek např. vody ze zpracování zinkových rud, z mořiren mosazi, z elektrotechnických výrob a z povrchové úpravy kovů. Dalším zdrojem zinku jsou nádoby ze zinku nebo pozinkovaných kovů, se kterými voda přichází do styku. Také hnojiva obsahují zinek jako znečišťující příměs. Dalším zdrojem zinku mohou být čistírenské kaly (Reichert a kol., 1982; Ernest a kol., 1984; Bencko a kol., 1995; Pitter, 2009).

Kabata (1988) uvádí, že zinek je podobně jako kadmium v půdních podmínkách snadno pohyblivý a že nejvyšší rozpustnost tohoto kovu je v rozmezí pH 4,5-5,5.

Z rozpuštěných forem výskytu přicházejí v úvahu jednoduchý iont  $Zn^{2+}$ , hydroxokomplexy a ve vodách s vysokým obsahem síranů též sulfatokomplex. Zinek tvoří komplexy i s organickými látkami. Zinečnatý kationt má poměrně nízkou hydrolytickou konstantu a jeho komplexační schopnosti jsou podstatně méně výrazné. V neutrální a kyselé oblasti v méně mineralizovaných a organicky málo znečištěných vodách může proto jednoduchý iont  $Zn^{2+}$  dominovat nad ostatními formami (Pitter, 2009).

Förstner a Müller (1974), Bencko a kol. (1995) uvádějí, že je zinek nezbytný pro funkci různých enzymů u savců. Zn se vyskytuje prakticky ve všech rostlinných i živočišných tkáních. Pitter (2009) uvádí, že zinek patří mezi esenciální stopové prvky pro lidi, zvířata i rostliny. Ernest a kol. (1984) a Bencko a kol. (1995) uvádějí, že při nedostatku zinku v organismu dochází ke zpoždění růstu a pohlavního dozrání. Typickými znaky deficitu zinku jsou dermatitida, atrofie varlat, anorexie, hubnutí a zpomalení růstu vlasů.

Podle Bencka a kol. (1995) je hlavní vylučovací cestou zinku z organismu stolice, kterou se vyloučí asi  $\frac{3}{4}$  zinku, zbytek je vylučován močí.

Z hlediska toxicity pro člověka může po inhalaci par nebo velmi jemného prachu kovového zinku a ZnO docházet k tzv. horečce slévačů. Toxický účinek zinku při perorálním příjmu není často popisován, akutní otrava se obvykle projevuje tlumením centrálního nervového systému, při vyšších dávkách dochází k obrnám. Při chronické otravě zinkem byla

pozorována degenerace pankreatu, chudokrevnost, osteoporóza, zástava růstu a neplodnost. Někteří autoři přisuzují zinku určitou úlohu v karcinogenezi (Bencko a kol., 1995; Trebichavský a kol., 1998). Podle Pittera (2009) je zinek ve vodách z hygienického hlediska málo závadný, onemocnění způsobená požíváním vody s obsahem zinku nejsou známa, avšak při vyšších koncentracích (nad 5-10 mg.l<sup>-1</sup>) se zinek projevuje svíravou chutí vody.

Zinek je však značně toxický pro ryby a jiné vodní organizmy, a to již při koncentracích v desetinách mg.l<sup>-1</sup>. Zvláště citlivé jsou lososovité ryby a jejich plůdek. Udává se, že letální koncentrace se v málo mineralizovaných vodách pohybují kolem 0,1 mg.l<sup>-1</sup>. Letální koncentrace pro kaprovité ryby je asi desetkrát vyšší. Toxicita však značně závisí na složení vody. Například pro lososovité ryby je ve velmi málo mineralizované vodě přípustná koncentrace zinku 0,03 mg.l<sup>-1</sup>, avšak v silněji mineralizované vodě lze připustit koncentraci 0,5 mg.l<sup>-1</sup>. Podle Hartmana a kol. (1998) je na zinek mimořádně citlivý zejména plůdek lososovitých ryb pro nějž se letální koncentrace pohybuje mezi 0,01-0,1 mg.l<sup>-1</sup>. Hodnota obecného imisního standardu pro přípustné znečištění povrchových vod zinkem je 0,16 mg.l<sup>-1</sup> (Ernest a kol., 1984; Pitter, 2009). Čítek a kol. (1997) uvádějí, že u lososovitých ryb se letální koncentrace zinku pohybují okolo 0,1 mg.l<sup>-1</sup>.

#### **2.4.3.10. Arsen**

Arsen se v přírodě vyskytuje zejména ve formě sulfidů, v malých množstvích doprovází téměř všechny sulfidické rudy, je častou součástí různých hornin a půd, jejichž zvětráváním se dostává do podzemních a povrchových vod (Bencko a kol., 1995; Pitter, 2009). Kabata (1988) uvádí, že arsen je nejsilněji vázán zejména v kyselých půdách přes hydratované oxidy železa a hliníku. Dále uvádí, že pohyblivost arsenu v půdě závisí na stupni oxidace, nejpohyblivější je As v redukčních podmínkách. Anorganické sloučeniny arsenu jsou více pohyblivé a více toxické než organické. Podle Pittera (2009) se mobilizovaný arsen silně sorbuje na plaveninách a sedimentech obsahujících hydratovaný oxid železitý a hlinitý a jílové částice. S těmito částicemi je pak dálkově transportován povrchovými vodami. Za aerobních podmínek je arsen v sedimentech poměrně stabilní, avšak v redukčním prostředí se může ze sedimentů demobilizovat do kapalně fáze.

Antropogenním zdrojem arsenu je spalování fosilních paliv, hutní a rudný průmysl, koželužny, aplikace některých pesticidů na bázi arzenitanu sodného nebo vápenatého, aj. (Ernest a kol., 1984; Bencko a kol., 1995; Bijo, 1996; Pitter, 2009).

Arsen se vyskytuje ve vodách v oxidačním stupni III. a V., bývá také organicky vázán, avšak tato forma nebývá dominující. Ve vodě podléhá chemickým, biologickým

i fotochemickým transformacím. Za oxických podmínek v neutrální až alkalickém pH je ve vodě nejstabilnější formou  $\text{As}^{\text{V}}$ , ve slabě kyselém až slabě alkalickém prostředí přicházejí v úvahu především aniontové formy  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$  a  $\text{HAsO}_4^{2-}$ . V anoxických až anaerobních podmínkách dochází k redukci na  $\text{As}^{\text{III}}$  a dominuje jeho kationtová forma, nedisociovaná kyselina trihydrogenarsenitá (Pitter, 2009).

U arsenu se mohou biochemickou cestou tvořit různé methylderiváty, např. methylarsan, dimethylarsan a také kyseliny. Příčinou je pravděpodobně detoxikační mechanismus, stejně jako u rtuti. Organické methylderiváty se tvoří především v eutrofních vodách, méně v oligotrofních, na jejich tvorbě se podílejí bakterie. Některé mikroorganismy jsou schopné methylderiváty rozkládat na anorganické sloučeniny  $\text{As}^{\text{V}}$ . Přítomnost metylarsenu se projevuje charakteristickým česnekovým zápachem. Arsen se může vázat také v biomase, vznikají např. arsenobetain, arsenofosfolipidy, atd.. Biochemické přeměny arsenu probíhají velmi pomalu jak v aerobním, anoxickém tak i anaerobním prostředí (Bencko a kol., 1995; Pitter, 2009).

Protože arsen je v přírodě v malých množstvích značně rozšířen, je běžnou součástí povrchových i podzemních vod (Pitter, 2009).

Bencko a kol. (1995) uvádějí, že k výraznému hromadění arsenu dochází až po 48 hodinách, v ektodermálních tkáních – kůži a jejích adnexech. Vzhledem k afinitě arsenu k SH – skupinám je v tomto případě příčinou kumulace vazba arsenu s keratinem. Ukládání arsenu ve tkáních organismů záleží na formě podaného arsenu. Organicky vázaný arsen je z těla vylučován rychle a téměř beze zbytku, na rozdíl od arzeniku.

Arsen začíná toxicky působit v dávkách 30-50 mg, nejmenší letální dávky se udávají kolem 60-80 mg a průměrné smrtelné dávky se pohybují v rozmezí 200-300 mg u dospělého člověka (Bencko a kol., 1995).

Klinický obraz chronické otravy arsenem je pestrý. Popisovány jsou hlavně změny na kůži a sliznicích, změny neurologické a změny hematologické. Byly prokázány také jeho karcinogenní a teratogenní účinky (Bencko a kol., 1995). Dlouhodobé požívání vod s malými koncentracemi  $\text{As}$  způsobuje chronická onemocnění (arsenikózu). Jeho toxicita závisí do značné míry na oxidačním stupni, sloučeniny  $\text{As}^{\text{III}}$  jsou mnohonásobně toxicitější než sloučeniny  $\text{As}^{\text{V}}$ . Arsen patří mezi inhibitory biochemických oxidací. Patří mezi nervové jedy kumulativního charakteru. Organismus savců je schopen detoxikace  $\text{As}$  jeho methylací a následným vyloučením močí.  $\text{As}$  je podstatně mobilnější než rtuť, nehromadí se příliš v rybách, takže otravy při jejich konzumaci nebyly zaznamenány (Pitter, 2009).

Mimořádná pozornost byla věnována odstranitelnosti arsenu při úpravě vody na vodu pitnou. Bylo prokázáno, že arsen se velmi značně sorbuje na hydratovaných oxidech Fe a Al, přičemž  $\text{As}^{\text{V}}$  se podstatně více zadržuje než  $\text{As}^{\text{III}}$  (Pitter, 2009).

Pitter (2009) uvádí, že v ČR je arsen v pitné vodě limitován nejvyšší mezní hodnotou  $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$ . Obecným imisním standardem pro přípustné znečištění povrchových vod arsenem je hodnota  $0,02 \text{ mg.l}^{-1}$

#### **2.4.3.11. Kadmium**

Vzhledem ke své chemické podobnosti se Cd vyskytuje v rudách a půdách společně se zinkem. Při jejich zpracování se dostává do odpadních vod a do atmosféry. Významnými antropogenními zdroji kadmia jsou fosforečná hnojiva, odpadní vody z galvanického pokovování a z výroby Ni-Cd baterií. Kadmium je součástí pigmentů při výrobě plastů a slouží jako stabilizátor některých termoplastů. Při spalování těchto plastů, fosilních paliv, nafty a topných olejů přechází kadmium do atmosféry. Kadmium emitované do ovzduší se nakonec hromadí v půdě a ve vodě a vstupuje tak do potravinových řetězců (Förstner a Müller, 1974; Ernest a kol., 1984; Laws, 1993; Bencko a kol., 1995; Bijo, 1996; Pitter, 2009). Kabata (1988) uvádí, že kadmium je zvlášť pohyblivým kovem, největší rozpustnost vykazuje v rozsahu pH 4,5-5,5. Kadmium je kovem s velkou náchylností k bioakumulaci a proto znečištění kadmíem tvoří velké ekologické riziko.

Kadmium se ve vodách vyskytuje jako jednoduchý iont  $\text{Cd}^{2+}$ , hydroxokomplex, karbonatkomplexy, eventuelně i sulfatkomplex. Z organických komplexů se vyskytují především komplexy s humínovými látkami. Koncentrace rozpuštěného kadmia v povrchových vodách mohou být ovlivněny procesy adsorpce a desorpce kadmia na sedimentech, jejichž sorpční mohutnost závisí na obsahu humínových látek (Pitter, 2009).

Bencko a kol. (1995) uvádějí, že obsah kadmia v povrchové vodě v oblastech bez zdrojů kontaminace je velmi nízký, pod  $1 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Pitter (2009) popisuje, že v kyselých vodách v okolí rudných nalezišť lze však najít koncentrace kadmia až v desítkách  $\text{mg.l}^{-1}$ . Bencko a kol. (1995) doplňují, že vzhledem k tomu, že kadmium je stejně jako ostatní kovy absorbováno v sedimentech dna, jeho obsah ve vodě obvykle nepřekročí limit  $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$ , doporučený Světovou zdravotnickou organizací. Ernest a kol. (1984) uvádějí, při koncentraci od  $1 \mu\text{g.l}^{-1}$  u sladkovodních organismů a při koncentraci od  $7 \mu\text{g.l}^{-1}$  u mořských organismů, se projevuje toxický efekt kadmia.

Na základě pokusů je podle Bencka a kol. (1995) možné konstatovat, že pouze malá část kadmia požitého v potravě je v organismu kumulována. Po perorální aplikaci je kadmium

transportováno krví do jater, ledvin, slinivky břišní a dalších tkání. Tkáňová distribuce Cd je závislá na dávce, způsobu aplikace a počtu dávek, přičemž při dlouhodobé expozici je tento kov kumulován převážně v ledvinách. Retence v játrech je rovněž závislá na dávce a délce expozice.

Bencko a kol. (1995) dále uvádějí, že nízký příjem vápníku se projeví častými příznaky intoxikace kadmii. Tento kov také negativně působí na metabolismus železa, tím ovlivňuje absorpci a vyvolává jeho deficienci.

V poslední době byl potvrzen soubor interakcí mezi Cd, Cu a Zn. Některé toxické účinky kadmia jsou takto vysvětlovány jako deficiencie mědi a zinku. Patří sem zejména poruchy růstu, anémie, parakeratóza, snížené přežívání mláďat, atd. (Bencko a kol., 1995).

Toxický efekt kadmia se projeví tehdy, zasáhnou-li kademnaté ionty v dostatečné koncentraci příslušné receptorní místo v organismu. Pro kadmium jsou kritickými orgány varlata, plíce, ledviny a játra. Vysoké koncentrace Cd v pitné vodě nebo v potravě vyvolávají hypertrofii srdečního svalu. Významnou roli z hlediska retence kadmia v organismu hrají játra, nachází se zde 50-75 % podaných dávek Cd. Jedna třetina kadmia kumulovaného v organismu se nachází v ledvinách (Bencko a kol., 1995). Pitter (2009) uvádí, že se kadmium ukládá v kůře nadledvinek a způsobuje jejich dysfunkci. Kromě toho způsobuje také dekalifikaci kostí (zpomaluje růst a dochází k bolestivému zkracování kostí).

Kadmium není esenciálním prvkem, naopak patří mezi velmi nebezpečné jedy. Mezi kovy se v řadě podle klesající toxicity nachází na druhém místě hned za rtutí, značně se kumuluje v biomase, plaveninách a sedimentech. Setrvává velmi dlouho v těle. Detoxikace je pomalá a hrozí nebezpečí chronických otrav. Kromě toho zesiluje toxické účinky jiných kovů, např. Zn a Cu. Kadmium se řadí mezi látky potenciálně karcinogenní, respektive teratogenní (Ernest a kol., 1984; Laws, 1993; Pitter, 2009).

Kadmium je značně toxické pro vodní organizmy, škodlivé působení na zooplankton a ryby bylo pozorováno již při koncentracích jednotek až desítek  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . Nejcitlivěji reagují lososovité ryby. Toxické působení závisí na formách výskytu kadmia ve vodě, toxicky působí zejména jednoduchý iont (Pitter, 2009).

Podle Pittera (2009) je obecný imisní standard pro přípustné znečištění povrchových vod  $0,7 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ .

#### **2.4.3.12. Olovo**

Nejrozšířenější olověnou rudou je galenit ( $\text{PbS}$ ), méně rozšířenými rudami jsou anglesit ( $\text{PbSO}_4$ ) a cerusit ( $\text{PbCO}_3$ ). Galenit nepodléhá chemické a biochemické oxidaci,

a proto se Pb poměrně málo hromadí v důlních vodách. V minulosti byly významným antropogenním zdrojem olova výfukové plyny motorových vozidel, obsahující rozkladné produkty tetraethylolova. Důsledkem bylo hromadění olova na vegetaci v okolí komunikací, znečištění atmosferických vod a odtud i vod povrchových a podzemních (Bencko a kol., 1995, Pitter, 2009). Dalším zdrojem mohou být odpadní vody ze zpracování rud, z barevné metalurgie, z výroby akumulátorů a ze sklářského průmyslu, kde jsou sloučeniny olova součástí glazur (Förstner a Müller, 1974; Reichert a kol., 1982; Ernest a kol., 1984; Laws, 1993; Bencko a kol., 1995; Pitter, 2009).

V přírodních vodách převažuje z rozpuštěných forem především jednoduchý iont  $Pb^{2+}$  (v kyselé oblasti) nebo karbonatokomplex  $[PbCO_3(aq)]^0$  (v neutrální a slabě alkalické oblasti (Pitter, 2009).

Bencko a kol. (1995) uvádějí, že olovo může být vstřebáváno plícemi v závislosti na velikosti částic. Může být také vstřebáváno z 5-10 % v trávicím ústrojí. Vstřebažené olovo je transportováno krví a distribuováno do různých tkání v organismu. Olovo je distribuováno do dvou prostorů: krev, tkáň x kosti. Olovo snadno proniká placentou, proniká také bariérou mezi krví a mozem, ale v mozkové tkáni se nehromadí. Asi 90 % perorálně přijatého olova je vylučováno stolicí, vstřebažené olovo je u člověka vylučováno především močí (75-80 %), méně trávicím ústrojím (16 %), ostatními cestami (vlasy, nehty, pot) méně než 8 %. Chronická expozice olovem vede ke snížení tvorby protilátek. Působení olova na reprodukční funkce se projevuje při expozici jak matek, tak i otců. Výsledkem je snížená plodnost, nižší hmotnost a velikost mláďat, předčasné porody, potraty, vysoká nemocnost novorozenců, atd. (Pfeifer a kol., 1988. Bencko a kol., 1995). Byly také pozorovány nádory ledvin, nadledvin, varlat, prostaty, štítné žlázy a mozku. Olovo je potenciálně karcinogenní pro člověka (Ernest a kol., 1984; Laws, 1993; Bencko a kol., 1995). Pfeifer a kol. (1988) uvádějí významný detoxikační mechanismus Fe a vitamínu C vůči Pb.

U lidí je nejčastější formou akutní otravy olovem postižení trávicího ústrojí, dochází k vyššímu slinění, zvracení, zácpám. Chronická otrava olovem začíná plíživě, z počátku převládá malátnost, pocit únavy, nechutenství, nespavost. Nemocní jsou nápadně bledí, častý je šedý lem na dásních. Při intoxikaci olovem je nejvíce postižen krvetvorný systém, nervový systém, trávicí ústrojí a ledviny (Ernest a kol., 1984; Bencko a kol., 1995).

Pitter (2009) uvádí, že olovo má vysoký akumulací koeficient a významně se hromadí nejenom v plaveninách, sedimentech a kalech, ale i v biomase mikroorganismů a rostlin. Pro svou toxicitu je ve vodě velmi závadné. Jeho toxicita spočívá ve schopnosti tvořit velmi silnou vazbu se skupinou -SH v thiolech, které jsou součástí některých enzymů,

v inhibici tvorby hemoglobinu, negativním působení na červené krviny, nervový systém, aj.. Toxicita pro vodní organizmy je stejně jako u jiných kovů, značně závislá na chemickém složení vody. Pro zooplankton a fytoplankton by měla být koncentrace olova nižší než  $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ . Z hlediska požadavků na chov ryb se doporučuje nejvyšší přípustná koncentrace pro kaprovité ryby asi  $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$  a pro lososovité asi  $0,004 \text{ mg.l}^{-1}$ . Obecný imisní standard pro přípustné znečištění povrchových vod je  $14,4 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ .

Hlavním příznakem poškození ryb při akutní intoxikaci olovem je především poškození epitelu žaber a následkem toho úhyn ryb udušením. Chronické intoxikace ryb olovem jsou charakterizovány změnami v krevním obrazu, zejména silným poškozením erytrocytů a leukocytů, degenerativními změnami vnitřních orgánů a poškozením nervové soustavy (Hanel a Lusk, 2005).

#### **2.4.3.13. Rtuť**

V přírodě se rtuť vyskytuje v horninách hlavně ve formě sulfidů. V rudách bohatých na rtuť tvoří až 70 % obsahu rtuti  $\text{HgS}$ , mnohem vzácnější jsou v přírodě oxid, chlorid a jodid. Do životního prostředí se rtuť dostává během své výroby a zpracování, při spalování fosilních paliv, různými odpady i průmyslovými a zemědělskými postupy. Významným zdrojem rtuti v povrchových vodách jsou atmosférické vody kontaminované spalováním fosilních paliv. Dalším zdrojem rtuti mohou být sedimenty a půdy. Biochemickými přeměnami akumulovaných sloučenin rtuti vznikají těkavé sloučeniny rtuti, které unikají do atmosféry (Förstner a Müller, 1974; Reichert a kol., 1982; Ernest a kol., 1984; Laws, 1993; Bencko a kol., 1995; Bijo, 1996; Pitter, 2009).

Pitter (2009) popisuje, že z anorganických rozpuštěných forem rtuti se ve vodě vyskytují především elementární rtuť  $\text{Hg}^0$ , dále  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $[\text{HgOH}]^+$ ,  $[\text{Hg}(\text{OH})_2]$ ,  $[\text{Hg}(\text{OH})\text{Cl}]^0$ , chlorokomplexy  $[\text{HgCl}]^+$  až  $[\text{HgCl}_4]^{2-}$  a organokomplexy. Transformace anorganických forem rtuti na organické a naopak probíhá především biochemickou cestou v závislosti na oxidačně redukčním potenciálu, teplotě, hodnotě pH, aktivitě mikroorganismů a přítomnosti organických látek. Rtuť tvoří velmi stabilní komplexy s humínovými látkami. Tyto komplexy ovlivňují do značné míry mobilitu rtuti v prostředí. Kromě toho humínové látky ovlivňují také metylaci a bioakumulaci rtuti. Z tuhých fází přichází v úvahu především  $\text{HgO}$  a za přítomnosti sulfidické síry velmi málo rozpustný  $\text{HgS}$ .

V metabolismu i toxickém působení elementární rtuti a jejích anorganických a organických sloučenin existují významné rozdíly (Bencko a kol., 1995).

Elementární rtuť je ve vodě nerozpustná, kovová rtuť, která se v trávicím ústrojí prakticky nevstřebává. Páry elementární rtuti se významně vstřebávají plicemi. Vstřebaná rtuť se v organismu rychle oxiduje na  $\text{Hg}^{2+}$ . Rtuťnaté ionty mají afinitu k SH-skupinám. Nejvyšší koncentrace rtuti nalezneme vždy v ledvinách, potom v játrech, zatímco v ostatních orgánech je koncentrace nižší. V mozku se hromadí rtuť hlavně v šedé hmotě (Ernest a kol., 1984; Bencko a kol., 1995).

Anorganické sloučeniny rtuti,  $\text{Hg}^{2+}$  je vylučována z organismu hlavně močí a stolicí, i když na vylučování se mohou podílet i další cesty, jako jsou vydechovaný vzduch, mateřské mléko, pot, sliny, vlasy a nehty. Při akutní expozici anorganickými sloučeninami rtuti jsou kritickým orgánem ledviny. Chronická otrava anorganickými sloučeninami rtuti je málo pravděpodobná. Nejsou žádné důkazy o karcinogenním účinku anorganických sloučenin rtuti (Bencko a kol., 1995).

Z hlediska chemické degradace probíhající v organismu je třeba rozlišovat organické sloučeniny rtuti v organismu na relativně stálé (methyl- a etylrtuťnaté sloučeniny) a nestálé (fenyl- a alkoxyalkylrtuťnaté sloučeniny). Páry methylrtuti jsou v plicích velmi rychle vstřebávány. Po perorálním podání je methylrtuť vstřebávána v trávicím ústrojí ve velkém rozsahu (téměř 100 %). Methylrtuť se také vstřebává kůží a prochází placentou. Fenylrtuťnaté soli jsou v trávicím ústrojí vstřebávány účinněji než rtuťnaté (Bencko a kol., 1995).

Mezi akutní a chronickou intoxikací organickými sloučeninami rtuti nejsou žádné ostré rozdíly. Vstřebaná methylrtuť se váže v organismu na SH-skupiny bílkovin, aminokyselin nebo peptidů. V krvi je methylrtuť z více než 90 % vázána na erytrocyty. Distribuce methylrtuti z krve do jednotlivých orgánů probíhá pomalu. Methylrtuť má velkou afinitu k mozkové tkáni (Laws, 1993; Bencko a kol., 1995).

V organismu dochází k biotransformaci methylrtuti na  $\text{Hg}^0$  a  $\text{Hg}^{2+}$ . Hlavními cestami vylučování methylrtuti z organismu je stolice a moč. Asi 5 % se podílí na vylučování methylrtuti z organismu mateřské mléko (Bencko a kol., 1995).

Förstner a Müller (1974), Mason (1991), Laws (1993), Pitter (2009) uvádějí, že sloučeniny rtuti podléhají ve vodách změnám chemickým i biochemickým. Některé organismy mohou methylovat  $\text{Hg}^{\text{II}}$  na sloučeniny  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$  a dále až na  $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ , které je těkavé a může se uvolňovat do atmosféry. Jedná se o detoxikační reakci, kterou jsou organismy schopné zbavit se akumulované rtuti. Tyto reakce probíhají ve větším rozsahu např. v sedimentech obsahujících velké množství bakterií, především za anaerobních podmínek. Do lidského organismu se rtuť dostává asi z 90 % zažívací cestou. Sloučeniny methylrtuti se kumulují především v játrech, ledvinách a mozku. Rtuť je nervovým



a ledvinovým jedem kumulativního charakteru a má rovněž gonádotropní účinky. Při otravě vyššími koncentracemi dochází k vážným poruchám centrálního nervového systému a kromě mentálních poruch může dojít až k úplnému ochrnutí. Organické sloučeniny rtuti mají mimořádně velkou schopnost akumulovat se v organizmech a přenášet se dále potravním řetězcem. Rtuť má jeden z nejvyšších akumulčních koeficientů. Ve svalovině ryb žijících ve vodě bez antropogenního znečištění rtutí se nacházejí její koncentrace nejvýše v desetinách  $\text{mg.kg}^{-1}$ , přípustný limit ve svalovině dravých ryb je  $0,6 \text{ mg.kg}^{-1}$  a u ostatních druhů ryb  $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Obecný imisní standard přípustného znečištění povrchových vod je  $0,1 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Hartman a kol. (1998) uvádějí, že v rybách může být koncentrace rtuti až milionkrát vyšší než ve vodě. I velmi malé koncentrace sloučenin rtuti snižují životnost spermií ryb, snižují produkci jiker a přežívání plůdku. Podle Čítka a kol. (1997) je nejvyšší přípustná koncentrace organických sloučenin rtuti ve vodě  $0,3 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Další autoři, kteří se zabývali akumulací rtuti v rybách a v lidech tyto ryby pojídajících byli Lodenius (1985) a Lodenius a kol. (1985).

## 3. Materiál a metodika

### 3.1. Lokalita

Černá Nisa pramení východně od Olivetské hory v Jizerských horách v nadmořské výšce 820 m, ve Stráži nad Nisou ústí do Lužické Nisy. Délka toku je 14,2 km, plocha povodí 27 km<sup>2</sup>, průměrný průtok u ústí dosahuje 0,57 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>. Černá Nisa je hlavním přítokem přehradní nádrže Bedřichov, jejíž stavba byla dokončena v r. 1905.

Sledovaný úsek se nachází v horní části toku (2,8 km pod pramenem) ve výšce 774 m n. m., přibližně 250 m pod limnigrafem Českého hydrometeorologického ústavu v experimentálním povodí „Uhlířská“ a 300 m nad zaústěním do nádrže. Černá Nisa protéká ve své horní části rašelinnými oblastmi a vzrostlým smrkovým lesem, v místech sledovaného úseku roste především nízký smrkový les, občas s příměsí listnatých stromů (olše, habr, buk, bříza – Kulíšková, 2006). Má výrazně dystrofní charakter (10-12 mg l<sup>-1</sup> org. C – Z. Hořická, osobní sdělení). Tato část toku spadá pod správu Místní organizace Českého rybářského svazu (MO ČRS) v Liberci. Obrázek části sledovaného úseku toku je uveden v příloze (Obrázek 5).

Vybraný úsek Černé Nisy je dlouhý přibližně 150 m, průměrná hloubka toku je zde 40 cm, maximální potom 1 m. Průměrná šířka koryta je 1,7 m. Dno je v této části štěrkovité, v proudných úsecích kamenité s žulovými oblázky a valouny, s malým množstvím mělkých tůní s pískem a organickými sedimenty. Tok meandruje a místy výrazně eroduje okolní svahy. Vegetaci v okolí toku tvoří porosty smrku ztepilého (*Picea abies*), smrku pichlavého (*Picea pungens*) a borovice kleče (*Pinus mugo*), dále se hojně vyskytuje třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*), metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), borůvka obecná (*Vaccinium myrtillus*) a porosty ploníku. Tok je obýván sivenem americkým (*Salvelinus fontinalis*) a střevlí potoční (*Phoxinus phoxinus*).

### 3.2. Odběr vzorků vody pro stanovení fyzikálně-chemických parametrů a toxických kovů

Terénní část práce byla prováděna na toku Černá Nisa v průběhu roku 2008. Termíny odběrů byly voleny tak, aby co nejlépe postihly dynamiku změn jednotlivých parametrů prostředí. První odběr byl uskutečněn v únoru, další začátkem května a následující odběry proběhly zhruba v měsíčních intervalech až do října. Vodu jsem odebírala pod limnigrafem

Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ) v experimentálním povodí ČHMÚ s názvem Uhlířská (ČHMÚ, 2010).

Vzorky byly odebírány plastovou nádobou o objemu cca 0,6 l. Voda určená pro laboratorní analýzy (stanovení kationtů, aniontů, pH, vodivosti, alkality a obsahu kovů) byla filtrována přes síto z tkaniny Uhelon o velikosti ok 40  $\mu\text{m}$  a převedena do PET lahví o objemu 0,5 l, které byly předem v laboratoři důkladně vymyty MiliQ vodou a na místě odběru vždy předem 3x vypláchnuty filtrovanou vodou z lokality. Odebrané vzorky byly v terénu uchovávány v přenosné chladicí tašce s chladícími vložkami a poté v lednici až do laboratorního zpracování.

Tato práce, odběry a zejména finančně náročné chemické analýzy, byla umožněna grantem Grantové agentury Univerzity Karlovy 136 208 na roky 2008-2009 „Kritické faktory prostředí ovlivňující distribuci lososovitých ryb v acidifikovaných vodách Jizerských hor“. Jednalo se o týmový projekt Katedry zoologie (řešitel Bc. Jiří Hušek a RNDr. Miroslav Švátora, CSc.), Katedry ekologie (Bc. Lucie Burdová a RNDr. Zuzana Hořická, Ph.D.) a Ústavu geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů (Doc. Martin Mihaljevič, CSc.) PřF UK.

### 3.3. Chemické analýzy vod

Chemická stanovení v odebraných vzorcích vod byla provedena v akreditované laboratoři Hydrobiologické stanice Univerzity Karlovy Velký Pálenec u Blatné. Laborantka paní Šípková stanovila ve vodách vodivost ( $K_{25}$ ), pH, alkalitu (kyselinovou neutralizační kapacitu), koncentraci kationtů ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ) a aniontů ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{F}^-$ ).

pH a alkalita dle Grana byly stanoveny na automatickém titrátoru TIM 900 od firmy Radiometer, specifická vodivost na konduktometru CDM210 (Radiometer) s vodivostní celou a s automatickou teplotní kompenzací při referenční teplotě 25 °C. Analýzy hlavních iontů byly provedeny na iontovém chromatografu s elektrochemickou supresí a vodivostní detekcí na kolonovém systému firmy Dionex (E. Stuchlík, osobní sdělení).

Kovy byly analyzovány doc. Mihaljevičem a laborantkou paní Fayedovou v laboratoři Ústavu geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů PřF UK

Obsah Be, Al, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd a Pb ve vodách byl stanoven hmotnostní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP MS, X Series 2, ThermoElemental, USA). Měření probíhalo za následujících podmínek: byly měřeny izotopy  $^9\text{Be}$ ,  $^{27}\text{Al}$ ,  $^{52}\text{Cr}$ ,  $^{53}\text{Cr}$ ,  $^{55}\text{Mn}$ ,  $^{57}\text{Fe}$ ,  $^{59}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Ni}$ ,  $^{65}\text{Cu}$ ,  $^{66}\text{Zn}$ ,  $^{74}\text{Ge}$ ,  $^{75}\text{As}$ ,  $^{103}\text{Rh}$ ,  $^{111}\text{Cd}$ ,  $^{187}\text{Re}$  a  $^{208}\text{Pb}$ ,

za přítomnosti interních standardů Ge, Re a Rh, při výkonu plazmy 1350 W, odražené energii < 1 W, při průtoku chladících plynů 14 l.min<sup>-1</sup> a nebulizéru (0,78 l.min<sup>-1</sup>) (M. Mihaljevič, osobní sdělení).

Stanovení obsahu rtuti bylo provedeno atomovým absorpčním spektrometrem typu AMA 254 (Altec CZ) za podmínek doporučených výrobcem (10 sekund sušení a 300 sekund rozklad). Měření bylo provedeno ve třech opakováních (M. Mihaljevič, osobní sdělení).

Pro doplnění uvádím místa vyhotovení chemických analýz vody z let 1994, 1996 a 1997, které pro roky 1994 a 1996 dělala akreditovaná analytická laboratoř České geologické služby a pro rok 1997 akreditovaná laboratoř Hydrobiologické stanice Univerzity Karlovy Velký Pálenec u Blatné.

### **3.4. Odběr vzorků makrozoobentosu**

Kvalitativní i kvantitativní odběr makrozoobentosu byl uskutečněn 7x v průběhu roku 2008, a to v období květen – říjen. Kvantitativní odběr byl prováděn metodou „kicking“ po dobu 2 minut, pomocí plastového ručního síta o velikosti ok 1 mm. Síto bylo v průběhu odběru pravidelně vyprazdňováno. Kvantitativní vzorky makrozoobentosu jsem v rámci sledovaného úseku Černé Nisy odebírala na třech typech substrátu: písku, šterku a kamenech. Pro každý typ substrátu jsem odběr provedla na třech místech, směrem proti proudu toku. Vzorek jsem vždy ihned po odebrání promyla na sítu čistou vodou, abych odstranila jemný detrit. Poté jsem ze vzorku opatrně odstranila větší kameny, tak, aby současně nedošlo k odstranění organismů. Tři vzorky získané pro každý typ substrátu byly poté smíchány, zahuštěny na sítu a následně fixovány 96% denaturovaným lihem tak, aby výsledná koncentrace lihu byla přibližně 80 %. Odběr vzorků makrozoobentosu v toku je vidět na Obrázku 6 v kapitole Přílohy.

Kvalitativní odběr makrozoobentosu jsem prováděla jako náhodný odběr organismů z různých typů substrátů, z návodních stran břehů toku a z větších kamenů v toku. Získaný kvalitativní vzorek byl také fixován 96% denaturovaným lihem k výsledné koncentraci přibližně 80 %. Odběr makrozoobentosu v toku Černá Nisa je vidět na Obrázku 6 v příloze.

Z kvalitativních vzorků jsem také odebrala malé podvzorky (1-50 jedinců) dominantních skupin bentosu (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera – larvy a dospělci, Diptera, Trichoptera – bez schránek) na stanovení obsahu kovů. Živé jedince jsem vybírala teflonovou pinzetou do plastové misky s čistou vodou a poté do malých plastových epruvet

s víčkem, v nichž byli okamžitě zmrazeni v tekutém dusíku. Vzorky byly do analýzy uchovány ve zmraženém stavu.

### **3.5. Odlov ryb a odběr tkání ryb**

Odlov jedinců sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*) pro stanovení obsahu toxických kovů proběhl v září a říjnu (v průběhu tréní) roku 2008 za pomoci členů Místní organizace Českého rybářského svazu v Liberci (MO ČRS). Pracovníci MO ČRS lovili ryby druhé a třetí věkové kategorie na udice, ryby nulté a první věkové kategorie byly chyceny podběrákem v tůních. Z každé věkové kategorie bylo odloveno 10 jedinců. K odlovu ryb nebyl použit elektrický agregát, abychom u lovených jedinců maximálně snížili stresovou zátěž.

Po usmrcení ryb úderem tupým předmětem do hlavy a přestřížení žaberních oblouků byly ihned v terénu odebrány jednotlivé tkáně. Plastový pracovní stůl, plastové misky, ve kterých jsme pitvali ryby, a pitevní souprava byly nejprve 3x omyty vodou z lokality, přefiltrovanou přes uhelonovou tkaninu o velikosti ok 40  $\mu\text{m}$ . Poté byl stůl omyt detergentním přípravkem Extran naředěným v poměru 1:5 a pitevní náčiní bylo v tomto roztoku ponořeno po celou dobu pitvy ryb. Vedle ocelového skalpelu a nůžek jsme používali pinzety z teflonu, abychom maximálně zabránili kontaminaci odebíraných tkání kovy.

Na analýzu toxických kovů byla odebírána žábra, svalovina, játra, ledviny a gonády (pokud to velikost orgánu dovozovala, přibližně 1  $\text{cm}^3$  tkáně) a vzorky těchto tkání byly ukládány do plastových epruvet s víčkem, předem vyloužených slabým roztokem kyseliny dusičné. Očíslované epruvety se vzorky byly zmrazeny v nádobě s tekutým dusíkem a ve zmrzlém stavu byly uchovávány až do laboratorního zpracování. Odběr tkání ryb je vidět na Obrázku 7 v příloze.

Kvalitativní odlovy ryb k orientačnímu zmapování druhového složení ichtyofauny probíhaly na toku Černá Nisa na jaře, v létě a na podzim roku 2008 za použití benzínového elektrického agregátu Honda. Ryby byly dočasně omráčeny slabými výboji elektrického proudu a chyceny pomocí podběráku. Odlov ryb probíhal na třech úsecích, každý úsek byl vždy proloven formou dvou po sobě jdoucích lovů.

### **3.6. Stanovení obsahu kovů ve tkáních ryb a makrozoobentosu**

Také obsah kovů ve tkáních ryb a v bentických organizmech byl po lyofilizaci stanoven doc. Mihaljevičem v laboratoři Ústavu geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů

PřF UK. Zvolená metodika stanovení obsahu kovů vychází z postupů používaných v této laboratoři a z prací některých autorů (Arribére a kol., 2006; Dalman a kol., 2006; Schmitt a kol., 2006; Reynders a kol., 2008, Allinson a kol., 2009, Bervoets a kol., 2009; Piraino a Taylor, 2009; Vicente-Martorell a kol., 2009).

Lyofilizaci vzorků jsem provedla ve Společné laboratoři biologické sekce PřF UK. Epruvety se zmrzlými vzorky bentosu a tkání ryb jsem po vyndání z mrazáku vložila do tekutého dusíku, aby došlo k co největšímu podchlazení vzorků, poté jsem je otevřela a umístila do papírového stojanu. Stojan se vzorky jsem vložila do vakuové komory lyofilizátoru typu HETO CTIDW - 60E. Lyofilizace probíhala 24 hodin až do úplného vysušení vzorků.

Ke stanovení obsahu kovů byla použita navážka cca 0,2-1 g suchého vzorku, která byla převedena do polytetrafluoroethylenových (PTFE) nádobek a zalita 10 ml koncentrované  $\text{HNO}_3$  čištěné podvarovou destilací. Uzavřené nádobky byly přes noc umístěny na topné desce o teplotě 150 °C. Druhý den byl jejich obsah odkouřen v laminárním boxu až na objem cca 2 ml, který byl převeden do 25 ml odměrky a doplněn deionizovanou MiliQ vodou.

Obsah Be, Al, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd a Pb v tkáních organismů byl stanoven hmotnostní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP MS, X Series 2, ThermoElemental, USA). Měření probíhalo za následujících podmínek: byly měřeny izotopy  $^9\text{Be}$ ,  $^{27}\text{Al}$ ,  $^{52}\text{Cr}$ ,  $^{53}\text{Cr}$ ,  $^{55}\text{Mn}$ ,  $^{57}\text{Fe}$ ,  $^{59}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Ni}$ ,  $^{65}\text{Cu}$ ,  $^{66}\text{Zn}$ ,  $^{74}\text{Ge}$ ,  $^{75}\text{As}$ ,  $^{103}\text{Rh}$ ,  $^{111}\text{Cd}$ ,  $^{187}\text{Re}$  a  $^{208}\text{Pb}$ , za přítomnosti interních standardů Ge, Re a Rh, při výkonu plazmy 1350 W, odražené energii < 1 W, při průtoku chladících plynů 14 l.min<sup>-1</sup> a nebulizéru (0,78 l.min<sup>-1</sup>). Měření bylo provedeno ve třech opakováních (M. Mihaljevič, osobní sdělení).

### **3.7. Determinace bentosu**

Fixované kvalitativní i kvantitativní vzorky bentosu jsem vždy před determinací vylila na síto se dnem z tkaniny Uhelon o velikosti ok 40 μm. Vzorek jsem důkladně promyla vodovodní vodou a vyklepala na bílou polyethylenovou misku. Z takto připraveného celého vzorku jsem vybírala jednotlivé organizmy. Rozdělila jsem je do základních taxonomických skupin a před dalším zpracováním jsem je uložila do polyethylenových epruvet s cca 80 % roztokem denaturovaného lihu.

Následně byly organizmy určovány do co nejnižšího taxonu s pomocí lupy Olympus SZ60, při zvětšení 10x – 63x V případě čeledi Chironomidae jsem k determinaci používala mikroskop Olympus BX51 (okulár 10x a objektivy 4x, 10x, 20x, 40x nebo 100x). Při

určování jsem pracovala s klíči autorů Rozkošný a kol. (1980), Hrabě (1981), Richoux (1982), Wiederholm (1983), Schmedtje a Kohmann (1992), Losos (1996), Waringer a Graf (1997), Bitušík (2000), Bauernfeinde a Humpesch (2001), Knoz (2001), Klink (2002), Hrabicová a Bitušík (2003), Rozkošný a Vaňhara (2004), Zwick (2004), Lechthaler a Car (2005), Lechthaler a Stockinger (2005) a Straka a Sychra (2007), za pomoci Mgr. Ivana Skály a Mgr. Natálie Lapšanské z Biologické laboratoře Povodí Vltavy, s.p. v Praze.

Určené organizmy jsem nakonec sečetla tak, abych získala celkový počet jedinců dané taxonomické skupiny ve vzorku, tj. pro určitý typ substrátu (písek, šterk, kameny) a určitý měsíc, zachycený při použití stejné odběrové metody a srovnatelném odběrovém úsilí.

### 3.8. Index diverzity

Z hlediska klasifikace toku na základě biodiverzity byl zvolen jeden z nejpoužívanějších indexů diverzity, Shannonův index, který v jednom údaji shrnuje informace o počtu druhů a velikosti jejich populace na dané lokalitě. Hodnoty tohoto indexu rostou s přibývajícimi biologickými druhy a s rovnoměrností jejich zastoupení ve sledované biocenóze.

$$H = -\sum_i p_i * \ln p_i \quad , \text{ kde}$$

H – Shannonův index diverzity,

$p_i$  – relativní zastoupení  $i$ -tého druhu.

### 3.9. Použitý software a fotografická dokumentace

Pro tvorbu tabulek a grafů jsem použila program Microsoft Office Excel 2003, k sepsání práce pak program Microsoft Office Word 2003. Získané údaje jsem vyhodnotila pomocí mnohorozměrných analýz v programu Canoco 4.5 (Plant Research International, Holandsko) a jeho grafické nástavbě CanoDraw 4 (Šmilauer, ČR).

Rozdíly v početnosti živočichů na lokalitách jsem hodnotila technikou přímé ordinace dat s lineárním rozdělením – RDA (redundancy analysis). Při dekompozici variability jsem sledované charakteristiky (měsíce, typ substrátu) zadávala jako charakteristiky prostředí (environmental variables) a vliv dalších proměnných eliminovala jako kovariáty (covariables). Pro jednotlivé kategoriální proměnné jsem použila binární kódování. Z důvodu

snížení významu velmi vysokých početností některých taxonů jsem u vstupních dat o abundanci živočichů na lokalitách použila odmocninovou transformaci.

Přiložené fotografie z prací v terénu byly pořízeny v průběhu r. 2008 digitálním fotoaparátem Panasonic DMC-FZ8 a následně upraveny v programu Zoner Media Explorer 5.



## 4. Výsledky

V této kapitole uvádím pouze vlastní výsledky, případně výsledky našeho týmu, které vznikly v rámci řešení grantového projektu a na nichž jsem se podílela (převzatá data a větší soubory mých původních výsledků jsou uvedeny v kapitole Přílohy).

Jedná se o výsledky fyzikálně-chemických analýz vody, údaje o druhové a věkové skladbě ryb a o kvalitativním a kvantitativním zastoupení makrozoobentosu v průběhu sledovaného období, doplněné o výsledky obsahu toxických kovů ve vodě, tkáních ryb a hlavních zástupců bentosu.

### 4.1. Chemické parametry toku

Tabulky 1 a 2 shrnují výsledky fyzikálně-chemických analýz vody z toku Černá Nisa v průběhu r. 2008.

Naměřená data jsem porovnávala s hodnotami získanými v letech 1994, 1996 a 1997 Z. Hoříckou (nepublikovaná data). Tato srovnávací data jsou uvedena v kapitole Přílohy v Tabulkách 6-11, srovnání hodnot z r. 2008 a z let 1994, 1996 a 1997 je uvedeno v Tabulkách 12 a 13 v Příloze. Původním záměrem bylo doplnit stanovené parametry vody pro rok 2008 o výsledky kontinuálního měření Výzkumného ústavu vodohospodářského T.G.M. z r. 2008 a srovnat je s kontinuálními měřeními tohoto ústavu z let 1994 nebo 1996. Tato data se mi však přes souhlas k jejich poskytnutí nepodařilo do termínu odevzdání práce získat.

**Tabulka 1.** Fyzikálně-chemické parametry toku Černá Nisa v průběhu r. 2008 – pH, vodivost, hlavní kationty.

Datum	pH	K <sub>25</sub> ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	Ca <sup>2+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	Mg <sup>2+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	Na <sup>+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	K <sup>+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )
20.2.	6,2	56,7	0,0	3,8	0,8	3,7	0,7
7.5.	6,5	59,6	0,0	4,5	0,8	5,8	0,4
3.6.	6,7	68,3	0,0	8,6	1,1	5,8	0,6
1.7.	6,7	69,7	0,0	5,0	0,9	3,1	0,5
13.8.	6,6	71,0	0,0	4,8	0,9	5,1	0,6
18.9.	6,4	70,3	0,0	5,8	1,2	3,8	0,6
22.10.	6,5	66,0	0,0	5,5	1,1	3,5	0,5
<b>Rozmezí hodnot / průměr</b>	<b>6,2-6,7</b>	<b>56,7-71,0</b>	<b>0,0</b>	<b>3,8-8,6</b>	<b>0,8-1,2</b>	<b>3,1-5,8</b>	<b>0,4-0,7</b>
		<b>65,9</b>		<b>5,4</b>	<b>1,0</b>	<b>4,4</b>	<b>0,5</b>

**Tabulka 2.** Fyzikálně-chemické parametry toku Černá Nisa v průběhu r. 2008 – alkalita, hlavní anionty.

Datum	Alkalita ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ )	$\text{SO}_4^{2-}$ ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	$\text{NO}_3^-$ ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	$\text{Cl}^-$ ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	$\text{F}^-$ ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )
20.2.	49,6	15,9	1,2	1,2	80,0
7.5.	74,2	16,3	2,1	1,0	60,0
3.6.	177,7	20,6	2,4	1,1	90,0
1.7.	141,7	16,9	2,7	1,1	70,0
13.8.	159,1	16,5	2,5	1,1	80,0
19.9.	142,0	16,9	2,6	1,1	80,0
22.10.	123,9	15,5	0,9	1,2	80,0
<b>Rozmezí hodnot/ Průměr</b>	<b>49,2-177,7 124,0</b>	<b>15,5-20,6 16,9</b>	<b>0,9-2,7 2,2</b>	<b>1,0-1,2 1,1</b>	<b>60,0-90,0 77,1</b>

## 4.2. Druhová a věková skladba ryb

V Tabulkách 3 a 4 uvádím druhové zastoupení ichtyofauny Černé Nisy, zjištěné na základě šesti kontrolních odlovů v průběhu r. 2008. V toku by se v současné době měly vyskytovat tři druhy ryb, siven americký (*Salvelinus fontinalis*), pstruh obecný, forma potoční (*Salmo trutta m. fario*) a střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*), avšak výskyt pstruha obecného nebyl během odlovů zaznamenán. Během letního období byla pozorována tři tření střevle potoční, na podzim v Černé Nise dominovali jedinci sivena amerického, kteří do toku vytahovali za účelem tření. Při odlovech bylo současně studováno také kvantitativní zastoupení pohlaví u jedinců daného druhu v případě, že toto zjištění bylo možné na základě vizuálních charakteristik, tedy bez usmrcení ryby.

Během říjnového odlovu (tj. v době tření) bylo zjišťováno také věkové složení populace dominantního druhu, sivena amerického. Výsledky potvrzují, že populace sivena v Černé Nise je stabilní a druh se pravidelně rozmnožuje.

**Tabulka 3.** Přehled druhů ryb v toku Černá Nisa zjištěných při odlovech v r. 2008, počty ulovených jedinců a poměr pohlaví (Hušek, 2010).

Datum odlovu	Druh (počet jedinců)		
	Siven americký	Pstruh obecný	Střevle potoční
7. 5.	10	0	0
4. 6.	16	0	117 (113♂ / 4♀)
13. 8.	10	0	0
16. 9.	20 (7♂ / 7♀)	0	0
18. 9.	18 (9♂ / 2♀)	0	0
22. 10.	136 (46♂ / 21♀)	0	18

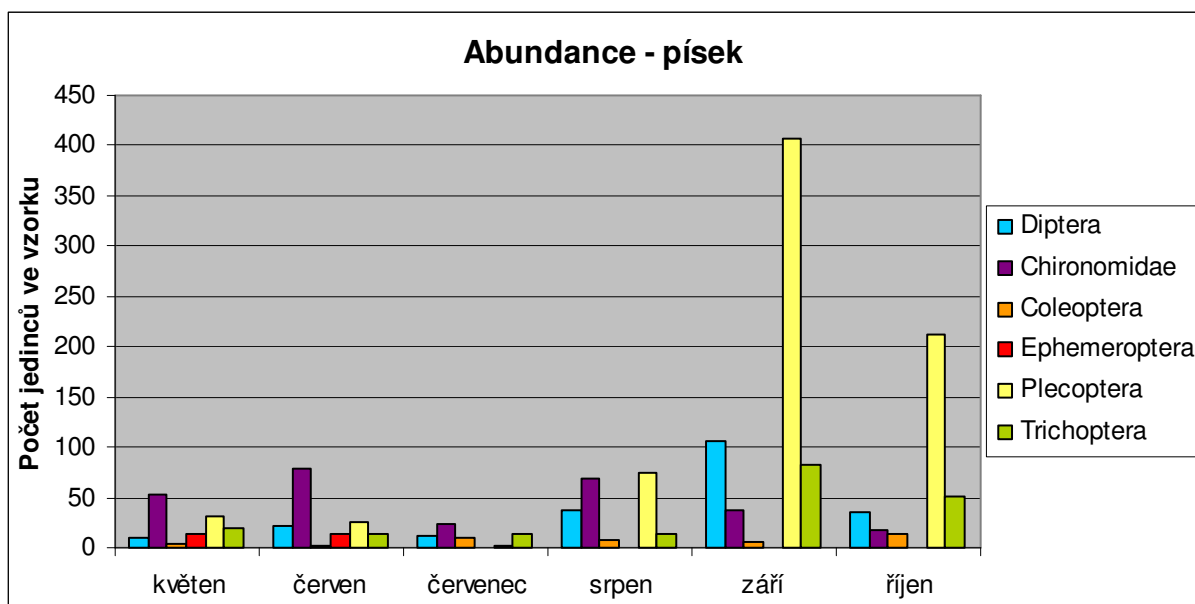
**Tabulka 4.** Věkové složení populace sivena amerického v Černé Nise v říjnu 2008 (Hušek, 2010).

Černá Nisa	Druh	Počet jedinců, pohlaví	Věková kategorie, počet jedinců
22. 10. 2008	Siven americký	136 (46♂ / 21♀)	0 <sup>+</sup> (45)
			1 <sup>+</sup> (46)
			2 <sup>+</sup> (14)
			3 <sup>+</sup> (31)

### 4.3. Kvalitativní a kvantitativní složení makrozoobentosu

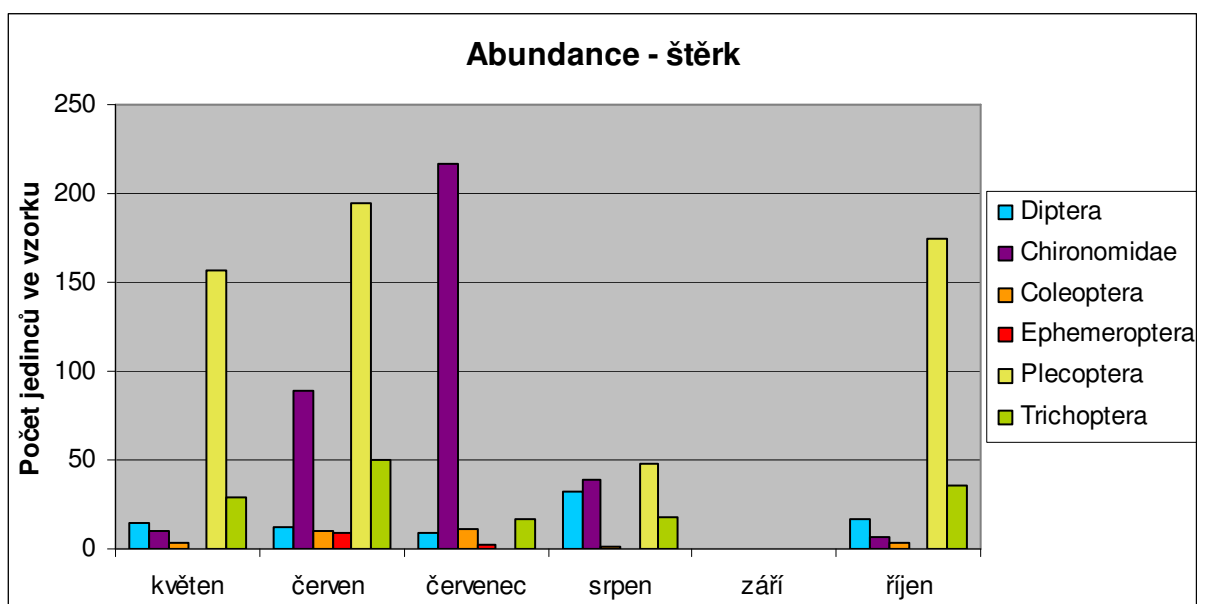
Na sledovaném úseku Černé Nisy jsem v rámci 7 kvantitativních odběrů bentosu v průběhu roku 2008 našla celkem 5 852 jedinců vodních bezobratlých z 28 čeledí. Soupis nalezených organismů a jejich počty jsou uvedené v Tabulkách 15 a 16 v kapitole Přílohy.

Obrázky 8-11 znázorňují změny abundance (celkových počtů jedinců ve vzorcích, odebraných metodou „kicking“ za stejnou dobu, tj. 2 minuty, a při srovnatelném lovném úsilí) základních taxonomických skupin bentického společenstva sledované lokality v průběhu roku, a to pro jednotlivé typy substrátu – písek, štěrk a kameny. Skupina Diptera uvedená na Obrázcích 8-11 vyjadřuje tzv. „ostatní Diptera“, tj. bez čeledi Chironomidae, která byla jako významná součást oživení dna hodnocena samostatně.



**Obrázek 8.** Početnost nejčastěji se vyskytujících vyšších taxonomických skupin bentických organismů na písčitém substrátu Černé Nisy v roce 2008.

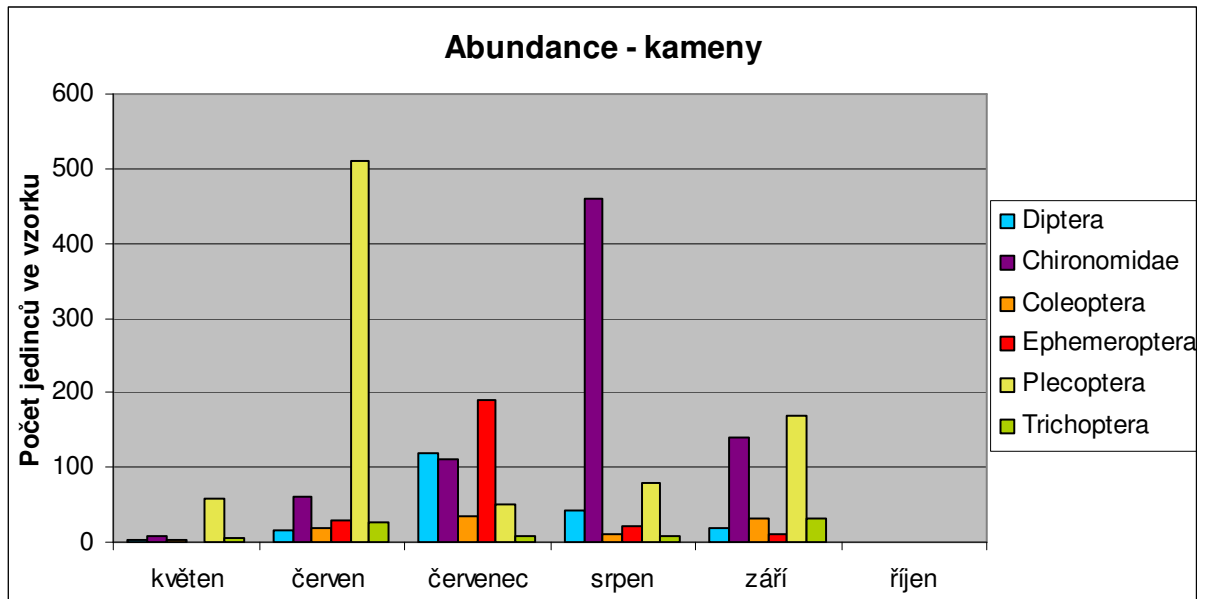
Z Obrázku 8 je zřejmé, že v jarním (květen, červen) i letním období (srpen) byly na písčitém substrátu dominantními zástupci bentosu larvy pakomárů (Chironomidae), následované larvami pošvatek (Plecoptera). Pro jarní období byl charakteristický výskyt larev jepic (Ephemeroptera), které již v dalších měsících nebyly na písčitém substrátu nalezeny. V červenci byl zaznamenán výrazný pokles larev ř. Plecoptera, dominantní skupinou bentosu byli v tomto měsíci opět pakomáři, druhou nejpočetnější skupinou se však staly larvy chrostíků (Trichoptera). Podzimní období bylo v písčitém substrátu charakterizováno maximálním rozvojem larev ř. Plecoptera. Druhou nejpočetněji zastoupenou skupinou byl ř. Trichoptera. Zastoupení druhů nebo jiných taxonů a jejich počty v každém ze sledovaných měsíců jsou uvedeny v Tabulkách 15 a 16 v kapitole Přílohy.



**Obrázek 9.** Početnost nejčastěji se vyskytujících vyšších taxonomických skupin bentických organismů na štěrkovitém substrátu Černé Nisy v r. 2008.

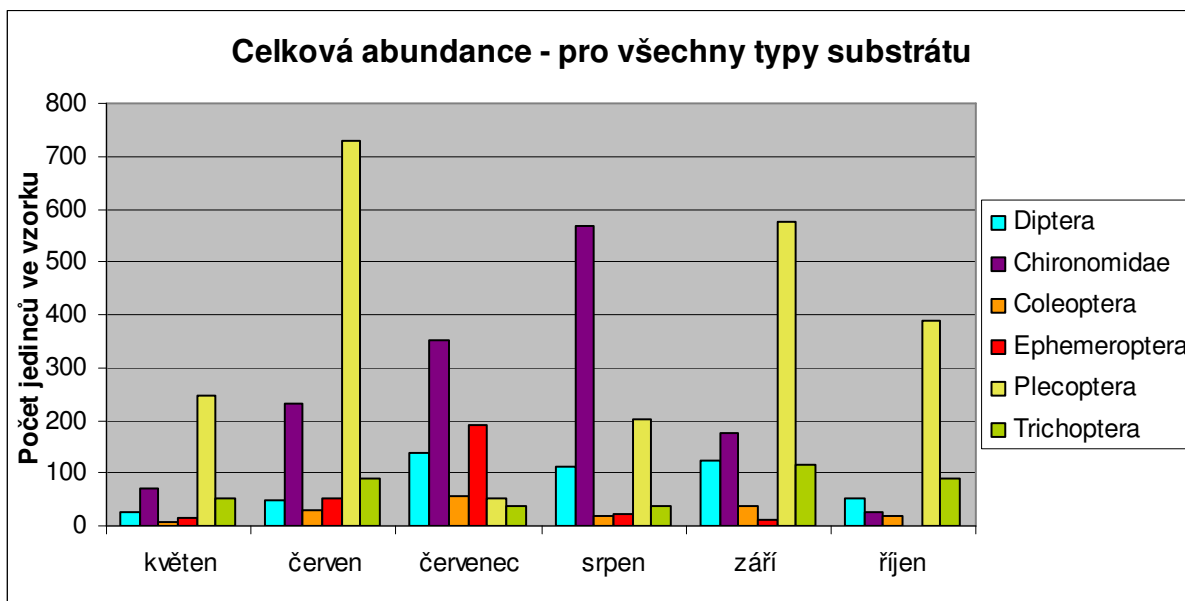
Pro štěrkovitý substrát byla v jarním období (květen, červen) typická dominance larev ř. Plecoptera. V červnu byl zaznamenán nárůst abundance u skupiny Chironomidae, od května do června byl pozorován také postupný nárůst zástupců ř. Trichoptera. V červenci pak byly jednoznačně dominantními vodními organizmy larvy čeledi Chironomidae. Pouze v období červen – červenec byl pozorován výskyt larev ř. Ephemeroptera. Vzorek ze září byl bohužel ztracen při skladování v depozitáři vzorků Katedry ekologie. Na základě vzrůstající abundance zástupců ř. Plecoptera v srpnu a jejich vysokých hodnot v říjnu je však možné předpokládat pozvolný nárůst početnosti této skupiny také v září. Zastoupení druhů nebo

jiných taxonů a jejich abundance v každém ze sledovaných měsíců jsou uvedeny v Tabulkách 15 a 16 v kapitole Přílohy.



**Obrázek 10.** Početnost nejčastěji se vyskytujících vyšších taxonomických skupin bentických organismů v kamenitém substrátu Černé Nisy v r. 2008.

Kamenitý substrát se v jarním období (květen, červen) vyznačoval vyšší početností larev ř. Plecoptera, která v letním období poklesla a na podzim se opět zvýšila. Od června do srpna byl pozorován velký nárůst početnosti u larev čeledi Chironomidae, která se v září opět snížila. Na rozdíl od jiných typů dna byly na kamenech více zastoupeny larvy ř. Ephemeroptera, které se zde vyskytovaly v období červen – září, s nejvyšší početností v červenci. Vzorek z říjnového odběru se bohužel také ztratil v depozitáři katedry. V Tabulkách 15 a 16 v kapitole Přílohy je uvedeno přesné zastoupení druhů nebo jiných taxonů a jejich početnost v každém ze sledovaných měsíců.

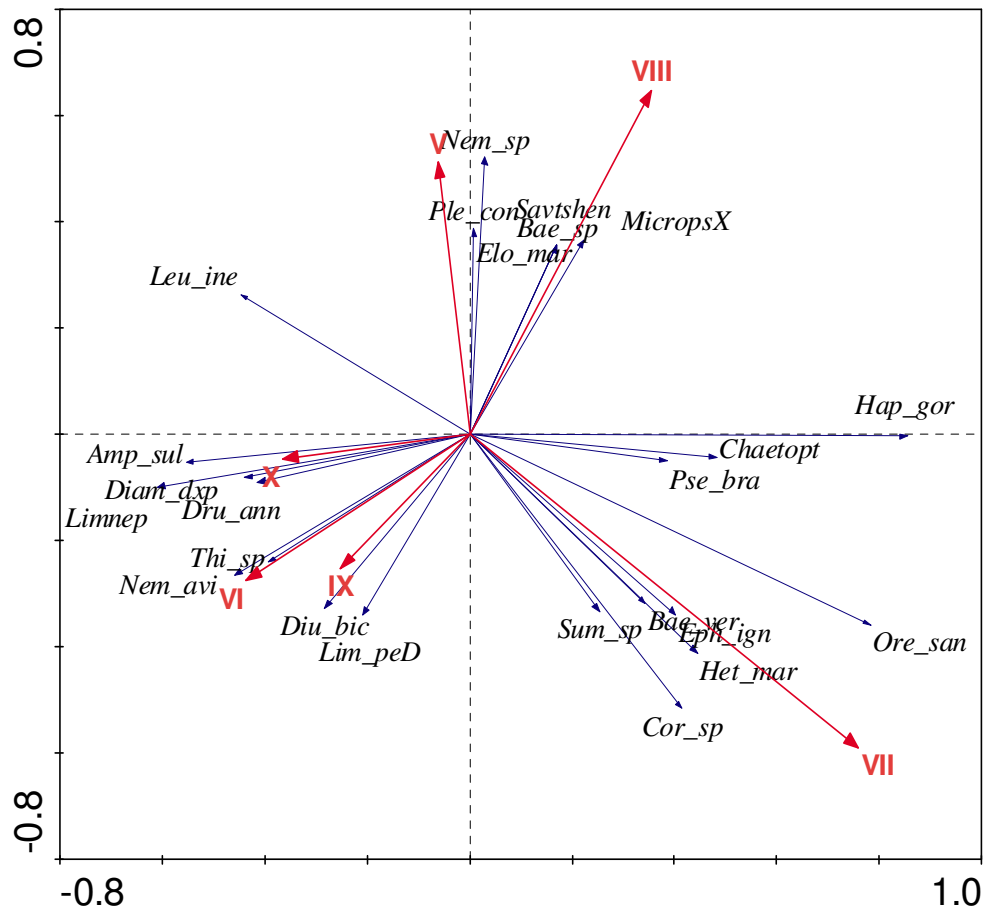


**Obrázek 11.** Početnost nejčastěji se vyskytujících vyšších taxonomických skupin bentických organismů v toku Černá Nisa v r. 2008, pro všechny typy substrátu.

Z hlediska celkové abundance byly jednoznačně nejčetnějšími představiteli bentosu Černé Nisy larvy ř. Plecoptera, a to zejména v jarním a podzimním období. Postupný nárůst početnosti, s letním maximem v srpnu, byl pozorován také u skupiny Chironomidae, jejíž početnost na podzim opět pozvolna klesala. Stejný trend je vidět také u larev ř. Ephemeroptera, maximální početnosti však tato skupina dosáhla v červenci. Podobně u larev ř. Diptera je zřejmý pozvolný nárůst abundance od jara do podzimu, s nejvyšší početností v letních měsících a v září. Larvy ř. Trichoptera dosáhly nejvyšší početnosti v červnu a v září, v letních měsících byla jejich početnost na rozdíl od ostatních taxonomických skupin nejnižší. Zastoupení druhů nebo jiných taxonů a jejich abundance v každém ze sledovaných měsíců jsou uvedeny v Tabulkách 15 a 16 v kapitole Přílohy.

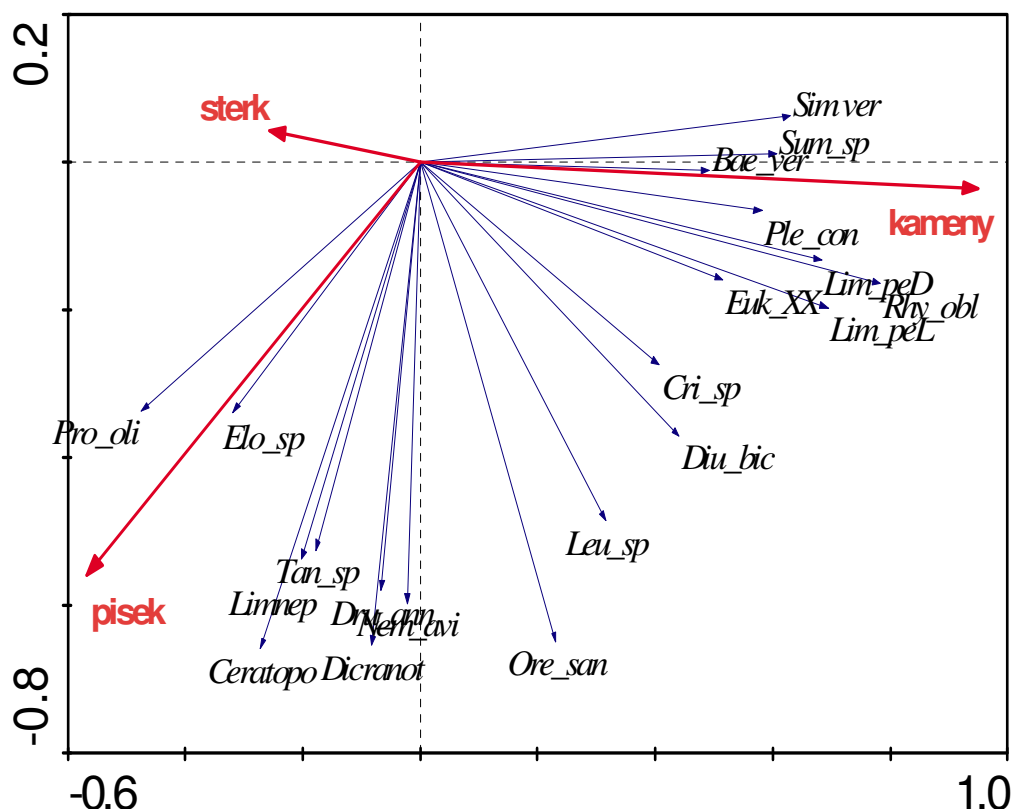
Obrázek 12 zachycuje sezónní změny ve výskytu 24 vybraných druhů bentosu, které nejvíce korelují s jednotlivými odběrovými měsíci (variabilita vysvětlená každým zobrazeným druhem překračuje 15 %). Vliv měsíce, po odečtení variability vysvětlené substrátem, pH a vodivostí, je na hranici signifikace 0,05% (pravděpodobně z důvodu malého počtu opakování), z čehož vyplývá, že vliv měsíce není náhodný, ale ani nijak silný, a to i přesto, že odpovídá 19,5 % variabilitě. Obrázek 13 znázorňuje vazbu 20 vybraných druhů bentosu s nejvíce korelujícím typem substrátu (variabilita vysvětlená každým druhem překračuje 20 %). Výsledek přímé mnohorozměrné analýzy (RDA) potvrdil, že substráty se

mezi sebou lišily v druhovém zastoupení organizmů. Kameny a písek byly substráty s nejvyššími abundancemi druhů, zatímco na šterku byla druhová společenstva velmi chudá.



**Obrázek 12.** Redundanční analýza (RDA) sezónních změn ve výskytu bentických organizmů makrozoobentosu na toku Černá Nisa v roce 2008.

Zkratky taxonů: *Simulium* sp. (**Sum\_sp.**), Tipulidae, podrod *Savtshenkia* (**Savtshen**), *Pseudodiamesa branickou* (**Pse\_bra**), *Diatesa dampfilpermacra* (**Diam\_dxp**), *Corynoneura* sp. (**Cor\_sp**), *Thiemanniella* sp. (**Thi\_sp**), *Heterotrissocladius marcidus* (**Het\_mar**), *Micropsectra pallidularistata* (**MicropsX**), *Oredytes sanmarkii* (**Ore\_san**), *Limnius perrisi* imágo (**Lim\_peD**), *Elodes marginata* (**Elo\_mar**), *Ephemerella ignita* (**Eph\_ign**), *Baetis versus* (**Bae\_ver**), *Baetis* sp. (**Bae\_sp**), *Amphinemura sulcicollis* (**Amp\_sul**), *Nemoura avicularis* (**Nem\_avi**), *Leuctra inermis* (**Leu\_ine**), *Diura bicaudata* (**Diu\_bic**), *Nemoura* sp. (**Nem\_sp**), *Limnephilidae* (**Limnep**), *Plectrocnemia conspersa* (**Ple\_con**), *Chaetopterygopsis villosalpusca* (**Chaetopt**), *Drusus annulatus* (**Dru\_ann**), *Haplotaxix gordioides* (**Hap\_gor**). Římskými číslicemi jsou označeny měsíce.

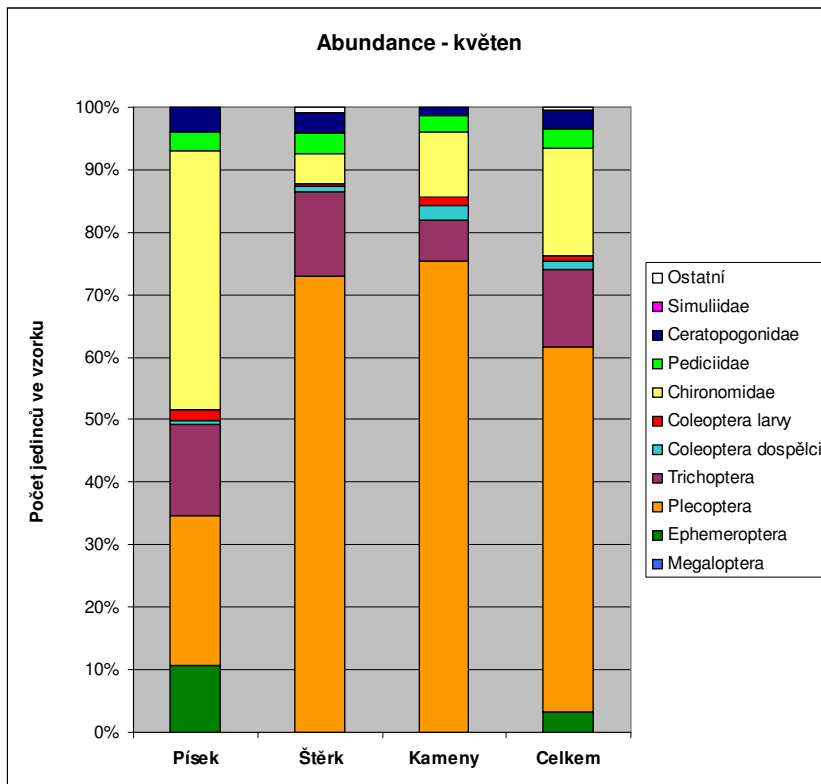


**Obrázek 13.** Redundanční analýza (RDA) vazby jednotlivých druhů bentických organismů k typu substrátu (písek, šterk, kameny) na toku Černá Nisa v průběhu roku 2008.

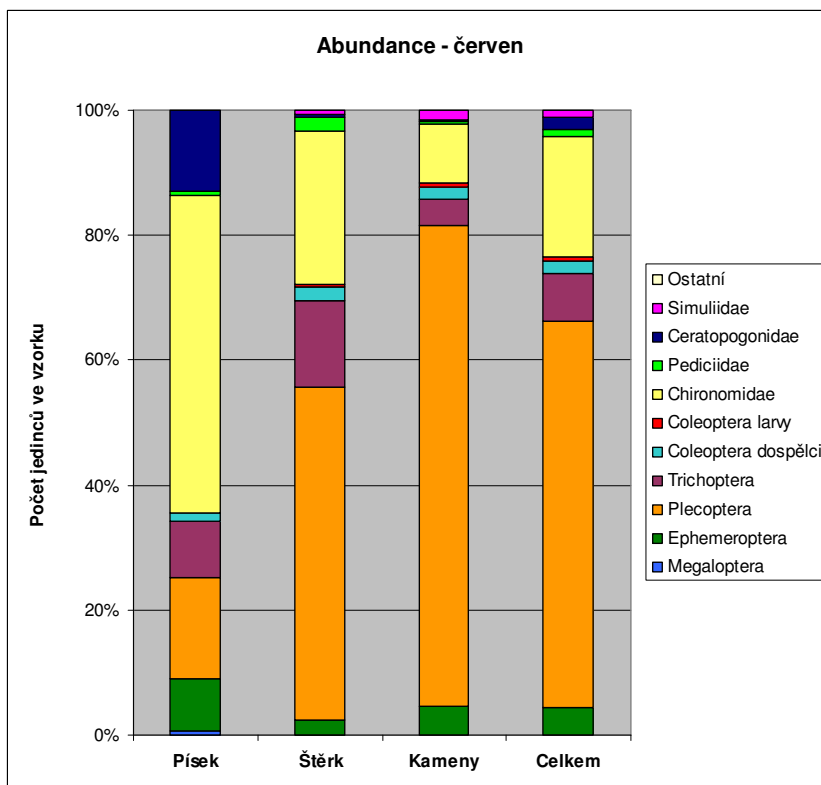
Zkratky taxonů: Ceratopogonidae (**Ceratopo**), Dicranota sp. (**Dicranot**), Simulium sp. (**Sum\_sp.**), *Simulium vernum* (**Sim ver**), Eloeophila sp. (**Elo\_sp.**), Cricetopus sp. (**Cri\_sp.**), *Prodiamesa olivacea* (**Pro\_oli**), Tanytarsus sp. (**Tan\_sp**), *Eukiefferella minorlfittkai* (**Euk\_XX**), *Oredytes sanmarkii* (**Ore\_san**), *Limnius perrisi*-imágo (**Lim\_peD**), *Limnius perrisi*-larva (**Lim\_peL**), *Baetis versus* (**Bae\_ver**), *Nemoura avicularis* (**Nem\_avi**), *Diura bicaudata* (**Diu\_bic**), *Leuctra* sp. (**Leu\_sp**), Limnephilidae (**Limnep**), *Plectrocnemia conspersa* (**Ple\_con**), *Rhyacophyla obliterated* (**Rhy\_obl**), *Drusus annulatus* (**Dru\_ann**).

Obrázky 14-20 znázorňují celkovou abundanci a abundanci makrozoobentosu na jednotlivých typech substrátu. Toto zobrazení je vždy vyhotoveno pro jeden odběr uskutečněný v určitém měsíci v průběhu roku 2008 tak, aby byly jednoznačně patrné rozdíly v zastoupení různých bentických organismů na různých substrátech. Na rozdíl od předchozích Obrázků 8-11, kde jsou zobrazeny pouze základní taxonomické skupiny, obsahuje tento pohled všechny nalezené taxonomické skupiny a jejich procentuální zastoupení ve vzorku.

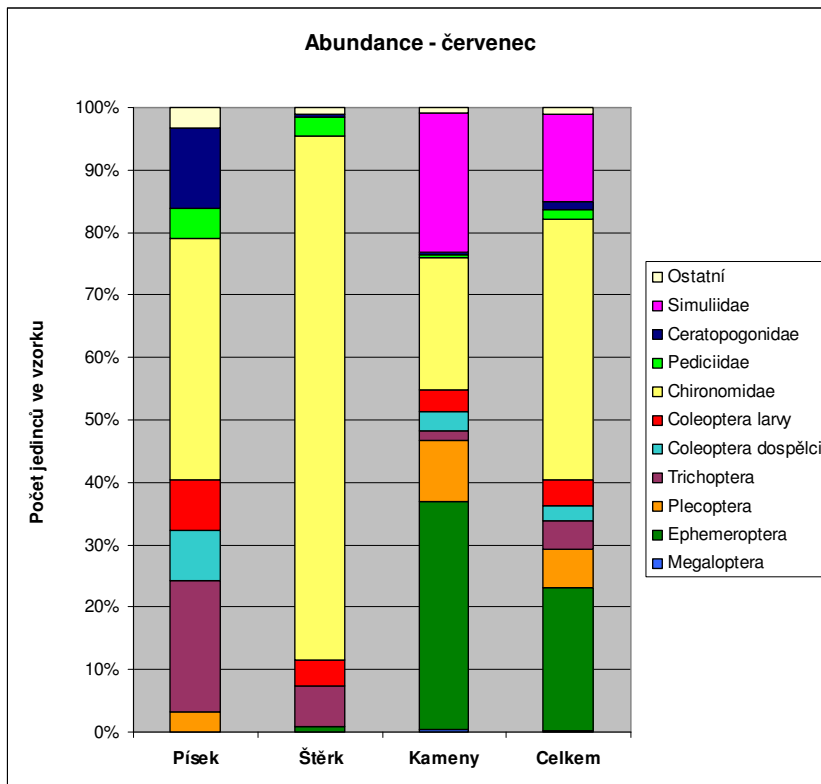




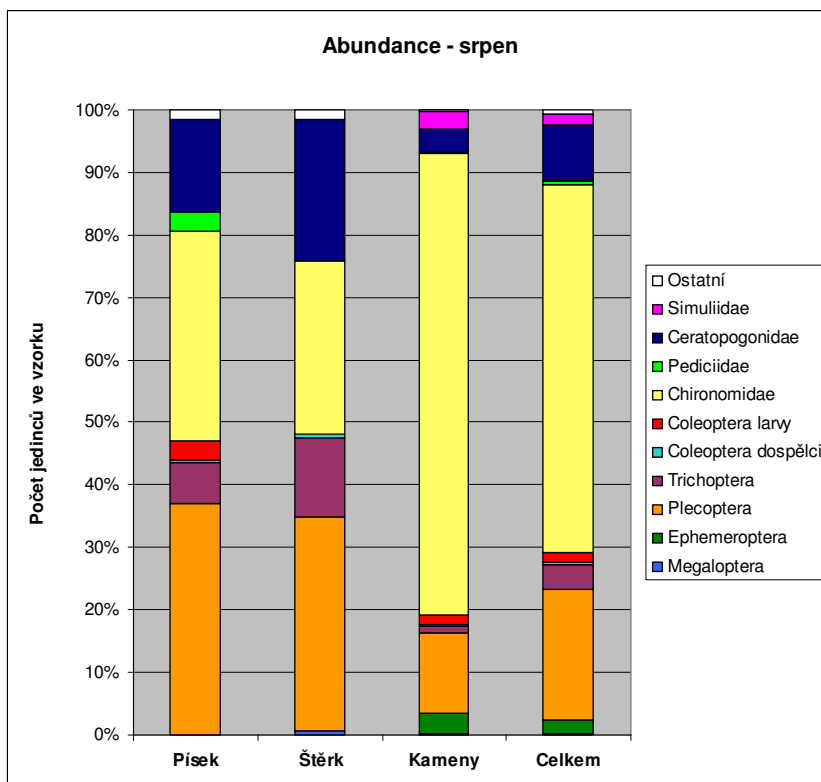
**Obrázek 14.** Relativní zastoupení jednotlivých skupin makrozoobentosu na různých typech substrátu v květnu 2008.



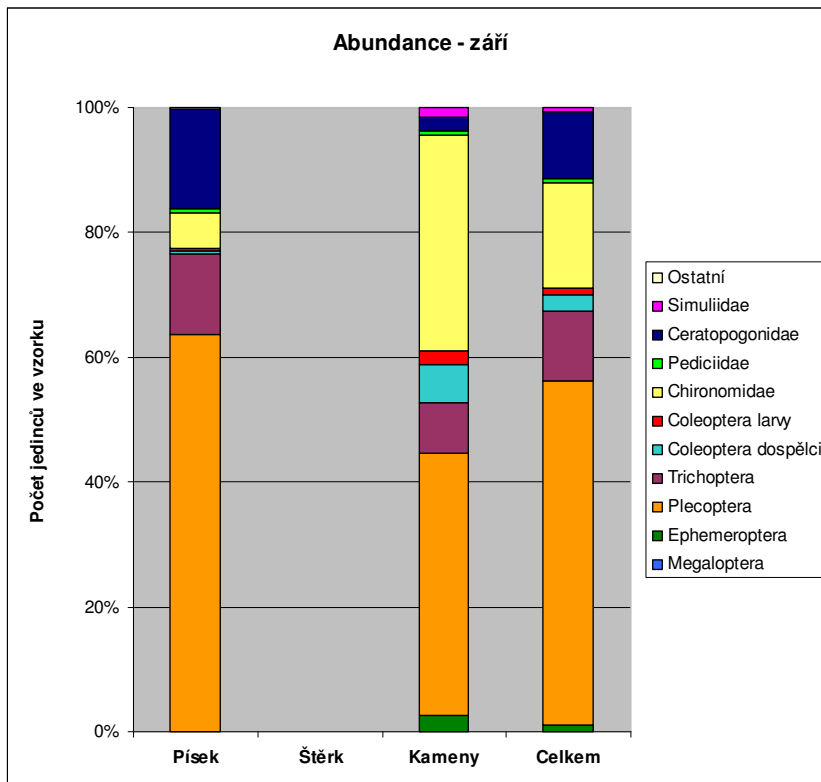
**Obrázek 15.** Relativní zastoupení jednotlivých skupin makrozoobentosu na různých typech substrátu v červnu 2008.



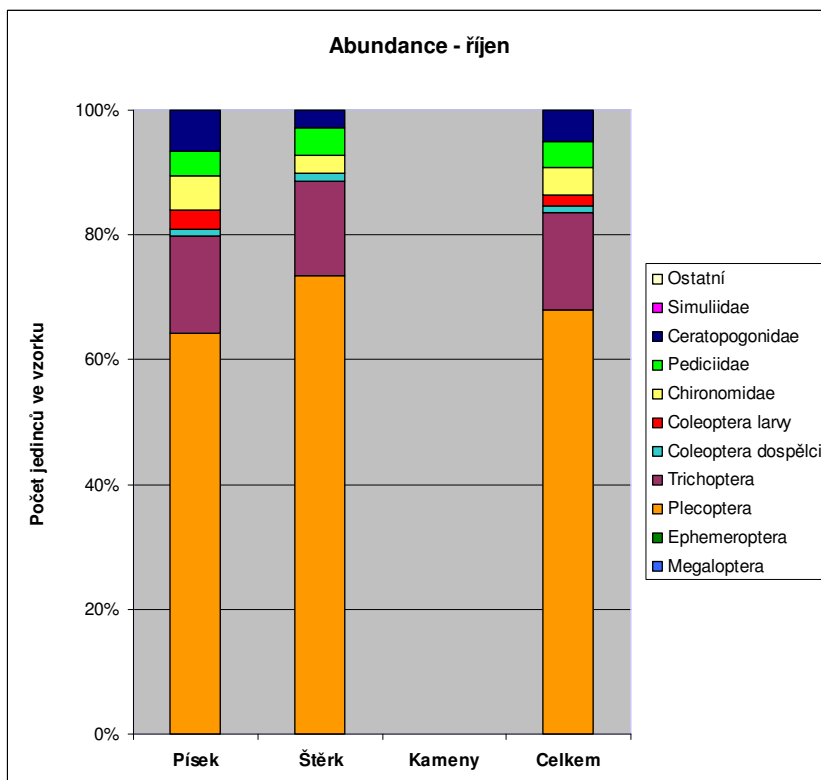
**Obrázek 16.** Relativní zastoupení jednotlivých skupin makrozoobentosu na různých typech substrátu v červenci 2008.



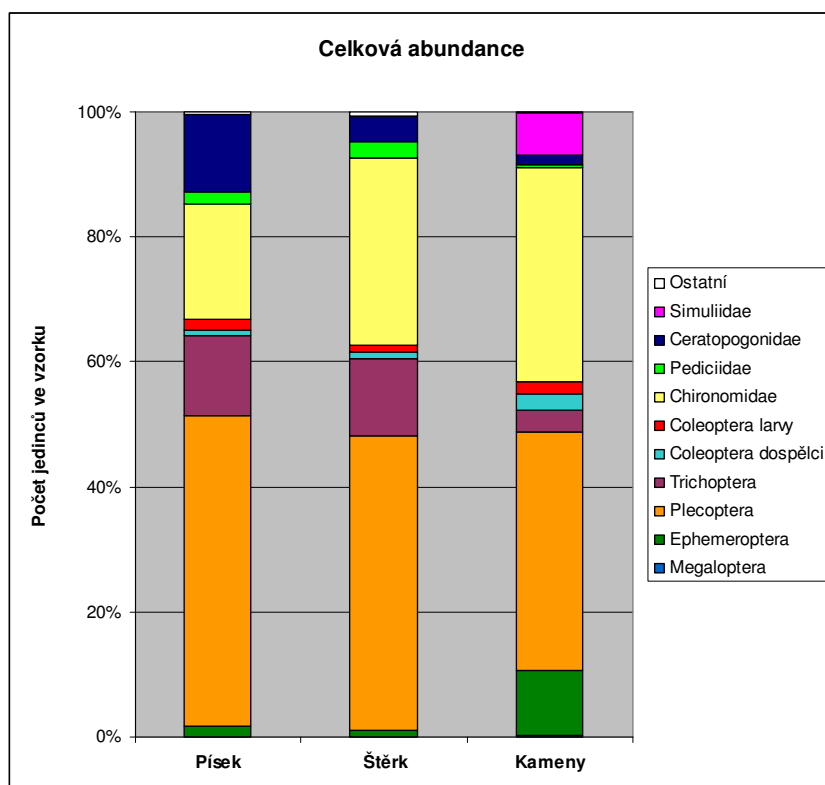
**Obrázek 17.** Relativní zastoupení jednotlivých skupin makrozoobentosu na různých typech substrátu v srpnu 2008.



**Obrázek 18.** Relativní zastoupení jednotlivých skupin makrozoobentosu na různých typech substrátu v zří 2008.



**Obrázek 19.** Relativní zastoupení jednotlivých skupin makrozoobentosu na různých typech substrátu v říjnu 2008.



**Obrázek 20.** Relativní zastoupení jednotlivých skupin makrozoobentosu na různých typech substrátu pro celý r. 2008 (souhrnný výsledek pro 5-6 odběrů v období květen – říjen).

#### 4.4. Index diverzity

Výsledné hodnoty Shannon-Weaverova indexu diverzity vypočítané z kvalitativního a kvantitativního zastoupení organismů bentosu uvedeného v Tabulce 15 v příloze byly stanoveny pro všechny tři studované substráty (písek, štěrk, kameny) a nabývají velmi blízkých hodnot. Na písčitém a kamenitém substrátu nabýval index diverzity hodnoty 2,6 a pro štěrkovitý substrát hodnoty 2,7.

#### 4.5. Obsah toxických kovů ve vodě

Výsledky mé práce vztahující se k chemismu a oživení Černé Nisy jsou doplněny o stanovení obsahu toxických kovů ve vodě, v různých tkáních ryb (sivena amerického) věkových kategorií 0<sup>+</sup>, 1<sup>+</sup>, 2<sup>+</sup> a 3<sup>+</sup> a u nejpočetnějších zástupců makrozoobentosu (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera a Diptera).

Obsah vybraných kovů ve vodě je shrnut v Tabulce 5. Hodnoty jsou uvedeny v jednotkách ppb (1000 ppb = 1 ppm, ppm = mg.kg<sup>-1</sup> nebo μg.g<sup>-1</sup>).

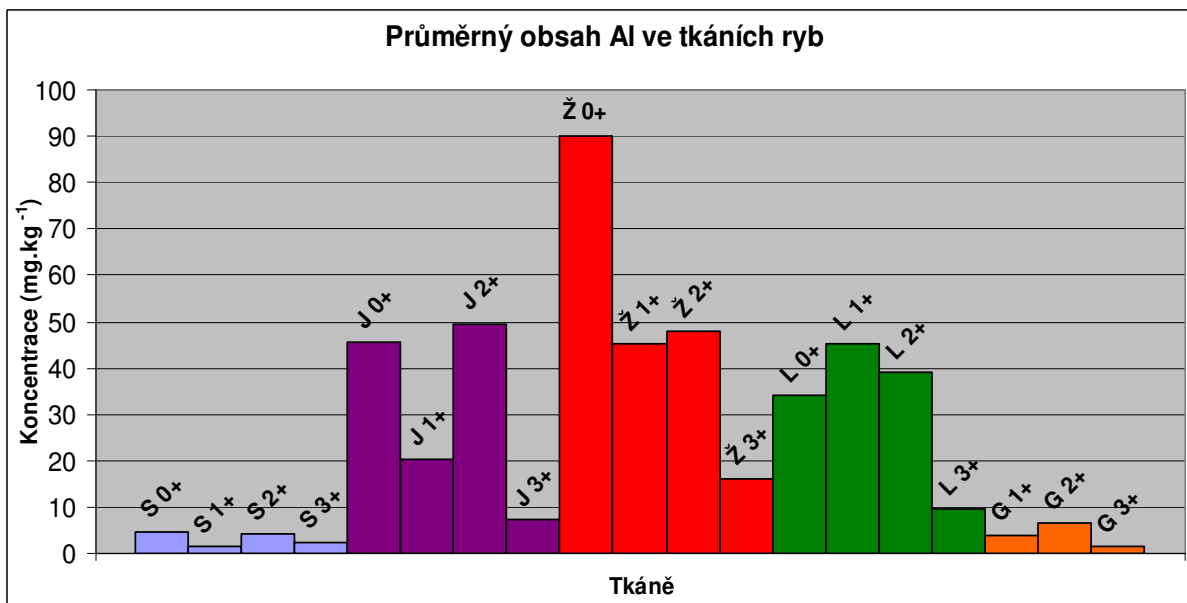
**Tabulka 5.** Obsah kovů ve vodě Černé Nisy v průběhu roku 2008.

Datum	Be ppb	Al ppb	Cr ppb	Mn ppb	Fe ppb	Co ppb	Cu ppb	Zn ppb	As ppb	Cd ppb	Pb ppb	Hg Ppb
<b>LOD</b>	<b>0,2</b>	<b>5</b>	<b>0,5</b>	<b>0,1</b>	<b>10</b>	<b>0,5</b>	<b>0,5</b>	<b>0,5</b>	<b>1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,05</b>
<b>20.2.</b>	<0,2	105,5	<0,5	32,9	38,1	<0,5	<0,5	13,1	<1	<0,1	<0,1	0,1
<b>12.4.</b>	<0,2	137,7	1,2	0,5	43,7	<0,5	<0,5	8,7	<1	<0,1	<0,1	1,1
<b>7.5.</b>	<0,2	152,5	0,6	28,1	146,1	<0,5	1,5	7,4	<1	<0,1	<0,1	<0,05
<b>3.6.</b>	<0,2	8,0	<0,5	0,2	28,6	<0,5	<0,5	3,6	<1	<0,1	<0,1	<0,05
<b>4.6.</b>	0,2	208,7	<0,5	0,5	179,6	<0,5	0,5	7,8	1,2	<0,1	0,4	0,1
<b>1.7.</b>	<0,2	30,3	<0,5	<0,1	18,8	<0,5	<0,5	<0,5	<1	<0,1	<0,1	<0,05
<b>8.7.</b>	<0,2	78,5	<0,5	<0,1	80,5	<0,5	<0,5	0,2	<1	<0,1	<0,1	<0,05
<b>19.7.</b>	<0,2	103,8	<0,5	0,4	104,1	<0,5	<0,5	2,4	1,8	<0,1	<0,1	<0,05
<b>13.8.</b>	<0,2	37,3	<0,5	0,4	67,2	<0,5	<0,5	<0,5	<1	<0,1	0,1	<0,05
<b>28.8.</b>	<0,2	107,4	<0,5	0,7	94,2	<0,5	<0,5	1,3	<1	<0,1	0,1	<0,05
<b>29.8.</b>	<0,2	95,7	<0,5	0,7	78,6	<0,5	<0,5	1,7	<1	<0,1	0,1	<0,05
<b>18.9.</b>	<0,2	31,2	<0,5	0,4	70,9	<0,5	<0,5	<0,5	<1	<0,1	0,1	<0,05
<b>18.10.</b>	<0,2	320,6	<0,5	29,9	217,9	<0,5	0,3	7,7	1,2	<0,1	0,4	<0,05
<b>22.10.</b>	<0,2	74,4	<0,5	0,9	136,2	<0,5	<0,5	<0,5	<1	<0,1	<0,1	<0,05
<b>Prům.</b>	<b>0,2</b>	<b>106,5</b>	<b>0,6</b>	<b>8,0</b>	<b>93,2</b>	<b>&lt;0,5</b>	<b>0,8</b>	<b>5,4</b>	<b>1,4</b>	<b>&lt;0,1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,4</b>
<b>Min.</b>	<b>&lt;0,2</b>	<b>8,0</b>	<b>&lt;0,5</b>	<b>&lt;0,1</b>	<b>18,8</b>	<b>&lt;0,5</b>	<b>&lt;0,5</b>	<b>&lt;0,5</b>	<b>&lt;1</b>	<b>&lt;0,1</b>	<b>&lt;0,1</b>	<b>&lt;0,05</b>
<b>Max.</b>	<b>0,2</b>	<b>320,6</b>	<b>1,2</b>	<b>32,9</b>	<b>217,9</b>	<b>&lt;0,5</b>	<b>1,5</b>	<b>13,1</b>	<b>1,8</b>	<b>&lt;0,1</b>	<b>0,4</b>	<b>1,1</b>

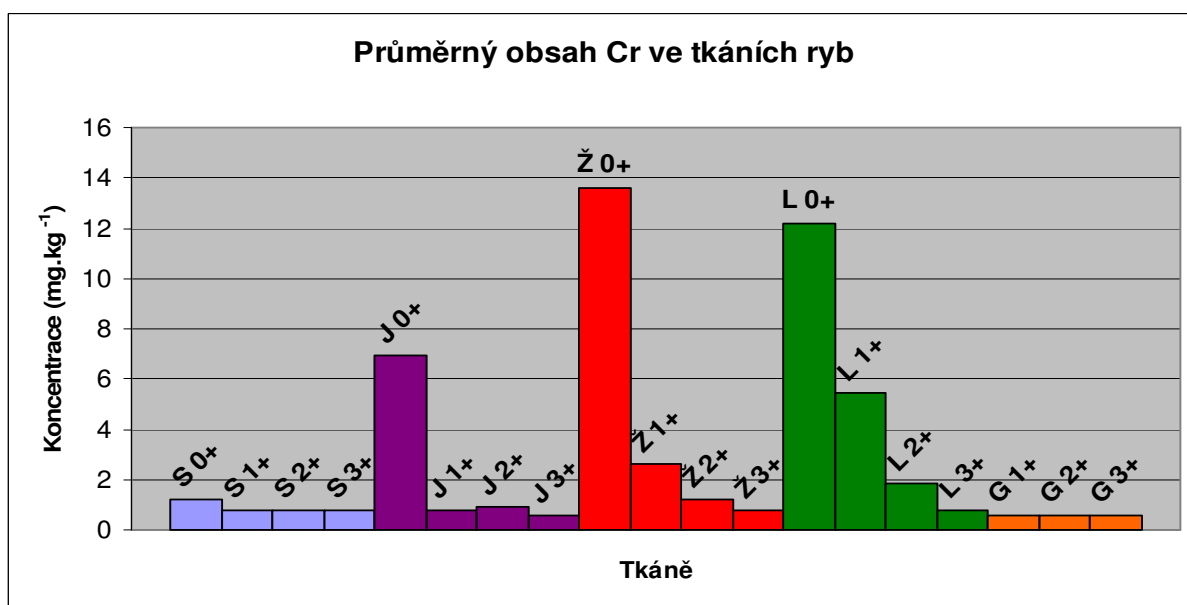
LOD – mez stanovitelnosti, Prům – průměrná hodnota, Min. - minimální hodnota, Max. - maximální hodnota.

#### 4.6. Obsah toxických kovů ve tkáních ryb

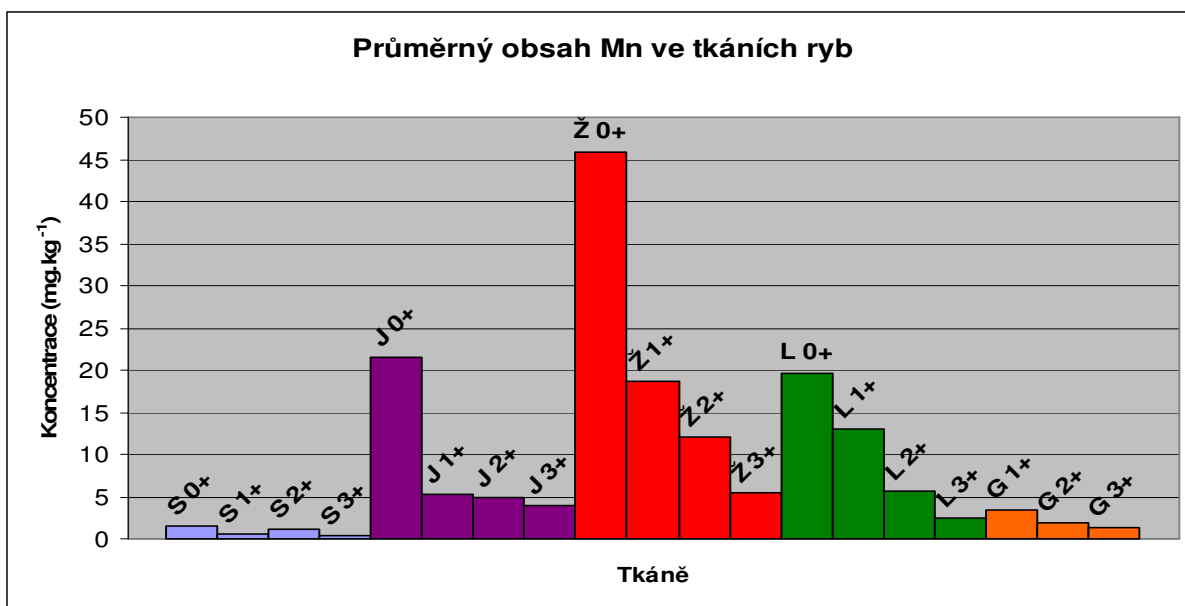
Obrázky 21-31 ukazují průměrný obsah kovů ve vybraných tkáních sivena amerického různých věkových kategorií (0<sup>+</sup>, 1<sup>+</sup>, 2<sup>+</sup> a 3<sup>+</sup>). Zkoumány byly následující tkáně: S – svalovina, Ž – žábra, J – játra, L – ledviny, G – gonády, a to na obsah 11 kovů (Al, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb). Průměrné hodnoty obsahu kovů ve tkáních ryb jednotlivých věkových kategorií jsou uvedeny v Tabulce 17 v kapitole Přílohy. Průměrné hodnoty byly získány z tkání sedmi ryb, výjimku tvoří průměrná koncentrace u G1<sup>+</sup>, kde byl průměr vypočítán z gonád tří ryb a u L0<sup>+</sup>, kde se z důvodu velikosti ryby podařilo vzorek odebrat pouze z jedné ryby. Tabulka 18 v příloze ukazuje rozsahy koncentrací stanovených pro jednotlivé tkáně bez rozdílu věku. Tabulka 19 jsou uvedeny srovnávací hodnoty naměřené Křečkem a kol. (2006) ve tkáních sivena amerického z nádrží Bedřichov a Souš stanovené v r. 1996.



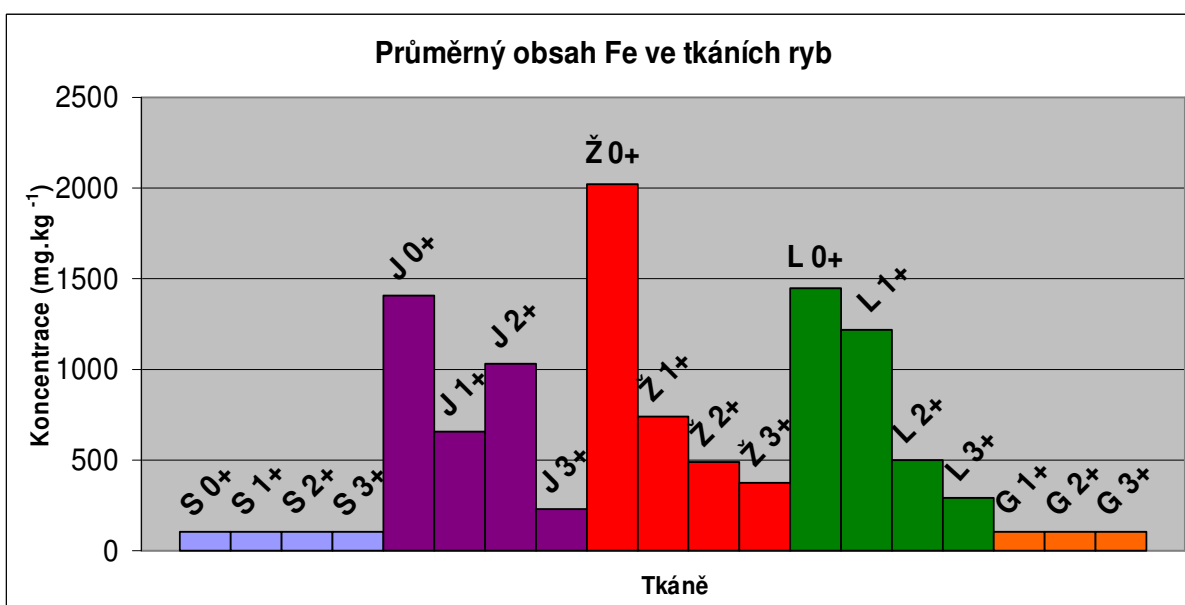
**Obrázek 21.** Průměrný obsah hliníku ve tkáních ryb.



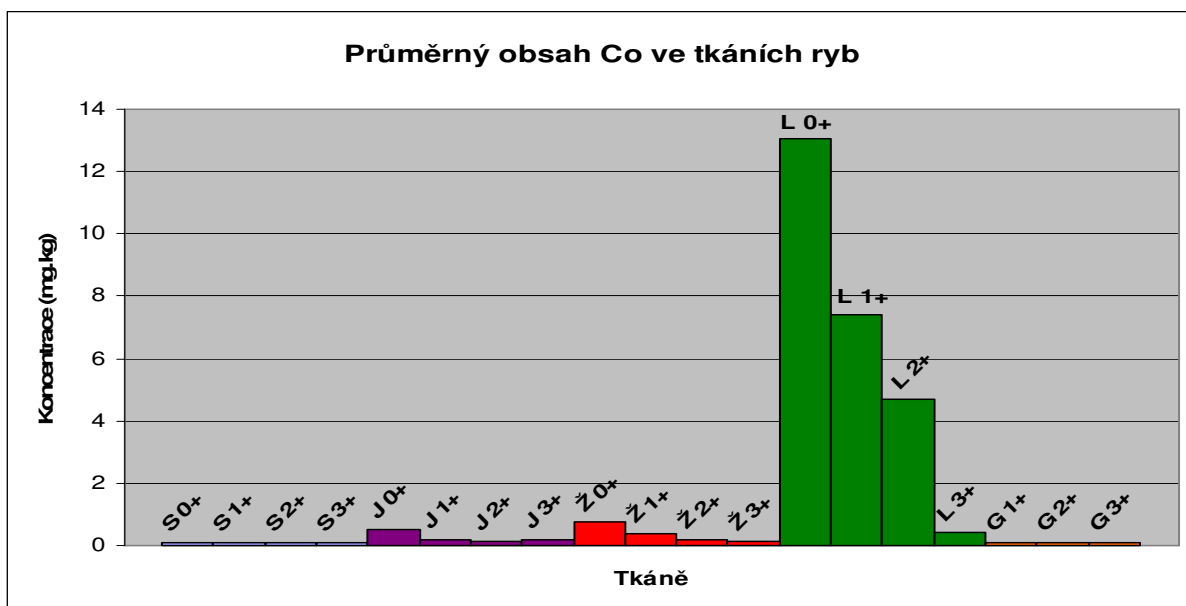
**Obrázek 22.** Průměrný obsah chromu ve tkáních ryb.



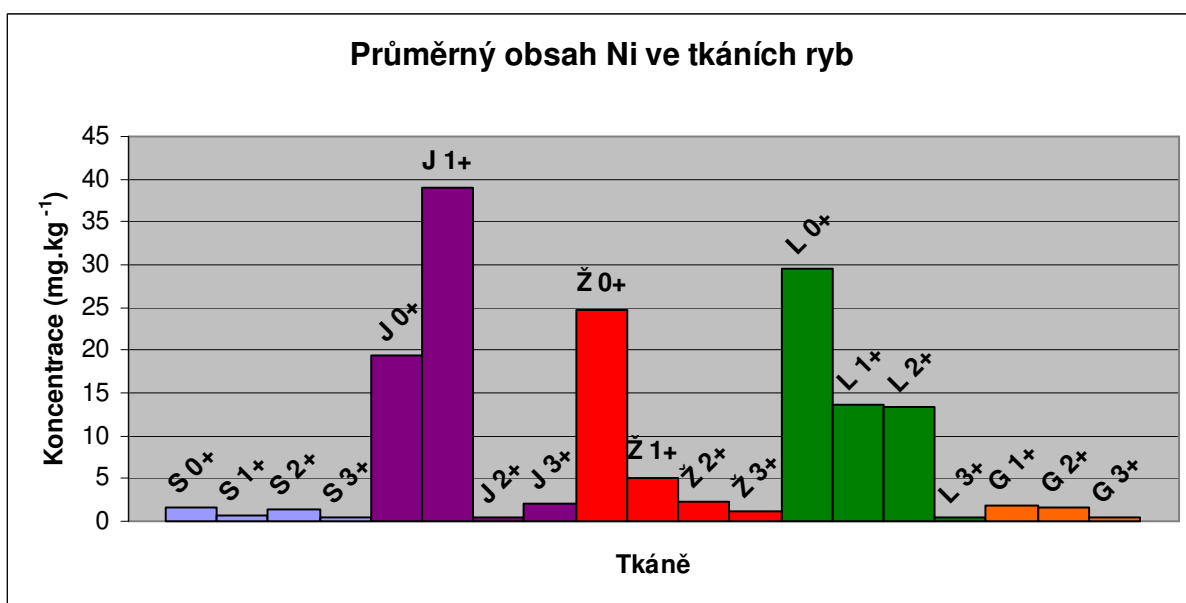
**Obrázek 23.** Průměrný obsah manganu ve tkáních ryb.



**Obrázek 24.** Průměrný obsah železa ve tkáních ryb.

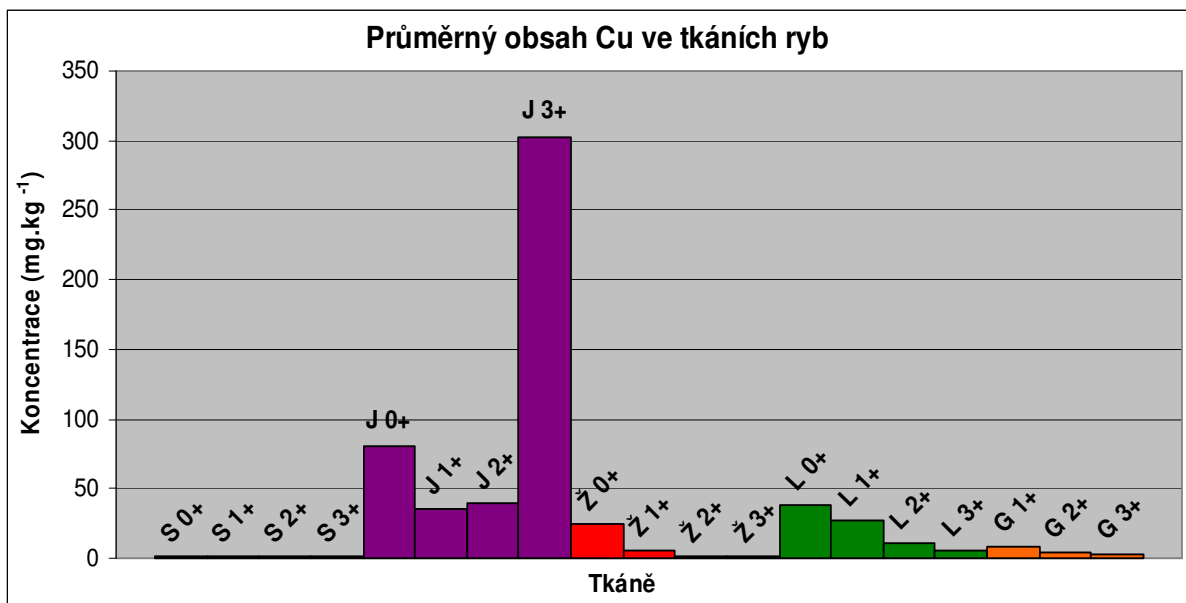


**Obrázek 25.** Průměrný obsah kobaltu ve tkáních ryb.

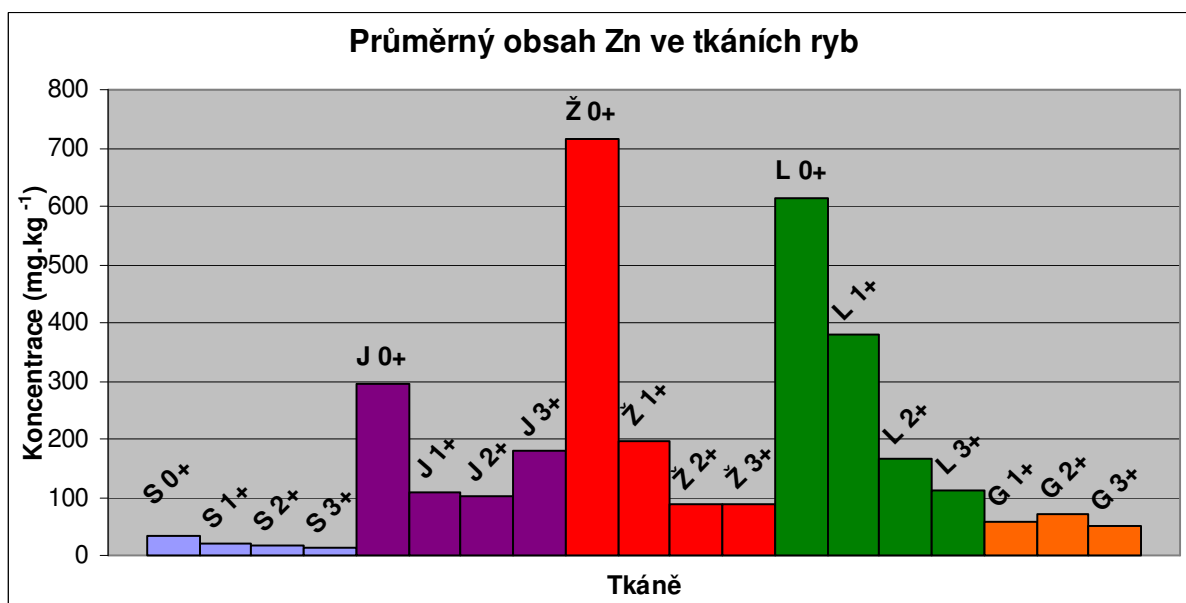


**Obrázek 26.** Průměrný obsah niklu ve tkáních ryb.

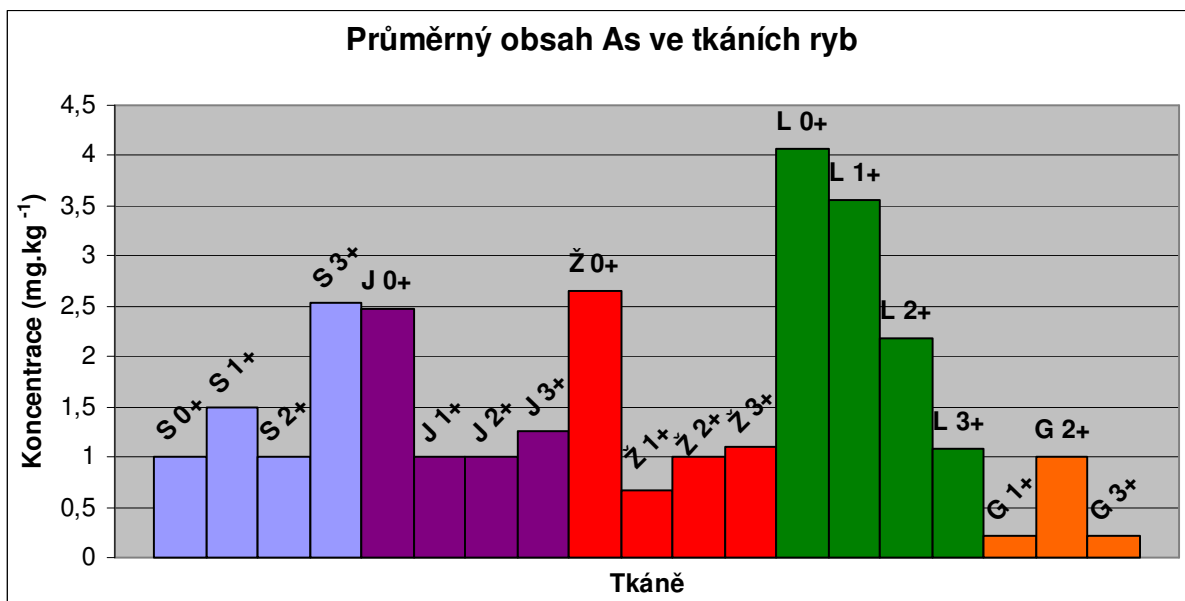




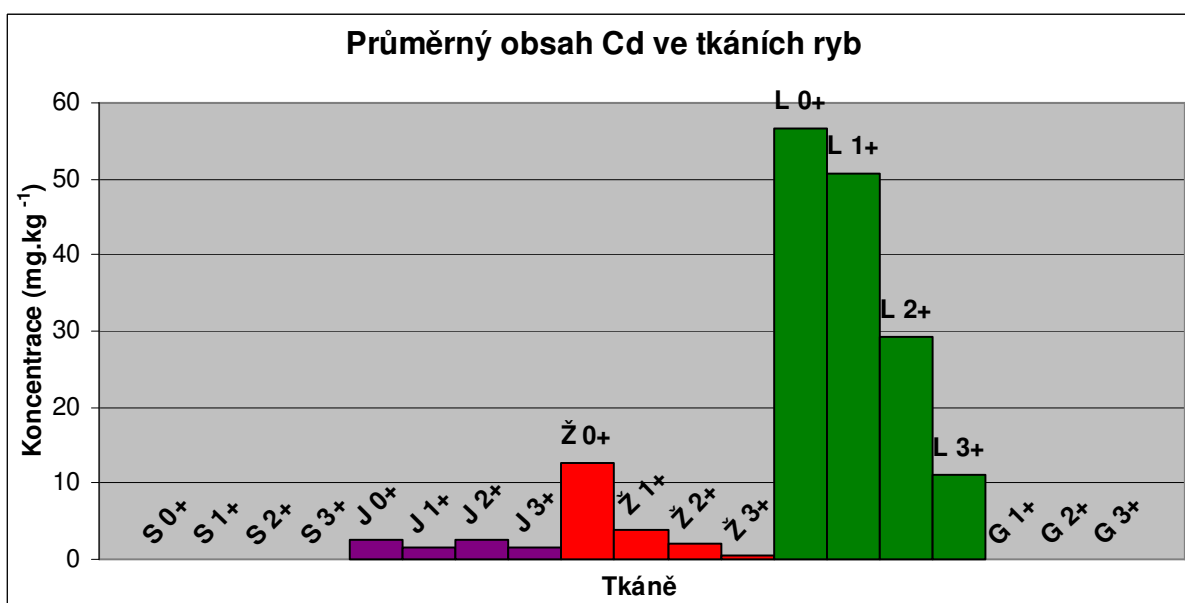
Obrázek 27. Průměrný obsah mědi ve tkáních ryb.



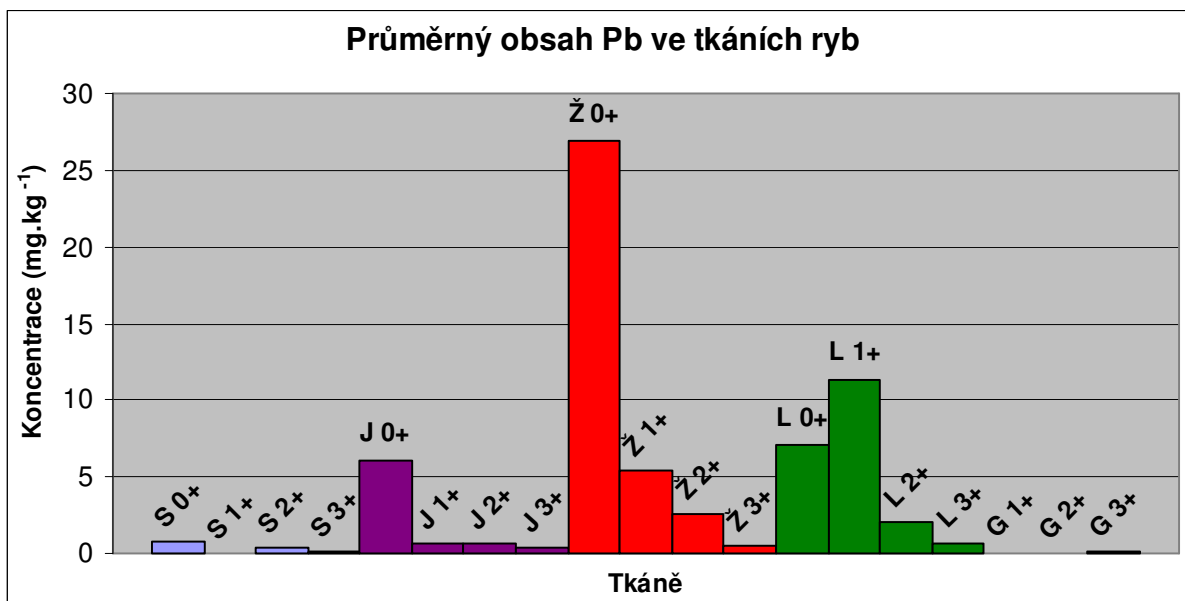
Obrázek 28. Průměrný obsah zinku ve tkáních ryb.



Obrázek 29. Průměrný obsah arsenu ve tkáních ryb.



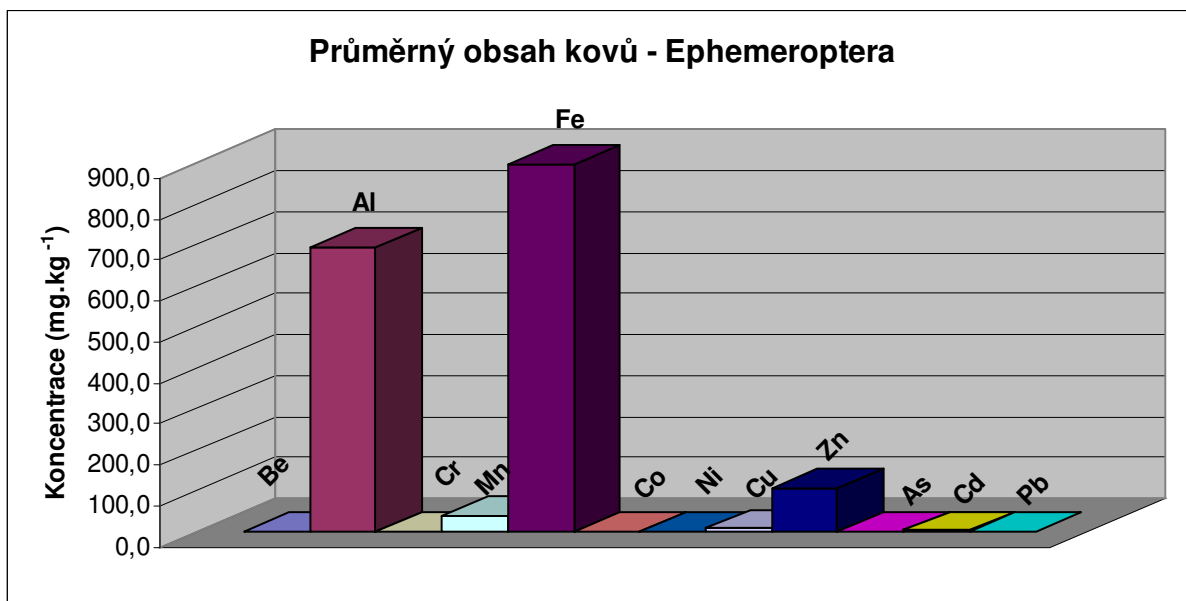
Obrázek 30. Průměrný obsah kadmia ve tkáních ryb.



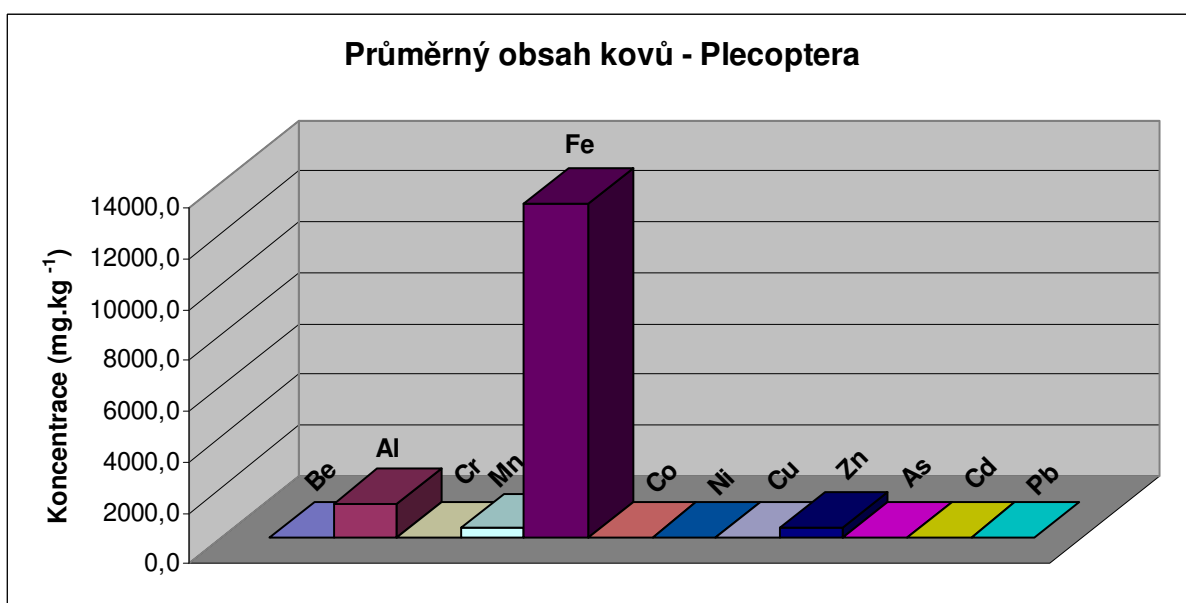
**Obrázek 31.** Průměrný obsah olova ve tkáních ryb.

#### 4.7. Obsah toxických kovů v bentosu

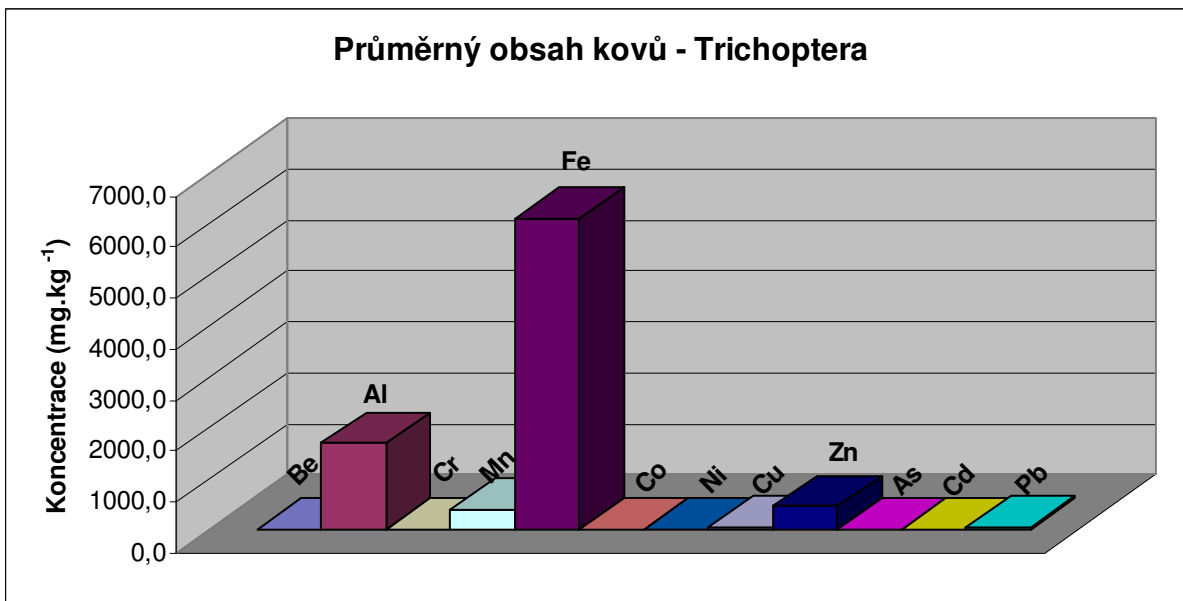
Průměrný obsah kovů v zástupcích vyšších taxonomických skupin (larvách jepic, pošvatek, chrostíků, dvoukřídlého hmyzu a v larvách a dospělých brouků) znázorňují Obrázky 32-37. Vzorky obsahovaly 1-50 jedinců početnějších druhů určitého řádu na dané lokalitě a při daném odběru, přičemž byla snaha odebrat vzorek se zastoupením pouze jednoho druhu. Počet jedinců ve vzorku byl volen s ohledem na velikost (biomasu) jedinců tak, aby množství vzorku pro laboratorní analýzy kovů bylo dostatečné. Přesné hodnoty pro jednotlivé vzorky jsou uvedeny v Tabulkách 20-25 v kapitole Přílohy. Tabulka 26 uvádí rozsah hodnot obsahu kovů ve výše uvedených řádech vodního hmyzu a Tabulka 27 zachycuje rozsah koncentrací vybraných kovů v larvách skupin Ephemeroptera a Trichoptera získané Křečkem a kol. (2006) z toku Černá Nisa v r. 1996.



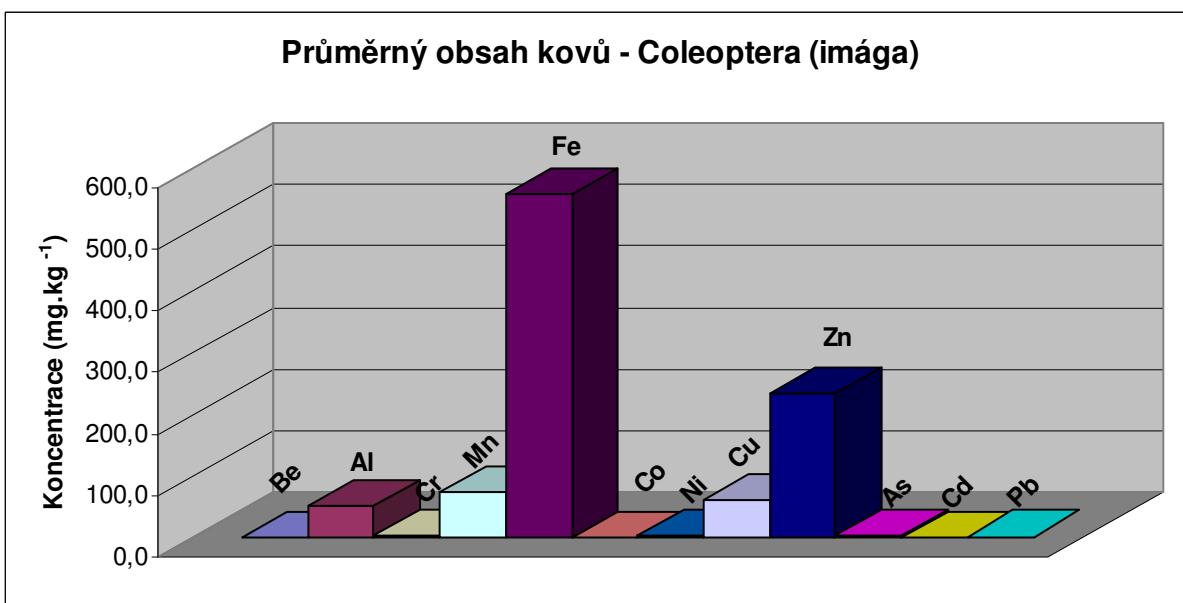
**Obrázek 32.** Průměrný obsah kovů v larvách jepic (Ephemeroptera).



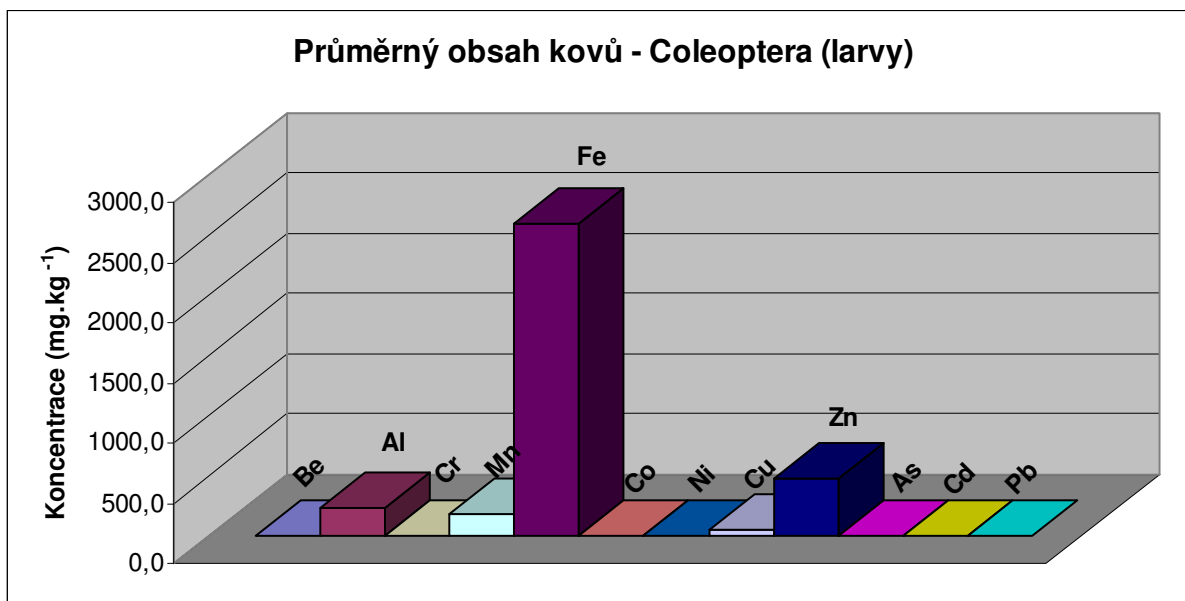
**Obrázek 33.** Průměrný obsah kovů v larvách pošvatek (Plecoptera).



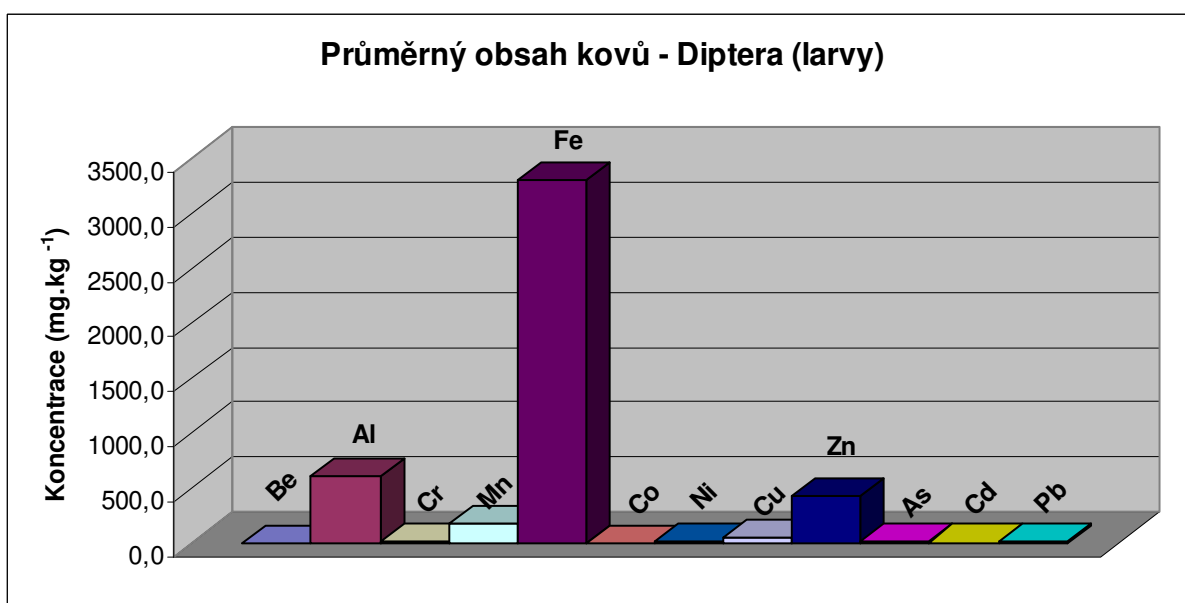
**Obrázek 34.** Průměrný obsah kovů v larvách chrostíků (Trichoptera).



**Obrázek 35.** Průměrný obsah kovů u dospělců brouků (Coleoptera).



**Obrázek 36.** Průměrný obsah kovů v larvách brouků (Coleoptera).



**Obrázek 37.** Průměrný obsah kovů v larvách dvoukřídlého hmyzu (Diptera, bez čeledi Chironomidae).

## 5. Diskuse

### 5.1. Fyzikálně-chemické parametry Černé Nisy

Složení tekoucích povrchových vod se mění s délkou a šířkou toku. Vliv šířky je významnější jen u veletoků, v našich poměrech bývá málo výrazný. Změny složení povrchových vod mohou být buď krátkodobé, nebo dlouhodobé. Krátkodobé změny jsou způsobeny převážně hydrologickými nebo klimatickými poměry. Dlouhodobější změny jsou způsobeny zejména antropogenní činností (Pitter, 2009).

Pro posouzení změn chemického složení vody Černé Nisy byly hodnoty naměřené v r. 2008 srovnány s výsledky dr. Zuzany Hořické a jejích kolegů (Z. Hořická, nepublikovaná data) z let 1994, 1996 a 1997. Z důvodu malého počtu odběrů v těchto letech je však třeba považovat poskytnutá data pouze za orientační. Byla použita jako náhrada za přislíbená, avšak posléze neposkytnutá, kontinuální data Výzkumného ústavu vodohospodářského T.G.M. z poloviny 90. let minulého století.

Výsledky fyzikálně-chemických parametrů vody, stanovené ve vzorcích z r. 2008 na Hydrobiologické stanici Univerzity Karlovy jsou uvedeny v Tabulkách 1 a 2 v kapitole Výsledky. Hodnoty z let 1994, 1996 a 1997 jsou uvedeny v Tabulkách 6-11 v kapitole Přílohy. Porovnání rozsahu hodnot chemických parametrů toku Černá Nisa v letech 1994, 1996, 1997 a 2008 je uvedeno v Tabulkách 12 a 13 v kapitole Přílohy.

#### 5.1.1. pH vody

Hodnoty pH nabývaly v průběhu roku 2008 rozsahu od 6,2 (v únoru) do 6,7 (v červnu a červenci). V zimním období byla hodnota pH nejnižší, v měsících květen, červen, červenec bylo možné pozorovat mírný nárůst pH vody a pro podzim byly typické poměrně vyrovnané hodnoty pH. Hodnoty pH v r. 1994 nabývaly rozmezí 4,5-6,2, v r. 1996 5,2-6,1 a v r. 1997 5,7-6,2. Z těchto výsledků je zřejmý trend postupného zvyšování pH.

Nízké hodnoty pH v zimě a v období tání sněhu jsou pravděpodobně způsobeny několika faktory. Jedním z faktorů může být, že se v případě Černé Nisy jedná o povrchové vody z rašelinišť obsahujících huminové látky, u nichž může hodnota pH klesat i pod 4,0 (Pitter, 2009). Tyto vody jsou pravděpodobně spolu se srážkami hlavním zdrojem napájecím daný tok. Dalším faktorem typickým právě pro oblast Jizerských hor je, že se vody nacházejí v oblasti s vyvěřelými a metamorfovanými horninami chudými na bazické komponenty. Vody v oblastech s takovým geologickým podložím vykazují zpravidla kyselou reakci a velmi malou pufrací kapacitu, která neumožňuje vyrovnat přísun vod z tání sněhu nebo kyselých

srážek (Pitter, 2009). Horecký (2003) uvádí, že k prudkému poklesu pH v neacidifikovaných nebo mírně acidifikovaných povrchových vodách většinou dochází za zvýšených průtoků v době jarního tání sněhu nebo přívalových dešťů.

Pitter (2009) dále uvádí, že hodnota pH neznečištěných povrchových vod se pohybuje v rozmezí od 6,0 do 8,5. Svobodová a kol. (2000) uvádějí, že hodnota pH povrchových vod s výjimkou vod z rašelinišť bývá v rozmezí 4,5-8,5. U acidifikovaných toků studovaných Horeckým a kol. (2005) se pH pohybovalo v rozmezí 4,0-4,7. Stejně tak Růžičková a Kotrbová (2000) uvádějí rozptýl pH tekoucích vod v povodí Vydry v rozmezí 5,5-6,6. Podle Čítka a kol. (1997) je optimální hodnota pH vody pro ryby v rozmezí 6,5 až 8,5. K poškození a úhynu dochází u lososovitých ryb (zejména pstruha) při pH nad 9,2 a pod 4,8. Lososovité ryby jsou odolnější k nízkým hodnotám pH než ryby kaprovité. Nařízení vlády 229/2007 Sb. o ukazatelích přípustného znečištění povrchových vod uvádí limitní hodnotu pH v rozmezí 6-8. Z hlediska toxikologie vodních živočichů je hodnota pH významná také proto, že ovlivňuje toxicitu celé řady látek, např. kovů.

Z hlediska vhodnosti vod k nasazování a životu lososovitých ryb z pohledu pH se námi naměřené hodnoty pohybovaly okolo spodní hranice optimální hodnoty, tedy okolo pH 6,5. V měsících únor, září a říjen nebylo této hraniční hodnoty dosaženo, v ostatních měsících, kdy byly provedeny odběry, hodnoty pH jen velmi těsně překračovaly hodnotu 6,5. Je však možné konstatovat, že ve sledovaném období nebyla překročena kritická hodnota, tedy pH nižší než 4,8, která by vedla k poškození ryb.

Stejně tak z pohledu NV 229/2007, kde je uveden rozsah limitních hodnot pH 6-8, je zřejmé, že se hodnoty pH pohybovaly spíše v blízkosti spodní hranice tohoto intervalu.

### **5.1.2. Vodivost**

Vodivost (konduktivita, resp. elektrolytická konduktivita) vody závisí na množství rozpuštěných anorganických a organických látek disociovaných v ionty. To znamená, že vodivost vody odpovídá koncentraci všech látek v roztoku, ovšem bez možnosti určení původu a druhu látek. Kromě koncentrace iontů, jejich nábojového čísla a pohyblivosti závisí konduktivita významně na teplotě (vzrůst nebo pokles teploty o 1 °C způsobuje změnu vodivosti nejméně o 2 %) (Lellák a Kubíček, 1992; Pitter, 2009).

Pitter (2009) uvádí, že povrchové vody mají většinou konduktivitu v rozmezí 50-500  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . V povrchových vodách využívaných jako zdroj pitné vody se požaduje



cílová hodnota konduktivity  $1000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Limitní hodnoty jsou stanoveny pro teplotu  $25\text{ }^\circ\text{C}$ , stejně jako námi získané hodnoty pro rok 2008.

Hodnoty naměřené v r. 2008 dosahují rozmezí  $56,7\text{--}71,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , průměrná hodnota vodivosti je pak  $65,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Z výsledků je zřejmé, že vody mají velmi nízkou mineralizaci, která jen málo překračuje spodní hranici pro povrchové vody  $50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Růžičková (1998) uvádí, že u slabě acidifikovaných toků Šumavy s pH 6,0-6,3 se vodivost pohybovala mezi  $22\text{--}41 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Také rozmezí hodnot vodivosti získané z polovinu 90. let je nízké, v r. 1994 bylo naměřeno rozpětí  $22,0\text{--}31,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , v r. 1996  $26,0\text{--}32,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  a v r. 1997 dokonce pouze  $5,6\text{--}12,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ .

Nízká konduktivita vody v Černé Nise je pravděpodobně způsobena pomalu zvětrávajícím geologickým podložím, chudým na bazické kationty a malou mocností půd v povodí toku (Hořícká, 2005a). Burdová (2009) uvádí, že u většiny přítoků do studovaných nádrží (Bedřichov, Souš, Josefův Důl) Jizerských hor byla konduktivita v tocích o něco vyšší než u nádrží, což by mohlo být způsobeno větším přísunem organických látek v podélném profilu toku a také větší schopností tekoucí vody unášet, obrušovat a rozrušovat anorganický materiál.

### 5.1.3. Koncentrace vápníku ( $\text{Ca}^{2+}$ )

Vápník se dostává do vody rozkladem vápenatých hlinitokřemičitanů a ve větších koncentracích rozpouštěním vápence, dolomitu a sádrovce. V málo mineralizovaných vodách Jizerských hor se vápník vyskytuje převážně jako jednoduchý iont  $\text{Ca}^{2+}$ . Pitter (2009) dále uvádí, že vápník může být ve vodách kompletován huminovými látkami. V povrchových vodách se koncentrace vápníku pohybuje řádově od desítek až po stovky  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Podle NV 229/207 je limitní hodnota vápníku v povrchových vodách  $250 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Minimální koncentrace vápníku v pitných vodách je  $30 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ .

Výsledky  $\text{Ca}^{2+}$  se pro r. 2008 pohybovaly v rozmezí  $3,8\text{--}8,6 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , průměrná hodnota byla  $5,4 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  a průměrná koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$  v letním období (červen, červenec, srpen) r. 2008 byla  $6,1 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Pro porovnání vývoje chemizmu vod Černé Nisy uvádím průměrné hodnoty  $\text{Ca}^{2+}$  získané během letního období let 1994, 1996 a 1997, které porovnávám s hodnotami získanými ve stejném období r. 2008. Průměrná koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$  v r. 1994 byla  $4,47 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , v r. 1996 byla  $5,67 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  a v r. 1997 byla  $4,22 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Z těchto hodnot vyplývá, že od r. 1994 došlo k nárůstu průměrné koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$  o 26,7 %. Od r. 1996 byl zaznamenán nárůst průměrné koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$  o 7 % a od r. 1997 je možné opět pozorovat nárůst průměrné

koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$ , a to o 30,8 %. Podle Pittera (2009) by během deacidifikace vod mělo docházet spíše k nárůstu koncentrace kationtů a k poklesu koncentrace anionů, i když např. v Černém jezeře byla zaznamenána anomálie v podobě klesající koncentrace kationtů. Pitter (2009) však také uvádí, že během deacidifikace dochází k poklesu koncentrace hliníku, což je významná změna v koncentraci kationtů, kompenzující pokles koncentrací síranů a dusičnanů.

#### **5.1.4. Koncentrace hořčíku ( $\text{Mg}^{2+}$ )**

Hořčík se dostává do vody rozkladem hořečnatých hlinitokřemičitanů a ve větších koncentracích rozpouštěním magnezitu, dolomitu a jiných minerálů. V málo mineralizovaných vodách se hořčík vyskytuje převážně jako jednoduchý iont  $\text{Mg}^{2+}$ . V povrchových vodách se pohybuje koncentrace hořčíku řádově od jednotek do desítek  $\text{mg.l}^{-1}$ . Hořčík je ve vodách obvykle méně zastoupen než vápník, jednak je to tím, že je méně zastoupen v zemské kůře, jednak zřejmě podléhá sorpci a výměně iontů při styku vody s některými horninami a jílovými minerály. V povrchových vodách je koncentrace vápníku obvykle několikanásobně vyšší než koncentrace hořčíku, běžně se poměr Ca:Mg pohybuje kolem 4 (Pitter, 2009). Podle NV 229/2007 je limitní koncentrace hořčíku v povrchových vodách  $150 \text{ mg.l}^{-1}$ . V požadavcích na jakost pitné vody je minimální hodnota  $\text{Mg}^{2+}$   $10 \text{ mg.l}^{-1}$ .

Naše výsledky  $\text{Mg}^{2+}$  se pro r. 2008 pohybovaly v rozmezí 3,8-8,6  $\text{mg.l}^{-1}$ , průměrná hodnota byla 5,4  $\text{mg.l}^{-1}$  a průměrná koncentrace  $\text{Mg}^{2+}$  v letním období (červen, červenec, srpen) r. 2008 byla 1,0  $\text{mg.l}^{-1}$ . Pro porovnání vývoje chemizmu vod Černé Nisy uvádím průměrné hodnoty  $\text{Mg}^{2+}$  získané během letního období let 1994, 1996 a 1997, které porovnávám s hodnotami získanými ve stejném období roku 2008. Průměrná koncentrace  $\text{Mg}^{2+}$  v r. 1994 byla 0,9  $\text{mg.l}^{-1}$ , v r. 1996 byla 1,2  $\text{mg.l}^{-1}$  a v r. 1997 byla 0,9  $\text{mg.l}^{-1}$ . Z těchto hodnot vyplývá, že od r. 1994 došlo k nárůstu průměrné koncentrace  $\text{Mg}^{2+}$  o 13%. Od r. 1996 byl zaznamenán pokles průměrné koncentrace  $\text{Mg}^{2+}$  o 18%. A od r. 1997 bylo možné pozorovat opět nárůst průměrné koncentrace  $\text{Mg}^{2+}$ , a to o 12%.

#### **5.1.5. Koncentrace sodíku ( $\text{Na}^+$ )**

Sodík se do vody uvolňuje zvětráváním některých hlinitokřemičitanů a slíd. Ve větším množství se vyluhuje ze solných ložisek a z minerálu sylvanitu. Dalším přírodním zdrojem sodíku ve vodách může být výměna iontů  $\text{Ca}^{2+}$  za  $\text{Na}^+$  při styku vody s některými jílovými minerály. Jde o přeměnu, kdy se  $\text{HCO}_3\text{-Ca}$  mění na  $\text{HCO}_3\text{-Na-Ca}$  a eventuálně na  $\text{HCO}_3\text{-Na}$ .

Sodík se ve vodách vyskytuje převážně jako kationt  $\text{Na}^+$ . Patří díky značnému rozšíření hlinitokřemičitanů alkalických kovů v zemské kůře mezi čtyři základní kationty přírodních vod, z kvantitativního hlediska se obvykle řadí za vápník a hořčík. V povrchových vodách se téměř vždy vyskytuje více sodíku než draslíku. Sodík v povrchových vodách není příliš významný a jeho koncentrace není limitována. Pro pitné vody platí v ČR mezní hodnota 200  $\text{mg.l}^{-1}$ . Sodík má významnou úlohu při klasifikaci chemického složení vod (Pitter, 2009).

Naše výsledky  $\text{Na}^+$  se pro r. 2008 pohybovaly v rozmezí 3,1-5,8  $\text{mg.l}^{-1}$ , průměrná hodnota byla 4,4  $\text{mg.l}^{-1}$  a průměrná koncentrace  $\text{Na}^+$  v letním období (červen, červenec, srpen) r. 2008 byla 4,7  $\text{mg.l}^{-1}$ . Pro porovnání vývoje chemizmu vod Černé Nisy uvádím průměrné hodnoty  $\text{Na}^+$  získané během letního období let 1994, 1996 a 1997, které porovnávám s hodnotami získanými ve stejném období r. 2008. Průměrná koncentrace  $\text{Na}^+$  v r. 1994 byla 3,4  $\text{mg.l}^{-1}$ , v r. 1996 byla 3,4  $\text{mg.l}^{-1}$  a v r. 1997 byla 2,8  $\text{mg.l}^{-1}$ . Z těchto hodnot vyplývá, že od r. 1994 došlo k nárůstu průměrné koncentrace  $\text{Na}^+$  o 27,2 %, stejně tak od roku 1996 byl zaznamenán nárůst průměrné koncentrace  $\text{Na}^+$  také o 27,2 %. A od r. 1997 bylo možné pozorovat opět nárůst průměrné koncentrace  $\text{Na}^+$ , a to o 40 %.

### 5.1.6. Koncentrace draslíku ( $\text{K}^+$ )

Draslík se do vody uvolňuje při zvětrávání některých hlinitokřemičitanů a slíd, ve větším množství se vyluhuje ze solných ložisek a z minerálů sylvinu a sylvanitu. Ve vodě se vyskytuje ve formě  $\text{K}^+$ , protože má malou komplexační schopnost. Značné rozšíření hlinitokřemičitanů alkalických kovů v zemské kůře vysvětluje přítomnost  $\text{K}^+$  ve všech přírodních vodách. Draslík patří mezi čtyři základní kationty přírodních vod. Ve stojatých vodách v horských oblastech bývají koncentrace draslíku do 1  $\text{mg.l}^{-1}$ . Koncentrace draslíku není limitována v žádném druhu vod (Pitter, 2009).

Výsledky  $\text{K}^+$  se pro r. 2008 pohybovaly v rozmezí 0,4-0,7  $\text{mg.l}^{-1}$ , průměrná hodnota byla 0,5  $\text{mg.l}^{-1}$  a průměrná koncentrace  $\text{K}^+$  v letním období (červen, červenec, srpen) r. 2008 byla 0,6  $\text{mg.l}^{-1}$ . Pro porovnání vývoje chemizmu vod Černé Nisy uvádím průměrné hodnoty  $\text{K}^+$  získané během letního období let 1994, 1996 a 1997, které porovnávám s hodnotami získanými ve stejném období r. 2008. Průměrná koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$  v r. 1994 byla 0,5  $\text{mg.l}^{-1}$ , v r. 1996 byla 0,6  $\text{mg.l}^{-1}$  a v r. 1997 byla 0,4  $\text{mg.l}^{-1}$ . Z těchto hodnot vyplývá, že od r. 1994 došlo k nárůstu průměrné koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$  o 15 %. Od r. 1996 nebyla zaznamenána změna v průměrné koncentraci  $\text{K}^+$  a od r. 1997 je možné opět pozorovat nárůst průměrné koncentrace  $\text{K}^+$ , a to o 38,4 %.

### 5.1.7. Koncentrace $\text{NH}_4^+$

Amoniakální dusík je primárním produktem rozkladu většiny organických dusíkatých látek živočišného i rostlinného původu. Do atmosférických vod se dostává z průmyslových exhalací. Amoniakální dusík se ve vodách vyskytuje jako kationt  $\text{NH}_4^+$  a v neiontové formě jako  $\text{NH}_3$  (koncentrace této formy vzrůstá s vyšším pH vody a teplotou). Amoniakální dusík je významnou komponentou atmosférických vod, kde často z kationtů dominuje, zvláště v oblastech se znečištěným ovzduším. V povrchových vodách nepřevyšují koncentrace amoniakálního dusíku obvykle  $1 \text{ mg.l}^{-1}$ . Relativně vyšší koncentrace amoniakálního dusíku lze nalézt ve vodách z rašelinišť. Amoniakální dusík je za oxických podmínek nestálý a velmi snadno podléhá nitrifikaci. Může působit velmi toxicky na ryby, toxicita však závisí do značné míry na hodnotě pH vody, protože toxický účinek nemá iont  $\text{NH}_4^+$ , ale nedisociovaná molekula  $\text{NH}_3$ , která snáze proniká buněčnými membránami. Hodnota střední letální koncentrace  $\text{NH}_4^+$  pro lososovité ryby se pohybuje řádově v desítkách  $\text{mg.l}^{-1}$ . Podle NV 229/2007 je v povrchových vodách požadována koncentrace  $\text{N-NH}_4^+$   $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$  (po vynásobení koeficientem 1,288 získáme koncentraci  $\text{NH}_4^+$  pro povrchové vody, která je  $0,644 \text{ mg.l}^{-1}$ ). Je zde také uvedena koncentrace  $\text{N-NH}_4^+$  pro lososovité ryby –  $0,03 \text{ mg.l}^{-1}$  (koncentrace  $\text{NH}_4^+$  je po vynásobení koeficientem 1,288 rovna  $0,039 \text{ mg.l}^{-1}$ ). V pitné vodě je mezní hodnota pro kationt  $\text{NH}_4^+$   $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$  (Pitter, 2009).

Výsledky  $\text{NH}_4^+$  pro r. 2008 nabývaly nulové hodnoty. Je tedy zřejmé, že nedošlo k překročení žádného z výše uvedených limitů. Průměrné koncentrace  $\text{NH}_4^+$  v roce 1994 a 1997 byly také nulové, v roce 1996 byla průměrná koncentrace  $\text{NH}_4^+$   $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$ .

### 5.1.8. Koncentrace síranů ( $\text{SO}_4^{2-}$ )

Sírany patří mezi hlavní anionty přírodních vod. Jejich hlavním zdrojem ve vodách jsou minerály sádrovec a anhydrit. Sírany dále vznikají oxidací sulfidických rud, především pyritu. Významným antropogenním zdrojem síranů jsou městské a průmyslové exhalace obsahující značné množství  $\text{SO}_2$  a  $\text{SO}_3$ , které vznikají spalováním fosilních paliv a které pronikají do atmosférických vod. Sírany jsou v oxických a anoxických podmínkách ve vodě stabilní. Na sulfidy se biochemicky redukují teprve v anaerobním prostředí při značně záporných hodnotách oxidačně-redukčního potenciálu. Hlavní formou výskytu ve vodách je  $\text{SO}_4^{2-}$ . Imisní standard pro přípustné znečištění povrchových vod je  $300 \text{ mg.l}^{-1}$ . Pokud je však voda používána pro vodárenské účely, je hodnota nižší,  $120 \text{ mg.l}^{-1}$ . Pro jakost pitné vody platí v ČR mezní hodnota síranů  $250 \text{ mg.l}^{-1}$  (Pitter, 2009).

Výsledky  $\text{SO}_4^{2-}$  se pro r. 2008 pohybovaly v rozmezí 15,5-20,6  $\text{mg.l}^{-1}$ , průměrná hodnota byla 16,9  $\text{mg.l}^{-1}$  a průměrná koncentrace  $\text{SO}_4^{2-}$  v letním období (červen, červenec, srpen) r. 2008 byla 18  $\text{mg.l}^{-1}$ . Pro porovnání vývoje chemizmu vod Černé Nisy uvádím průměrné hodnoty  $\text{SO}_4^{2-}$  získané během letního období let 1994, 1996 a 1997, které porovnávám s hodnotami získanými ve stejném období r. 2008. Průměrná koncentrace  $\text{SO}_4^{2-}$  v r. 1994 byla 12,4  $\text{mg.l}^{-1}$ , v r. 1996 byla 20,1  $\text{mg.l}^{-1}$  a v r. 1997 byla 14,9  $\text{mg.l}^{-1}$ . Z těchto hodnot vyplývá, že od r. 1994 došlo k nárůstu průměrné koncentrace  $\text{SO}_4^{2-}$  o 31,1 %. Od r. 1996 byl zaznamenán pokles o 11,5 %. Od roku 1997 je možné pozorovat opět nárůst průměrné koncentrace  $\text{SO}_4^{2-}$ , o 17,4 % i přesto, že během deacidifikace by podle Pittera (2009) mělo docházet k poklesu koncentrací kyselých aniontů.

### 5.1.9. Koncentrace dusičnanů ( $\text{NO}_3^-$ )

Dusičnany vznikají hlavně sekundárně při nitrifikaci amoniakálního dusíku a jsou konečným stupněm rozkladu dusíkatých organických látek v oxickém prostředí. Anorganického původu jsou dusičnany v atmosférických srážkách,  $\text{NO}_2$  je součástí emisí, které jsou příčinou zvyšujících se koncentrací dusičnanů v povrchových vodách. Vyskytují se ve vodách jako  $\text{NO}_3^-$ . Nacházejí se téměř ve všech vodách a patří mezi čtyři hlavní anionty. V přírodních vodách se koncentrace dusičnanů mění v závislosti na vegetačním období, v letním, vegetačním, období jsou z vody odčerpávány vegetací. Přípustné znečištění povrchových vod uvedené v NV 229/2007 je 7  $\text{mg.l}^{-1}$  N- $\text{NO}_3$ , to je po přepočtu na  $\text{NO}_3^-$  31  $\text{mg.l}^{-1}$  (přepočítávací koeficient je 4,43). V pitných vodách je nejvyšší mezní hodnota stanovena na 50  $\text{mg.l}^{-1}$ . Dusičnany jsou pro ryby velmi slabě jedovaté. Toxické a letální účinky se projevují až v koncentracích nad 1000  $\text{mg.l}^{-1}$ , nejvyšší přípustná koncentrace pro prstuha duhového je 20  $\text{mg.l}^{-1}$  (Čítek a kol., 1997; Svobodová a kol., 2000; Pitter, 2009).

Výsledky  $\text{NO}_3^-$  se pro r. 2008 pohybovaly v rozmezí 0,9-2,7  $\text{mg.l}^{-1}$ , průměrná hodnota byla 2,2  $\text{mg.l}^{-1}$  a průměrná koncentrace  $\text{NO}_3^-$  v letním období (červen, červenec, srpen) r. 2008 byla 2,5  $\text{mg.l}^{-1}$ . Pro porovnání vývoje chemizmu vod Černé Nisy uvádím průměrné hodnoty  $\text{NO}_3^-$  získané během letního období let 1994, 1996 a 1997, které porovnávám s hodnotami získanými ve stejném období r. 2008. Průměrná koncentrace  $\text{NO}_3^-$  v r. 1994 byla 3,2  $\text{mg.l}^{-1}$ , v r. 1996 byla 1,1  $\text{mg.l}^{-1}$  a v r. 1997 byla 1,2  $\text{mg.l}^{-1}$ . Z těchto hodnot vyplývá, že od r. 1994 došlo k poklesu průměrné koncentrace  $\text{NO}_3^-$  o 28,4 %. Od r. 1996 byl zaznamenán nárůst o 57,2 % a od r. 1997 je možné pozorovat opět nárůst průměrné koncentrace  $\text{NO}_3^-$ , a to o 50,8 %. Nárůst koncentrace  $\text{NO}_3^-$  je v rozporu s faktem, který uvádí Pitter (2009), že během

deacidifikace dochází k úbytku koncentrací kyselých aniontů. Nárůst koncentrace  $\text{NO}_3^-$  bude pravděpodobně způsoben zvyšující se koncentrací oxidů dusíku v atmosféře v důsledku neustálého rozvoje dopravy.

#### **5.1.10. Koncentrace chloridů ( $\text{Cl}^-$ )**

Chloridy se dostávají do vody zvětráváním a vyluhováním základních druhů hornin a půd.  $\text{Cl}^-$  jsou nejrozšířenější formou výskytu sloučenin chloru ve vodách a patří mezi základní anionty vyskytující se v přírodních vodách. Jejich koncentrace ve vodách obvykle vzrůstá s růstem celkové mineralizace. V povrchových vodách dosahuje koncentrace chloridů obvykle jednotek až desítek  $\text{mg.l}^{-1}$ . Ve vodách jsou chloridy chemicky i biochemicky stabilní. Oxidují se teprve při vysokých hodnotách oxidačně redukčního potenciálu, které v přírodních vodách nepřicházejí v úvahu. Přípustné znečištění povrchových vod je podle NV 229/2007 250  $\text{mg.l}^{-1}$ . Pro pitnou vodu platí mezní hodnota 100  $\text{mg.l}^{-1}$ , pro vody používané pro vodárenské účely jen 50  $\text{mg.l}^{-1}$  (Pitter, 2009).

Výsledky  $\text{Cl}^-$  se pro r. 2008 pohybovaly v rozmezí 1,0-1,2  $\text{mg.l}^{-1}$ , průměrná hodnota byla 1,1  $\text{mg.l}^{-1}$  a průměrná koncentrace  $\text{NO}_3^-$  v letním období (červen, červenec, srpen) r. 2008 byla také 1,1  $\text{mg.l}^{-1}$ . Pro porovnání vývoje chemizmu vod Černé Nisy uvádím průměrné hodnoty  $\text{Cl}^-$  z let 1994, 1996 a 1997, které porovnávám s hodnotami z r. 2008. Průměrná koncentrace  $\text{Cl}^-$  v r. 1994 byla 1,2  $\text{mg.l}^{-1}$ , v r. 1996 byla 1,3  $\text{mg.l}^{-1}$  a v r. 1997 byla 0,9  $\text{mg.l}^{-1}$ . Z těchto hodnot vyplývá, že od r. 1994 došlo k poklesu průměrné koncentrace  $\text{Cl}^-$  o 10 %. Od r. 1996 byl opět zaznamenán pokles průměrné koncentrace  $\text{Cl}^-$  o 16,4 % a od r. 1997 je možné pozorovat nárůst průměrné koncentrace  $\text{Cl}^-$ , a to o 20,9 %.

#### **5.1.11. Koncentrace fluoridů ( $\text{F}^-$ )**

Přírodním zdrojem fluoru ve vodách mohou být některé minerály. V menším množství je fluor obsažen v žulách a slídách jejichž zvětráváním a vyluhováním přechází do vod. Dalším zdrojem fluoru mohou být exhalace z tepelných elektráren a lokálních topenišť. V přírodních vodách zcela převažuje fluor ve formě  $\text{F}^-$ . Pitter (2009) dále uvádí, že ve slabě kyselém prostředí je větší koncentrace fluorokomplexů, tedy komplexů fluoru s  $\text{Al}^{3+}$  a  $\text{Fe}^{3+}$ . Koncentrace fluoridů v povrchových vodách bývá obvykle nízká a činí jen setiny až desetiny  $\text{mg.l}^{-1}$  (Pitter, 2009). Podle NV 229/2007 je imisní standard přípustného znečištění povrchových vod  $\text{F}^-$  1  $\text{mg.l}^{-1}$ .

Výsledky  $F^-$  se pro r. 2008 pohybovaly v rozmezí 60-90  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , průměrná hodnota byla 77  $\mu\text{g.l}^{-1}$  a průměrná koncentrace  $F^-$  v letním období (červen, červenec, srpen) r. 2008 byla také 80  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Pro porovnání vývoje chemizmu vod Černé Nisy uvádím průměrné hodnoty  $F^-$  z let 1994, 1996 a 1997, které porovnávám s hodnotami z r. 2008. Průměrná koncentrace  $F^-$  v r. 1994 byla 120  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , v r. 1996 byla 160  $\mu\text{g.l}^{-1}$  a v r. 1997 byla 110  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Z těchto hodnot vyplývá, že od r. 1994 došlo k poklesu průměrné koncentrace  $F^-$  o 50 %. Od r. 1996 byl opět zaznamenán pokles průměrné koncentrace  $F^-$  o 100 % a od r. 1997 je možné také pozorovat pokles průměrné koncentrace  $F^-$ , a to o 37,5 %.

## 5.2. Ichtyofauna Černé Nisy

Na území Jizerských hor je původním druhem ryby pstruh obecný (*Salmo trutta*). Ve 30. letech 20. století byl do vodních nádrží a jejich přítoků nacházejících se na náhorní plošině hor vysazen nepůvodní druh siven americký (*Salvelinus fontinalis*). Ryby však v důsledku zvyšujícího se okyselování horských potoků i nádrží na počátku 50. let 20. století vymizely. V 60. – 80. letech minulého století byly prováděny četné zarybňovací pokusy, ovšem bez úspěchu. Teprve v r. 1991 došlo k úspěšnému nasazení sivena amerického a pstruha obecného do nádrže Bedřichov, tedy i do jejího hlavního přítoku Černé Nisy. Siven americký zde vytvořil životaschopnou populaci schopnou reprodukce. Jedinci pstruha obecného zjevně hladověli a nerozmnožovali se (Křeček a Hořická, 2001).

Z výsledků je zřejmé, že dominantním druhem v toku Černá Nisa, a tedy i v nádrži Bedřichov, je siven americký. Na základě odlovů v době tření, v říjnu 2008, bylo zjištěno, že se zde siven pravidelně rozmnožuje. V posledních dvou letech je však možné v době tření sledovat jistou tendenci k poklesu třecího hejna. Nejpravděpodobnějším vysvětlením tohoto jevu jsou vysoké podzimní teploty vody v posledních dvou letech. Tření pak probíhá v delším časovém intervalu a na trdlišťích se shromažďuje jen omezené množství ryb, které se třou postupně (M. Švátora, osobní sdělení).

Kromě sivena amerického se v nádrži Bedřichov vyskytuje jeden z původních druhů, střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*). Střevle zde byla vysazena koncem 90. let minulého století v rámci reintrodukce ryb do jizerskohorských vod (M. Švátora, osobní sdělení). Na Černé Nise byla roku 2008 pozorována tři tření tohoto druhu, a to v červnu, červenci a srpnu.

Dalším původním druhem vod Jizerských hor je pstruh obecný, forma potoční (*Salmo trutta* m. *fario*). Tento druh však na studované lokalitě nebyl v roce 2008 pozorován. Při odlovech zde nebyl zjištěn ani výskyt pstruha obecného, formy kolowrat, který byl do nádrže

Bedřichov vysazen MO ČRS v Liberci. Tabulka 14 v kapitole Přílohy uvádí množství nasazených ryb sivena amerického a pstruha obecného, formy kolowrat v letech 2007 a 2008.. Důvodem absence pstruha může být odlov sportovními rybáři, který se však týká pouze větších jedinců. Velmi pravděpodobné je, že násada pstruha se stala potravou sivenů.

Druhová a věková skladba ryb během odlovů v toku Černá Nisa jsou uvedeny v Tabulkách 3 a 4 v kapitole Výsledky.

V Černé Nise byly tedy zaznamenány stabilní populace sivena amerického a střevle potoční. Populace obou těchto druhů mají těžiště svého výskytu ve vodní nádrži Bedřichov a do sledovaného toku, stejně jako jiných přítoků, migrují především v období tření. Jejich výskyt (především sivena) v přítocích byl však zaznamenán i mimo toto období. Shromažďování v přítocích nebo určitých hloubkách nádrže s příznivějším pH je s největší pravděpodobností mechanismem, který rybám umožňuje přežít kyselé epizody. Navíc v potocích mají dostatek potravy (Z. Hořická, nepublikovaná data).

Na území CHKO Jizerské hory je plánována repatriace pstruha obecného, formy potoční rybami odchovanými z výtěru generačních jedinců odlovených z NPR Rašeliniště Jizery. Bude však nutné jednat se zástupci Českého rybářského svazu, aby nedocházelo k dalšímu vysazování pstruha obecného, formy kolowrat, která je šlechtěna pro chov v uzavřených systémech, dobře přijímá granulovanou potravu a není doporučována Správou CHKO Jizerské hory k vysazení do volné přírody. Z výše uvedeného textu je zřejmé, že byl tento druh již vysazen do nádrže Bedřichov. V povodí nádrže Bedřichov však vysazení této formy pstruha tolik nevadí, neboť se jedná o uzavřené povodí a také o intenzivně lovený rybářský revír. S pokusy o znovunavrácení jizerskohorského pstruha obecného, formy potoční do toků a nádrží Jizerských hor souvisí také snaha o postupnou redukci stavů sivena amerického (Hušek, 2010).

### **5.3. Makrozoobentos Černé Nisy**

Makrozoobentos je podle Růžičkové a Benešové (1996) často využíván jako faktor biologické integrity prostředí tekoucích vod, vzhledem ke svému postavení ve většině procesů probíhajících ve vodních ekosystémech. Tyto organizmy mohou charakterizovat kvalitu vody nebo zdraví vodního ekosystému a jsou také výbornými indikátory různých změn probíhajících ve vodních ekosystémech (Růžičková a Benešová, 1996; Zařovičová, 2002).

Ve vyšších nadmořských výškách se ve vodních ekosystémech projevuje dlouhodobý vliv kyselé depozice. V souvislosti s poklesem emisí došlo ve srážkách k poklesu koncentrací



aniontů silných kyselin i obsahu bazických kationtů. Důsledkem jsou poměrně rychlé změny v chemizmu vod. V jarním období však nadále determinuje výskyt bioty v tocích vyšších poloh silná epizodická acidifikace (Růžičková a kol., 2001; Kodrová a Růžičková, 2005). Růžičková a kol. (2004) uvádějí, že epizodická acidifikace toků je spojena se snížením počtu taxonů a biodiverzity makrozoobentosu. Pokles v druhové diverzitě v kyselých tocích je většinou spojen s absencí jepic, měkkýšů a korýšů a nižší diverzitou pošvatek, chrostíků a jiných bezobratlých (Horecký a kol., 2005). Podle Horeckého a kol. (2005) může být biologické společenstvo ovlivněno relativně malými rozdíly pH, stejně jako silnou acidifikací toků.

Dominantními skupinami makrozoobentosu odebranými v průběhu roku 2008 ze všech typů substrátu Černé Nisy byly řády Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera a Coleoptera. Dalšími již méně početnými skupinami byly taxony Oligochaeta a Megaloptera

Na studované lokalitě patřila v jarním období (květen, červen) a na podzim (září, říjen) klíčová role larvám ř. Plecoptera, které byly téměř výhradně reprezentovány čeledmi Nemouridae a Leuctridae. Průměrné kvantitativní zastoupení larev ř. Plecoptera v průběhu celého odběrového období se pohybovalo mezi 40–50 % z celkové abundance, tedy ze všech nalezených organismů, v jarním a podzimním období se zastoupení Plecoptera pohybovalo mezi 25-75 % a 45-75 % z celkové abundance, v závislosti na typu substrátu. Z čeledí Nemouridae a Leuctridae byly nejvíce zastoupeny *Amphinemura sulcicollis*, *Nemoura avicularis* a *Leuctra inermis*. Dalšími druhy z výše uvedených čeledí byla *Protonemura intricata* a *Nemoura uncinata*. Mezi další, avšak podstatně méně zastoupené čeledě patřily Perlodidae, Chloroperlidae a Taeniopterygidae zastoupené druhy *Diura bicaudata*, *Siphonoperla torrentium* a *Brachyptera seticornis*. Nejnižší početnosti dosáhla tato skupina v červenci, od srpna dochází opět k postupnému nárůstu kvantity.

Horecký a kol. (2005) uvádějí, že charakteristickými bentickými organizmy většiny acidifikovaných toků v České republice, u nichž se pH pohybovalo v rozmezí 4,0-4,6, byly z řádu Plecoptera larvy druhů *Leuctra nigra*, *Nemurella pictetii* a *Protonemura* sp., tedy zástupci čeledí Leuctridae a Nemouridae. Dále tito autoři uvádějí, že jedinci z čeledi Nemouridae, zejména druh *Nemurella pictetii*, jsou ke kyselosti tolerantní. Tento druh nebyl na lokalitě Černá Nisa pozorován, nicméně zástupci čeledi Nemouridae byli jedněmi z dominantních organismů vyskytujících se v toku. Horecký a kol. (2005) dále uvádějí, že v acidifikovaných tocích chyběla čeleď Taeniopterygidae, jejíž zástupci jsou méně acidotolerantní. Dalším důležitým faktorem je v našem případě přítomnost druhu *Diura bicaudata*, který vykazuje podle Horeckého a kol. (2005) nižší toleranci ke kyselosti.

Růžičková a Kotrbová (2000) ve své práci zkoumaly makrozoobentos v povodí Vydry, kde se pH pohybovalo v hodnotách 5,5-6,6, tedy v rozsahu bližším pH Černé Nisy (6,2-6,7). Došli k závěru, že v jarním období byla dominantním řádem Plecoptera, reprezentovaná zejména rodem *Leuctra* sp.. Na většině lokalit však byly pozorovány také rody *Siphonoperla* sp. a *Protonemura* sp., vyskytovaly se také rody *Nemoura* sp., *Nemurella* sp. a *Amphinemura* sp.. Tyto autorky uvádějí jako běžné druhy *Brachyptera seticornis*, *Leuctra nigra*, *Nemurella picteti* a *Amphinemura sulcicollis*, jako raritu pak druh *Diura bicaudata*. Rodové i druhové zastoupení popsané Růžičkovou a Kotrbovou (2000) je blízké zastoupení makrozoobentosu Černé Nisy, které bylo zjištěno v období našeho výzkumu, avšak druh *Brachyptera seticornis* byl nalezen pouze ojedinele. Naopak druh *Amphinemura sulcicollis* je možné v těchto vodách považovat za běžný. U druhu *Diura bicaudata* byl potvrzen jeho výskyt zejména na kamenitém substrátu, avšak jeho výskyt není možné pokládat za běžný.

Růžičková a Kotrbová (2000) uvádějí, že někteří zástupci vodního hmyzu využívají určité tolerance k jarnímu poklesu pH, patří mezi ně například i *Brachyptera seticornis*. Toto tvrzení je v rozporu s Horeckým a kol. (2005), kteří uvádějí že v acidifikovaných tocích chyběla čeleď Taeniopterygidae, jejíž zástupci nejsou tolik tolerantní ke kyselosti. Růžičková a Kotrbová (2002) dále uvádějí jako poměrně acidotolerantní rod *Amphinemura* sp. a druh *Diura bicaudata*. Jak již bylo uvedeno, Horecký a kol. (2005) popisují druh *Diura bicaudata* jako druh s nižší tolerancí ke kyselosti. Stejně tak Zařovičová (2002) uvádí druh *Diura bicaudata* jako acidofóbní. Růžičková a Kotrbová (2000) považují acidifikaci za jeden z důležitých faktorů vyhynutí larev ř. Plecoptera, avšak samy autorky a většina autorů studujících toky s různým stupněm acidifikace, jako například Růžičková a Benešová (1996), Růžičková (1998), Zařovičová (2002), Horecký a kol. (2005), Krám a kol. (2008) uvádějí, že v kyselých vodách dominují mezi hmyzem jedinci ř. Plecoptera. Soldán a kol. (1996) pak dodávají že ř. Plecoptera je skupina vodního hmyzu s velmi vysokými požadavky na množství kyslíku ve vodě a velmi citlivá na znečištění, kromě acidifikace.

Na Černé Nise byl v roce 2008 potvrzen výskyt pouze osmi druhů ze šesti rodů skupiny Plecoptera. Růžičková (1998) uvádí ve své práci výskyt 11 rodů skupiny Plecoptera, šest z nich bylo nalezeno v průběhu roku 2008 také na Černé Nise. Výskyt druhového zastoupení skupiny Plecoptera v Černé Nise je s výjimkou druhu *Nemoura uncinata* potvrzen také v rozsáhlé studii Krkonošských toků Špačka (1999), který však uvádí 51 druhů Plecoptera, a stejně tak ve studii Soldána (2004) týkající se Šumavy a zde nalezených 75 druhů ř. Plecoptera. Kulíšková (2006) ve své práci uvádí téměř stejné rodové zastoupení, výjimkou jsou rody *Perlodes* sp. a *Nemurella* sp., které v průběhu roku 2008 nebyly nalezeny.

Růžičková a Benešová (1996) uvádějí, že mezi vzácné rody vyskytující se v toku Černá Nisa patří rod *Brachyptera* sp. nebo *Diura* sp..

Druhou nejvíce kvantitativně zastoupenou skupinou makrozoobentosu na lokalitě Černá Nisa je dvoukřídlý hmyz (Diptera), reprezentovaný zejména čeledí Chironomidae. U této čeledi můžeme sledovat postupný nárůst kvantity od jara do léta, s maximem v srpnu a následný pokles početnosti od léta do podzimu. Průměrné kvantitativní zastoupení Diptera v průběhu celého odběrového období se pohybuje kolem 35 % z celkové abundance, v jarním a podzimním období se zastoupení Diptera pohybovalo mezi 15-65 % a 15-50 %, v srpnu pak mezi 50-75 % z celkové abundance, v závislosti na typu substrátu. Chironomidae jsou bohatě zastopeni 19 rody, nejvíce se vyskytovaly rod *Heterotrissocladius* sp. s druhem *Heterotrissocladius marcidus*, rod *Eukiefferiella* sp. s druhem *Eukiefferiella minor/fittkai*, dále rody *Cricotopus* sp., *Tanytarsus* sp., *Thienemanniella* sp., *Zavrelimyia* sp., *Polypedilum*, skupina *Scalaenum* a *Corynoneura* sp.. Mezi další méně početné rody patří *Chironomus* sp., *Diamesa* sp., *Pseudodiamesa* sp., *Prodiamesa* sp., *Apsectrotanypus* sp., *Macropelopia* sp., *Natarsia* sp., *Ablabesmyia* sp., *Trissopelopisa* sp. a *Tanytarsini* sp.. Přehled determinovaných druhů z čeledí Chironomidae je uveden v příloze v Tabulce 15.

Ze skupiny Diptera byli v toku také nalezeni zástupci čeledí Tipulidae, Limoniidae, Pediciidae, Ceratopogonidae a Simuliidae z nichž největší početnosti dosahovali Ceratopogonidae a Pediciidae s rodem *Dicranota* sp.. Vývoj početnosti těchto čeledí je velmi blízký vývoji početnosti čeledi Chironomidae, avšak s maximem v červenci a mírným poklesem kvantity v srpnu.

Růžičková a Kotrbová (2000) popisují jako třetí nejpočetnější skupinu makrozoobentosu Diptera, která jsou většinou reprezentována rodem *Dicranota* sp., zástupci Simuliidae a Chironomidae. Z pohledu kvantitativního zastoupení v Černé Nise jsou Diptera druhou nejzastoupenější skupinou vodního hmyzu. Tyto autorky také uvádějí, že Diptera dominují v létě a na podzim a z celkového počtu pak více než polovinu představuje čeleď Chironomidae. Zařovičová (2002) uvádí jako dominantní složku fauny přítoků Nižného Terianského jezera čeleď Chironomidae. Horecký a kol. (2005) popisují, že mezi charakteristické bentické organizmy acidifikovaných toků patří rod *Corynoneura* sp. (Diptera: Chironomidae). V Černé Nise dominují Diptera pouze v letním období, kdy stejně jako v práci Růžičkové a Kotrbové (2000) představují více než polovinu kvantity Chironomidae.

Z prací Růžičkové (1998), Růžičkové a Kotrbové (2000) vyplývá, že v acidifikovaných tocích dochází k poklesu abundance Ephemeroptera a naopak k nárůstu abundance Diptera.

Krám a kol. (2008) uvádějí, že v silně acidifikovaném toku Lysina se kromě acidotolerantních druhů z řádů Plecoptera a Trichoptera vyskytovala také muchnička *Simulium* sp., avšak v ostatních tocích s nižšími stupni acidifikace byla nalezena Diptera z čeledí Tipulidae, Simuliidae, Pediciidae, Limoniidae, Ceratopogonidae, Chironomidae a Dixidae.

Kulíšková (2006) ve své práci uvádí obdobné zastoupení čeledí skupiny Diptera, jaké bylo zjištěno na Černé Nise pro rok 2008. Výjimku tvoří čeleď Tanypodinae s rody *Apsectrotanypus* sp., *Macropelopia* sp., *Natarsia* sp., *Ablabesmyia* sp., *Trissopelopia* sp. a *Zavrelimyia* sp., které byly determinovány pouze ze vzorků odebraných v průběhu roku 2008. Kulíšková (2006) dále uvádí výskyt čeledi Athericidae, ten však nebyl v roce 2008 potvrzen. Oproti výsledkům Kulíškové (2006) byl nalezen poměrně hojný výskyt čeledi Pediciidae se zástupcem rodu *Dicranota* sp..

Další významnou skupinou makrozoobentosu Černé Nisy jsou zástupci ř. Trichoptera, kteří byli nejpočetněji zastoupeni čeledí Limnephilidae s druhy *Drusus annulatus* a *Chaetopteryx villosalfusca*, mezi méně časté druhy této čeledi patří *Chaetopterygopsis maclachlani* a *Acrophylax zerberus*. Méně zastoupenými čeleděmi skupiny Trichoptera jsou Rhyacophillidae a Polycentropodidae s druhy *Rhyacophila obliterata* a *Plectrocnemia conspersa*. Průměrné kvantitativní zastoupení Trichoptera v průběhu celého odběrového období se pohybuje mezi 5-15 % z celkové abundance v závislosti na typu substrátu.

Podle Horeckého a kol. (2005) a Kráma a kol. (2008) patří mezi charakteristické bentické organizmy acidifikovaných vod druh *Plectrocnemia conspersa* (Trichoptera: Polycentropodidae), který je extrémně tolerantní ke kyselosti vod. Menší toleranci ke kyselosti má *Drusus annulatus* (Trichoptera: Limnephilidae). Podle Růžičkové a Kotrbové (2000) patří *Plectrocnemia conspersa* mezi vzácnější Šumavské druhy, naopak *Chaetopteryx villosa* a druhy rodu *Rhyacophila* sp. jsou považovány za běžné. Současně byl na Šumavě také dokumentován druh *Chaetopterygopsis maclachlani*. Studie Soldána a kol. (2001) obsahuje 40 druhů skupiny Trichoptera. Na Černé Nise, bylo v roce 2008 potvrzeno pouze 6 druhů této skupiny, s výjimkou druhu *Acrophylax zerberus*, který je podle osobního sdělení Mgr. I. Skály uveden v Červeném seznamu bezobratlých jako ohrožený druh, byly všechny tyto druhy součástí práce Soldána a kol. (2001). Podle Růžičkové (1998) je v acidifikovaných vodách redukována mimo jiné i skupina Trichoptera, kde převažují zástupci podčeledi Drusinae a rodu *Rhyacophila* sp.

Podle studie Chvojky (2008) bylo ve vodách Černé Nisy nalezeno několik druhů skupiny Trichoptera. Jedná se o druh hojný v horských a podhorských oblastech *Rhyacophila*

*obliterata*, dále o poměrně běžný druh Jizerských hor, a to i ve vrcholových partiích, *Plectrocnemia conspersa*. Dalším častým druhem horských potoků Jizerských hor je *Chaetopterygopsis maclachlani*, velmi hojnými druhy horských tekoucích vod jsou také *Drusus annulatus* a *Chaetopteryx villosalfusca*.

Při srovnání s prací Kulíškové (2006) je zřejmé, že došlo ke snížení rodového zastoupení řádu Trichoptera. Kulíšková (2006) totiž uvádí 16 rodů této skupiny, avšak v roce 2008 bylo nalezeno pouze 6 rodů tohoto řádu.

Podle Soldána a kol. (2001) mají larvy chrostíků jednoznačně vyšší ekologickou valenci (nebo rezistenci), než jakou nalézáme u larev jepic.

Skupina Ephemeroptera je skupinou makrozoobentosu, která je s výjimkou října zastoupena ve všech odběrových měsících. Kvantita zastoupení této skupiny je nejvyšší v červenci, kdy však dosahuje maximálně 10 % z celkového počtu makrozoobentosu. Poměrně chudé je také druhové zastoupení této skupiny, nejčteněji se zde vyskytovali jedinci rodu *Baetis* sp., zastoupené druhem *Baetis vernus*, kteří byli nacházeni od srpna do září. V období květen až červenec byli nalezeni jedinci rodů *Siphonurus* sp., *Ameletus* sp. a *Ephemerella* sp., zastoupení druhy *Siphonurus lacustris*, *Ameletus inopinatus* a *Ephemerella ignita*. Pro porovnání Soldán (2000) uvádí, že se na celém území Jizerských hor vyskytuje 35 druhů skupiny Ephemeroptera.

Horecký a kol. (2005) uvádí, že v acidifikovaných tocích chybí čeledi Heptagenidae, Baetidae a Leptophlebiidae z řádu Ephemeroptera. Růžičková (1998) naopak uvádí, že v tocích s nízkými hodnotami pH chybí rody *Epeorus* sp., *Ephemerella* sp. a *Rhitrogena* sp.. Růžičková a Kotrbová (2000) uvádějí, že Ephemeroptera jsou v jarním období zastoupena rodem *Ameletus* sp., v letním období jsou reprezentovány zvláště rodem *Baetis* sp., případně rody *Siphonurus* sp., *Ecdyonurus* sp. a *Ephemerella* sp.. Stejně jako na Černé Nise jsou podle Růžičkové a Kotrbové (2000) Ephemeroptera reprezentována relativně menší hustotou a jejich výskyt je více významný pouze v létě.

Podle Růžičkové a Kotrbové (2000) patří mezi acidotolerantní druhy skupiny Ephemeroptera druh *Ameletus inopinatus* a *Siphonurus lacustris*. Vávra (1988) uvádí, že druh *Ameletus inopinatus* je v České republice poměrně rozšířen v pramenných stružkách i v relativně větších říčkách vysokých poloh horských oblastí. Naopak výskyt druhu *Siphonurus lacustris* je spíše řídký až střední, předpokládá se, že se tento druh objevil až v posledních letech, a že je typický ve vyšších polohách hor, avšak spíše v pomaleji tekoucích potocích s tůněmi. Vávra (1988) dále uvádí, že druh *Baetis vernus* je také druhem vysokých poloh, a že se jeví jako druh velmi odolný k okyselení vody. *Baetis vernus* stejně jako druhy

*Baetis rhodani*, *Cloeon dipterum* a *Ephemerella ignita* obsazují úseky opuštěné druhy s menší tolerancí ke znečištění vody (Vávra, 1988). Podle Vávry (1988) jsou druhy *Siphonurus lacustris*, *Baetis versus* a *Ameletus inopinatus* typickými druhy skupiny Ephemeroptera vyskytujícími se v tocích na žulovém podloží, kde pH bývá v rozsahu 5,0-6,0, při deštích nebo jarních táních klesá hodnota pH na 4,0, nebo nižší.

Vávra (1988) uvádí, že Ephemeroptera patří k organismům nejvíce citlivým vůči acidifikaci. Krám a kol. (2008) uvádí, že v nejkyselějších povodích, Lysina a Loukov, nebyli zaznamenáni zástupci jepic, skupina Ephemeroptera totiž nepatří k druhům tolerantním k nízkému pH. Vávra (1988) uvádí, že schopnost žít v okyselené vodě klesá v řadě Trichoptera – Plecoptera – Ephemeroptera. Jako nejvíce tolerantní k okyselení se mezi jepicemi ukázal rod *Leptophlebia* sp., který podle Vávry (1988) přežívá i ve vodách s pH blízkým 4,0. Poměrně značné okyselení snáší také *Baetis rhodani*. Oba tyto druhy nebyly v toku Černá Nisa determinovány. Z práce Kulíškové (2006) vyplývá obdobné zastoupení čeledí skupiny Ephemeroptera, výjimku tvoří čeleď Heptageniidae zastoupené rody *Heptagenia* sp., *Ecdyonurus* sp., *Epeorus* sp. a Leptophlebiidae zastoupené rodem *Habrophlebia* sp., které nebyly v průběhu roku 2008 v toku Černá Nisa determinovány.

Vávra (1988) dále uvádí, že v mírně acidifikovaných tocích s pH 5,0-6,3 bývají nalezeny zpravidla 3 až 4 rody skupiny Ephemeroptera, při poklesu pH pod 5 již žádné. U Tatranských jezer je limitující hodnotou pH pro výskyt jepic pH 6,0 (Vávra, 1988).

Skupina Coleoptera byla zastoupena ve všech odběrových měsících a to jak larvami tak i dospělci. Tato skupina byla nejpočetněji zastoupena čeledí Dytiscidae s druhem *Oreodytes sanmarkii* a čeledí Elmidae s druhem *Limnius perrisi*. Další zástupce čeledi Dytiscidae byl druh *Platambus maculatus*, který byl však nalezen pouze v larválním stádiu. Po jednom jedinci v larválním stádiu byl nalezen zástupce čeledi Elmidae, rodu *Elmis* sp. a čeledi Hydrophilidae. Průměrné kvantitativní zastoupení Coleoptera v průběhu celého odběrového období se pohybuje do 5 % z celkové abundance, v závislosti na typu substrátu, větší část kvantity je však zastoupena larvami ř. Coleoptera.

Soldán (2004) uvádí, že skupiny vodního hmyzu jako jsou řády Coleoptera a Diptera jsou málo studovanou skupinou. Růžičková (1998) popisuje, že ř. Coleoptera se v tocích s nízkým pH vyskytuje spíše výjimečně, i přesto byly v tocích s nižším stupněm acidikace nalezeny rody *Brychius* sp., *Elmidae* sp., *Herodes* sp., *Noterus* sp. a *Orectochilus* sp.. Krám a kol. (2008) ve své studii uvádí, že kvantitativně převažovala čeleď potápníkovití, Dytiscidae, další zastoupené čeledě byli Elmidae, Helodidae, Hydraenidae, Hydrophilidae. Pokud porovnáme kvalitativní složení skupiny Coleoptera s výsledky Kulíškové (2006)

můžeme konstatovat, že zastoupení je téměř shodné, výjimku tvoří rody *Ilybius* sp. a *Hydraena* sp., které nebyly v roce 2008 nalezeny.

Z odebraných vzorků byli také determinováni jedinci skupiny Oligochaeta, nejpočetněji zastoupení jedinci z čeledi Haplotaxidae, druhu *Haplotaxis gordioides*. Dalším druhem z této čeledi byl *Stylodrilus heringianus* z čeledi Lumbiculidae, zastoupený pouze dvěma jedinci.

Pro komplexní zhodnocení determinovaných druhů makrozoobentosu uvádím také skupinu Megaloptera, ze které byly determinováni jedinci čeledi Sialidae, zastoupení druhem *Sialis fuliginosa*. Kvantitativní zastoupení těchto jedinců je malé. Kvantitativní zastoupení jedinců všech výše uvedených skupin je přehledně uspořádáno v Tabulkách 15 a 16 v příloze.

Součástí práce je také výpočet Shannon-Weaverova indexu diverzity, který byl v toku Černá Nisa stanoven pro všechny tři sledované substráty. Pro písek nabývá index diverzity hodnoty 2,6, pro štěrk 2,7 a pro kameny opět 2,6. Velmi blízké těmto hodnotám jsou hodnoty diverzity udávané Růžičkovou a Kotrbovou (2000) pro toky v povodí Vydry. Růžičková a kol. (2001) uvádějí, že v acidifikovaných tocích je diverzita nižší a dosahuje hodnot 1,5-2,0. Podle Růžičkové (1998) se diverzita v méně acidifikovaných vodách pohybuje u většiny toků mezi hodnotami 2,4-2,5, u toků Hamerský a Slatinný mezi hodnotami 2,7-2,8.

#### **5.4. Obsah toxických kovů ve vodě Černé Nisy**

Nalezené koncentrace kovů ve vodě Černé Nisy v průběhu roku 2008 jsou uvedeny v kapitole Výsledky v Tabulce 5. Podrobné charakteristiky studovaných kovů, forem výskytu kovů ve vodách, jejich účinků na vodní organizmy, člověka apod. jsou uvedeny v kapitole Literární přehled.

Koncentrace berylia ve vodách byla v převážné většině odebraných vzorků nižší než je detekční limit, tedy  $<0,2$  ppb. Podle NV 229/2007 je imisní standard přípustného znečištění povrchových vod Be stanoven na hodnotu  $1 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Tato hodnota nebyla v žádném z měření dosažena ani překročena. Ve vodách určených k chovu ryb není koncentrace Be limitována (Pitter, 2009).

Koncentrace celkového hliníku ve vodách byla stanovitelná ve všech odebraných vzorcích, detekční limit pro hliník je  $<5$  ppb, minimální koncentrace hliníku byla 8 ppb, maximální 320,6 ppb a průměrná 106,5 ppb. Podle NV 229/2007 je imisní standard přípustného znečištění povrchových vod Al stanoven na  $1500 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Tato hodnota nebyla

v žádném z měření dosažena ani překročena. Speciace hliníku nebyla pro účely této práce provedena.

Koncentrace chromu ve vodách byla u převážné většiny odebraných vzorků nižší než je detekční limit, tedy  $<0,5$  ppb a maximální koncentrace byla 1,2 ppb. Podle NV 229/2007 je imisní standard přípustného znečištění povrchových vod Cr stanoven na hodnotu  $35 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Tato hodnota nebyla v žádném z měření dosažena ani překročena. Podle ČSN 75 7221 spadá Černá Nisa do II. třídy jakosti povrchových vod, jedná se tedy o vodu mírně znečištěnou (Havránek a kol., 2009). Na základě tohoto zařazení by koncentrace chromu měla být  $<20 \mu\text{g.l}^{-1}$ , tato limitní hodnota je splněna (Hanel a Lusk, 2005).

Koncentrace manganu ve vodách byla pouze u dvou vzorků nižší než je detekční limit, tedy  $<0,1$  ppb, maximální koncentrace byla 32,9 ppb a průměrná 8,0 ppb. Podle NV 229/2007 je imisní standard přípustného znečištění povrchových vod Mn stanoven na hodnotu  $0,5 \text{mg.l}^{-1}$ , u vod určených pro vodárenské účely je limitní koncentrace  $0,05 \text{mg.l}^{-1}$ . Ani jedna z limitních hodnot nebyla v žádném z měření dosažena nebo překročena. Podle ČSN 75 7221 spadá Černá Nisa do II. třídy jakosti povrchových vod. Na základě tohoto zařazení by koncentrace manganu měla být  $<0,3 \text{mg.l}^{-1}$ , tato limitní hodnota je splněna (Hanel a Lusk, 2005).

Koncentrace železa ve vodách byla stanovitelná ve všech odebraných vzorcích, detekční limit je pro železo  $<10$  ppb, minimální koncentrace byla 18,8 ppb, maximální 217,9 ppb a průměrná 93,2 ppb. Podle NV 229/2007 je imisní standard přípustného znečištění povrchových vod Fe stanoven na  $2 \text{mg.l}^{-1}$ . Tato hodnota nebyla v žádném z měření dosažena ani překročena. Podle ČSN 75 7221 spadá Černá Nisa do II. třídy jakosti povrchových vod. Na základě tohoto zařazení by koncentrace železa měla být  $<1 \text{mg.l}^{-1}$ , tato limitní hodnota je splněna (Hanel a Lusk, 2005).

Koncentrace kobaltu ve vodách byla u všech vzorků nižší než je detekční limit, tedy  $<0,5$  ppb. Podle NV 229/2007 je imisní standard přípustného znečištění povrchových vod Co stanoven na hodnotu  $7 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Tato hodnota nebyla v žádném z měření dosažena ani překročena. Svobodová a kol. (1987) uvádějí, že při sledování vlivu kobaltu na jikry ryb bylo prokázáno, že koncentrace nad  $0,05 \text{mg.l}^{-1}$  vyvolává úhyn jiker, zvýšený úhyn vykuleného plůdku a vznik zrůd.

Koncentrace niklu ve vodách nebyla v rámci naší studie stanovena. Svobodová a kol. (1987) uvádějí, že koncentrace niklu nad  $0,05 \text{mg.l}^{-1}$  se projevuje zvýšenou mortalitou jiker a vykuleného plůdku. Jedinci, kteří přežijí, jsou méně pohybliví, mají menší hmotnost a byly u nich pozorovány vývojové deformace.



Koncentrace mědi ve vodách byla ve většině vzorků nižší než je detekční limit, tedy <0,5 ppb, maximální koncentrace mědi byla 1,5 ppb a průměrná 0,8 ppb. Podle NV 229/2007 je imisní standard přípustného znečištění povrchových vod Cu stanoven na hodnotu 25  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Tato hodnota nebyla v žádném z měření dosažena ani překročena. Podle ČSN 75 7221 spadá Černá Nisa do II. třídy jakosti povrchových vod. Na základě tohoto zařazení by koncentrace mědi měla být <20  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , tato limitní hodnota je splněna (Hanel a Lusk, 2005).

Koncentrace zinku ve vodách byla u čtyř vzorků nižší než je detekční limit, tedy <0,5 ppb, maximální koncentrace zinku byla 13,1 ppb a průměrná 5,4 ppb. Podle NV 229/2007 je imisní standard přípustného znečištění povrchových vod Zn stanoven na hodnotu 160  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Tato hodnota nebyla v žádném z měření dosažena ani překročena. Podle ČSN 75 7221 spadá Černá Nisa do II. třídy jakosti povrchových vod. Na základě tohoto zařazení by koncentrace zinku měla být <50  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , tato limitní hodnota je splněna (Hanel a Lusk, 2005).

Koncentrace arsenu ve vodách byla ve většině vzorků nižší než je detekční limit, tedy <1 ppb, maximální koncentrace arsenu byla 1,8 ppb, průměrná 1,4 ppb. Podle NV 229/2007 je imisní standard přípustného znečištění povrchových vod As stanoven na hodnotu 20  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , u vod určených pro vodárenské účely je limitní koncentrace 5  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Ani jedna z limitních hodnot nebyla v žádném měření dosažena nebo překročena. Podle ČSN 75 7221 spadá Černá Nisa do II. třídy jakosti povrchových vod. Na základě tohoto zařazení by koncentrace arsenu měla být <10  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , tato limitní hodnota je splněna (Hanel a Lusk, 2005).

Koncentrace kadmia ve vodách byla ve všech vzorcích nižší než je detekční limit, tedy <0,1 ppb. Podle NV 229/2007 je imisní standard přípustného znečištění povrchových vod Cd stanoven na hodnotu 0,7  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Tato hodnota nebyla v žádném z měření dosažena ani překročena. Podle ČSN 75 7221 spadá Černá Nisa do II. třídy jakosti povrchových vod. Na základě tohoto zařazení by koncentrace kadmia měla být <0,5  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , tato limitní hodnota je splněna (Hanel a Lusk, 2005).

Koncentrace olova ve vodách byla u více než poloviny vzorků nižší než je detekční limit, tedy <0,1 ppb, maximální koncentrace olova byla 0,4 ppb, průměrná 0,2 ppb. Podle NV 229/2007 je imisní standard přípustného znečištění povrchových vod Pb stanoven na hodnotu 14,4  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Tato hodnota nebyla v žádném z měření dosažena ani překročena. Podle ČSN 75 7221 spadá Černá Nisa do II. třídy jakosti povrchových vod. Na základě tohoto zařazení by koncentrace olova měla být <8  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , tato limitní hodnota je splněna (Hanel a Lusk, 2005).

Koncentrace rtuti ve vodách byla ve většině vzorků nižší než je detekční limit, tedy <0,05 ppb. Podle NV 229/2007 je imisní standard přípustného znečištění povrchových vod Hg stanoven na hodnotu 0,1  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Tato hodnota nebyla v žádném z měření dosažena ani

překročena. Podle ČSN 75 7221 spadá Černá Nisa do II. třídy jakosti povrchových vod. Na základě tohoto zařazení by koncentrace rtuti měla být  $<0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ , tato limitní hodnota je splněna (Hanel a Lusk, 2005).

Z výše uvedeného textu je zřejmé, že voda Černé Nisy není extrémně zatížena toxickými kovy, a že dokonce ve všech parametrech splňuje v současné době platné limity přípustného znečištění povrchových vod. Jak uvádějí Svobodová a kol. (1996), koncentrace kovů zjišťovaná v povrchových vodách na území ČR ve většině případů vyhovuje platným limitním hodnotám, a to dokonce i v lokalitách dlouhodobě silně zatížených kovy. Koncentrace kovů v povrchových vodách není směrodatným ukazatelem skutečné dlouhodobé kontaminace vodního prostředí těmito látkami. Stanovení kovů pouze v kapalné části ekosystému vodního prostředí nevystihuje skutečné celkové znečištění sledované lokality. Z tohoto důvodu byla pozornost věnována také dalším složkám vodního ekosystému, makrozoobentosu a rybám.

## **5.5. Obsah toxických kovů ve tkáních ryb**

Jak udávají např. Kružíková a kol. (2008), ekosystém povrchových vod se stává konečným rezervoárem většiny cizorodých, kontaminujících látek, z nichž některé, např. toxické kovy, mají schopnost akumulovat se ve vodních organizmech.

Ryby jako konečný článek vodních ekosystémů jsou významnými indikátory stavu zatížení vodního prostředí kovy. Reagují na kontaminaci svým zdravotním stavem, druhovou, velikostní, věkovou strukturou a početností (Svobodová a kol., 1996). Velká většina kovů má afinitu k SH skupinám aminokyselin, a proto působí jako inhibitory enzymů. Významná negativní vlastnost některých kovů je schopnost akumulovat se v orgánech, speciálně v játrech, slezině, ledvinách a gonádách. K lepšímu porozumění fyziologického, toxikologického a hygienického efektu kovů na organizmy je nezbytné znát schéma distribuce jednotlivých kovů v orgánech (Čelechovská a kol., 2007).

### **5.5.1. Obsahu hliníku ve tkáních ryb**

Úhyny ryb následkem havarijního znečištění povrchových vod hliníkem jsou vzácné. Častější jsou případy poškození zejména raných stádií plůdku ryb, zaviněné dlouhodobým působením subletálních koncentrací hliníku. Toxicita hliníku pro ryby je výrazně ovlivněna fyzikálně chemickými vlastnostmi vody, zejména však hodnotou pH a s tím související formou výskytu hliníku (Svobodová a kol., 1987).

Podle Svobodové a kol. (1987) lze koncentraci  $0,05 \text{ mg.l}^{-1}$  hliníku, při pH 7, považovat za bezpečnou pro ryby. Při koncentraci  $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$  je zaznamenán vliv hliníku na zpomalení růstu ryb.

Autoři jako Čítek a kol. (1997), Gensemer a Playle (1999) a Rosseland a kol. (2007) popisují dva odlišné toxické mechanismy působení hliníku na žábry. Jedním mechanismem jsou poruchy výměny iontů  $\text{Na}^+$  a  $\text{Cl}^-$  s okolním prostředím, které způsobí narušení osmoregulace organismu. Tento jev je hlavní příčinou smrti a dochází k němu ve vodách s nízkým pH, tedy s pH nižším než 5. Druhým mechanismem je vliv hliníku na dýchání, kdy se hliník v oxidačním stupni II. rychle oxiduje na alkalicky reagující žábry na hliník v oxidačním stupni III. Tyto sloučeniny pak pokrývají žaberní lístky a omezují dýchání. V tomto případě nejde pouze o mechanické bránění procesu dýchání. Z histopatologických nálezů je zřejmé, že na žábry dochází k výrazným reaktivním pochodům a těžkým regresivním změnám vyústujícím v nekrózu žaber. Tento druhý mechanismus dominuje spíše při vyšším pH vody.

Čítek a kol. (1997) dále uvádějí, že pro diagnózu intoxikace ryb hliníkem je vhodné provést stanovení obsahu hliníku v žábry, popřípadě v ledvinách a játrech. Obsah hliníku v žábry intoxikovaných ryb se zvyšuje až 100krát, v ledvinách zhruba 10krát a v játrech zhruba 3krát ve srovnání s rybami nezasaženými hliníkem. Tvzení Čítka a kol. (1997) bylo potvrzeno i v našem výzkumu. Jak je zřejmé z Obrázku 21 v kapitole Výsledky, nejvyšší koncentrace celkového hliníku byly stanoveny v žábry, ledvinách i játrech, avšak rozdíl mezi koncentrací hliníku v ledvinách a játrech není tak výrazný jak uvádějí Čítek a kol. (1997). Rosseland a kol. (2007) uvádějí nezávislost bioakumulace hliníku ve tkáních žaber na věku. Koncentrace hliníku ve svalovině a gonádách se jeví, na rozdíl od ostatních tkání, jako zanedbatelná.

Koncentrace hliníku stanovené ve tkáních ryb v roce 2008 je možné částečně porovnat s výsledky získanými Křečkem a kol. (2006), kteří uvádějí koncentrace hliníku ve svalovině a játrech ryb z nádrží Jizerských hor. Ve svalovině byla koncentrace hliníku podle Křečka a kol. (2006) v rozmezí  $6,6-18,2 \text{ mg.kg}^{-1}$  a v játrech  $13,1-90,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Pokud pomineme rozdělení ryb do věkových kategorií byly koncentrace hliníku ve svalovině v rozmezí  $<1-9,12 \text{ mg.kg}^{-1}$  a v játrech  $1,91-130 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Maximální hodnota  $130 \text{ mg.kg}^{-1}$  je vyjímečná, ve většině měření se pohybovala do  $50 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Získané hodnoty koncentrace není možné podle osobního sdělení prof. Z. Svobodové porovnat se současně platným hygienickým limitem hliníku, avšak Křeček a kol. (2006) a Svobodová a kol. (1996) uvádějí jako tehdy platný hygienický limit koncentraci  $30,0 \text{ mg.kg}^{-1}$  pro svalovinu. Původní hygienický limit  $30 \text{ mg.kg}^{-1}$

<sup>1</sup> nebyl v roce 2008 překročen. Z porovnání předchozích hodnot je zřejmé, že koncentrace hliníku v uvedených tkáních poklesla. To je pravděpodobně způsobeno nižším zatížením vodního ekosystému hliníkem souvisejícím s postupným nárůstem pH.

### **5.5.2. Obsahu chromu ve tkáních ryb**

Chrom se v povrchových vodách vyskytuje v oxidačním stupni III. a VI. Pro ryby a ostatní vodní organizmy jsou toxicitější sloučeniny chromu ve třetím oxidačním stupni. Hranice akutního toxického účinku chromu v šestém oxidačním stupni leží v rozmezí 5-30 mg.l., u chromu ve třetím oxidačním stupni okolo 1 mg.l<sup>-1</sup>. Podle hodnot LC<sub>50</sub> pro různé druhy ryb lze sloučeniny chromu v oxidačním stupni III. zařadit mezi látky pro ryby silně jedovaté (LC<sub>50</sub> 5-7,5 mg.l<sup>-1</sup> a sloučeniny chromu v oxidačním stupni VI. mezi látky pro ryby středně jedovaté (LC<sub>50</sub> 35-75 mg.l<sup>-1</sup>). Toxicita chromu pro ryby je také velmi silně ovlivněna fyzikálně chemickými vlastnostmi vody, zejména hodnoutou pH a koncentrací vápníku a hořčíku. Se snižující se hodnotou pH a zvyšující se koncentrací vápníku a hořčíku se toxicita chromu pro vodní organizmy snižuje (Svobodová a kol., 1987).

Nejvyšší koncentrace chromu byla stanovena v žábřácích, ledvinách a játrech ryb. Velmi výrazný je rozdíl obsahu chromu mezi věkovými kategoriemi (viz. Obrázek 22 v kapitole Výsledky), jednoznačně největší koncentrace chromu byla zaznamenána u ryb věkové kategorie 0<sup>+</sup>, a to u všech studovaných tkání. U ostatních věkových kategorií a tkání jsou získané hodnoty koncentrace chromu výrazně nižší, malý nárůst koncentrace chromu je možné pozorovat v ledvinách a žábřácích první, případně druhé věkové kategorie. Výrazně vyšší koncentrace chromu u věkové kategorie 0<sup>+</sup> je podle mého názoru možné vysvětlit několika faktory. Podle Svobodové a kol (1987) mají cizorodé látky, zejména toxické kovy, vliv na embryonální a larvální vývoj ryb. Plůdek ryb je také více citlivý na obsah cizorodých látek ve vodách. Dalším vysvětlením může být rozdílnost potravy jednotlivých věkových kategorií. Velmi podstatná je také délka života v podmínkách studovaných vod, ryby starších věkových kategorií mohly být do nádrže Bedřichov a jejích přítoků nasazeny (viz. Tabulka 14 v příloze znázorňující počty nasazených ryb), délka jejich života ve studovaných vodách tedy neodpovídá celkové délce života. Určitý význam může hrát také to, že ryby 0<sup>+</sup> pochází z jiker dospělých jedinců žijících a ovlivněných chemickými vlastnostmi dané lokality, tedy, že se u plůdku může projevit zatížení dospělých jedinců. Důležité je také to, že podle Rosselanda a kol. (2007) patří chrom mezi kovy u nichž je bioakumulace ve tkáních žaber nezávislá na věku.

Kenšová a kol. (2009) ve své studii uvádí, že nejvyšší koncentrace chromu byly pozorovány u nedravých druhů ryb, a to v žábřácích, játrech a svalovině. Podle Čelechovské a kol. (2007) byla největší koncentrace chromu nalezena v žábřácích kapra, koncentrace Cr ve svalovině byla nízká. Kenšová a kol. (2009) také uvádějí, že chrom má silnou afinitu k žábřacím, a že se mnoho autorů shoduje, že vstupní branou kovů do ryb jsou žábřáky. Z těchto důvodů mohou být žábřáky zvláště vhodná jako bioindikátor kontaminace chromem.

Podle prof. Z. Svobodové (osobní sdělení) není v současné době v české a ani v evropské legislativě stanoven hygienický limit obsahu Cr v rybích tkáních. Svobodová a kol. (1996) uvádějí starší hygienický limit chromu ve svalovině ryb  $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ , detekční limit metody stanovující koncentraci Cr byl však  $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ .

### **5.5.3. Obsah manganu ve tkáních ryb**

Svobodová a kol. (1987) uvádějí, že sloučeniny manganu jsou pro různé druhy ryb vesměs látky slabě až velmi slabě jedovaté. Letální koncentrace se u pstruha obecného pohybují kolem  $150 \text{ mg.l}^{-1}$ . Výjimku tvoří manganistan draselný, který je pro ryby silně až středně jedovatý.

Z Obrázku 23 v kapitole Výsledky je opět zřejmé, že největší koncentrace kovu byly stanoveny v žábřácích, játrech a ledvinách ryb věkové kategorie  $0^+$ . Koncentrace manganu na žábřacích a ledvinách se postupně snižuje s rostoucí délkou života testovaných ryb. Rosseland a kol. (2007) však uvádějí nezávislost bioakumulace manganu ve tkáních žaber na věku. U jater věkových kategoriích  $1^+$ - $3^+$  jsou si koncentrace manganu velmi blízké. Průměrný obsah manganu ve svalovině a gonádách je velmi nízký.

### **5.5.4. Obsah železa ve tkáních ryb**

Železo se v povrchových vodách vyskytuje ve druhém (rozpuštěné sloučeniny) nebo třetím (nerozpuštěné sloučeniny) oxidačním stupni. Poměr výskytu těchto dvou forem je závislý na koncentraci kyslíku, hodnotě pH a na dalších chemických vlastnostech vody. S poškozením ryb sloučeninami železa se setkáme především za nízkých koncentrací kyslíku a za nízkých hodnot pH, kdy je železo převážně ve formě rozpustných sloučenin. Železo v oxidačním stupni II. se na alkalicky reagujících žábřacích ryb oxiduje na nerozpustné sloučeniny ve třetím oxidačním stupni, které pokrývají žaberní lístky a omezují dýchání. Poté dojde k pomnožení železitých bakterií, které se podílejí na oxidaci sloučenin železa v oxidačním stupni II. Vysrážené železo a chomáčky železitých bakterií snižují respirační

plochu žaber, poškozují respirační epitel a způsobují úhyn ryb udušením. Podobně jako na žaberní ústrojí působí sloučeniny železa na žítky, které pak pro nedostatek kyslíku odumírají (Svobodová a kol., 1987; Čítek a kol. 1997).

Letální koncentrace železa pro ryby nelze podle Svobodové a kol. (1987) jednoznačně stanovit, protože je silně ovlivněna fyzikálně chemickými vlastnostmi vody. Obecným požadavkem pro chov losovitých ryb je, aby koncentrace železa v rozpustné formě nebyla vyšší než  $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ . Čítek a kol. (1997) uvádějí, že diagnózu úhynu ryb v důsledku poškození železem lze provést stanovením obsahu železa v žábrách, slezině a ledvinách.

Z Obrázku 24 uvedeném v kapitole Výsledky je zřejmé největší zatížení železem pro žábra, ledviny a játra, přičemž je u všech tkání nejvíce zatížena věková kategorie  $0^+$ . U žaber je vidět velký rozdíl v koncentracích mezi věkovou kategorií  $0^+$  a ostatními věkovými kategoriemi. Rosseland a kol. (2007) však uvádějí nezávislost bioakumulace železa ve tkáních žaber na věku. U tkání jako jsou ledviny a játra nejsou rozdíly v koncentracích železa u různých věkových kategorií tolik výrazné.

Podle osobního sdělení prof. Z. Svobodové se v současné době v české ani evropské legislativě nevyskytuje platný hygienický limit obsahu železa ve tkáních ryb. Tato hodnota byla naposledy stanovena ve Vyhlášce Ministerstva zdravotnictví 53/2002 Sb. kde je přípustná koncentrace  $80 \text{ mg.kg}^{-1}$  pro ryby sladkovodní, mořské a výrobky z ryb.

### **5.5.5. Obsah kobaltu ve tkáních ryb**

Podle Ernesta a kol. (1984) je rozpustnost kobaltu ve vodách závislá na pH, při nižším pH jeho rozpustnost roste. Kobalt patří mezi esenciální prvky a zúčastňuje se řady biochemických reakcí. Jeho vliv na různé organizmy je dosud málo prozkoumán, v úvahu však přichází i jako potenciální karcinogen (Pitter, 2009).

Z Obrázku 25 v kapitole Výsledky je zřejmé, že nejvyšší koncentrace kobaltu byly stanoveny v ledvinách a to u věkových kategorií  $0^+$ ,  $1^+$ ,  $2^+$ . Vyšší hodnota koncentrace kobaltu u věkové kategorie  $0^+$  je pravděpodobně způsobena malým počtem vzorků, neboť odběr ledvin u takto malých jedinců je velmi obtížný a často prakticky nemožný. Odborná literatura se koncentracemi kobaltu ve tkáních ryb téměř nezabývá, a proto nemohou být stanovené hodnoty porovnány s jinými měřeními. V české ani evropské legislativě neexistuje žádný hygienický limit obsahu kobaltu ve tkáních ryb.

### 5.5.6. Obsah niklu ve tkáních ryb

Sloučeniny niklu jsou pro ryby středně jedovaté, letální koncentrace pro pstruha obecného je  $30 \text{ mg.l}^{-1}$  v průběhu krátkodobého působení. Toxicita sloučenin niklu pro vodní organizmy je výrazně ovlivněna fyzikálně chemickými vlastnostmi vody. Nižší koncentrace vápníku a hořčíku zvyšují toxicitu niklu.

Z Obrázku 26 v kapitole Výsledky jsou vidět vyšší koncentrace niklu v játrech věkových kategorií  $0^+$  a  $1^+$ , dále v ledvinách věkových kategorií  $0^+$ ,  $1^+$  a  $2^+$  a v žábách věkové kategorie  $0^+$ . Rosseland a kol. (2007) však uvádějí nezávislost bioakumulace niklu ve tkáních žaber na věku. U gonád a svaloviny všech věkových kategorií jsou koncentrace niklu zanedbatelné. Z výsledků je možné usuzovat na afinitu niklu k ledvinám případně játrům a žábám. Vysvětlením tohoto poměrně nestandardního zjištění mohou být faktory uvedené při zhodnocení výsledků chromu, tedy rozdílnost potravy, délka pobytu ve vodách Černé Nisy, vnímavost jednotlivých věkových kategorií k určitým podmínkám prostředí, případně přenos určité koncentrace kovu z rodičů na „děti“.

Hygienický limit obsahu niklu v rybách uvedený ve Vyhlášce Ministerstva zdravotnictví 53/2002 Sb. je  $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ , tedy stejně jako detekční limit pro stanovení koncentrace niklu ve tkáních ryb. Tato hodnota byla ve většině případů překročena.

### 5.5.7. Obsah mědi ve tkáních ryb

Měď je pro ryby silně toxická, toxicita mědi je významně ovlivněna fyzikálně chemickými vlastnostmi vody. Ve vodě s vyšší koncentrací organických látek vytváří měď nerozpustné komplexní sloučeniny, ve vodě s vyšší hodnotou pH málo rozpustné sloučeniny zásaditého charakteru. Nejvyšší přípustná koncentrace mědi ve vodě z hlediska bezpečnosti pro ryby je  $0,001\text{-}0,01 \text{ mg.l}^{-1}$  v závislosti na fyzikálně chemických vlastnostech a na druhu ryb. Příznaky intoxikace ryb mědí se projevují dýchacími potížemi, typické je silné zahlenění povrchu těla, vnitřní strany skřelí a žaber, kde se koncentrace mědi několikanásobně zvyšuje. Obsah mědi v žábách ryb z recipientů nekontaminovaných mědí se pohybuje do  $10 \text{ mg.kg}^{-1}$  sušiny (Svobodová a kol., 1987).

Doubravová (2008) a Kenšová a kol. (2009) popisují, že při porovnávání distribuce mědi v různých tkáních ryb je jasně vidět nejvyšší koncentrace v játrech, následovaná samičími gonádami a ledvinami, zatímco nejnižší koncentrace je ve svalovině. Čelechovská a kol. (2007) a Kenšová a kol. (2009) uvádějí, že měď je podstatná součást enzymatických systémů lokalizovaných v játrech a vysoká koncentrace v tomto orgánu je proto logický

důsledek. Obrázek 27 v kapitole Výsledky potvrzuje tvrzení Kenšové a kol. (2009), tedy, že nejvyšší koncentrace mědi byly stanoveny v játrech, a to zejména u věkové kategorie 3<sup>+</sup>. Druhé nejvyšší koncentrace mědi byly stanoveny pro ledviny, opět byly tedy potvrzeny výsledky Čelechovské a kol. (2007) a Kenšové a kol. (2009).

Kenšová a kol. (2009) také uvádějí, že u mědi je pozorován vztah koncentrace kovu k pohlaví, přičemž samičí pohlavní orgány jsou více zatíženy než samčí. Toto tvrzení bylo v naší studii také potvrzeno, rozmezí koncentrací Cu v gonádách samic všech věkových kategorií je 5,7-15,4 mg.l<sup>-1</sup>, průměrná koncentrace je 8,9 mg.l<sup>-1</sup>, rozmezí koncentrací Cu v gonádách samců všech věkových kategorií je 0,9-1,92 mg.l<sup>-1</sup>, průměrná koncentrace je 1,3 mg.l<sup>-1</sup>.

U žaber byly koncentrace poměrně nízké, nejvyšší průměrná hodnota byla stanovena u věkové kategorie 0<sup>+</sup>. Rosseland a kol. (2007) však uvádějí nezávislost bioakumulace mědi ve tkáních žaber na věku. U svaloviny jsou získané průměrné koncentrace Cu zanedbatelné.

Svobodová a kol. (1996) udávají hygienický limit obsahu mědi ve svalovině 10 mg.kg<sup>-1</sup> a ve vnitřnostech ryb, 60 mg.kg<sup>-1</sup>. Hygienický limit vyplývající z Vyhlášky Ministerstva zdravotnictví 53/2002 Sb. udává přípustnou koncentraci mědi ve sladkovodních rybách, rybích konzervách a výrobcích z ryb, 10,0 mg.kg<sup>-1</sup>. Podle osobního sdělení prof. Z. Svobodové, není v současné době v české a ani v evropské legislativě stanoven platný hygienický limit obsahu mědi v rybích tkáních.

### **5.5.8. Obsah zinku ve tkáních ryb**

Jikry lososovitých ryb jsou velmi citlivé na působení zinku a mědi. Pstruh duhový, pstruh obecný a především jejich plůdek je mimořádně citlivý k zinku a jeho sloučeninám. Letální koncentrace se u lososovitých ryb pohybují okolo 0,1 mg.l<sup>-1</sup>. S věkem ryb se odolnost ke sloučeninám zinku zvyšuje. Toxicita zinku pro ryby je také ovlivněna chemickými vlastnostmi vody. Klinické příznaky a patologickoanatomický obraz intoxikace ryb zinkem jsou podobné jako při působení mědi (Svobodová a kol., 1987).

Kenšová a kol. (2009) uvádějí, že koncentrace zinku u nedravých druhů ryb je vyšší než u dravých druhů. Současně byla nalezena vyšší koncentrace zinku v játrech, ledvinách a samičích gonádách, nejnižší koncentrace ve svalovině ryb. Pro zinek opět platí závislost koncentrace na pohlaví. Čelechovská a kol. (2007) popisují, že nejvyšší koncentrace zinku byla nalezena v ledvinách > žábrách > samičích gonádách > játrech > slezině > varlatech > svalovině. Obě autorky se tedy ve svých studiích téměř shodují. Zinek je nedílnou součástí



enzymatických systémů a proto jsou jeho koncentrace v játrech vyšší (Kenšová a kol., 2009). Podobně i Doubravová (2008) uvádí, že nejvyšší koncentrace zinku byla stanovena v ledvinách a nejnižší ve svalovině ryb.

Distribuce zinku v jednotlivých tkáních ryb na Černé Nise je vidět na Obrázku 28 v kapitole Výsledky. Z grafického znázornění je zřejmé, že nejvyšší koncentrace zinku byly stanoveny v ledvinách, a to u všech věkových kategorií ryb, přičemž koncentrace zinku klesá směrem od věkové kategorie 0<sup>+</sup> ke kategorii 3<sup>+</sup>. Vyšší průměrné koncentrace byly také stanoveny v játrech všech věkových kategorií. Významně byla také kontaminována žebra věkové kategorie 0<sup>+</sup>. Rosseland a kol. (2007) však uvádějí nezávislost bioakumulace mědi ve tkáních žaber na věku. Zjištěné průměrné koncentrace odpovídají výsledkům Čelechovské a kol. (2007) a Kenšové a kol. (2009). Byla také zjištěna zatím nejvyšší koncentrace sledovaného kovu v gonádách, a to poměrně rovnoměrně zastoupena u všech věkových kategorií. Závislost koncentrace zinku na pohlaví byla také potvrzena, i když rozdíly v průměrných koncentracích nejsou tak velké jako u mědi. Rozmezí koncentrací Zn v gonádách samic všech věkových kategorií je 36,7-119,8 mg.l<sup>-1</sup>, průměrná koncentrace je 71,5 mg.l<sup>-1</sup>, rozmezí koncentrací Zn v gonádách samců všech věkových kategorií je 20,5-56,1 mg.l<sup>-1</sup>, průměrná koncentrace je 47,2 mg.l<sup>-1</sup>.

Svobodová a kol. (1996) udávají hygienický limit obsahu zinku ve svalovině 50 mg.kg<sup>-1</sup> a ve vnitřnostech ryb 80 mg.kg<sup>-1</sup>. Hygienický limit vyplývající z Vyhlášky Ministerstva zdravotnictví 53/2002 Sb. uvádí přípustnou koncentraci zinku ve sladkovodních rybách, rybích konzervách a výrobcích z ryb 50 mg.kg<sup>-1</sup>. Podle osobního sdělení prof. Z. Svobodové, není v současné době v české a ani v evropské legislativě stanoven platný hygienický limit obsahu zinku ve tkáních ryb.

### **5.5.9. Obsah arsenu ve tkáních ryb**

Arsen se vyskytuje ve vodě obvykle v oxidačním stupni V., ale také v oxidačním stupni III.. Sloučeniny arsenu ve třetím oxidačním stupni se vstřebávají do organismu ryb rychleji a jsou toxičtější než sloučeniny arsenu v pátém oxidačním stupni.

Čelechovská a kol. (2007) ve své studii uvádějí, že nejvyšší koncentrace arsenu byla stanovena v tomto pořadí: svalovina, ledviny, játra, samičí gonády, samčí gonády.

Distribuce arsenu v jednotlivých tkáních všech věkových kategorií ryb je vidět na Obrázku 29 v kapitole Výsledky. Je zřejmé, že nejvyšší afinita arsenu byla zaznamenána u ledvin, následovala svalovina a játra u nichž byly stanoveny poměrně blízké průměrné

koncentrace. Třetí nejvíce zatíženou tkání arsenem jsou žábra, opět s nejvyšší průměrnou koncentrací u věkové kategorie 0<sup>+</sup>. Rosseland a kol. (2007) však uvádějí nezávislost bioakumulace arsenu ve tkáních žaber na věku. U gonád nebylo možné pozorovat rozdíly v zatížení samičích a samčích gonád popisované Čelechovskou a kol. (2007), neboť průměrné koncentrace arsenu v gonádách byly nižší než je detekční limit, 1 mg.l<sup>-1</sup>.

Hygienický limit vyplývající z Vyhlášky Ministerstva zdravotnictví 53/2002 Sb. udává přípustnou koncentraci arsenu ve sladkovodních rybách 1 mg.kg<sup>-1</sup>, tento limit byl několikrát ve studovaných tkáních překročen, výjimku tvoří gonády. Podle osobního sdělení prof. Z. Svobodové, není v současné době v české a ani v evropské legislativě stanoven platný hygienický limit obsahu arsenu v rybích tkáních.

### **5.5.10. Obsah kadmia ve tkáních ryb**

Kadmium patří podle Svobodové a kol. (1987) a Svobodové a kol. (1996) k nejčastěji sledovaným kovům. Jedná se o toxický kov, který způsobuje poškození centrální nervové soustavy a parenchymatózních orgánů. Letální koncentrace kadmia pro různé druhy ryb se pohybuje v rozmezí 2-20 mg.l<sup>-1</sup>. Protože se jedná o kov s významnou bioakumulační schopností, je nutné věnovat pozornost především jeho obsahu ve svalovině tržních ryb.

Kenšová a kol. (2009) uvádějí, že nejvyšší koncentrace kadmia byly většinou nalezeny v ledvinách, zatímco nejnižší koncentrace ve svalovině a žábrách ryb. Doubravová (2008) shodně uvádí jako tkáň s nejvyšší koncentrací kadmia ledviny, avšak tkáň s nejnižší koncentrací byly buď svalovina, nebo žábra. Vzorová distribuce kadmia v organismu je podle Čelechovské a kol. (2007) v tomto pořadí: ledviny > játra > svalovina > žábra > slezina > gonády. Kenšová a kol. (2009) uvádějí, že ryby nejsou nejlepším indikátorem kontaminace kadmiiem, lepším indikátorem jsou zooplankton a zvláště zoobentos.

Z Obrázku 30 v kapitole Výsledky je možné pozorovat rozdíly v distribuci kadmia v jednotlivých tkáních ryb. Jednoznačně byla prokázána velká afinita kadmia k ledvinám. Obsah kadmia ve svalovině a gonádách je nevýznamný a téměř stoprocentně byly hodnoty nižší než hodnota detekčního limitu, tedy <0,05 mg.l<sup>-1</sup>. Ve všech věkových kategoriích byly zaznamenány vyšší hodnoty kadmia v játrech a v žábrách, které překračovaly hygienický limit uváděný Svobodovou a kol. (1996) pro vnitřnosti ryb, 0,5 mg.kg<sup>-1</sup>. Pro doplnění stejná autorka uvádí také hodnotu 0,05 mg.kg<sup>-1</sup> určenou pro svalovinu. Hodnota 0,05 mg.kg<sup>-1</sup> odpovídá současně platnému hygienickému limitu stanovenému pro svalovinu ryb v Nařízení Komise (ES) č. 1881/2006.

Koncentrace kadmia stanovené ve tkáních ryb v roce 2008 je možné částečně porovnat s výsledky získanými Křečkem a kol. (2006), který uvádí koncentrace kadmia ve svalovině a játrech ryb z nádrží Jizerských hor. Ve svalovině byla koncentrace kadmia uváděná Křečkem a kol. (2006) v rozmezí 0,1-0,4 mg.kg<sup>-1</sup> a v játrech 0,4-6,2 mg.kg<sup>-1</sup>. Pokud pomineme rozdělení ryb do věkových kategorií byly koncentrace kadmia ve svalovině stanoveny v rozmezí <0,05 – 0,06 mg.kg<sup>-1</sup> a v játrech 0,4-6,2 mg.kg<sup>-1</sup>. Maximální hodnota 6,2 mg.kg<sup>-1</sup> je vyjímečná. Z porovnání předchozích hodnot je zřejmé, že koncentrace kadmia ve svalovině poklesla. U jater byl stanoven naprosto stejný rozsah koncentrací.

### **5.5.11. Obsah olova ve tkáních ryb**

Toxicita olova pro ryby a ostatní vodní organizmy je silně ovlivněna kvalitou vody, s rostoucím pH a koncentrací vápníku a hořčíku jeho toxicita klesá. Letální koncentrace olova pro jednotlivé druhy ryb v různých typech vod kolísá v rozmezí 0,1-10 mg.l<sup>-1</sup>. Akutní a chronická intoxikace olovem jsou pospány v kapitole Literární přehled. Podle Svobodové a kol. (1987) je třeba věnovat pozornost obsahu olova ve svalovině tržních ryb.

Doubravová (2008) a Kenšová a kol. (2009) uvádějí, že nejvyšší koncentrace olova byla nalezena v gonádách a ledvinách. Současně ale uvádějí, že distribuce olova v organizmech není uniformní. Z Obrázku 31 v kapitole Výsledky a Tabulky 17 v příloze je zřejmé, že průměrná koncentrace olova v gonádách je zanedbatelná. Stejně tak koncentrace olova ve svalovině, ani ve své nejvyšší hodnotě, nepřekračuje limit uváděný Svobodovou a kol. (1996) pro svalovinu, 1 mg.l<sup>-1</sup>. V současné době platný maximální limit pro svalovinu ryb, uváděný Nařízením Komise č. 1881/2006 je 0,3 mg.kg<sup>-1</sup>, tento limit byl překročen u svaloviny věkových kategorií 0<sup>+</sup> a 2<sup>+</sup>. Nejvyšší koncentrace olova byly naměřeny u žaber, přičemž nejvíce jsou opět zatíženy žábry věkové kategorie 0<sup>+</sup>. Dalšími více zatíženými tkáněmi jsou ledviny a játra.

Koncentrace olova stanovené ve tkáních ryb v roce 2008 je možné částečně porovnat s výsledky získanými Křečkem a kol. (2006), kteří uvádějí koncentrace olova ve svalovině a játrech ryb z nádrží Jizerských hor. Ve svalovině byla koncentrace olova podle Křečka a kol. (2006) v rozmezí 1,4-2,7 mg.kg<sup>-1</sup> a v játrech 1,3-7,0 mg.kg<sup>-1</sup>. Pokud pomineme rozdělení ryb do věkových kategorií, byly koncentrace olova ve svalovině v rozmezí <0,05-1,5 mg.kg<sup>-1</sup> a v játrech 0,07-17,2 mg.kg<sup>-1</sup>. Maximální hodnota 17,2 mg.kg<sup>-1</sup> je vyjímečná. Z porovnání hodnot z předchozích let je zřejmé, že koncentrace olova ve svalovině jednoznačně poklesla. U jater došlo také k poklesu koncentrace, maximální hodnota

koncentrace v játrech uváděná Křečkem a kol. (2006) byla v roce 2008 překročena pouze jednou, hodnotou  $17,2 \text{ mg.l}^{-1}$ , ostatní hodnoty byly nižší než  $7,0 \text{ mg.l}^{-1}$ .

## 5.6. Obsah toxických kovů v makrozoobentosu

Vodní bezobratlí představují vysoce významnou část vodních ekosystémů. Z hlediska postavení v potravním řetězci jde o konzumenty I.-II. řádu, jejichž potravou jsou žijící nebo odumřelé rostliny nebo jiní živočichové. Vodní bezobratlí tvoří převažující část potravy většiny našich ryb. Mají též významnou úlohu v udržení čistoty vody a v její bioindikaci (Svobodová a kol., 1987).

Vodní bezobratlí tvoří velmi různorodý soubor, jehož jednotlivé skupiny se liší nejen morfologicky a ekologicky, ale také fyziologicky. Proto se u bezobratlých živočichů setkáváme s velkou rozmaností v citlivosti vůči různým látkám. Rovněž neplatí, že z vodních organismů jsou ke všem látkám nejcitlivější ryby (Svobodová a kol., 1987). Tito autoři uvádějí, že pijavky, larvy chrostíků a další zástupci zoobentosu jsou vhodnými bioindikátory znečištění kovy především v tekoucích vodách.

Z Obrázků 32-37 v kapitole Výsledky je možné odečíst průměrné koncentrace stanovovaných kovů ve vyšších taxonomických skupinách vodního hmyzu jako jsou Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera a Diptera. V Tabulkách 20-25 v příloze jsou vidět výsledky jednotlivých měření z nichž průměrné hodnoty vychází, Tabulka 26 uvádí rozsah hodnot kovů v těchto skupinách vodních bezobratlých. U všech studovaných skupin bezobratlých byla nejvyšší koncentrace naměřena pro železo, druhým nejzastoupenějším kovem ve vodních bezobratlých, s výjimkou larev a dospělců skupiny Coleoptera, byl hliník. U skupiny Coleoptera byl druhým nejzastoupenějším kovem zinek, třetím byl u larev Coleoptera hliník a u dospělců Coleoptera mangan. Zinek pak byl u ostatních taxonomických skupin třetím nejvíce obsaženým kovem. Vyšší průměrné koncentrace byly také stanoveny pro měď, a to zejména u skupiny Coleoptera (dospělci a larvy), Plecoptera a Diptera. Koncentrace vyšší než  $10 \text{ mg.kg.}$  byly stanoveny ve skupině Plecoptera u arsenu a ve skupině Diptera pro olovo.

Z výše uvedeného vyplývá nejvyšší zatížení makrozoobentosu železem. Svobodová a kol. (1987) popisují, že se toxicita železa pro vodní bezobratlé pohybuje mezi  $10\text{-}100 \text{ mg.l}^{-1}$ , avšak železo není většinou považováno za příliš toxické. Pouze železo vysrážené ve formě hydroxidů nebo uhličitanů může zanášet jemné dýchací orgány některých živočichů. Detekční limit železa ve vodách Černé Nisy byl  $10 \text{ mg.l}^{-1}$  a průměrná koncentrace železa ve vodách

dosáhla hodnoty 118,4 mg.l<sup>-1</sup>, lze tedy předpokládat negativní vliv koncentrace železa na makrozoobentos a vyšší koncentrace tohoto kovu ve tělech bentontů, přičemž druhý z těchto předpokladů byl potvrzen.

Druhým nejzastoupenějším kovem v tělech makrozoobentosu je hliník. Podle Svobodové a kol. (1987) jsou bezobratlí poměrně odolní k hliníku ve vodě, nejcitlivější vodní organizmy jsou poškozovány koncentracemi vyššími než 0,5 mg.l<sup>-1</sup>. Detekční limit pro stanovení koncentrace hliníku ve vodách byl 5 mg.l<sup>-1</sup>, průměrná koncentrace hliníku v toku Černá Nisa nabývala hodnoty 164,3 mg.l<sup>-1</sup>, opět je tedy možné předpokládat negativní vliv hliníku na organizmy vodních bezobratlých a vyšší koncentrace tohoto kovu ve tkáních, přičemž druhý z těchto předpokladů byl potvrzen.

Gensemer a Playle (1999) uvádějí, že toxicita hliníku pro vodní bezobratlé je menší než pro ryby. Tito autoři uvádějí jako projevy toxického efektu hliníku u vodních bezobratlých vliv na iontovou regulaci, vliv na dýchání je podle nich vzácný. Na základě pokusu prováděného v kyselých vodách s pH 4,7 a s přídavkem hliníku 700 µg.l<sup>-1</sup> po dobu 24 dní prokázali, že vodní bezobratlí jako *Plectrocnemia conspersa*, *Amphinemura sulcicollis*, *Baetis rhodani*, *Leptophlebia marginata* a další ukazují významnou mortalitu. Dalším pokusem bylo zjištěno, že přidáním >280 µg.l<sup>-1</sup> hliníku do toku při pH 5 dojde ke zvětšení driftu vodních bezobratlých.

Koncentrace hliníku získané na Černé Nise v roce 2008 je možné porovnat s obsahem hliníku u larev jepic a chrostíků, které uvádějí Křeček a kol. (2006). Podle Křečka a kol. (2006) byla koncentrace hliníku v rozmezí 150 - 218 mg.kg<sup>-1</sup>, zatímco v roce 2008 byla koncentrace hliníku u skupin Ephemeroptera a Trichoptera v rozmezí 55,9 - 3117,2 mg.kg<sup>-1</sup>, průměrná koncentrace je 1360,8 mg.kg<sup>-1</sup>. Všechny koncentrace hliníku naměřené v roce 2008 jsou s výjimkou minimální hodnoty, 55,9 mg.kg<sup>-1</sup> vyšší než maximální hodnota uváděná Křečkem a kol. (2006). Je tedy zřejmé, že došlo k neočekávanému nárůstu koncentrace hliníku v organizmech vodních bezobratlých. Tento jev je podle mého názoru možné vysvětlit několika faktory, jedním z nich může být krátký životní cyklus organismu makrozoobentosu, u kterého se může více projevit vyšší obsah kovu v důsledku epizodického přísunu vyššího množství hliníku způsobeného nižším pH při přívalových deštích. Další možností vysvětlení je životní prostředí organismů makrozoobentosu, dnové sedimenty obsahující vyšší koncentrace hliníku, kterými je organismus obklopen a může je přijímat zvláště v době sníženého pH. Další možností je také omezená pohyblivost vodních bezobratlých, kteří sice před nepříznivými podmínkami prostředí mohou unikat pomocí driftu, ale pohyb je u nich limitován mnohem více než u ryb, využívajících různých vrstev vody v nádrži nebo přítoků

nádrže. Určitý faktorem, jehož význam není znám, je přítomnost hliníku v potravě makrozoobentosu.

Zinek patří ke kovům s vysokou biologickou účinností. V koncentraci  $0,4 \text{ mg.l}^{-1}$  vyvolává podle Svobodové a kol. (1987) vymizení Plecoptera ze zoobentosu tekoucích vod, koncentrace  $0,3 \text{ mg.l}^{-1}$  působí toxicky na larvy jepic. Detekční limit pro stanovení koncentrace zinku ve vodách je  $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ , průměrná koncentrace zinku ve vodách Černé Nisy je  $6,67 \text{ mg.l}^{-1}$ , je tedy možné předpokládat negativní vliv zinku na organizmy vodních bezobratlých a vyšší koncentrace tohoto kovu ve tkáních, přičemž druhý z těchto předpokladů byl potvrzen.

Svobodová a kol. (1987) uvádějí, že mangan není pro vodní bezobratlé příliš jedovatý. Ve druhém oxidačním stupni je toxický pro vodní organizmy v koncentracích vyšších než  $100 \text{ mg.l}^{-1}$ . Průměrná koncentrace manganu ve vodách se pohybovala kolem  $16,5 \text{ mg.l}^{-1}$ , je tedy pravděpodobné, že nedošlo k negativnímu vlivu manganu na organizmy vodních bezobratlých. Přesto byly naměřeny poměrně vysoké koncentrace manganu zejména u larev Plecoptera a Trichoptera, kde se množství manganu pohybovalo kolem  $380 \text{ mg.kg}^{-1}$ .

Posledním kovem u něhož byly stanoveny významnější koncentrace v organizmech vodních bezobratlých je měď. Svobodová a kol. (1987) uvádějí, že říční bentos je výrazně likvidován koncentracemi kolem  $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$ , přičemž larvy chrostíků hynou již v koncentraci  $0,125 \text{ mg.l}^{-1}$ . Detekční limit pro stanovení koncentrace mědi ve vodách Černé Nisy byl  $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ , většina stanovení však nabývala hodnoty menší než  $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ . Na základě těchto zjištění, není možné potvrdit nebo vyvrátit předpokládaný vliv mědi na vodní bezobratlé.

U arsenu a olova byly dvakrát stanoveny hodnoty přesahující koncentraci  $10 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Nejvyšší průměrné koncentrace arsenu byly stanoveny pro larvy Plecoptera,  $13,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ , pro Trichoptera,  $8,3 \text{ mg.kg}^{-1}$  a Diptera,  $6,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Svobodová a kol. (1987) uvádějí, že většina bezobratlých živočichů v povrchových vodách hyne při koncentracích nižších než  $1 \text{ mg.l}^{-1}$ , detekční limit pro stanovení koncentrace arsenu ve vodách je  $1 \text{ mg.l}^{-1}$ , většina stanovení však nabývala hodnoty nižší než  $1 \text{ mg.l}^{-1}$ . Na základě těchto zjištění, není možné předpokládat negativní nebo pozitivní vliv na vodní bezobratlé.

Nejvyšší průměrné koncentrace olova byly stanoveny pro larvy Plecoptera,  $33,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ , pro Trichoptera,  $27,4 \text{ mg.kg}^{-1}$  a pro Diptera,  $13,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Podle Svobodové a kol. (1987) je hodnota  $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$  olova považována za koncentraci, která snižuje počet druhů bentických organismů v tekoucích vodách. Většina stanovení obsahu olova ve vodě Černé Nisy však nabývala hodnot  $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$  nebo nižších než  $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ . Lze tedy

předpokládat, že nedocházelo k negativnímu vlivu olova přítomného ve vodě na vodní bezobratlé.

Koncentrace olova získané na Černé Nise v roce 2008 je možné porovnat s obsahem olova ve skupině Ephemeroptera a Trichoptera, které uvádějí Křeček a kol. (2006). Podle Křečka a kol. (2006) byla koncentrace olova v rozmezí 1 - 54 mg.kg<sup>-1</sup>, zatímco v roce 2008 byla koncentrace olova u skupin Ephemeroptera a Trichoptera v rozmezí 1,4-137,6 mg.kg<sup>-1</sup>, průměrná koncentrace je 20,5 mg.kg<sup>-1</sup>. Všechny koncentrace olova naměřené v roce 2008 jsou s výjimkou maximální hodnoty, 137,6 mg.kg<sup>-1</sup> nižší než maximální hodnota uváděná Křečkem a kol. (2006). Je tedy zřejmé, že došlo spíše k poklesu koncentrace olova v organizmech vodních bezobratlých.

Kadmium patří k nejsledovanějším kovům z hlediska hodnocení jeho vlivu na vodní organizmy (Svobodová a kol., 1987). Hodnoty kadmia stanovené na Černé Nise v roce 2008 je možné porovnat s hodnotami naměřenými Křečkem a kol. (2006). Křeček a kol. (2006) uvádějí rozmezí hodnot pro skupiny Ephemeroptera a Trichoptera 0,3-4,0 mg.kg<sup>-1</sup> Cd, hodnoty z roku 2008 se v těchto skupinách vodních bezobratlých pohybují v rozmezí 0,5-5,7 mg.kg<sup>-1</sup>, průměrná koncentrace je 2 mg.kg<sup>-1</sup>. Z výsledků v Tabulkách 26 a 27 v příloze je zřejmé, že vyšší koncentrace kadmia byly stanoveny u skupiny Ephemeroptera, kde byla maximální hodnota udávaná Křečkem a kol. (2006) několikrát překročena. Naopak u skupiny Trichoptera byly hodnoty koncentrace kadmia mnohem nižší.

Svobodová a kol. (1996), Kenšová a kol. (2009) uvádějí, že hodnoty olova a kadmia se nezvyšují s narůstajícím stupněm potravního řetězce. Naopak obsah olova a kadmia je vyšší v zooplanktonu a zoobentosu než ve svalovině ryb. Z tohoto důvodu je zoobentos lepším indikátorem kontaminace kadmiiem.

Koncentrace ostatních kovů stanovovaných v makrozoobentosu jsou poměrně nízké (viz Tabulky 20-27 v příloze). Chrom je podle Svobodové a kol. (1987) pro vodní bezobratlé toxickejší v oxidačním stupni III.. Pro některé vodní bezobratlé se uvádí nepříznivé působení již v koncentracích kolem 0,01 mg.l<sup>-1</sup>, přičemž detekční limit pro chrom byl 0,5 mg.l<sup>-1</sup> a ve většině prováděných měření nebyl překročen. Nikl patří podle Svobodové a kol. (1987) mezi kovy silně toxické pro vodní organizmy, nejcitlivější k niklu jsou zřejmě měkkýši, které usmrcuje již koncentrace kolem 0,2 mg.l<sup>-1</sup>, koncentrace niklu ve vodách však nebyla v laboratoři Doc. Mihaljeviče stanovena. Nejvyšší koncentrace niklu ve tkáních vodních bezobratlých byla stanovena u larev Coleoptera, 7,2 mg.kg<sup>-1</sup>, nejnižší koncentrace pak u skupiny Ephemeroptera, 0,9 mg.kg<sup>-1</sup>.

## 6. Závěry

Jizerské hory jsou oblastí s vyšší přirozenou kyselostí půd a povrchových vod. Vzhledem ke geologickému podloží, mělkým půdám podzolového typu a lesnímu hospodaření (nahrazení původního lesa smrkovými monokulturami) byla tato oblast navíc silně postižena antropogenní acidifikací, jejíž účinky se zde začaly projevovat již v 50. letech 20. století. V důsledku kyselé atmosférické depozice došlo k drastické změně chemického složení vod, jejímž důsledkem bylo snížení druhové rozmanitosti vodních organismů, nebo jejich úplné vyhynutí. Smýcení povodí na náhorní plošině hor a výrazné snížení množství emisí v atmosféře na konci 80. a začátku 90. let minulého století přineslo rychlé pozitivní změny v chemizmu vod, doprovázené postupnými změnami v jejich oživení.

Srovnání fyzikálně-chemických parametrů vody Černé Nisy v letech 1994, 1996 a 1997 a v roce 2008 ukázalo, přes sezónní rozkolísanost chemismu, zjevný ústup kyselosti vody, nárůst koncentrace kationtů (v důsledku vymývání bazických kationtů z půdy) a pokles koncentrací kyselých aniontů s výjimkou síranů a nitrátů. Neočekávaný nárůst koncentrace  $\text{SO}_4^{2-}$  je pravděpodobně způsoben vymýváním síranů naakumulovaných v povodí. Stále vysoké koncentrace nitrátů ve vodě mohou souviset se zvyšujícím se množstvím oxidů dusíku v atmosféře, zejména však s vyšší suchou depozicí zachycovanou dorůstajícím smrkovým lesem v povodí

Změny v oživení vod jsou za změnami chemizmu výrazně opožděné. Jedním z prvních znaků postupného zotavování vodních ekosystémů Jizerských hor z acidifikace bylo úspěšné vysazení lososovitých ryb na počátku 90. let. V r. 2008 byly v toku Černá Nisa zaznamenány stabilní, přirozeně se rozmnožující populace dvou druhů ryb, nepůvodního druhu sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*), v současné době dominujícího, a jednoho z původních druhů – střevele potoční (*Phoxinus phoxinus*). Dalším z původních druhů vod Jizerských hor je pstruh obecný, forma potoční (*Salmo trutta m. fario*), který nebyl na lokalitě zaznamenán.

Druhové zastoupení makrozoobentosu ukazuje na mírně kyselý charakter toku, který umožňuje přítomnost organismů s nižší tolerancí ke kyselosti vody (Taeniopterygidae, *Diura bicaudata* Plecoptera, *Drusus annulatus* – Trichoptera, Tipulidae, Pediciidae, Limoniidae, Ceratopogonidae a Chironomidae – Diptera). V době kyselých epizod zejména v jarním a podzimním období jsou tyto druhy nahrazovány druhy s vyšší tolerancí ke kyselosti vody (Leuctridae, Nemouridae, *Amphinemura sulcicollis* – Plecoptera, *Simulium* sp. – Diptera, *Rhyacophila* sp., *Plectocnemia conspersa* – Trichoptera, zástupci ř. Ephemeroptera jako druhy *Baetis versus*, *Ameletus inopinatus* a *Siphonurus lacustris*).



Shannon-Weaverův index diverzity nabývá pro všechny studované substráty Černé Nisy (písek, štěrk, kameny) velmi podobných hodnot mezi 2,6-2,7, které jsou charakteristické pro méně acidifikované toky.

Koncentrace žádného ze sledovaných toxických kovů (Be, Al, Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, As, Cd, Pb a Hg) ve vodě nepřekročila v současné době platné limity přípustného znečištění povrchových vod. V případě ryb (sivena amerického) byly překročeny limitní hodnoty u železa (žábra, játra, ledviny), niklu, mědi (játra ryb věkové kategorie 3<sup>+</sup>), zinku (játra, ledviny), arsenu (žábra, svalovina, játra, ledviny), kadmia (játra, ledviny) a olova (svalovina ryb věkových kategorií 0<sup>+</sup> a 2<sup>+</sup>). Pro většinu kovů bylo pozorováno vyšší zatížení tkání u ryb věkové kategorie 0<sup>+</sup>. U všech sledovaných skupin vodních bezobratlých (larev ř. Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera a Diptera, larev a dospělců ř. Coleoptera) byla zjištěna velmi vysoká koncentrace železa, druhým nejvíce zastoupeným kovem byl hliník. Vyšší hodnoty byly nalezeny také v případě zinku, manganu, mědi, arsenu a olova.

## 7. Literatura

- Allinson, G., Salzman, A. S., Turoczy, N., Nishikawa, M., Amarasinghe, S. U., Nirbadha, S. G. K. & De Silva, S. S. 2009. Trace metal concentrations in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in three catchments, Sri Lanka. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 82: 389-394.
- Arribére, A. M., Guevara, R. S., Bubach, F. D. & Vigliano, H. P. 2006. Trace elements as fingerprint of Lake of Provenance and of species of some native and exotic fish of Northern Patagonian lakes. *Biological Trace Element Research* 111: 71–95.
- Baldrian, P., Gabriel, J., Rychnovský, P. & Krenželok, M. 1996. Concentrations of heavy metals in wood-rotting fungi in Pratur and Bohemian Forest. *Silva Gabreta* 1: 89–92.
- Balogh, V. K. 1985. Seasonal and local variation in the heavy metal concentration in animals of lake Balaton. In: Salánki, J. (ed.), *Heavy metals in water organisms*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 119–139.
- Baruš, V., Oliva, O., Černý, K., Gajdůšek, J., Hensel, K., Holčík, J., Kálal, L., Krupauer, V., Kux, Z., Libosvářský, J., Lom, J., Lusk, S., Moravec, F., Peňáz, M., Pivnička, K., Prokeš, M., Ráb, P., Špinar, Z., Švátora, M. & Vostradovský, J. 1995a. *Fauna ČR a SR: Mihulovci a ryby 1*. Academia, Praha, 624 s.
- Baruš, V., Oliva, O., Černý, K., Gajdůšek, J., Hensel, K., Holčík, J., Kálal, L., Krupauer, V., Kux, Z., Libosvářský, J., Lom, J., Lusk, S., Moravec, F., Peňáz, M., Pivnička, K., Prokeš, M., Ráb, P., Špinar, Z., Švátora, M. & Vostradovský, J. 1995b. *Fauna ČR a SR: Mihulovci a ryby 2*. Academia, Praha, 698 s.
- Bauernfeind, E. & Humpesch, H. U. 2001. *Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie*. Naturhistorische Museum, Wien, 239 s.
- Bencko, V., Cikrt M. & Lener, J. 1995. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Grada Publishing, Praha, 282 s.
- Bervoets, L., Campenhout, V. K., Reynders, H., Knapen, D., Covaci, A. & Blust, R. 2009. Bioaccumulation of micropollutants and biomarker responses in caged carp (*Cyprinus carpio*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72: 720–728.
- Bijo s.r.o. 1992. *Sborník referátů ze semináře Těžké kovy*. Tiskárna ČKD, Praha, 77 s.
- Bijo TC a.s. 1996. *Sborník referátů ze semináře Polutanty v ekosystému*. Tiskárna ČKD, Praha, 53 s.
- Bitušík, P. 2000. *Průručka na určovanie larev pakomárov (Diptera: Chironomidae) Slovenska. Časť I. Buchonomyinae, Diamesinae, Prodiamesinae a Orthocladiinae*. Technická univerzita, Zvolen, 133 s.
- Brimblecombe, P., Hara, H., Houle, D. & Novák, M. 2007. Acid rain – deposition to recovery. *Water Air Soil Pollut, Focus* 7: 1–3.
- Burdová, L. 2009. *Biotické a abiotické změny vodních nádrží Jizerských hor s ohledem na snížení emisního zatížení oblasti*. Diplomová práce, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 71 s.

- Čelechovská, O., Svobodová, Z., Žlábek, V. & Macharáčková, B. 2007. Distribution of metals in tissues of the common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Acta veterinaria Brno* 76: 93-100.
- Čítek, J., Svobodová, Z. & Tesařík, J. 1997. Nemoci sladkovodních a akvarijských ryb. Informatorium, Praha, 218 s.
- Dalman, Ö., Demirak, A. & Balci, A. 2006. Determination of heavy metals (Cd, Pb) and trace elements (Cu, Zn) in sediments and fish of the Southeastern Aegean Sea (Turkey) by atomic absorption spectrometry. *Food Chemistry* 95: 157–162.
- Doubravová, J. 2008. Toxické kovy v rybách z Věstonické nádrže. Diplomová práce, Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Fakulta veterinárního lékařství, Brno, 125 s.
- Fjellheim, A., Tysse, A. & Bjerknæs, V. 2007. Fish stomachs as a biomonitoring tool in studies of invertebrate recovery. *Water Air Soil Pollut., Focus* 7: 293–300.
- Förstner, U. & Müller, G. 1974. *Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung*. Springer, Heidelberg, 225 s.
- Fowler, D., Smith, R., Müller, J., Cape, N. J., Sutton, M., Erisman, W. J. & Fagerli, H. 2007. Long term trends in sulphur and nitrogen deposition in Europe and the cause of non-linearities. *Water Air Soil Pollut., Focus* 7: 41–47.
- Gaál S., Füzesi, I. & Péntes, B. 1985. Heavy metal content of the fishes of lake Balaton, Danube and Tisza during the period of 1979 – 1982. In: Salánki, J. (ed.), *Heavy metals in water organisms*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 91–104.
- Gensemer, W. R. & Playle, C. R. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminium in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29 (4): 315-450.
- Grahl, K., Franke, P. & Hallebach, R. 1985. The excretion of heavy metals by fish. In: Salánki, J. (ed.), *Heavy metals in water organisms*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 357–365.
- Hanel, L. 1992. *Poznáváme naše ryby*. Zemědělské nakladatelství Brázda, Praha, 285 s.
- Hanel, L. & Lusk, S. 2005. *Ryby a mihule České republiky: rozšíření a ochrana*. Český svaz ochránců přírody Vlašim, Vlašim, 447 s.
- Hartman, P., Příkryl, I. & Štědranský, E. 1998. *Hydrobiologie*. Informatorium, Praha, 335 s.
- Hesthagen, T., Walseng, B., Karlsen, R. L. & Langaker, M. R. 2007. Effects of liming on the aquatic fauna in a Norwegian watershed: Why do crustaceans and fish respond differently? *Water Air Soil Pollut., Focus* 7: 339–345.
- Holčík, J. & Mihálik, J. 1971. *Sladkovodní ryby*. Artia, Praha, 189 s.
- Horecký, J. 2003. Zhodnocení vlivu kyselých atmosférických depozic na chemismus a oživení horských potoků v ČR. *Doktorská disertační práce*, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 68 s.

- Horecký, J., Stuchlík, E., Chvojka, P., Hardekopf, W. D., Mihaljevič, M. & Špaček, J. 2005. Macroinvertebrate community and chemistry of the most atmospherically acidified streams in the Czech republic. *Water Air Soil Pollut.* 173: 261-272.
- Hořická, Z. 2005a. Okyselování potoků a jezer. In: Bratrych, V. a kol. (eds), *Živel voda*. Agentura Koniklec, Praha, 26-29.
- Hořická, Z. 2005b. Cladocera in reservoirs of the Jizera Mountains (Czech Republic) during their acidification and recovery from acidification. Abstract, Abstract Book of the VIIth International Symposium on Cladocera, Herzberg, Switzerland, September 3–9, 2005: 18.
- Hořická, Z., Stuchlík, E. 1992. Present state of acidification of reservoirs in the Jizera Mountains, Czech Republic. Abstract. In: Černý, J. (ed.), Abstract of Symposium on Ecosystem Behaviour (BIOGEOMON), Pratur, Czech Republic, September 18-20, 1993: 130-131. Hořická, Z., Stuchlík, E., Hudec, I., Černý, M. & Fott, J. 2006. Acidification and the structure of crustacean zooplankton in mountain lakes: the Tatra Mountains (Slovakia and Poland). *Biologia*, Bratislava, 61/Suppl. 18: 121-134.
- Hořická, Z., Sychrová, O., Šanda, R. & Švátora, M. 2005. Brook trout (Salmonidae) in acidified dystrophic reservoirs of the Jizera Mountains, Czech Republic: a successful reintroduction. Abstract. In: Hůnová, I., Ostatnická, J., Dostálová, Z. & Navrátil, T. (eds), Conference Abstract of Acid Rain 2005 (7th International Conference on Acid Deposition), Pratur, Czech Republic, June 12-17, 2005: 418.
- Hrnčář, M., 2005. Study of runoff formation from a small mountainous catchment in the Jizera Mountains, Czech Republic. *Doktorská disertační práce*, Cranfield University, Silsoe, 70 s.
- Hrabě, S. 1981. Vodní máloštětinatci (Oligochaeta) Československa. *Acta Universitatis Carolinae, Biologica* 1-2, Praha, 168 s.
- Hrabínová, S. & Bitušík, P. 2003. Hydrobiologický determinační atlas: Konzumenty II. Pakomárovité (Chironomidae). *Výzkumný ústav vodného hospodářství*, Bratislava, 132 s.
- Hruška, J. 1999. Kyselé deště a horská rašeliniště. *Vesmír*, 78 (8): 438–444.
- Hruška, J., Hořická, Z., Švátora, M. & Křeček, J. 1997. Příběh sivenů z Černé Nisy. *Jizerské a Lužické hory* 2 (5): 22-23.
- Hruška, J. & Kopáček, J. 2005. Kyselý déšť stále s námi – zdroje, mechanismy, účinky, minulost a budoucnost. *Ministerstvo životního prostředí, Praha XII* (5): 1-18.
- Hruška, J. & Kopáček, J. 2009. Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy: Emise a depozice okyselujících sloučenin. *Živa* 2: 93-96.
- Hruška, J., Majer, V. & Fottová, D. 2006. Vliv kyselé depozice na chemismus povrchových vod v Krkonoších. *Opera Corcontica* 43: 95-110.
- Hušek, J. 2010. Vliv vybraných parametrů vod na morfologii žaber sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*) a strukturu ichtyofauny Jizerských hor. *Diplomová práce*, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 60 s.
- Chaloupský, J. 1989. *Geologie Krkonoš a Jizerských hor*. Akademia, Praha, 288 s.

- Chalupa, J. 1988. Význam komplectace těžkých kovů humínovými látkami v hygieně vody. In: Stopové prvky a toxické látky v životním prostředí. Dům techniky ČSVTS, Ústí nad Labem, 42–49.
- Chvojka, P. 2008. Trichoptera of the Jizerské hory Mts and Frýdlant region (Northern Bohemia, Czech Republic). Sborník Severočeského muzea, Liberec, 26: 49-77.
- Johnson, K. R., Goedkoop, W., Fölster, J. & Wilander, A. 2007. Relationships between macroinvertebrate assemblages of stony littoral habitats and water chemistry variables indicative of acid-stress. *Water Air Soil Pollut., Focus* 7: 323–330.
- Kabata, A. 1988. Škodlivost nadměrných koncentrací stopových prvků v půdách. In: Stopové prvky a toxické látky v životním prostředí. Dům techniky ČSVTS, Ústí nad Labem, 86–97.
- Keller, W., Yan, D. N., Gunn, M. J. & Heneberry, J. 2007. Recovery of acidified lakes: lessons from Sudbury, Ontario, Canada. *Water Air Soil Pollut., Focus* 7: 317–322.
- Kenšová, R., Čelechovská, O., Doubravová, J. & Svobodová, Z. 2009. Concentrations of metals in tissues of fish from the Věstonice reservoir. University of Veterinary and Pharmaceutical Science, Department of Veterinary Public Health and Toxicology, Brno, 14 s.
- Klink, A. 2002. Determinatiesleutel voor de larven van de in Nederland voorkomende soorten Polypedilum. Concept uitgave Stowa 6, 18 s.
- Knoz, J. 2001. Determinační kurz makrozoobentosu: Diptera – Simuliidae a Ceratopogonidae. Výzkumný ústav vodohospodářský TGM Praha, pobočka Brno a Laboratoř biologie tekoucích vod, Katedra zoologie a ekologie, Přírodovědecká fakulta MU Brno, 30 s.
- Kodrová, Z. & Růžičková, J. 2005. Chemistry of the Bohemian Forest streams affected by acidification and deforestation of the catchment. *Silva Gabreta* 11: 83-94.
- Kopáček, J. 1997. Vliv atmosférické depozice na acidifikaci a trofii povrchových vod horských oblastí. Doktorská disertační práce, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 51 s.
- Kopáček, J., Stuchlík, E., Veselý, J., Schaumburg, J., Anderson, I. A., Fott, J., Hejzlar, J. & Vrba, J. 2002. Hysteresis in reversal of central European mountain lakes from atmospheric acidification. *Water Air Soil Pollut., Focus* 2: 91-114.
- Kopáček, J., Ulrich, K. U., Hejzlar, J., Borovec, J. & Stuchlík, E. 2001. Natural inactivation of phosphorus by aluminium in atmospherically acidified water bodies. *Water Research* 35: 3783-3790.
- Krám, P., Traister, E., Kolaříková, K., Oulehle, F., Skořepa, J. & Fottová, D. 2008. Stream benthic macroinvertebrates of nine selected catchments of the GEOMON network. Zprávy o geologických výzkumech v roce 2007, Česká geologická služba, 160-166.
- Kružiková, K., Maršálek, P., Randák, T. & Svobodová, Z. 2008. Zhodnocení obsahu celkové rtuti a methylrtuti v rybách z vybraných lokalit volných vod na území ČR. *Veterinářství* 11: 726-730.

- Křeček, J. & Hořická, Z. 2001. Degradation and recovery of mountain watersheds: the Jizera Mountains, Czech Republic. *Unasyuva* 207 (52): 43–49.
- Křeček, J. & Hořická, Z. 2006a. Forests, air pollution and water quality: influencing health in the headwaters of Central Europe's "Black Triangle". *Unasyuva* 224: 46–49.
- Křeček, J. & Hořická, Z. 2006b. Headwater wetlands in the Czech Republic. In: Křeček, J. & Haigh M. J. (eds), *Environmental role of wetlands in headwaters*, NATO science series, IV: Earth and environmental series, Springer, Dordrecht 63: 265–270.
- Křeček, J., Hořická, Z. & Nováková, J. 2006. Role of grassland ecosystems in protection of forested wetlands. In: Křeček, J. & Haigh M. J. (eds), *Environmental role of wetlands in headwaters*, NATO science series, IV: Earth and environmental series, Springer, Dordrecht 63: 49–58.
- Kulíšková, P. 2006. Bentos jako potrava lososovitých ryb: potravní nabídka a její využití v horských potocích se společným a odděleným výskytem pstruha obecného a sivena amerického. Diplomová práce, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 122 s.
- Ladiges, W. & Vogt, D. 1965. Die Süßwasserfische Europas bis zum Ural und Kaspischen Meer. Paul Parey, Berlin, 299 s.
- Larsen, M. B., Sandlund, T. O., Berger, M. H. & Hesthagen, T. 2007. Invasives, introductions and acidification: The dynamics of a stressed river fish community. *Water Air Soil Pollut., Focus* 7: 285–291.
- Laws, A. E. 1993. *Aquatic pollution: an introductory text*. John Wiley & Sons, New York, 611 s.
- Lechthaler, W., & Car, M. 2005. Simuliidae – Key to larva and pupae from Central Europe. CD – Edition Eutaxa, Wien.
- Lechthaler, W. & Stockinger, W. 2005. Trichoptera – Key to larva from Central and Western Europe. CD – Edition Eutaxa, Wien.
- Lellák, J. & Kubíček, F. 1992. *Hydrobiologie*. Karolinum, Praha, 256 s.
- Liao, B., Guo, Z., Zeng, Q., Probst, A. & Probst, L. J. 2007. Effects of acid rain on competitive releases of Cd, Cu and Zn from two natural soils and two contaminated soils in Juman, China. *Water Air Soil Pollut., Focus* 7: 151–161.
- Lodenius, M. 1985. The effects of peatland drainage on the mercury contents of fish. In: *Heavy metals in the environment*. University of Helsinki, Department of Environmental Science, Helsinki, 32–39.
- Lodenius, M., Seppänen, A. & Herranen, M. 1985. Accumulation of mercury in fish and man from reservoirs in northern Finland. In: *Heavy metals in the environment*. University of Helsinki, Department of Environmental Science, Helsinki: 2–11.
- Losos, B. 1996. Klíč k určení larev pakomárovitých (Chironomidae). Masarykova univerzita, Brno, 176 s.

- Lusk S., Baruš, V. & Vostradovský, J. 1983. Ryby v našich vodách. Academia, Praha, 172 s.
- Mackovčín, P., Sedláček, M. & Kuncová, J. 2002. Liberecko. In: Mackovčín, P. & Sedláček, M. (eds), Chráněná území ČR III. AOPK ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 331 s.
- Mason, F. C. 1991. Biology of freshwater pollution. John Wiley & Sons, New York, 351 s.
- Mejdan, E., Mallinckrodt, von G., Machata, M., Nürnberg, G., Schlipköter, W. H. & Stumm, W. H. 1984. Metale in der Umwelt: Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Verlag Chemie, Weinheim, 722 s.
- Meybohm, A. & Ulrich, U. K. 2007. Response of drinking-water reservoir ecosystems to decreased acidic atmospheric deposition in SE Germany: Signs of biological recovery. *Water Air Soil Pollut., Focus 7*: 275–284.
- Miklovics, H. M., Kovács-Gayer, É. & Szokolczai, J. 1985. Accumulation and effect of heavy metals in the fishes of lake Balaton. In: Salánki, J. (ed.), Heavy metals in water organisms. Akadémiai Kiadó, Budapest, 111–118.
- Müller, H. 1987. Beobachten und bestimmen Fischer Europas. Neumann Verlag, Leipzig, 320 s.
- Muss, J. B. & Dahlstrøm, P. 1978. Freshwater fishes of Britain and Europe. Collins Sons and Co. Ltd., London, 222 s.
- Nedbalová, L., Vrba, J., Fott, J., Kohout, L., Kopáček, J., Macek, M. & Soldán, T. 2006. Biological recovery of the Bohemian forest lakes from acidification. *Biologia, Bratislava, 61/Suppl. 20*: 453–465.
- Nemcsók J., Orbán, L., Vig, E., Asztalos, B. & Borise, L. 1985. Effect of Cu on some biochemical parameters of fishes. In: Salánki, J. (ed.), Heavy metals in water organisms. Akadémiai Kiadó, Budapest, 413–426.
- Norton, A. S. 2007. Atmospheric metal pollutants – archives, methods and history. *Water Air Soil Pollut., Focus 7*: 93–98.
- Pelc, F. 1999. Program revitalizace imisně zatížených lesních ekosystémů Jizerských hor. *Sborník Severočeského muzea – Přírodní Vědy, Liberec 21*: 5-15.
- Pelíšek, J. 1968. Půdní poměry Jizerských hor. Metodická příručka pro dobrovolné pracovníky Severočeského muzea, 49 s.
- Pendias, H. 1988. Biochemické aspekty znečištění pevninských ekosystémů stopovými kovy. In: Stopové prvky a toxické látky v životním prostředí. Dům techniky ČSVTS, Ústí nad Labem, 98–106.
- Pfeifer, I., Dvořák, V., Deyl, Z., Husman, J., Bruch, J. & Richter, J. 1988. Některé nové aspekty rizika prenatální zátěže olovem. In: Stopové prvky a toxické látky v životním prostředí. Dům techniky ČSVTS, Ústí nad Labem, 172–180.
- Pinder, V. C. L. & Reiss, F. 1983. The larvae of Chironominae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region – Keys and diagnoses. *Entomologica Scandinavica 19*: 293–435.

- Piraino, N. M. & Taylor, L. D. 2009. Bioaccumulation and trophic transfer of mercury in striped bass (*Morone saxatilis*) and tautog (*Tautoga otitis*) from the Narragansett Bay (Rhode Island, USA). *Marine Environmental Research* 67: 117–128.
- Pitter, P. 2009. *Hydrochemie*. Vysoká škola chemicko-technologická, Praha, 592 s.
- Plomann J. & Vogel, A. 1987. *Lachsfische in aller Welt*. Edition Leipzig, Leipzig, 169 s.
- Reichert, J., Haar, U., Dietz, F., Förstner, U., Lochtmann, J., Winkler, H. A., Bittner, E., Ditrich, M., Frimmel, V., Funk, F., Kempf, B., Klein, T. H., Müller, T., Koppe, G., Quentin, P., Kurz, E. K., Schöttler, R. & Sonnenborn, U. 1982. *Schadstoffe im Wasser: Band I Metalle*. Verlag Chemie GmbH, Weinheim, 446 s.
- Richoux, P. 1982. Coléoptères aquatiques (genres: adultes et larves). In: *Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises*. Association Française de Limnologie, Paris 2: 1-56 s.
- Richter, J. & Pfeifer, I. 1988. Vliv vybraných stopových prvků na imunitu. In: *Stopové prvky a toxické látky v životním prostředí*. Dům techniky ČSVTS, Ústí nad Labem, 161–171.
- Reynders, H., Bervoets, L., Gelders, M., De Coen, M. W. & Blust, R. 2008. Accumulation and effects of metals in caged carp and resident roach along a metal pollution gradient. *Science of the Total Environment* 391: 82–95.
- Rosseland, B. O., Rognerud, S., Døplén, P., Grimalt, J., Vives, I., Massabuau, J.-CH., Hober, R., Lackner, R., Fjellheim, A., Harriman, R. & Pina, B. 2007. Brown trout in Lochnagar: Population and contamination by metals and organic micropollutants. In: Rose, L. N. (ed.), *Lochnagar: The natural history of a mountain lake*. Springer, Dordrecht: – developments in Paleoenvironmental research (DPER)12: 253-285.
- Rozkošný, R., Ježek, J., Knoz, J., Kramář, J., Krampl, F., Kubíček, F., Lellák, J., Minář, J., Pokorný, P., Raušer, J., Rozkošný, R., Sedlák, E., Špačková, V., Študák, M. J., Zelený, J. & Zelenka, M. 1980. *Klíč vodních larev hmyzu*. Academia, Praha, 521 s.
- Rozkošný, R. & Vaňhara, J. 2004. *Determinační kurz makrozoobentosu: Diptera (mimo Ceratopogonidae, Chironomidae a Simuliidae)*. Výzkumný ústav vodohospodářský Praha, pobočka Brno a Katedra zoologie a ekologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity Brno, 64 s.
- Růžičková, J. 1998. Water insect community in streams of Bohemia Forest with different stages of acidification. *Silva Gabreta* 2: 199-210.
- Růžičková, J. & Benešová, L. 1996. Benthic macroinvertebrates as indicators of biological integrity in lotic freshwater ecosystems of large-scale protected areas in the Czech Republic: preliminary results. *Silva Gabreta* 1: 165-168.
- Růžičková, J., Hřebík, Š. & Kodrová, Z. 2004. Macroinvertebrate communities and water duality in episodically acidified lotic ecosystems in the mountains region affected by bark beetle calamity. Abstract. *Acta Universitatis Carolinae – Environmentalica* 18: 35-53.
- Růžičková, J. & Kotrbová, M. 2000. Aquatic entomocoenosis in lotic ecosystems of the upper Vydra basin (Šumava National Park, Czech Republic). *Silva Gabreta* 5: 135-148.



- Růžičková, J., Očásková, I., Benešová, L. & Hlásenský, I. 2001. Přirozené a antropogenní faktory ovlivňující kvalitu vody a diverzitu společenstva vodního hmyzu v tocích na území NP a BR Šumava. In: Aktuality Šumavského výzkumu, Srní, 2-4. dubna 2001, 70-74.
- Ryglewicz, J. 1988. Škodlivé stopové prvky ve vztahu půda – rostlina. In: Stopové prvky a toxické látky v životním prostředí. Dům techniky ČSVTS, Ústí nad Labem, 107–117.
- Schmedtje, U. & Kohmann, F. 1992. Bestimmungsschlüssel für die Saprobier – DIN – Arten (Makroorganismen). Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 274 s.
- Schmitt, J. CH., Brumbaugh, G. W., Linder, L. G. & Hinck, E. J. 2006. A screening – level assessment of lead, cadmium, and zinc in fish and crayfish from Northeastern Oklahoma, USA. *Environmental Geochemistry and Health* 28: 445–471.
- Soldán, T. 2000. Biodiversity of mayflies (Ephemeroptera) in the Krkonoše Mountains: a historical and present status overview. *Opera Corcontica* 37: 369-375.
- Soldán, T. 2004. Updated list of stoneflies (Insecta, Plecoptera) of the Šumava National Park and Protected Landscape Area with regard to their species protection. *Aktuality Šumavského výzkumu II.*, Srní, 2.-4. října 2004, 197-201.
- Soldán, T., Papáček, M., Novák, K. & Zelený, J. 1996. The Šumava Mountains: a unique biocentre of aquatic insects (Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Megaloptera, Trichoptera and Heteroptera – Nepomorpha). *Silva Gabreta* 1: 179-186.
- Soldán, T., Zahrádková, S. & Landa, V. 2001. Dlouhodobé změny diverzity vodního hmyzu (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) v regulovaném segmentu řeky Křemelné (Šumava, ČR). *Aktuality Šumavského výzkumu*, Srní, 2.-4. dubna 2001, 168-171.
- Steinmann, P. 1928. *Toxikologie der Fische*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 342 s.
- Sterba, G. 1987. *Süßwasser Fischer der Welt*. Traudl Schnuhagen, Stuttgart, 915 s.
- Straka, M. & Sychra, J. 2007. Determinační kurz makrozoobentosu: Coleoptera. Ústav botaniky a zoologie Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity a Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka. 96 s.
- Stuchlík, E. 2003. Vliv acidifikace na ekosystémy horských jezer. Habilitační práce, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 57 s.
- Stuchlík, E., Hořická, Z., Prchalová, M., Křeček, J. & Barica, J. 1997. Hydrobiological investigation of three acidified reservoirs in the Jizera Mountains, the Czech Republic, during the summer stratification. In: Schmith, D. & Davies, I. (eds), *International co-operative programme on assessment and monitoring of acidification of rivers and lakes: 8th task force meeting*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science 2155: 56-64.
- Stuchlíková, Z., Stuchlík, E. & Fott, J. 1988. Acidifikace horských jezer v Československu. *Ekologie a mládež*, Mezinárodní program UNESCO Člověk a biosféra – práce mladých vědeckých pracovníků, Praha, 54–55.

- Svobodová, Z. a kol. 1987. Toxikologie vodních živočichů. Ministerstvo zemědělství a výživy ČSR a Český rybářský svaz, Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 231 s.
- Svobodová, Z. & Hejtmánek, M. 1985. Total mercury content in the components of running water, reservoir and pond ecosystems in Czechoslovakia. In: Salánki, J. (ed.), Heavy metals in water organisms. Akadémiai Kiadó, Budapešť, 171-178.
- Svobodová, Z., Máchová, J. & kol. 2000. Ekotoxikologie – praktická cvičení, část II. Diagnostika havarijních úhynů ryb a dalších vodních organizmů. Ediční středisko Veterinární a farmaceutické univerzity Brno, Brno, 134 s.
- Svobodová, Z., Máchová, J., Vykusová, B. & Piačka, V. 1996. Kovy v ekosystémech povrchových vod. Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, 19 s.
- Šanda, R. 1999. Siven americký ve dvou acidifikovaných nádržích Jizerských hor a jejich přítocích. Diplomová práce, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 92 s.
- Šanda, R., 2007. Nepůvodní a endemické sladkovodní ryby střední a jihovýchodní Evropy: rozšíření, aklimatizace, taxonomie a evoluční vztahy. Disertační práce, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 24 s.
- Šantroch, J. 1988. Toxické a stopové látky v atmosféře. In: Stopové prvky a toxické látky v životním prostředí. Dům techniky ČSVTS, Ústí nad Labem, 20–28.
- Špaček, J. 1999. Stoneflies (Plecoptera) of the Giant Mts in years 1996-1998. Opera Corcontica 36: 163-169.
- Trebichavský, J., Šavrdová, D. & Blohberger, M. 1998. Škodliviny I., toxické kovy (As, Ba, Be, B, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Sr, Te, Tl, V, Zn). NSO – Ing. František Nekvasil, 445 s.
- Vávra, V. 1988. Jepice (Ephemeroptera) Krkonoš. Opera Corcontica 25: 56-75.
- Vincente-Martorell, J. J., Galindo-Riano, M. D., García-Vargas, M. & Granada-Castro, M. D. 2009. Bioavailability of heavy metals monitoring water, sediments and fish species from a polluted estuary. Journal of Hazardous Materials 162 (2-3): 823–836.
- Vrba, J., Kopáček, J., Bittl, T., Nedoma, J., Štrosová, A., Nedbalová, L., Kohout, L. & Fott, J. 2006. A key role of aluminium in phosphorus availability, food web structure, and plankton dynamics in strongly acidified lakes. Biologia, Bratislava, 61/Suppl. 20: 441–451.
- Wachs, B., 1985. Bioindicators for the heavy metal load of river ecosystems. In: Salánki, J. (ed.), Heavy metals in water organisms. Akadémiai Kiadó, Budapešť, 179–190.
- Waringer, J. & Graf, W. 1997. Atlas der Österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluß der angrenzenden Gebiete. Facultas Universitätsverlag, Wien, 286 s.
- Watmough, A. S., Aherne, J., Eimers, C. M. & Diplom, J. P. 2007. Acidification at Plastic Lake, Ontario: Have 20 years made a difference? Water Air Soil Pollut., Focus 7: 301–306.
- Westling, O. & Zetterberg, T. 2007. Recovery of acidified streams in forests treated by total catchment liming. Water Air Soil Pollut., Focus 7: 347–356.

Wiederholm, T. 1983. Chironomidae of the Holarctic region. Keys and diagnose. Part 2. Pupae. *Entomologica Scandinavica* 19: 293–435.

Yamada, T., Inoue, T., Fukuhara, H., Nakahara, O., Izuta, T., Suda, R., Takahashi, M., Sase, H., Takahashi, A., Kobayashi, H., Ohizumi, T. & Hakamata, T. 2007. Long-term trends in surface water quality of five lakes in Japan. *Water Air Soil Pollut., Focus* 7: 259–266.

Zaťovičová, Z. 2002. Makrozoobentos Nižného Terianského plesa (Vysoké Tatry). *Folia faunistica Slovaca* 7: 19-22.

Zwick, P. 2004. Key to the West Palaearctic genera of stoneflies (Plecoptera) in the larval stage. *Limnologica* 34: 315–348.

### **Internetové zdroje:**

CHKO JH – Správa chráněné krajinné oblasti Jizerské hory [online]. [cit. 2009-03-01]. Dostupné z <<http://www.jizerskehory.ochranaprirody.cz/index.php?cmd=page&id=421>>.

Havránek, L., Skalická, I., Zapletal, T., Popelková, J. & Kovář, A. 2009. Vodohospodářská bilance za rok 2008: Zpráva o hodnocení jakosti povrchových vod pro území ve správě Povodí Labe, státní podnik za rok 2008. Povodí Labe, Hradec Králové, 83 s. [online]. [cit. 2010-01-12]. Dostupné z <[http://www.pla.cz/planet/public/dokumenty/VH\\_bilance/2008/VHB\\_Jakost\\_POV\\_2008.pdf](http://www.pla.cz/planet/public/dokumenty/VH_bilance/2008/VHB_Jakost_POV_2008.pdf)>.

Nařízení Komise (ES) č. 1881/2006 ze dne 19. prosince 2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách. In: Úřední věstník Evropské unie, 2006, L364, s. 5-24 [online]. [cit. 2010-03-20]. Dostupné z <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:364:0005:0024:CS:PDF>>

NV 229/2007 Sb., Nařízení vlády České republiky ze dne 18. července 2007, kterým se mění nařízení vlády 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. In: Sběrka zákonů České republiky, 2007, částka 73, s. 2774-2814 [online]. [cit. 2010-03-16]. Dostupné z <<http://aplikace.mvcr.cz/archiv2008/sbirka/2007/sb073-07.pdf>>.

Petr, J. 2005. Jizerské hory – turistická – cykloturistická – lyžařská mapa [online]. [cit. 2009-03-07]. Dostupné z [http://www.horydoly.cz/files/jizerky\\_petr\\_mapa.jpg](http://www.horydoly.cz/files/jizerky_petr_mapa.jpg).

Vyhláška 53/2002 Sb., Vyhláška Ministerstva zdravotnictví ze dne 29. ledna 2002, kterou se stanoví chemické požadavky na zdravotní nezávadnost jednotlivých druhů potravin a potravinových surovin, podmínky použití látek přídatných, pomocných a potravních doplňků. In: Sběrka zákonů České republiky, 2002, částka 22, s. 866-982 [online]. [cit. 2010-03-20]. Dostupné z <<http://aplikace.mvcr.cz/archiv2008/sbirka/2002/sb022-02.pdf>>.

Zapletal, T. 2005a. Siven americký [online]. [cit. 2010-02-05]. Dostupné z <<http://images.google.cz/imgres?imgurl=http://www.biolib.cz/IMG/GAL/15946.jpg&imgrefurl=http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id15946/&usq=O1g5iRysC6T5My6uN-0a4sBs6A=&h=300&w=700&sz=40&hl=cs&start=3&um=1&itbs=1&tbnid=dyScBaBXsGwtM:&tbnh=60>>

[http://images.google.cz/imgres?imgurl=http://www.biolib.cz/IMG/GAL/BIG/15998.jpg&imgrefurl=http://www.biolib.cz/cz/image/id15998/&usg=\\_\\_yIOTYQ1FLl14hR4sWyTRBCUoPs4=&h=672&w=1470&sz=101&hl=cs&start=2&um=1&itbs=1&tbnid=TGkEY3aqrOKTQM:&tbnh=69&tbnw=150&prev=/images%3Fq%3Dpstruh%2Bobecn%25C3%25BD%2Bpoto%25C4%258Dn%25C3%25AD%26um%3D1%26hl%3Dcs%26lr%3D%26ts%3Disch:1](http://images.google.cz/imgres?imgurl=http://www.biolib.cz/IMG/GAL/BIG/15998.jpg&imgrefurl=http://www.biolib.cz/cz/image/id15998/&usg=__yIOTYQ1FLl14hR4sWyTRBCUoPs4=&h=672&w=1470&sz=101&hl=cs&start=2&um=1&itbs=1&tbnid=TGkEY3aqrOKTQM:&tbnh=69&tbnw=150&prev=/images%3Fq%3Dpstruh%2Bobecn%25C3%25BD%2Bpoto%25C4%258Dn%25C3%25AD%26um%3D1%26hl%3Dcs%26lr%3D%26ts%3Disch:1)>.

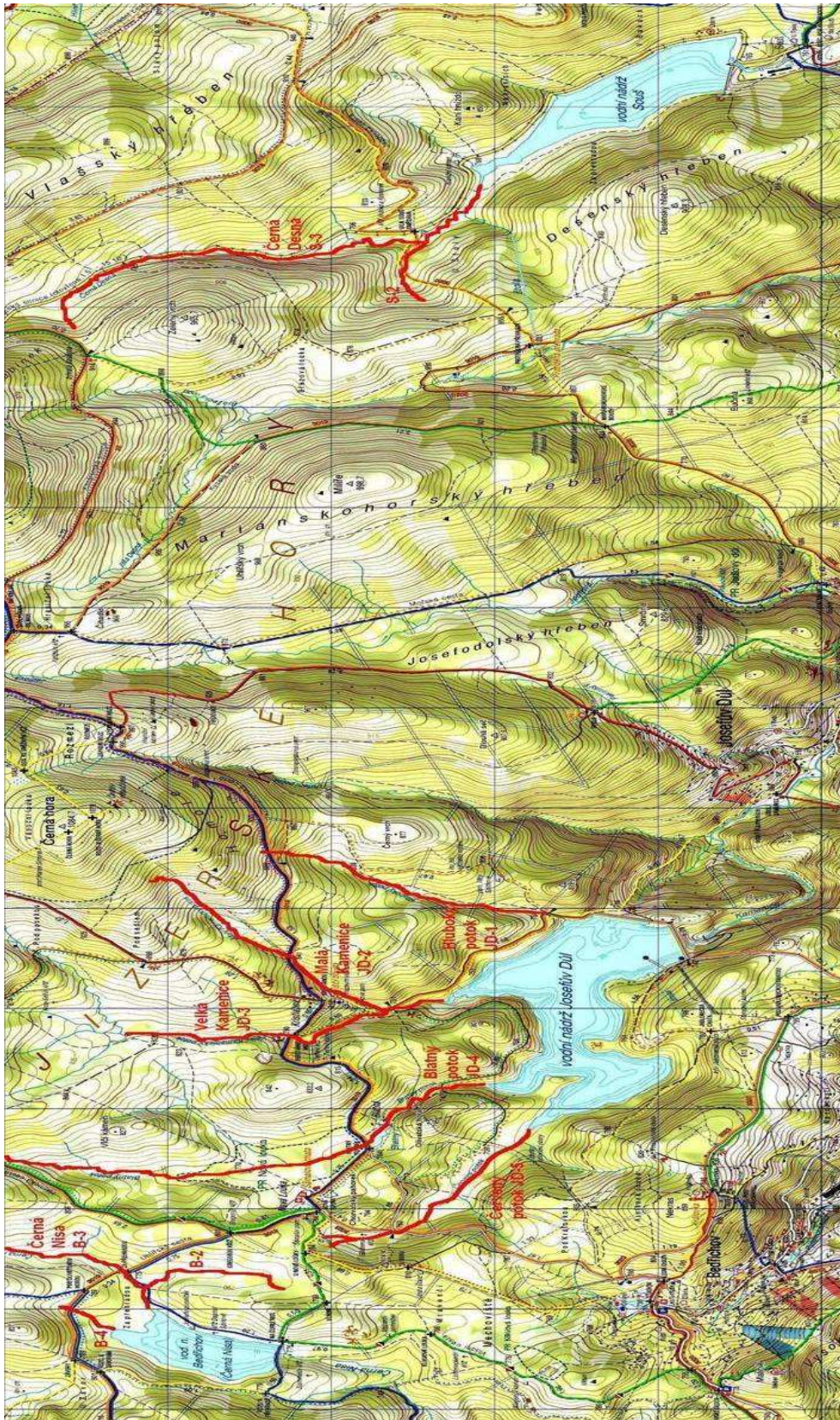
Zapletal, T. 2005b. Pstruh obecný [online]. [cit. 2010-0205]. Dostupné z <[http://images.google.cz/imgres?imgurl=http://www.biolib.cz/IMG/GAL/BIG/15998.jpg&imgrefurl=http://www.biolib.cz/cz/image/id15998/&usg=\\_\\_yIOTYQ1FLl14hR4sWyTRBCUoPs4=&h=672&w=1470&sz=101&hl=cs&start=2&um=1&itbs=1&tbnid=TGkEY3aqrOKTQM:&tbnh=69&tbnw=150&prev=/images%3Fq%3Dpstruh%2Bobecn%25C3%25BD%2Bpoto%25C4%258Dn%25C3%25AD%26um%3D1%26hl%3Dcs%26lr%3D%26ts%3Disch:1](http://images.google.cz/imgres?imgurl=http://www.biolib.cz/IMG/GAL/BIG/15998.jpg&imgrefurl=http://www.biolib.cz/cz/image/id15998/&usg=__yIOTYQ1FLl14hR4sWyTRBCUoPs4=&h=672&w=1470&sz=101&hl=cs&start=2&um=1&itbs=1&tbnid=TGkEY3aqrOKTQM:&tbnh=69&tbnw=150&prev=/images%3Fq%3Dpstruh%2Bobecn%25C3%25BD%2Bpoto%25C4%258Dn%25C3%25AD%26um%3D1%26hl%3Dcs%26lr%3D%26ts%3Disch:1)>.

# Přílohy

## Seznam příloh:

- Obrázek 1.** Mapa části Jizerských hor se studovanými nádržemi a zvýrazněnými přítoky nádrží.
- Obrázek 2.** Siven americký (*Salvelinus fontinalis*).
- Obrázek 3.** Pstruh obecný (*Salmo trutta m. fario*).
- Obrázek 4.** Střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*).
- Obrázek 5.** Hlavní část sledovaného úseku toku Černá Nisa.
- Obrázek 6.** Odběr vzorků makrozoobentosu v toku Černá Nisa.
- Obrázek 7.** Odběr tkání z vybraných jedinců sivena amerického.
- Tabulka 6.** Výsledky chemických parametrů toku Černá Nisa v roce 1994 – kationty.
- Tabulka 7.** Výsledky chemických parametrů toku Černá Nisa v roce 1994 – anionty.
- Tabulka 8.** Výsledky chemických parametrů toku Černá Nisa v roce 1996 – kationty.
- Tabulka 9.** Výsledky chemických parametrů toku Černá Nisa v roce 1996 – anionty.
- Tabulka 10.** Výsledky chemických parametrů toku Černá Nisa v roce 1997 – kationty.
- Tabulka 11.** Výsledky chemických parametrů toku Černá Nisa v roce 1997 – anionty.
- Tabulka 12.** Porovnání rozsahu hodnot chemických parametrů toku Černá Nisa v letech 1994, 1996, 1997 a 2008 – kationty.
- Tabulka 13.** Porovnání rozsahu hodnot chemických parametrů toku Černá Nisa v letech 1994, 1996, 1997 a 2008 – anionty.
- Tabulka 14.** Násada ryb nádrže Bedřichov v letech 2007 a 2008.
- Tabulka 15.** Celkový počet a taxonomické zařazení organismů makrozoobentosu na lokalitě Černá Nisa v průběhu roku 2008.
- Tabulka 16.** Zastoupení a početnost nalezených taxonů v každém ze sledovaných měsíců a pro každý typ substrátu (počet všech jedinců ve vzorku).
- Tabulka 17.** Průměrné hodnoty obsahu kovů ve tkáních sivena amerického u jednotlivých věkových kategorií (aritmetický průměr), jednotky ppm.
- Tabulka 18.** Rozsah naměřených hodnot obsahu kovů ve tkáních sivena amerického v r. 2008, bez rozlišení věkových kategorií, jednotky ppm.
- Tabulka 19.** Obsah kovů naměřený Křečkem a kol. (2006) ve tkáních sivena amerického z nádrže Bedřichov a Souš (Jizerské hory) v r. 1996.
- Tabulka 20.** Obsah kovů u zástupců řádů Ephemeroptera v průběhu roku 2008.
- Tabulka 21.** Obsah kovů stanovený u zástupců řádů Plecoptera v průběhu roku 2008.
- Tabulka 22.** Obsah kovů stanovený u zástupců řádů Trichoptera v průběhu roku 2008.
- Tabulka 23.** Obsah kovů stanovený u dospělců řádu Coleoptera – mága v průběhu roku 2008.
- Tabulka 24.** Obsah kovů stanovený u larev řádu Coleoptera – larvy v průběhu roku 2008.
- Tabulka 25.** Obsah kovů stanovený u larev řádu Diptera v průběhu roku 2008.
- Tabulka 26.** Rozsah obsahu kovů ve skupinách Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, larvách a dospělých Coleoptera a Diptera v roce 2008, jednotky ppm.
- Tabulka 27.** Rozsah obsahu kovů stanovený Křečkem a kol. (2006) ve skupinách Ephemeroptera a Trichoptera z Černé Nisy v r. 1996, mg.kg<sup>-1</sup>.



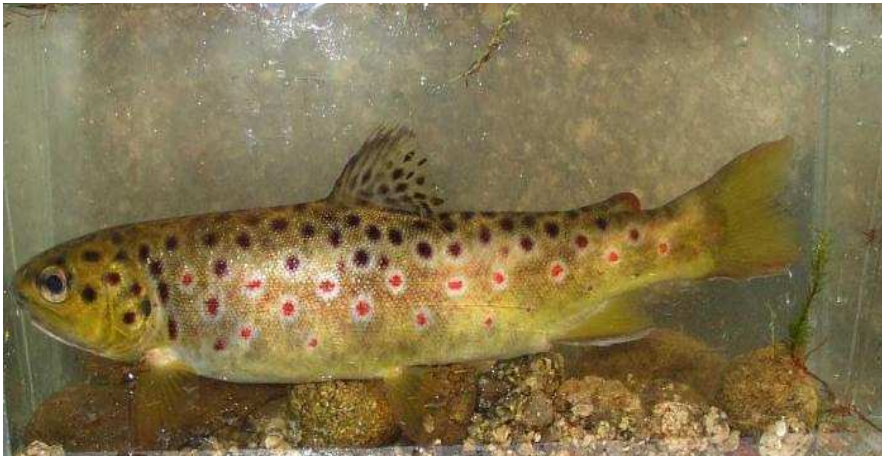


**Obrázek 1.** Mapa části Jizerských hor se studovanými nádržemi a zvýrazněnými přítoky nádrží (Petr, 2005)





**Obrázek 2.** Siven americký (*Salvelinus fontinalis*) (Zapletal, 2005a).



**Obrázek 3.** Pstruh obecný (*Salmo trutta m. fario*) (Zapletal, 2005b).



**Obrázek 4.** Střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*). Foto L. Burdová.



**Obrázek 5.** Hlavní část sledovaného úseku toku Černá Nisa. Foto L. Burdová.



**Obrázek 6.** Odběr vzorků makrozoobentosu v toku Černá Nisa. Foto J. Hušek.



**Obrázek 7.** Odběr tkání z vybraných jedinců sivena amerického. Foto L. Burdová.



**Tabulka 6.** Výsledky chemických parametrů toku Černá Nisa v roce 1994 – kationty.

Datum	pH	K <sub>25</sub> (μS.cm <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.l <sup>-1</sup> )	Ca <sup>2+</sup> (mg.l <sup>-1</sup> )	Mg <sup>2+</sup> (mg.l <sup>-1</sup> )	Na <sup>+</sup> (mg.l <sup>-1</sup> )	K <sup>+</sup> (mg.l <sup>-1</sup> )
6.6.	4,5	22,0	0,0	3,5	0,7	2,0	0,5
12.6.	5,5	26,0	0,0	4,4	0,9	3,5	0,5
14.6.	5,2	25,0	0,0	3,9	0,8	2,8	0,4
18.7.	5,8	24,0	-	5,3	1,0	4,4	0,6
24.7.	6,2	31,0	0,1	5,2	1,0	4,4	0,6
<b>Rozsah/ Průměr</b>	<b>4,5-6,2</b>	<b>25,6</b>	<b>0,0</b>	<b>4,5</b>	<b>0,9</b>	<b>3,4</b>	<b>0,5</b>

**Tabulka 7.** Výsledky chemických parametrů toku Černá Nisa v roce 1994 – anionty.

Datum	Alkalita (μeq.l <sup>-1</sup> )	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Cl <sup>-</sup> (mg.l <sup>-1</sup> )	F <sup>-</sup> (μg.l <sup>-1</sup> )
6.6.	11,6	11,8	0,0	1,0	140,0
12.6.	7,8	13,5	3,2	1,2	110,0
14.6.	5,4	11,8	1,1	1,0	130,0
18.7.	8,6	12,6	4,6	1,3	110,0
24.7.	10,5	12,8	4,4	1,4	110,0
<b>Průměr</b>	<b>8,8</b>	<b>12,4</b>	<b>3,2</b>	<b>1,2</b>	<b>120,0</b>

**Tabulka 8.** Výsledky chemických parametrů toku Černá Nisa v roce 1996 – kationty.

Datum	pH	K <sub>25</sub> (μS.cm <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.l <sup>-1</sup> )	Ca <sup>2+</sup> (mg.l <sup>-1</sup> )	Mg <sup>2+</sup> (mg.l <sup>-1</sup> )	Na <sup>+</sup> (mg.l <sup>-1</sup> )	K <sup>+</sup> (mg.l <sup>-1</sup> )
18.7.	5,2	26,0	0,2	5,4	1,1	4,4	0,6
14.8.	5,8	28,0	0,0	6,0	1,2	3,4	0,7
20.8.	6,1	32,0	0,3	5,6	1,2	2,3	0,5
<b>Rozsah/ Průměr</b>	<b>5,2-6,1</b>	<b>28,7</b>	<b>0,2</b>	<b>5,7</b>	<b>1,2</b>	<b>3,4</b>	<b>0,6</b>

**Tabulka 9.** Výsledky chemických parametrů toku Černá Nisa v roce 1996 – anionty.

Datum	Alkalita (μeq.l <sup>-1</sup> )	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg.l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Cl <sup>-</sup> (mg.l <sup>-1</sup> )	F <sup>-</sup> (μg.l <sup>-1</sup> )
18.7.	4,6	18,4	1,6	1,6	120,0
14.8.	8,3	21,6	1,1	1,4	150,0
20.8.	6,9	20,2	0,5	0,9	210,0
<b>Průměr</b>	<b>6,6</b>	<b>20,07</b>	<b>1,1</b>	<b>1,3</b>	<b>160,0</b>

**Tabulka 10.** Výsledky chemických parametrů toku Černá Nisa v roce 1997– kationty.

Datum	pH	K <sub>25</sub> ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	Ca <sup>2+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	Mg <sup>2+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	Na <sup>+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	K <sup>+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )
19.6.	5,7	5,6	0,0	3,0	0,7	1,7	0,4
14.7.	5,9	12,5	0,0	4,4	0,9	2,9	0,3
19.8.	6,2	7,3	0,0	5,3	1,1	3,9	0,5
<b>Rozsah/ Průměr</b>	<b>5,7-6,2</b>	<b>8,5</b>	<b>0,0</b>	<b>4,2</b>	<b>0,9</b>	<b>2,8</b>	<b>0,4</b>

**Tabulka 11.** Výsledky chemických parametrů toku Černá Nisa v roce 1997– anionty.

Datum	Alkalita ( $\mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$ )	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	NO <sub>3</sub> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	Cl <sup>-</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	F <sup>-</sup> ( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ )
19.6.	24,0	15,9	1,6	0,5	110,0
14.7.	25,0	12,6	0,3	0,9	110,0
19.8.	34,0	16,1	1,8	1,3	100,0
<b>Průměr</b>	<b>27,7</b>	<b>14,9</b>	<b>1,2</b>	<b>0,9</b>	<b>110,0</b>

**Tabulka 12.** Porovnání rozsahu hodnot chemických parametrů toku Černá Nisa v letech 1994, 1996, 1997 a 2008 – kationty.

Rok	pH	K <sub>25</sub> ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	Ca <sup>2+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	Mg <sup>2+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	Na <sup>+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	K <sup>+</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )
1994	4,5-6,2	22,0-31,0	0,0-0,1	3,5-5,3	0,7-1,0	2,0-4,4	0,4-0,6
1996	5,2-6,1	26,0-32,0	0,0-0,3	5,4-6,0	1,1-1,2	2,3-4,4	2,3-4,4
1997	5,7-6,2	5,6-12,5	0,3-0,5	3,0-5,3	0,7-1,1	1,7-3,9	1,7-3,9
2008	6,2-6,7	56,7-71,0	0,0	3,8-8,6	0,8-1,2	3,1-5,8	0,4-0,7

**Tabulka 13.** Porovnání rozsahu hodnot chemických parametrů toku Černá Nisa v letech 1994, 1996, 1997 a 2008 – anionty.

Rok	Alkalita ( $\mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$ )	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	Cl <sup>-</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	F <sup>-</sup> ( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ )
1994	7,8-11,6	11,8-13,5	0,0-4,6	1,0-1,4	110,0-140,0
1996	4,6-8,3	18,4-21,6	0,5-1,6	0,9-1,6	120,0-210,0
1997	24,0-34,0	12,6-16,1	0,3-1,7	0,5-1,3	100,0-110,0
2008	49,6-177,7	15,5-20,6	0,9-2,7	1,0-1,2	60,0-90,0

**Tabulka 14.** Násada ryb nádrže Bedřichov v letech 2007 a 2008 (J. Krupička, MO ČRS, osobní sdělení).

Datum nasazení	Druh	Násada (ks)	Kusová hmotnost (kg)
2.6.2007	Siven americký	400	0,3
9.6.2007	Siven americký	800	0,3
23.6.2007	Siven americký	378	0,3
23.6.2007	Pstruh obecný, forma Pokk.	14	Ø délka 24 cm
10.5.2008	Siven americký	600	0,3
21.6.2008	Siven americký	600	0,5
21.6.2008	Pstruh obecný, forma Pokk.	48	0,4

Vysvětlivky: Pstruh obecný, forma Pokk. = pstruh obecný, forma kolowrat.

**Tabulka 15.** Celkový počet a taxonomické zařazení organismů makrozoobentosu na lokalitě Černá Nisa v průběhu roku 2008.

	Čeleď	Podčeleď, rod	Druh	Celkový počet jedinců			
				Písek	Štěrk	Kamen	
<b>Megaloptera</b>	Sialidae	Sialit	Sialis fuliginosa	1	1	4	
<b>Ephemeroptera</b>	Siphonuridae	Siphonurus	Siphonurus lacustris	6	1	0	
		Siphonurus sp.		13	0	0	
	Ameletidae	Ameletus	Ameletus inopinatus	8	8	30	
	Ephemerellidae	Ephemerella	Ephemerella ignita	0	2	0	
	Baetidae	Baetis	Baetis versus	2	0	216	
	Baetidae	Baetis sp.		0	0	19	
<b>Plecoptera</b>	Perlodidae	Roura	Diura bicaudata	1	5	36	
	Chloroperlidae	Siphonoperla	Siphonoperla torrentium	0	56	55	
	Taeniopterygidae	Brachyptera	Brachyptera seticornis	1	0	0	
	Nemouridae	Protonemura	Protonemura intricata	0	3	110	
		Protonemura sp.		0	0	32	
		Amphinemura	Amphinemura sulcicollis	75	237	299	
		Nemoura	Nemoura uncinata		5	16	25
			Nemoura avicularis		410	101	227
	Nemoura sp.			74	79	53	
	Nemouridae			0	3	0	
Leuctridae	Leuctra	Leuctra inermis	111	14	271		
	Leuctra sp.		91	49	121		
<b>Trichoptera</b>	Rhyacophillidae	Rhyacophila	Rhyacophila obliterata	0	3	25	
		Rhyacophila sp.		0	1	14	
	Polycentropodidae	Plectrocnemia	Plectrocnemia conspersa	0	1	11	
	Limnephilidae	Drusus	Drusus	49	9	8	

			annulatus			
		Chaetopteryx	Chaetopteryx villosa x fusca	30	50	13
		Chaetopterygopsis	Chaetopterygopsis maclachlani	3	1	10
		Acrophylax	Acrophylax Cerberus	3	0	0
	Limnephilidae			118	112	40
<b>Coleoptera (dospělci)</b>	Dytiscidae	Oreodytes	Oreodytes sanmarkii	16	7	18
	Elmidae	Limnius	Limnius perrisi	0	7	59
<b>Coleoptera (larvy)</b>	Dytiscidae	Oreodytes	Oreodytes sanmarkii	10	7	22
		Platambus	Platambus maculatus	13	7	3
	Elmidae	Elmis sp.		1	0	0
		Limnius	Limnius perrisi	5	10	35
	Hydrophilidae			0	1	0
<b>Diptera</b>	Chironomidae	Chironominae, r. Chironomus		0	1	0
		Chironominae, r. Polypedilum, skup. scalaenum		38	11	0
		Chironominae, r. Polypedilum	Polypedilum albicorne	0	2	0
		Chironominae, r. Tanytarsini	Micropsectra pallidula/aristata	3	0	0
		Chironominae, r. Tanytarsus sp.		13	66	16
		Chironominae, r. Stempellinella	Stempellinella brevis	0	1	0
		Diamesinae, r. Diatesa	Diatesa dampfi/permacra	3	1	4
		Diamesinae, r. Diamesa sp.		0	0	17
		Diamesinae, r. Pseudodiamesa	Pseudodiamesa branickou	4	1	10
		Orthoclaadiinae, r. Corynoneura sp.		6	6	12
		Orthoclaadiinae, r. Cricotopus sp.		39	12	120
		Orthoclaadiinae, r. Eukiefferiella sp.	Eukiefferiella minor/fittkau	58	45	731
		Orthoclaadiinae, r. Heterotrisocladus	Heterotrisocladus marcidus	48	258	32
		Orthoclaadiinae, r. Thienemanniella sp.		1	12	41
		Prodiamesinae, r. Prodiamesa	Prodiamesa olivacea	10	17	0
		Tanypodinae, r. Apsectrotanypus	Apsectrotanypus trifascipennis	13	3	1
		Tanypodinae, r.		5	18	1

		Macropelopia sp.				
		Tanypodinae, r. Natarsia sp.		2	0	0
		Tanypodinae, r. Ablabesmyia sp.		0	6	0
		Tanypodinae, r. Trissopelopia sp.		11	30	9
		Tanypodinae, r. Zavreliomyia sp.		35	14	7
	Tipulidae	Podrod Savtshenkia		0	0	1
	Limoniidae	r. Eloephila sp.		2	0	0
	Pediciidae	Dicranota sp.		41	35	13
	Ceratopogonidae			190	73	42
	Simuliidae	Simulium	Simulium vernalis	0	0	28
		Simulium sp.		0	2	6
<b>Oligochaeta</b>	Haplotaxidae	Haplotaxis	Haplotaxis gordioides	15	9	6
	Lumbriculidae	Stylodrilus	Stylodrilus heringianus	1	0	1
<b>Celkem</b>				1584	1414	2854

**Tabulka 16.** Zastoupení a početnost nalezených taxonů v každém ze sledovaných měsíců a pro každý typ substrátu (počet všech jedinců ve vzorku).

Měsíc	Skupina, čeleď	Rod x druh	Černá Nisa		
			Písek	Štěrk	Kameny
<b>Květen</b>			0	0	0
<b>Diptera</b>	Ceratopogonidae		5	7	1
	Dicranota sp.		4	7	2
Chironomidae	Trissopelopia sp.		0	10	4
	Diamesa dampfi/permacra		1	0	0
	Zavreliomyia sp.		28	0	1
	Cricotopus sp.		0	0	3
	Apsectrotanypus trifascipennis		7	0	0
	Prodiamesa olivacea		1	0	0
	Macropelopia sp.		2	0	0
	Tanytarsus sp.		3	0	0
	r. Polypedilum, skup. Scalaenum		2	0	0
	Heterotrissocladius marcidus		2	0	0
	Eukieferella minor/fittkaui		1	0	0
<b>Coleoptera dospělci</b>		Oreodytes sanmarkii	1	2	2
<b>Coleoptera larvy</b>		Limnius pertusi	2	0	1
Hydrophilidae			0	1	0
<b>Ephemeroptera</b>	Siphonurus lacustris		6	0	0
	Ameletus inopinatus		8	0	0
<b>Plecoptera</b>	Amphinemura sulcicollis		11	87	29
	Siphonoperla torrentium		0	26	9
	Nemoura uncinata		5	8	6

	Leuctra inermis	14	24	14
	Leuctra sp.	0	9	0
Nemouridae		0	3	0
	Brachyptera seticornis	1	0	0
<b>Trichoptera</b>				
Limnephilidae		16	29	0
	Plectrocnemia conspersa	0	0	1
	Chaetopteryx villosa/fusca	3	0	4
<b>Oligochaeta</b>	Haplotaxis gordioides	0	2	0
<b>Červen</b>		0	0	0
<b>Diptera</b>	Ceratopogonidae	20	2	1
	Dicranota sp.	1	8	4
	Simulium sp.	0	2	8
	Simulium vernum	0	0	2
Chironomidae	Trissopelopia sp.	7	15	0
	Diamesa dampfi/permacra	0	1	3
	Zavrelimyia sp.	6	11	0
	Cricotopus sp.	0	0	11
	Apsectrotanypus trifascipennis	5	3	0
	Macropelopia sp.	0	1	0
	Tanytarsus sp.	0	1	0
	r. Polypedilum, skup. Scalaenum	34	3	0
	Heterotrissocladus marcidus	26	33	0
	Eukieferella minor/fittkai	0	2	2
	Corynoneura sp.	0	4	2
	Thienemanniella sp.	1	9	24
	Ablabesmyia	0	5	0
	Pseudodiamesa branickii	0	1	3
	Diamesa sp.	0	0	17
<b>Coleoptera dospělci</b>	Oreodytes sanmarkii	2	2	1
	Limnius pertusi	0	4	9
<b>Coleoptera larvy</b>	Limnius pertusi	0	2	4
<b>Ephemeroptera</b>	Siphonurus sp.	13	0	0
	Siphonurus lacustris	0	1	0
	Ameletus inopinatus	0	8	30
<b>Plecoptera</b>	Amphinemura sulcicollis	8	128	156
	Siphonoperla torrentium	0	30	36
	Nemoura uncinata	0	8	8
	Protonemura intricata	0	2	108
	Leuctra inermis	3	26	202
<b>Trichoptera</b>	Chaetopteryx villosa/fusca	14	15	0
Limnephilidae		0	35	0
	Chaetopterygopsis maclachlani	0	0	10
	Drusus annulatus	0	0	7
	Rhyacophila sp.	0	0	10
<b>Megaloptera</b>	Sialis fuliginosa	1	0	0
<b>Červenec</b>				

<b>Diptera</b>	Ceratopogonidae	8	1	2
	Dicranota sp.	3	8	2
	Simulium sp.	0	0	102
	Simulium venum	0	0	14
Chironomidae	Trissopelopia sp.	0	5	2
	Zavreliomyia sp.	0	2	0
	Prodiamesa olivacea	2	5	0
	Macropelopia sp.	0	13	0
	Tanytarsus sp.	0	50	13
	r. Polypedilum, skup. Scalaenum	0	6	0
	Heterotrissocladius marcidus	6	128	17
	Eukieferella minor/fittkaui	14	8	75
	Pseudodiamesa branickii	2	0	3
<b>Coleoptera dospělci</b>	Oreodytes sanmarkii	5	0	6
	Limnius pertusi	0	0	10
<b>Coleoptera larvy</b>	Oreodytes sanmarkii	5	6	11
	Limnius pertusi	0	2	6
	Platambus maculatus	0	3	2
<b>Ephemeroptera</b>	Ephemerella ignita	0	2	0
	Baetis versus	0	0	190
<b>Plecoptera</b>	Amphinemura sulcicollis	2	0	6
	Siphonoperla torrentium	0	0	10
	Nemoura uncinata	0	0	11
	Leuctra sp.	0	0	22
	Diura bicaudata	0	0	2
<b>Trichoptera</b>	Chaetopteryx villosa/fusca	10	17	2
	Chaetopterygopsis maclachlani	3	0	0
	Rhyacophila oblitterata	0	0	6
<b>Megaloptera</b>	Sialis fuliginosa	0	0	2
<b>Oligochaeta</b>	Haplotaxis gordioides	2	3	5
<b>Srpen 13.8.2008</b>				
<b>Diptera</b>	Ceratopogonidae	30	32	23
	Dicranota sp.	6	0	1
	Eloeophila sp.	1	0	0
	Simulium sp.	0	0	5
	Simulium venum	0	0	12
Tipulidae	podrod Savtshenkia	0	0	1
Chironomidae	Zavreliomyia sp.	0	0	4
	Cricotopus sp.	20	0	84
	Prodiamesa olivacea	1	6	0
	Macropelopia sp.	2	2	0
	Tanytarsus sp.	0	2	0
	Polypedilum albicorne	0	2	0
	Heterotrissocladius marcidus	14	5	0
	Eukieferella minor/fittkaui	24	21	368
	Corynoneura sp.	2	0	0
Ablabesmyia sp.	0	1	0	

	<i>Pseudodiamesa branickii</i>	2	0	4
	<i>Micropsectra pallidula/aristata</i>	3	0	0
<b>Coleoptera dospělci</b>	<i>Oreodytes sanmarkii</i>	1	0	1
	<i>Limnius pertusi</i>	0	1	1
<b>Coleoptera larvy</b>	<i>Oreodytes sanmarkii</i>	3	0	2
	<i>Limnius pertusi</i>	2	0	6
	<i>Platambus maculatus</i>	1	0	0
	<i>Elodes marginata</i>	0	0	1
<b>Ephemeroptera</b>	<i>Baetis versus</i>	0	0	2
	<i>Baetis sp.</i>	0	0	19
<b>Plecoptera</b>	<i>Amphinemura sulcicollis</i>	0	1	2
	<i>Protonemura intricata</i>	0	0	2
	<i>Nemoura sp.</i>	57	29	23
	<i>Leuctra inermis</i>	18	18	36
	<i>Leuctra sp.</i>	0	0	16
<b>Trichoptera</b>	<i>Plectrocnemia conspersa</i>	0	1	2
	<i>Chaetopteryx villosa/fusca</i>	2	15	4
	<i>Chaetopterygopsis maclachlani</i>	0	1	0
	<i>Drusus annulatus</i>	11	0	0
	<i>Rhyacophila sp.</i>	0	1	0
	<i>Rhyacophila oblitterata</i>	0	0	1
<b>Megaloptera</b>	<i>Sialis fuliginosa</i>	0	1	1
<b>Oligochaeta</b>	<i>Haplotaxis gordioides</i>	2	2	1
<b>Září</b>				
<b>Diptera</b>	Ceratopogonidae	102	NA	9
	<i>Dicranota sp.</i>	4	NA	3
	<i>Simulium sp.</i>	0	NA	6
	<i>Eloeophila sp.</i>	1	NA	0
Chironomidae	<i>Trissopelopia sp.</i>	1	NA	0
	<i>Zavrelimyia sp.</i>	1	NA	1
	<i>Cricotopus sp.</i>	12	NA	13
	<i>Prodiamesa olivacea</i>	2	NA	0
	r. <i>Polypedilum</i> , skup. <i>Scalaenum</i>	2	NA	0
	<i>Tanytarsus sp.</i>	3	NA	2
	<i>Heterotrissocladius marcidus</i>	0	NA	2
	<i>Eukieferella minor/fittkai</i>	14	NA	121
	<i>Corynoneura sp.</i>	2	NA	1
<b>Coleoptera dospělci</b>	<i>Oreodytes sanmarkii</i>	3	NA	3
	<i>Limnius pertusi</i>	0	NA	21
<b>Coleoptera larvy</b>	<i>Oreodytes sanmarkii</i>	0	NA	9
	<i>Platambus maculatus</i>	2	NA	0
<b>Ephemeroptera</b>	<i>Baetis versus</i>	0	NA	11
<b>Plecoptera</b>	<i>Nemoura avicularis</i>	318	NA	72
	<i>Amphinemura sulcicollis</i>	2	NA	4
	<i>Leuctra sp.</i>	86	NA	57
	<i>Protonemura sp.</i>	0	NA	32



	<i>Diura bicaudata</i>	0	NA	5
<b>Trichoptera</b>	<i>Plectrocnemia conspersa</i>	0	NA	2
Limnephilidae		56	NA	17
	<i>Drusus annulatus</i>	27	NA	1
	<i>Rhyacophila oblitterata</i>	0	NA	13
<b>Říjen</b>				
<b>Diptera</b>	Ceratopogonidae	22	7	NA
	<i>Dicranota</i> sp.	13	10	NA
Chironomidae	<i>Trissopelopia</i> sp.	2	0	NA
	<i>Diamesa dampfi/permacra</i>	2	0	NA
	<i>Cricotopus</i> sp.	2	3	NA
	<i>Prodiamesa olivacea</i>	4	0	NA
	<i>Macropelopia</i> sp.	1	0	NA
	<i>Tanytarsus</i> sp.	7	0	NA
	r. <i>Polypedilum</i> , skup. <i>Scalaenum</i>	0	1	NA
	<i>Eukieferella minor/fittkai</i>	0	3	NA
	<i>Natarsia</i> sp.	2	0	NA
<b>Coleoptera dospělci</b>	<i>Oredytes sanmarkii</i>	4	1	NA
	<i>Limnius pertusi</i>	0	2	NA
<b>Coleoptera larvy</b>	<i>Limnius pertusi</i>	0	5	NA
	<i>Platambus maculatus</i>	9	0	NA
	<i>Elmis</i> sp.	1	0	NA
<b>Plecoptera</b>	<i>Nemoura avicularis</i>	65	34	NA
	<i>Amphinemura sulcicollis</i>	52	21	NA
	<i>Nemoura</i> sp.	17	44	NA
	<i>Leuctra inermis</i>	73	53	NA
	<i>Leuctra</i> sp.	5	16	NA
	<i>Diura bicaudata</i>	1	5	NA
	<i>Protonemura intricata</i>	0	1	NA
<b>Trichoptera</b>	<i>Drusus annulatus</i>	10	8	NA
	<i>Rhyacophila oblitterata</i>	0	3	NA
Limnephilidae		39	25	NA
	<i>Acrophylax Cerberus</i>	3	0	NA

NA = vzorek chybí, ztracen při uskladnění v katedrovém skladu

**Tabulka 17.** Průměrné hodnoty obsahu kovů ve tkáních sivena amerického u jednotlivých věkových kategoriích (aritmetický průměr), jednotky ppm.

Tkáň/ věkové kategorie	Al	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
S 0+	4,7	1,2	1,5	108,3	0,1	1,6	1,3	32,6	1,0	0,1	0,8
S 1+	1,6	0,8	0,6	100,0	0,1	0,6	1,1	19,5	1,5	0,1	0,1
S 2+	4,3	0,8	1,1	100,0	0,1	1,4	1,2	17,1	1,0	0,1	0,4
S 3+	2,4	0,8	0,4	100,0	0,1	0,5	1,1	14,9	2,5	0,1	0,1
J 0+	45,7	6,9	21,5	1403,8	0,5	19,4	80,4	296,2	2,5	2,5	6,0
J 1+	20,1	0,8	5,3	657,5	0,2	38,9	35,1	107,8	1,0	1,5	0,6
J 2+	49,3	0,9	4,9	1027,6	0,2	0,5	38,9	100,6	1,0	2,5	0,7
J 3+	7,4	0,6	3,9	229,2	0,2	2,0	302,6	180,8	1,3	1,6	0,3
Ž 0+	90,1	13,6	45,9	2017,8	0,8	24,6	24,9	716,9	2,7	12,8	26,9
Ž 1+	45,1	2,6	18,8	738,2	0,4	5,1	4,9	195,2	0,7	3,8	5,4
Ž 2+	48,0	1,2	12,0	491,9	0,2	2,3	2,0	88,9	1,0	2,0	2,5
Ž 3+	16,0	0,8	5,4	376,4	0,1	1,2	1,4	89,3	1,1	0,6	0,5
L 0+	34,2	12,2	19,5	1451,4	13,0	29,6	37,5	612,4	4,1	56,5	7,1
L 1+	45,1	5,5	13,1	1216,0	7,4	13,7	26,9	379,1	3,6	50,6	11,3
L 2+	39,3	1,8	5,7	503,2	4,7	13,3	10,7	167,7	2,2	29,4	2,0
L 3+	9,5	0,8	2,5	287,5	0,4	0,5	6,1	111,0	1,1	11,1	0,7
G 1+	4,0	0,6	3,4	100,0	0,1	1,8	8,1	58,3	1,0	0,1	0,1
G 2+	6,5	0,5	1,8	100,0	0,1	1,6	4,1	72,5	1,0	0,1	0,1
G 3+	1,4	0,6	1,2	100,0	0,1	0,5	2,8	49,2	1,0	0,1	0,2

S = svalovina, J = játra, Ž = žebra, L = ledviny, G = gonády, věkové kategorie 0<sup>+</sup>, 1<sup>+</sup>, 2<sup>+</sup>, 3<sup>+</sup>

**Tabulka 18.** Rozsah naměřených hodnot obsahu kovů ve tkáních sivena amerického v r. 2008, bez rozlišení věkových kategorií, jednotky ppm.

Kov	Svalovina	Játra	Ledviny	Gonády	Žebra
Be	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Al	<1-9,7	2-130	<1-119	<1-10,8	5,1-116,9
Cr	<0,5-1,2	0,5-38,4	<0,5-18,5	0,6-34,2	0,5-0,7
Mn	0,2-2,8	2,9-27,5	3,7-67,9	1-24,4	0,5-7,5
Fe	<100-108,3	<100-1866,3	265,7-2132,8	13,0-1662,7	<100
Co	<0,1	0,1-0,7	0,1-1,2	0,3-19,0	<0,1-0,1
Ni	<0,5-4,3	<0,5-75,8	<0,5-42,5	<0,5-62,3	<0,5-1,8
Cu	0,4-3,0	6,2-662,4	0,8-37,6	2,5-42,5	0,9-15,4
Zn	9,6-64,6	54,1-359,5	55,6-121	55,9-600,9	20,5-119,8
As	<1-3,4	<1-3,8	<1-6,1	<1-5,4	<1
Cd	<0,05	0,4-12,0	0,2-19,5	2,3-93,3	<0,05
Pb	<0,05-1,5	0,1-17,2	0,2-130,7	<0,05-22,4	<0,05-0,2

**Tabulka 19.** Obsah kovů naměřený Křečkem a kol. (2006) ve tkáních sivena amerického z nádrže Bedřichov a Souš (Jizerské hory) v r. 1996.

Kov	Koncentrace mg.kg <sup>-1</sup>	
	Svalovina	Játra
Hg	0,04-2,6	0,05-6,2
Cd	0,1-0,4	0,4-6,2
Pb	1,4-2,7	1,3-7,0
Al	6,6-18,2	13,1-90,7

**Tabulka 20.** Obsah kovů u zástupců řádů Ephemeroptera v průběhu roku 2008.

	Be	Al	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	Ppm
<b>LOD</b>	<b>0,2</b>	<b>1</b>	<b>0,5</b>	<b>0,2</b>	<b>100</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>1</b>	<b>0,05</b>	<b>0,05</b>
3.6.	0,2	614,2	1,5	27,7	714,3	0,8	0,5	7,6	132,2	2,7	4,2	3,5
3.6.	0,1	576,7	0,9	30,6	580,2	0,9	2,9	11,2	157,2	2,0	4,8	1,9
13.8.	0,2	1350,0	1,7	69,8	1550,3	1,3	0,5	11,8	103,9	3,9	5,7	5,7
13.8.	0,2	465,8	0,9	47,3	808,1	1,2	0,5	5,0	90,5	2,3	2,1	2,5
28.8.	0,2	834,6	1,3	41,0	1177,4	1,3	0,5	12,5	89,3	3,2	3,8	4,8
18.9.	0,2	340,0	0,8	29,3	553,7	0,7	0,5	6,2	75,2	2,4	2,9	1,4
<b>PRŮMĚR</b>	<b>0,2</b>	<b>696,9</b>	<b>1,2</b>	<b>40,9</b>	<b>897,3</b>	<b>1,0</b>	<b>0,9</b>	<b>9,0</b>	<b>108,0</b>	<b>2,8</b>	<b>3,9</b>	<b>3,3</b>

LOD – detekční limit.

**Tabulka 21.** Obsah kovů stanovený u zástupců řádů Plecoptera v průběhu roku 2008.

	Be	Al	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
	ppm	ppm	ppm	Ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	Ppm
<b>LOD</b>	<b>0,2</b>	<b>1</b>	<b>0,5</b>	<b>0,2</b>	<b>100</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>1</b>	<b>0,05</b>	<b>0,05</b>
3.6.	0,4	1342,0	1,7	53,7	3194,0	0,4	0,7	15,8	181,2	3,8	0,3	12,2
13.8.	1,1	1123,1	9,1	437,0	13421,0	2,8	4,0	59,3	713,1	13,2	2,8	34,8
28.8.	0,2	1272,8	1,9	48,5	1365,3	0,5	0,5	6,9	89,7	3,2	0,5	6,5
18.9.	0,2	234,4	0,7	18,3	328,6	0,2	0,5	9,0	133,0	0,8	0,7	1,2
18.9.	1,5	1475,4	12,3	651,7	22769,3	3,3	25,6	65,6	720,4	20,3	2,1	82,5
18.10.	1,6	1924,2	13,3	722,5	21320,9	4,5	6,2	86,9	578,8	19,4	1,4	62,3
18.10.	2,6	2835,5	16,6	1046,7	41992,5	6,3	8,7	86,4	714,7	46,4	2,9	102,9
18.10.	0,2	304,8	0,8	31,1	448,3	0,3	0,5	9,5	146,4	1,2	0,5	2,2
<b>PRŮMĚR</b>	<b>1,0</b>	<b>1314,0</b>	<b>7,0</b>	<b>376,2</b>	<b>13105,0</b>	<b>2,3</b>	<b>5,8</b>	<b>42,4</b>	<b>409,7</b>	<b>13,5</b>	<b>1,4</b>	<b>38,1</b>

LOD – detekční limit.

**Tabulka 22.** Obsah kovů stanovený u zástupců řádů Trichoptera v průběhu roku 2008.

	<b>Be</b>	<b>Al</b>	<b>Cr</b>	<b>Mn</b>	<b>Fe</b>	<b>Co</b>	<b>Ni</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Pb</b>
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	Ppm
<b>LOD</b>	<b>0,2</b>	<b>1</b>	<b>0,5</b>	<b>0,2</b>	<b>100</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>1</b>	<b>0,05</b>	<b>0,05</b>
3.6.	2,0	2704,7	2,4	155,0	7803,1	0,6	0,5	7,5	169,5	14,3	0,5	30,8
3.6.	1,2	961,3	1,5	661,6	1523,8	1,8	0,5	6,3	409,7	4,5	0,8	16,3
3.6.	3,1	438,4	5,6	153,3	4403,9	1,3	3,6	80,4	415,1	3,4	1,1	17,3
3.6.	0,7	1464,6	1,5	132,0	1785,4	1,2	0,5	3,7	220,1	3,4	0,7	8,3
3.6.	7,2	3117,2	19,7	1235,4	35561,3	10,0	13,4	66,1	2771,2	23,7	2,4	137,6
3.6.	1,4	1981,3	2,6	388,9	4481,7	1,8	2,4	12,9	239,7	9,2	1,2	37,1
13.8.	1,5	2727,7	3,4	585,1	4704,7	3,9	1,7	6,1	108,2	11,5	1,2	20,7
13.8.	1,2	2568,0	3,2	427,2	4191,6	2,8	1,2	5,0	95,1	8,3	0,9	17,9
28.8.	0,4	1639,7	2,1	236,2	2314,8	1,5	0,5	5,2	88,5	6,5	1,0	16,1
18.9.	0,2	55,9	4,2	126,6	1027,3	0,2	13,2	61,6	663,8	2,3	1,3	5,4
18.9.	0,2	1145,0	1,7	256,9	2327,4	1,4	0,5	5,0	81,0	5,8	1,0	12,2
18.10.	0,2	1509,8	2,0	221,0	3175,9	1,8	0,5	4,6	64,6	7,0	0,7	9,1
<b>PRŮMĚR</b>	<b>1,6</b>	<b>1692,8</b>	<b>4,2</b>	<b>381,6</b>	<b>6108,4</b>	<b>2,4</b>	<b>3,2</b>	<b>22,0</b>	<b>443,9</b>	<b>8,3</b>	<b>1,1</b>	<b>27,4</b>

LOD – detekční limit.

**Tabulka 23.** Obsah kovů stanovený u dospělců řádu Coleoptera – mága v průběhu roku 2008.

	<b>Be</b>	<b>Al</b>	<b>Cr</b>	<b>Mn</b>	<b>Fe</b>	<b>Co</b>	<b>Ni</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Pb</b>
	Ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	Ppm
<b>LOD</b>	<b>0,2</b>	<b>1</b>	<b>0,5</b>	<b>0,2</b>	<b>100</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>1</b>	<b>0,05</b>	<b>0,05</b>
3.6.	1,3	588,5	7,1	268,8	7557,4	2,3	4,5	85,7	665,5	9,6	3,7	41,5
13.8.	0,2	33,2	5,3	103,4	703,6	0,3	1,2	77,6	293,0	1,6	0,5	0,9
18.9.	0,2	17,3	3,5	89,9	440,1	0,2	4,4	56,0	268,6	2,3	0,4	1,4
18.9.	0,2	123,9	0,6	21,0	344,9	0,1	0,5	7,7	45,0	1,3	0,2	0,8
18.10.	0,2	32,7	5,7	83,2	748,9	0,5	0,9	103,9	327,2	2,1	0,6	1,2
<b>PRŮMĚR</b>	<b>0,2</b>	<b>51,8</b>	<b>3,8</b>	<b>74,4</b>	<b>559,4</b>	<b>0,3</b>	<b>1,8</b>	<b>61,3</b>	<b>233,5</b>	<b>1,8</b>	<b>0,4</b>	<b>1,1</b>

LOD – detekční limit.

**Tabulka 24.** Obsah kovů stanovený u larev řádu Coleoptera – larvy v průběhu roku 2008.

	<b>Be</b>	<b>Al</b>	<b>Cr</b>	<b>Mn</b>	<b>Fe</b>	<b>Co</b>	<b>Ni</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Pb</b>
	ppm	ppm	ppm	ppm	Ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	Ppm
<b>LOD</b>	<b>0,2</b>	<b>1</b>	<b>0,5</b>	<b>0,2</b>	<b>100</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>1</b>	<b>0,05</b>	<b>0,05</b>
13.8.	0,2	159,4	5,1	239,9	2567,1	0,7	3,0	76,7	807,1	3,7	5,4	9,8
28.8.	0,3	333,8	7,4	286,7	4841,8	1,0	7,7	69,5	566,5	6,7	7,8	15,2
18.9.	0,2	235,1	0,8	56,0	378,5	0,2	10,9	7,7	87,5	1,0	1,0	3,0
<b>PRŮMĚR</b>	<b>0,2</b>	<b>242,8</b>	<b>4,4</b>	<b>194,2</b>	<b>2595,8</b>	<b>0,7</b>	<b>7,2</b>	<b>51,3</b>	<b>487,0</b>	<b>3,8</b>	<b>4,7</b>	<b>9,3</b>

LOD – detekční limit.

**Tabulka 25.** Obsah kovů stanovený u larev řádu Diptera v průběhu roku 2008.

	<b>Be</b>	<b>Al</b>	<b>Cr</b>	<b>Mn</b>	<b>Fe</b>	<b>Co</b>	<b>Ni</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Pb</b>
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	Ppm
<b>LOD</b>	<b>0,2</b>	<b>1</b>	<b>0,5</b>	<b>0,2</b>	<b>100</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>1</b>	<b>0,05</b>	<b>0,05</b>
13.8.	0,5	307,4	6,4	198,8	4741,9	1,9	4,0	47,4	389,7	15,0	3,3	17,0
28.8.	2,1	413,9	7,0	143,1	4183,6	1,3	1,9	62,8	524,3	4,5	4,2	23,7
28.8.	0,2	127,1	12,0	156,4	1289,3	0,5	8,8	58,2	716,4	2,8	4,5	3,4
18.9.	0,2	1555,4	1,8	223,2	3002,9	1,0	0,5	5,1	86,1	4,7	0,8	9,7
<b>PRŮMĚR</b>	<b>0,8</b>	<b>601,0</b>	<b>6,8</b>	<b>180,4</b>	<b>3304,4</b>	<b>1,2</b>	<b>3,8</b>	<b>43,4</b>	<b>429,1</b>	<b>6,7</b>	<b>3,2</b>	<b>13,4</b>

LOD – detekční limit.

**Tabulka 26.** Rozsah obsahu kovů ve skupinách Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, larvách a dospělých Coleoptera a Diptera v roce 2008, jednotky ppm.

<b>Kov</b>	<b>Ephemeroptera</b>	<b>Plecoptera</b>	<b>Trichoptera</b>	<b>Coleoptera dospělci</b>	<b>Coleoptera larvy</b>	<b>Diptera</b>
<b>Be</b>	<0,2-0,2	<0,2-2,6	<0,2-7,2	<0,2-1,3	0,2-0,3	0,2-2,1
<b>Al</b>	340-1350	234-2835	55,9-3117,2	17,3-588,5	235,1-333,8	127-1555
<b>Cr</b>	0,8-1,7	0,7-16,6	1,5-19,7	0,6-7,1	0,8-7,4	1,8-12,0
<b>Mn</b>	27,7-69,8	18,3-1046,7	126,6-1235,4	21,0-268,8	56,0-286,7	143-223
<b>Fe</b>	554-1550	329-41993	1027-35561	344,9-7557,4	379-4842	1289-3003
<b>Co</b>	0,7-1,3	0,2-6,3	0,2-10,0	<0,1-2,3	0,2-1,0	0,5-1,9
<b>Ni</b>	<0,5-2,9	<0,5-25,6	<0,5-13,4	0,5-4,5	3,0-10,9	<0,5-8,8
<b>Cu</b>	5,0-12,5	6,9-86,9	3,7-80,4	7,7-103,9	7,7-76,7	5,1-62,8
<b>Zn</b>	75,2-157,2	89,7-720,4	64,6-2771,2	45,0-665,5	87,5-807,1	86,1-716,4
<b>As</b>	2,0-3,9	0,8-46,4	2,3-23,7	1,3-9,6	1,0-6,7	2,8-15,0
<b>Cd</b>	2,1-5,7	0,5-2,9	0,5-2,4	0,2-3,7	1,0-7,8	0,8-4,5
<b>Pb</b>	1,4-5,7	1,2-102,9	5,4-137,6	0,8-41,5	3,0-15,2	3,4-23,7

**Tabulka 27.** Rozsah obsah kovů stanovený Křečkem a kol. (2006) ve skupinách Ephemeroptera a Trichoptera z Černé Nisy v r. 1996, mg.kg<sup>-1</sup>.

<b>Kov</b>	<b>Ephemeroptera, Trichoptera</b>
Al	150-218
Hg	0,1-0,5
Cd	0,3-4,0
Pb	1,0-54,0