JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní obor: Agroekologie
Katedra: Krajinného managementu
Vedoucí katedry: Pavel Ondr, CSc.

Diplomová práce

Druhová diverzita makrozoobentosu vybraných potoků na pravobřeží vodní nádrže Lipno.

Vedoucí diplomové práce: Ing. Iva Šímová, Ph.D.
Vypracoval: Bc. Ondřej Vlášek

České Budějovice 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem svou diplomovou práci na téma „Druhová diverzita makrozoobentosu vybraných potoků na pravobřežní vodní nádrže Lipno„vypracoval samostatně na základě vlastních zjištění a materiálů uvedených v seznamu literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.
V Českých Budějovicích dne 12. 4. 2013
Ondřej Vlášek

Poděkování :

Tímto bych rád poděkoval vedoucí mé diplomové práce Ing. Ivě Šímové, Ph.D. za metodické vedení, cenné rady a pomoc, kterou mi poskytla při tvorbě mé závěrečné práce.
Dále bych rád poděkoval kolektivu laboratoře aplikované ekologie, za poskytnutí dat a informací potřebných pro tuto práci, panu Mgr. Janu Ruckému za pomoc při determinaci živočichů a mé rodině, která mi umožnila studium a vždy mě podporovala.

Děkuji

Abstrakt

V mé diplomové práci jsem hodnotil výsledky odběrů makrozoobentosu a chemismu vody na třech potocích, které se nacházejí na pravém břehu vodní nádrže Lipno. Jedná se o Bukový, Horský a Mlýnský potok. Na těchto potocích jsem z chemických vlastností hodnotil vodivost, pH a alkalitu. Z biologických poté druhovou rozmanitost jednotlivých skupin makrozoobentosu a jejich početnost. Výsledky jsem poté porovnal s hodnotami z předešlých let a zhodnotil postupný vývoj těchto vodních společenstev.

In my diploma thesis I reviewed the results of the collection of makrozoobentos and water chemistry on three streams. Bukový, Horský a Mlýnský stream are located on the right bank of the Lipno dam. I studied chemical properities of conductivity, pH and alkalinity and some biological characteristics - species diversity of each group of makrozoobentos and their abundance. I compared my results with the values from the previous years, and assessed the gradual development of these aquatic communities.

Obsah

1 Úvod 8

2 Cíl práce 9

3 Literární rešerše 10

3.1 Tekoucí vody 10

3.1.1 Obecná charakteristika 10

3.1.2 Krajinný význam malých vodních toků 12

3.2 Biodiverzita 12

3.3 Predační tlak ryb 14

3.3.1 Pstruh obecný forma potoční *(Salmo trutta* morpha *fario)* 14

3.3.2 Vranka obecná *(Cottus gobio)* 14

3.4 Bioindikace 15

3.4.1 Bioindikace jakosti vod pomocí makrozoobentosu 15

3.5 Biotické indexy a skóre 15

3.6 Saprobita 16

3.7 Eutrofizace 18

3.7.1 Důsledky eutrofizace vodního prostředí 18

3.7.2 Eutrofizace tekoucích vod 19

3.8 Makrozoobentos 19

3.8.1 Rozdělení podle velikosti: 19

3.8.2 Rozdělení dle místa v potravním řetězci 19

3.8.3 Adaptace vodního hmyzu na proudění vody 20

3.8.4 Rozdělení podle způsobu přijmu potravy 20

3.9 Hlavní skupiny makrozoobentosu na pravobřeží vodní nádrže Lipno 21

3.10 Vliv regulace toků na oživení zoobentosem 23

3.11 Tvar toku a jeho vliv na oživení toku 24
3.12 Vliv roční doby na společenstva makrozoobentosu 24
3.13 Teplota vody 26
3.14 Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě 26
3.15 Chemické vlastnosti tekoucích vod 27
3.15.1 pH 27
3.15.1.1 Vliv pH na vodní organismy 27
3.15.2 Elektrická vodivost vody 28
3.15.3 Alkalita vody 29
3.16 Fyzikální vlastnosti tekoucích vod 29
3.17 Revitalizace 29
3.17.1 Dělení a charakteristika revitalizací 30
3.17.2 Renaturace 30
3.17.3 Vývoj revitalizací v České republice a ve světě 31
3.17.4 Podmínky pro revitalizační akce 31
3.18 Popis odběrových lokalit vodní nádrže Lipno 32
3.18.1 Bukový potok 34
3.18.2 Horský potok 35
3.18.3 Mlýnský potok 37
3.18.3.1 Historie revitalizací Mlýnského potoka 38
4 Metodika 39
5 Výsledky chemie 41
Hodnoty vodivosti za roky 2013/2014. 41
Hodnoty pH za roky 2013/2014 42

Hodnoty alkality za roky 2013/2014 42

6 Výsledky biologie 43

Celkové sezónní hodnocení 43

6.1 Porovnání s přecházejícími roky 47

6.2 Druhové složení makrozoobentosu v letech 2013/2014 a meziroční srovnání. 50

6.3 Druhové zastoupení podle indexu LcpEPTAbu (EPT Abu) 53

6.4 Složení skupiny dvoukřídlích (*Diptera*) 54

7 Diskuze 56

8 Závěr 59

9 Použitá literatura 60

1 Úvod

Život a jeho formy prolínají do většiny sfér naší planety. Oživené sféře země říkáme biosféra.
Pojmem biosféra označujeme pomyslnou část povrchu Země, kde se vyskytuje jakákoliv forma života, byť třeba náhodně a nepravidelně. Proniká atmosférou, pedosférou, litosférou a hydrosférou. Užším pojmem pro biosféru je ekosféra. To je pomyslná část planety (biosféry) kde se život vyskytuje pravidelně a zákonitě **(Rajchard, 2002).**

V současné době závisí rozmanitost a zastoupení druhů v jakémkoliv ekosystému na jeho charakteru a míře ovlivnění člověkem. Lidé svou činností ovlivňují vnitřní i vnější prostředí ekosystémů, zasahují do vzájemných vztahů v nich a mají tak velký přímý či nepřímý vliv na potravní řetězec, a dynamiku společenstva.

Na většině území střední Evropy byly původní lesní ekosystémy nahrazeny agroekosystémy, nebo monokulturními lesními porosty, což mělo zásadní vliv na biodiverzitu našeho kontinentu. Kromě biodiverzity se se změnou využití území změnil také vodní režim krajiny, kvalita vody a mikroklima.

Lesnatost Čech se v 9. století odhaduje na 90% území, ve 14. století na 60 %, a v současnosti je přibližně 33%. Tento vývoj byl nevyhnutelný pro vytvoření současného životního prostředí, ale narušil vztah mezi srážkami a odtokem vody z povodí. Zvýšila se tak četnost povodní a zmenšila protierozní ochrana půdy. Hospodářská činnost v okolí toků a stále intenzivnější využívání území vyžaduje ochranu dotčeného území a zlepšení místních vodohospodářských podmínek. **(Raplík, 1989).**

Vodní nádrž Lipno se nachází na východním cípu CHKO a NP Šumava. Krajina Šumavy byla formována činností člověka zhruba od konce 12. století. Přibližně do poloviny 18. století celé toto území pokrývaly neporušené pralesy. Zásadním významem pro utváření dnešních lesních a nelesních ekosystémů Šumavy byla až novější kolonizace na přelomu 17. a 18. století, která byla spojena se vznikem nových osad a pastvou dobytka na rozsáhlých pasekách **(Strnadová, 1996).**
Zemědělská činnost patří mezi významné antropogenní faktory ovlivňující místní i globální vodní hospodářství. Intenzifikační prvky mezi ně patří meliorace, hnojení minerálními hnojivy a velké zatížení dobytčími jednotkami vedou i v chráněných oblastech k eutrofizaci a zrychlenému odtoku vody. Současná restrukturalizace zemědělství na Šumavě zaměřená na extenzivní hospodaření by měla výrazně přispět k obnovení retence vody a k poklesu její eutrofizace. Vymezení optimálního osazení zemědělských ploch hospodářskými zvířaty, pastevního režimu a pratotechniky by proto mělo zohledňovat i dopad zemědělského hospodaření na kvalitu vody v tocích funkčně vázaných na zemědělské plochy **(Šachová, 1999).**

Hydrologicky náleží většina území k úmoří Severního moře, povodí Labe s hlavními řekami Vltavou a Otavou. Pouze malá část území při státní hranici spadá do povodí Dunaje, který ústí do Černého moře. Šumava tvoří hlavní evropské rozvodí mezi

Severním a Černým mořem. Je charakteristická zvýšenou přirozenou akumulací vody – je zde mnoho malých vodních toků, pramenů a rašelinišť, skrze které se doplňuje hladina podzemní vody.

Pro správnou funkci krajiny a její stabilitu jsou nejdůležitější malé vodní toky. Ty tvoří základní hydrologickou síť a mají tak největší vliv na retenci vody v krajině i její kvalitu co se týče organického a chemického znečištění.

Drobné vodní toky lze chápat jako obrovskou zásobárnu života, který tvoří buďto organismy přímo v toku, nebo v jeho blízkosti, kde se díky nim utváří charakteristické biotopy. Tvoří tedy ekologické systémy, ve kterých žije mnoho organismů, které jsou mezi sebou úzce spjaty a v dobře fungujícím (přirozeném) toku tvoří rovnováhu. Jakékoliv narušení této rovnováhy se projeví na kvalitě vody a na složení biocenóz v daném toku. Takové narušení lze dobře posoudit bioindikačními metodami. Jedna z nejspolehlivějších metod je posouzení, při kterém nám jako bioidikátor nejlépe poslouţí široká skupina živočichů obývající dno – makrozoobentos **(Svačina, 2011).**

Jednotlivé skupiny a druhy bentických organismů jsou různě specializované na okolní prostředí a získávání potravy. Aby byl vliv makrozoobentosu na okolní ekosystém více příznivý, je nutné, aby bentické společenstvo vykazovalo určitou strukturu, tzn. druhovou rozmanitost. Ta vychází z charakteru toku a přístupných zdrojů potravy. Jak je výše zmíněno, tvoří makrozoobentos významný zdroj potravy pro další „vyšší„ druhy v potravním řetězci, a je tak nenahraditelnou složkou ekosystému a článkem potravního řetězce.

Díky citlivosti na změny v kvalitě vody je makrozoobentos ideálním a dostupným ukazatelem kvality vody a tím i celé okolní krajiny, která je na vodu navázána.

2 Cíl práce

V této práci jsem se zaměřil na makrozoobentos tří různých potoků na pravobřeží VN Lipna. Cílem je vyhodnotit získané údaje z let 2014/2015 o druhovém zastoupení makrozoobentosu a fyzikálních a chemických vlastnostech vod a porovnat je s výsledky z předešlých let. Práce má jak praktickou tak i teoretickou část.

3 Literární rešerše

3.1 Tekoucí vody

3.1.1 Obecná charakteristika

Srážková voda, která se nevypaří, nevsákne do půdy a nezachytí na vegetaci, stéká spádem jako povrchový odtok a se zdroji podzemních vod vytváří vodní toky propojené v hydrografické sítě odvodňující povodí. Vodní toky jsou charakterizovány přirozeně utvářeným korytem, které má různou délku a různý příčný profil s variabilními průtoky. Kromě přirozených vodních toků existují umělé toky (kanály a náhony), budované pro různé účely (kanály, náhony). Také přirozené toky bývají rozličně upravovány, nebo zahrazovány přehradami. Toky dělíme na pramenné stružky, bystřiny, horské potoky, potoky, říčky, řeky a veletoky **(Lellák a kol., 1991).**
Životní podmínky na různých místech téhož toku jsou rozdílné, přestože fyzikální, chemické a biologické vlastnosti vody se mění plynule od pramene až po ústí. V důsledku toho se tekoucí vody člení na pásma která rozdělil A.Frič podle převládajícího druhu ryb. A to na pstruhové, lipanové, parmové a cejnové **(Hartman, 1998).**
Velikost toku je odvozená od jeho délky a velikosti odvodňované plochy.

Rozmanitost vod šumavských hor je podmíněna především množstvím atmosférických srážek, geologickým podkladem a reliéfem krajiny.
Hydrologický cyklus na zemi udržuje v pohybu nejpohyblivější část limnického cyklu – tekoucí vody. Srážková voda, která se dostane do podzemí, až po nepropustné podloží se pohybuje po spádnici a objeví se na povrchu jako pramen. Pramen se na povrchu může projevit třemi způsoby.

1. Prvním případem pramenu je limnokrén, kdy voda vyvěrající ze spodu vytvoří malou nádrž (studánka s klidnou vodou).
2. Druhým je reokrén. Ten vzniká na svahu a často na skále, kdy voda vyvěrá přímo v potůček a nevzniká žádná nádržka.
3. Třetím typem helokrén, tzv. Mokřadní typ pramene. Vzniká průsakem vody na povrch půdy na větší ploše a mění se v bažinu či mokřad. Voda pak odtéká z mokřiny společnou pramennou stružkou **(Ambrožová, 2001).**

Pramen postupně nabírá na síle a mění se v:

Potok – Je přirozený vodní tok s menší rozlohou a průtokem. Potoky jsou většinou přítoky řek, nebo napájí vodní nádrže. Potok může část své trasy téci i pod zemí.

Řeku – Řeka je přirozený vodní tok, který má větší délku i průtok než potok.

- Horní tok - Koryto do tvaru V. Je charakterizován rychlejším prouděním, voda má vysoký obsah kyslíku. Neusazují se zde sedimenty. Dno bývá

kamenité. Biodiverzita bývá nižší. Tyto toky spadají do pstruhového až lipanového pásma.

- Střední tok – Koryto je již více do tvaru U. Voda je pomalejší, klesá obsah rozpuštěného kyslíku. Dno je písčité, vyskytují se již bahnité nánosy. Biodiverzita postupně stoupá. Tyto toky jsou na rozhraní lipanového a parmového pásma.

- Dolní tok – Koryto je tvaru širokého (_). Voda teče pomalu, tok má sklon k meandrování. Obsah rozpuštěného kyslíku je nízký. Dno je bahnité. V této fázi toku je nejvyšší biodiverzita. Dolní toky patří do cejnového pásma.

Průtok: Variabilita a absolutní velikost průtoku je základním morfologickým faktorem. Rozdíly mezi minimálními a maximálními průtoky mají zásadní vliv na oživení a druhovou skladbu. Při maximálním průtoku dochází k přenosu živin mezi tokem a nivou, reorganizuje se substrát a vznikají nově kolonizované úseky. Minimální průtoky způsobí zvýšené teploty, zarůstání a pro mnohé druhy působí jako stresový faktor **(Svačina, 2011).**

Životní prostředí tekoucích vod se podle fyziografické struktury toku rozlišuje na tři spolu související, ale ve faktorech prostředí odlišné subsystémy:

1) Reopelagiál (volně tekoucí voda), která muže mít různě velkou hloubku, průtok. Charakteristické turbulentní proudění a světelné podmínky ovlivňují výměnu plynů. Kromě reoplanktonu (plankton tekoucích vod) a ryb, jsou přítomné i bentické druhy organismů, vyskytující se jako tzv. drift

2) Bentál (povrchová vrstva dna) sahající do hloubky jen několik centimetrů. Na rozdíl od volně tekoucí vody je zde mnohem nižší proudění, a pokud je hloubka vody větší, je zde i menší podíl dopadajícího světla. Z biologického a ekologického hlediska je zde hraniční vrstva, v které dochází k důležitým látkovým přeměnám. Menší částečky, jako písek, štěrk a drobné kamínky jsou neustále v pohybu a proto jsou méně osidlovány různými populacemi organismů. Pokud jde o biomasu, bahnité usazeniny mají často velkou biomasu vodních organismů, avšak druhová rozmanitost je zde výrazně menší než na kamenech. Nárůst biomasy různých druhů dna koryta se dá vyjádřit vztahem: písek < štěrk < balvany < kameny < bahno

3) Hyporeál je podříční dno s infiltrovanou říční vodou pod vodním tokem. Voda protéká tímto systémem podle zákonů platných pro vody povrchové a směrem do hloubky se uplatňují více gravitační a kapilární síly **(Štěrba, 1986).**

3.1.2 Krajinný význam malých vodních toků

Malé vodní toky jsou důležitým prvkem krajiny a uplatňují se v jejím vývoji různým způsobem podle celkového stavu vytvářené hydrobiologické sítě, hlavně v hustotě, vodnatosti, průtokových poměrech, čistotě vody atd... Méně příznivým vlivem na krajinu se projevují toky s nevhodně využívaným povodím v erozně ohrožených oblastech, se špatně vytvářenou a hlavně řídkou hydrografickou sítí, s nestabilními a nedostatečně prostornými koryty, s velkou průtokovou rozkolísaností, charakterizovanou za kulminačních průtoků povodněmi a naopak téměř vysycháním za průtoků malých, a se silně znečištěnou vodou s velkým obsahem splavenin a chemicky i biologicky závadných látek. Naproti tomu poměrně hustá a bohatě rozvětvená síť malých toků se správně vytvořenými koryty, s vyrovnanými průtoky, s čistou vodou a také s povodím upravujícím srážkový odtok vhodným rozmístěním kultur a využívání půdy se vyznačuje významnou krajinotvornou funkcí, projevující se prospěšnými účinky povahy ekologické, biotické, hydrobiologické, půdoochranné, rekreační i estetické. Z ekologického hlediska jsou zvláště hodnotné husté všestranně rozvětvené sítě malých vodních toků, protože stejnoměrně zásobují vodou přilehlé meziplochy, udržují hladiny podzemních vod a zrovnoměrňují průtoky v řekách, do nichž ústí **(Jůva, 1984).** Šumava je oblastí, která je značně ovlivňována srážkovou vodou. Toto prostředí je samozřejmě velmi bohatě osidlované organismy. Rozmanitost vod šumavských hor je podmíněna především množstvím atmosférických srážek, jejich geologickým podkladem a reliéfem krajiny **(Svačina, 2011).**

3.2 Biodiverzita

Ochrana biologické diverzity je středem zájmu biologie ochrany přírody. Světový fond ochrany přírody (World Wildlife Fund – WWF) definoval v roce 1989 biologickou diverzitu jako bohatství života na Zemi **(Primack, 2001).** Důležitou charakteristikou ekosystému je druhové spektrum. tzv. druhové složení společenstva. Stejné typy ekosystémů určité oblasti mají podobné druhové spektrum, různé typy ekosystémů mají druhové spektrum odlišné. Pro stabilitu ekosystémů je důležitá druhová rozmanitost neboli diverzita. Je to kvantitativní hodnocení biocenózy zahrnující současně bohatost druhů v biocenoze i jejich poměrné zastoupení. V přírodě jsou společenstva vesměs více druhová. Druhově chudá společenstva obsahují malý počet druhů, ale tyto druhy mají velkou početnost. Naopak vysokou diverzitu mají společenstva s velkým počtem druhů, poměrně rovnoměrně zastoupených. V praxi se zpravidla diverzita stanovuje pro jednotlivé taxonomické skupiny biocenóz (bentos, ryby...) **(Hartman, 1998).**
Souhrnně můžeme říci, že biodiverzita je biologická rozmanitost na všech organizačních úrovních. - Od metabolických drah v buňkách či genetické rozmanitosti populací přes rozmanitost druhů i vyšších taxonomických jednotek (čeledí, řádů, atd.) až po rozmanitost typů ekosystémů, vztahů v rámci nich i mezi nimi. Takto vše obýmající chápání biodiverzity je sice výstižné, ale v praxi takřka neuchopitelné. Ve většině konkrétních studií či aplikací se zabýváme především jedním jejím výsekem - druhovou bohatostí.

V praxi se biodiverzita obvykle vztahuje ke konkrétnímu území. Z tohoto hlediska pak můžeme biodiverzitu dělit podle prostorové škály, na níž ji určujeme, na **alfa** diverzitu (počet druhů na nějakém jasně definovaném místě-biotopu) a **gama** diverzitu (kompletní soubor druhů daného území-region, kontinent). Mezi těmito extrémy pak stojí **beta** diverzita, která charakterizuje změnu druhového složení v daném území podél gradientu prostředí, neboli charakterizuje rozdíly v biodiverzitě mezi jednotlivými biotopy. **(Kolář, 2012).**
Každý organismus mění svou činností prostředí, v němž žije. Může měnit podmínky, nebo přidávat, či odebírat zdroje, které můžou být využity jinými organismy. Samotnou přítomností ve stejné nice se druhy dostávají do stavu vzájemné interakce **(Begon, 1990).**
Interakce probíhají jak mezi zástupci stejného druhu, tak mezi zástupci rozdílných druhů. Rozlišujeme interakce neutrální, pozitivní a negativní.

Neutrální:

Neutralismus – Druhy na sobě nejsou závislé, a nijak se neovlivňují. Většinou se jedná o druhy s rozdílnými nároky na prostředí a zdroje.

Pozitivní:

Komenzálismus – Vztah, ze kterého má prospěch jeden ze zúčastněných – komenzál. Druhý – hostitel zůstává nedotčený.
Protokooperace – Volný vztah. Přežití není vázané na ostatní druhy, soužití je však prospěšné pro všechny zůčastněné.
Symbioza (mutualismus) – Úzký vztah, kdy jsou oba zúčastnění na sobě existenčně závislí.

Negativní:

Amenzálismus – Jeden druh (inhibitor) potlačuje růst druhého druhu (amenzála) a brání jeho přežití, aniž využívá jeho potravní zdroje.
Konkurence – Nejběžnější a nejčastější typ negativního mezidruhového vztahu. Konkurence je buď vnitrodruhová, nebo mezidruhová. Může se projevit ve vztahu k potravní nabídce, životního prostoru, nebo k partnerům pro rozmnožování. Konkurence vytváří trvalý tlak na organismus a je součástí života každého organismu.
Parazitismus – Jeden druh (parazit) získává potravu z těla většího hostitele, kterého oslabuje, ale většinou nezabíjí.
Predace – Jeden druh (predátor) zabíjí jiný druh (kořist), ze kterého získává potravu.

Tyto vnitrodruhové i mezidruhové vztahy platí i pro společenstva makrozoobentických organismů, na které je zaměřena tato práce.
Mezi nejvýznamnější faktory ovlivňující biodiverzitu makrozoobentosu a početnost jednotlivých druhů patří konkurence, predace a kvalita vody.

3.3 Predační tlak ryb

Predační tlak ryb je velmi důležitý faktor, který utváří společenstva makrozoobentosu. Makrozoobentos tvoří hlavní složku potravy většiny ryb žijících v tekoucích vodách. Intenzita predačního tlaku je závislá na hustotě rybí obsádky, velikosti, stáří, druhu ryb a ročním období.
K poklesu množství biomasy makrozoobentosu dochází především v období od pozdního jara do pozdního léta, kdy jsou ryby nejaktivnější. Intenzita predace klesá úměrně se sílícím predačním tlakem ryb. Jakmile klesne populační hustota makrozoobentosu, ryby se orientují na jiné zdroje potravy **(1).**
V malých vodních tocích na pravobřeží vodní nádrže Lipno je potvrzen výskyt dvou hlavních rybích druhů.

3.3.1 Pstruh obecný forma potoční *(Salmo trutta* morpha *fario)*

Pstruh je u nás původním druhem. Nejlépe mu vyhovují čisté proudivé toky s tvrdým dnem a dostatkem úkrytů. Je rozšířen do nadmořské výšky 1100 m. Můžeme se s ním setkat i v nížinách, ale jen za předpokladu, že je zde chladná, dostatečně prokysličená a proudivá voda. Je velmi náročný na obsah kyslíku ve vodě. Za optimální považujeme teploty vody v rozsahu 10 – 15^{o} C. Při dostatku kyslíku snese krátkodobé oteplení až na 20^{o} C. Pstruh potoční je ryba stanovištní. Stanoviště opouští pouze v době výtěru, popř. při kolísání vodního stavu nebo nedostatku potravy. V mládí se živí především drobnou vodní zvířenou, především zooplanktonem a bentickými organismy. Starší pstruzi přijímají larvy chrostíků, jepic, pošvatek, červy, měkkýše a v letním období také suchozemský hmyz. Později konzumují i ryby **(Dubský, 2003).**

3.3.2 Vranka obecná *(Cottus gobio)*

Vyžaduje chladné proudivé vody s dostatkem kyslíku a tvrdým dnem. Žije v horských a podhorských potocích a také horských jezerech. Je velice citlivá na znečištění vody. Ve dne se zdržuje pod kameny. Večer a v noci opouští úkryt a vyhledává potravu. Protože nemá plynový měchýř pohybuje se špatně zpravidla krátkými poskoky. Živí se především bentickými organismy. V malé míře konzumuje i jikry a plůdek lososovitých ryb. Roste pomalu. Je krátkověká dožívá se zpravidla 8 let **(Dubský, 2003).** Vranka nejčastěji loví makrozoobentos na spodní straně kamenů a naplaveného materiálu, např: maloštětinatce (*Oligochaeta*) a chrostíky (*Trichoptera*) **(Sukop, 2009).**
Vranka obecná je považována za indikátor kvality vody. Ve větším počtu slouží jako potrava pro lososovité ryby. Je to zákonem chráněný druh **(Dubský, 2003).**

Rybí obsádka je nejvýznamnější na Mlýnském potoce. Během minulých lest se jí zabýval **Černý (2007), Antonín (2010)** a **Svačina (2011).**

3.4 Bioindikace

Bioindikace je způsob, díky kterému jsme schopni na základě reálně se vyskytujících druhů ohodnotit stav konkrétního biotopu.
Biologická indikace vychází z principu ekologické valence, přičemž druhy stenovalentní jsou lepšími indikátory než druhy euryvalentní - tj. mají vyšší indikační hodnotu (váhu). Vlastnosti ideálního bioindikátoru jsou, taxonomická spolehlivost a snadná determinace, kosmopolitní rozšíření, vysoká početnost, nízká genetická a ekologická variabilita, dostatečná velikost, omezená pohyblivost a dlouhověkost, dostatek autekologických informací, vhodnost pro laboratorní studie. Bioindikátorů se běžně využívá pro potřeby monitoringu kvality vodního prostředí **(Svačina, 2011).**

3.4.1 Bioindikace jakosti vod pomocí makrozoobentosu

Makrozoobentos je považován za nejvhodnější společenstvo pro bioindikaci z několika důvodů:

- Má velkou druhovou rozmanitost a abundanci druhů, které jsou přítomny téměř ve všech sladkovodních biotopech.
- Způsobem života - druhy jsou vázané na konkrétní typy prostředí.
- Délkou života - mnoha druhů umožňuje zachycení situace na stanovišti po několik měsíců až let.
- Společenstva bezobratlých jsou schopna integrovat a odpovídat na škálu lokálních stresů. Např: Znečištění.
- Mnoho druhů je významnými kumulátory toxických látek.
- Semikvantitativní i kvantitativní vzorkování je relativně jednoduché a levné.
- Taxonomie mnohých skupin je relativně dobře známá a jsou k dispozici určovací klíče.
- Bentičtí bezobratlí jsou vhodnými objekty v experimentálním přístupu monitoring.

  (Adámek a kol.,2010).

3.5 Biotické indexy a skóre

V anglické literatuře se pod tímto termínem rozumí ty indexy, které využívají jakýkoliv typ indikátorového druhu (indicator species). Biotické indexy hodnotí lokalitu na základě kombinace indikační hodnoty druhů nebo skupin druhů a rozmanitosti společenstva. Koncepce biotických indexů vychází ze dvou principů:
a) skupiny bezobratlých jsou různě citlivé na znečištění a s jeho zvyšováním postupně ubývá méně tolerantních skupin
b) se vzrůstajícím stupněm znečištění klesá bohatost (počet systematických skupin) společenstva.

Biotické indexy jsou používány pro hodnocení znečištění (především organického) i pro hodnocení ekologické kvality toku.
Dávají výsledky poněkud jiného charakteru než indexy diverzity. Nabízí se proto možnost používat při hodnocení obojí indexy. Zda používat biotické indexy nebo saprobní index, to už tak jednoduché není, obojí poskytují výsledky stejného charakteru. Pro biotické indexy hovoří jejich jednodušší metodický postup, protože není potřeba určovat do druhů, pro saprobní index hovoří jeho tradice a možnost srovnání současné situace s minulou. V každém případě vzorky odebrané do co nejnižší úrovně poskytují úplnější přehled o společenstvu na dané lokalitě. Pokud jsou k dispozici seznamy zjištěných druhů, lze potom v zásadě použít kteréhokoliv přístupu **(Kokeš a Vojtíšková, 1999).**

3.6 Saprobita

Saprobní index :
Saprobní index je u nás dosud nejrozšířenější metoda hodnocení kvality vody s důrazem na organické znečištění. Systém hodnocení je založen na toleranci jednotlivých indikačních druhů (saprobiontů) ke stupni znečištění vody lehce odbouratelnými organickými látkami (vyjádřené např: jako BSK 5), (BSK– Biologická spotřeba kyslíku), u bezobratlých je to především k absolutní výši koncentrace rozpuštěného kyslíku.
Vlastním výsledkem měření je tzv. saprobní index společenstva, číslo vyjadřující na stupnici saprobity (0.5 – 8.5) stupeň znečištění biochemicky odbouratelnými látkami **(Adámek a kol., 2010).**

Různé stupně (hladiny) tohoto organického znečištění dávají vznik určitým životním společenstvům (biocenózám) ve volné vodě (plankton a nekton), na její hladině (neuston a pleuston), mezi litorární vegetací (včetně nárostů) a na dně vod (bentos). Organismy nazýváme saprobie a jejich prostředí saprobita **(Sládeček a kol., 1996).**

Saprobní sukcese: Týká se změn v jakosti vody, která se buď zhoršuje, zlepšuje, anebo vykazuje setrvalý stav. Můžeme též mluvit o tendencích (trendech) ve vývoji saprobity. Znečišťování – saprobizace, rozkladných procesech a samočištění, do nichž zasahují ještě děje jako eutrofizace a acidifikace.
V podstatě rozeznáváme dva sukcesní děje (sukcesní řady)

- Progresivní sukcese – Znečišťování – zhoršování stavu. Může být spojena s eutrofizací.
- Regresivní sukcese – Čištění – zlepšování stavu. Může se urychlit v čistírnách odpadních vod. **(Sládeček a kol., 1996).**

Základní rozdělení

- Katarobita – Velmi čistá voda, prakticky bez oživení.
- Limnosaprobita – Přírodní voda s oživením, aerobní stavy až mikroaerobie.
- Eusaprobita – Odpadní vody znečištěné biochemicky odbouratelnými látkami.

- Transsaprobita – Odpadní vody znečištěné prakticky neodbouratelnými látkami.

Přírodní vody – limnosaprobity, se dělí na další stupně.

- Xenosaprobita – nejčistší oživená přírodní voda. Vody tohoto typu jsou zpravidla prameny, pramenné stružky, a nejhornější části toků, často pramenících ve vyšších nadmořských výškách. Organismy, které se zde vyskytují, jsou oligostenotermní – chadnomilné. Nebo organismy typické pro podzemní vody. Například - ploštěnky *Crenobia alpina*, larvy jepic a pošvatek a chrostíci rodu *Agapetus* a *Synagapetus*. Přirozená druhová rozmanitost a abundance jsou nízké.
- Oligosaprobita – Jsou to vody horních toků a jsou již výrazněji oživeny. Vyskytují se zde řasové nárosty rozsivek (*Bacillariophyta*) a ruduch (*Lemanea*). Společenstvo konzumentů je tvořeno potravní skupinou kouskovačů a predátorů. Vyskytují se zde například ploštěnky (*Dugesia gonocephala*), měkýši hrachovky (*Pisidum*) významným indikátorem je perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera*) raci, larvy jepic čeledí *Baetidae, Caenidae* a *Lepthophlebiidae*, larvy pošvatek čeledi *Nemouridae, Leuctridae* a *Taenipterygidae.* Velmi bohaté je i společenstvo chrostíků. Dále se zde vyskytují larvy tiplic (*Tipulidae*), bahnomilek (*Limoniidae*), pakomárovitých, pakomárcovitých, muchniček a vodních brouků.
- Beta-mesosaprobita - Druhově nejbohatší vody. Přirozené prostředí středních a velkých řek. Je zde zastoupena celá škála primárních producentů od řas a sinic, přes mechorosty až po vyšší rostliny. Nejbohatěji zastoupena je skupina konzumentů prvního i druhého řádu. Vodní plži, mlži, korýši, larvy hmyzu. Hlavně jepice, chrostíci, bahnomilky, pakomáři a muchničkovití.
- Alfa-mesosaprobita – Za přirozených podmínek se tyto vody vyskytují velmi vzácně. Většinou jsou vytvořeny lidskou činností. Společenstvo organismů je zde značně ochuzené. Vydrží pouze druhy tolerující značně nízkou hladinu kyslíku ve vodě. Vyskytují se zde vláknité bakterie rodu (*Sphaerotilus*) a sinice rodu (*Oscillatoria, Nodrilus*), mlži (*Pisidium*), predátory jsou výhradně pijavky (*Erpodbella, Haemopis sanguisuga*) nejvíce početní jsou zde zástupci z čeledi pakomárovití (*Chironomidae - Chironomini*).
- Polysaprobita – je již způsobena lidskou činností. Oživení je tvořeno především bakteriálními nárosty bakterií (*Sphaerotilus, Zooglea, Beggiatoa*) a saprotrofními prvoky rodu *Vorticela*, v bahně dna žijí nitěnky *(Tubifex*) a larvy pakomárů (*Chironomus*). Obě dvě poslední skupiny organismů se přizpůsobily nedostatku kyslíku tím, že v tělních dutinách mají červené barvivo hemoglobin **(Adámek a kol.,2010).**

3.7 Eutrofizace

Eutrofizace je proces, ve kterém vodní organismy zvyšují svou produktivitu prostřednictvím zvýšeného vstupu organických živin. V užším slova smyslu termín odkazuje pouze na živiny a ne nutně ke zvýšené biologické produkci **(Beeton, 1972).**

V procesu eutrofizace hrají hlavní roli prvky fosfor (P) a dusík (N).

Organické znečištění způsobuje pokles diverzity, protože senzitivní druhy zmizí, poklesne vyrovnanost a naopak v důsledku obohacení živinami vzroste abundance druhů tolerantních. Naopak toxické nebo kyselé znečištění může způsobit pokles jak diverzity, tak abundance a dále vzrůst vyrovnanosti protože senzitivní druhy jsou eliminovány a není zde žádný přídatný zdroj potravy pro zbylé tolerantní formy **(Metcalfe-Smith, 1994).**

3.7.1 Důsledky eutrofizace vodního prostředí

Všeobecně známým projevem eutrofizace je pravidelný masový rozvoj vodního květu sinic či vegetačního zabarvení, tvořeného zelenými řasami nebo i rozsivkami, případně některými druhy vyšších rostlin. Nastává obvykle v letních měsících, kdy je dostatek tepla a slunečního světla. Nadměrný nárůst fytoplanktonu způsobuje problémy vyšším rostlinám a zapříčiňuje jejich úbytek. Jedním z důsledků je pak i snížená samočistící schopnost řek a jezer. Řasy a sinice, jež se shromažďují u hladiny, vytvářejí bariéru slunečním paprskům, které se nedostanou k organizmům ve větší hloubce. Velká koncentrace fytoplanktonu způsobuje úbytek citlivějších organizmů, jejichž místo pak zaujímají výhradně organizmy odolnější, které se v důsledku malého množství přirozených více citlivých konzumentů a predátorů přemnožují a způsobují další, mnohdy nevratné, změny v ekosystémech. Odolná makrofyta pak například rychlým a nelimitovaným růstem způsobují zarůstání toků či snižují retenční kapacitu nádrží. Bentické řasy nadměrnou produkcí biomasy snižují poréznost dnových sedimentů či např. štěrkových loží filtračních nádrží. Eutrofní vody jsou vysoce produktivní, avšak podmínky v nich svědčí jen úzké škále organizmů. Takže čím více narůstá produkce biomasy, tím více klesá biodiverzita **(Kočí, 2000).**

3.7.2 Eutrofizace tekoucích vod

Do toků se živiny dostávají z bodových, či plošných zdrojů znečištění. Proces eutrofizace se často překrývá s organickým znečištěním, kdy v průběhu samočištění dochází k uvolňování živin využitelných vegetací **(Lellák, 1991).**

Nárůst znečistění pocházejícího ze zemědělské výroby, způsobovaného hnojivy s obsahem dusičnanů vyvolal přijetí tzv. nitrátové směrnice **(Simon, 2005).**

3.8 Makrozoobentos

Zoobentos je souhrnné označení pro skupinu organismů osidlujících dno stojatých a tekoucích vod. Tato práce se zaměří na pernamentní (stálý) a temporální neboli přechodný zoobentos v tekoucích vodách, který představuje specifické společenstvo živočichů, vázaných v určité fázi svého vývoje na substrát vodních nádrží a toků **(Lelák a kol., 1992; Hartman a kol., 1998).**
Bentické živočichy můžeme rozdělit dle různých hledisek.

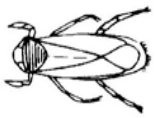
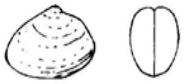
3.8.1 Rozdělení podle velikosti:

Mikrobentos – Do 0,1 mm. Převážně bakterie, houby a prvoci, které jsou důležitým zdrojem živin a potravy pro další vodní organismy.
Tato složka se významně podílí na samočistících procesech.
Mesobentos – 0,1 – 2 mm.
Makrobentos – Nad 2 mm.
Mikrobentos a mesobentos se však často slučují do společné kategorie – mikrobentos.
(Hartman,1998).

3.8.2 Rozdělení dle místa v potravním řetězci

- Destruenti a konzumenti 1. řádu
- Fytofágní organismy
- Konzumenti 2. řádu (predátoři)

3.8.3 Adaptace vodního hmyzu na proudění vody

1. Bruslaři (syn. *pleuston*, např. bruslařka) žijí na povrchu vody a loví organismy vyskytující se na hladině	
2. Plankton* (např. koretry, komáří larvy), žijící ve volné stojaté až mírně tekoucí vodě	
3. Různí živočichové (např. znakoplavka, potápníci) žijící v pomalu tekoucích vodách a tůních čerpají kyslík na vodní hladině, v případě vyrušení plavou a potápějí se	
4. Plavci (např. některé jepice) se obvykle přidržují kamenů nebo vegetace, jsou také schopni přeplavat krátké úseky	
5. Přidržovači (např. některé jepice, muchničky, pijavky, kamomil), jejichž morfologické a další uzpůsobení pro udržení se v rychlém proudění – zploštění těla, lepivá vlákna, drápky, přísavky aj. – umožňuje připevnit se v rychle tekoucích tocích na podklad	
6. Lezci (např. mnoho šidélek, larvy vážek, některé jepice) obývají povrch makrofyt nebo povrch jemných sedimentů	
7. Šplhači (např. vážky) obývají vegetaci, kořeny stromů a ve vodě ponořené větve a pohybují se po jejich povrchu	
8. Hrabači (např. červi, mlži, některé jepice, pakomáři) žijí v sedimentu, mohou ale také tunelovat chodbičky v rostlinných pletivech i dřevě	
* Pozn.: V obvyklém pojetí jsou typickými představiteli planktonu perloočky a buchanky.	

Obrázek č.1 (Králová, 2001).

3.8.4 Rozdělení podle způsobu přijmu potravy

Drtiči (shredders) - kouskují větší části biomasy
Sběrači (collectors) - vychytávají a filtrují potravní
částice ještě další podskupiny (filtrující, spírající detritus)
Škrábači (scrapers) - sbírají potravu z povrchu podkladu
Spásači (grazers) - dtto - jako škrabači **(Wetzel a kol. 2001).**
Predátoři (predators) - Dravci, loví ostatní bentické bezobratlé. Zahrnuje druhy vodních roztočů, larvy vážek(Odonata), střechatek (Megaloptera), Chrostíků (Trichoptera), některé druhy pakomárů a všechny druhy ryb **(Sukop, I., 2009).**

Za předpokladu členitého dna počítáme s tím, že horní části předmětů na dně budou osidlovat druhy potravně vázané na nárosty, nebo filtraci potravy z vody. Z makrozoobentosu to jsou například larvy jepic, muchniček, pakomárů, chrostíků, brouků atd.. Spodní části předmětů bude osidlovat celá škála druhů s rozmanitými potravními i kyslíkovými nároky. Např: pijavice, ploštěnky, plži, korýši, různí členovci... Některé druhy dále žijí na obou stranách předmětů. Přemisťují se např: v různých vývojových fázích, při změnách úkrytu, kvůli reprodukci, nebo za snížené viditelnosti **(Lellák a kol., 1991).**
Všichni bezobratlí, žijící (nejen) v tekoucích horských vodách jsou potenciální kořistí ryb **(Čihař, 1998).**

3.9 Hlavní skupiny makrozoobentosu na pravobřeží vodní nádrže Lipno

Makrozoobentosem se přede mnou na Bukovém, Horském a Mlýnském potoce zabýval kolektiv laboratoře aplikované ekologie na Jihočeské univerzitě v Českých Budějovicích a okrajově také Černý, 2007 a Svačina, 2011.

Blešivec potoční (*Gammarus fossarum*)

Blešivci dorůstají délka těla 6-10 mm. Tělo je ze stran zploštělé a obloukovitě zahnuté. Zbarvení je téměř průsvitné nebo žlutavé u starších jedinců až bělavé. Na hlavě jsou dva páry tykadel, 2. pár je zkrácený, u blešivce potočního jen řídce ochlupen. Na hlavě jsou dvě drobné oči. Tělo je článkované, hrudní a zadečkové články jsou přibližně stejného tvaru. Každý hrudní článek nese jeden pár končetin. První dva páry jsou zakončeny klíšťkovitými drápky a slouží k přidržování potravy. Zbytek hrudních končetin nese žaberní lupínek. Následují tři páry plovacích končetin a tři páry skákajících končetin (uropody), ty jsou u tohoto druhu hladké. Na konci zadečku je telson. Samci bývají větší než samice **(www.naturabohemica.cz).**
Blešivec potoční *Gammarus fossarum* je na našem území hojně zastoupeným druhem tekoucích vod. Nezřídka je využíván jako bioindikátor kvality vody **(ZELINKA et al., 1977).** Rozšíření druhu *G. fossarum* podle **Straškraby (1953, 1958)** zahrnuje tekoucí vody na celém území České republiky, západním a středním Slovensku, dále Belgii, střední a jižní Německo, Rakousko, Francii, severní a východní Alpy, sever Itálie, sever Balkánského poloostrova a celý Dunajský systém. Živí se převážně býložravě. Blešivci se významně podílejí na samočisticích pochodech ve vodách tím, že konzumují zbytky rostlinných i živočišných organismů **(Sukop, 1998).** Blešivec je podle některých autorů důležitým pojítkem mezi primární a sekundární produkcí toku. Díky své rozšířenosti v našich zeměpisných šířkách může být vhodnou vyučovací pomůckou (stavba těla, ekologie, etologie). Vlivem antropogenního znečištění tekoucích vod však jeho výskyt a četnost v tocích klesá **(FOECKLER & SCHRIMPFF, 1985).**

Pošvatky (Plecoptera)

Popis: Dospělci mají štíhlé, poněkud sploštělé, tmavé tělo, 5 – 30 mm dlouhé. Velká kožovitá křídla s bohatou žilnatinou jsou v klidu složena ploše nad tělem. Protáhlý zadeček nese na konci pár štětů. Kromě vody nepřijímají žádnou potravu. Žijí poměrně krátce kolem vody, špatně létají.
Larvy jsou vesměs vodní. Proměna je nedokonalá. Tvarem se velmi podobají dospělcům. Mají tři páry nohou a dva páry křídelních pochev na hrudi, konec zadečku je opatřen dvěma štěty. Zpravidla jen pobíhají po dně, umějí však i plavat. Mají různé typy nepříliš nápadných žaber. Jsou velmi náročné na obsah kyslíku ve vodě, proto naprostá většina druhů žije v chladných horských a podhorských bystřinách. Jsou dravé. Živí se larvami jepic a ostatními vodními živočichy. Růst larev je velmi pomalý, vývoj většiny druhů trvá jeden až tři roky přitom nejryychleji rostou v zimě **(Hartman, 1998).**

Brouci (Coleoptera)

Brouci jsou převážně suchozemští živočichové, jen malá část se přizpůsobila životu ve vodě. Mají vytvořen velký předohrudní štít (pronotum) a na středohrudi štítek (scutellum) Přední křídla jsou vždy krovky. Vývoj se děje proměnou dokonalou, obvykle se třemi larválními stadia a kuklou. Larvy jsou zpravidla šestinohé. Mají dobře oddělenou a silněji sklerotizovanou hlavu. Rozdělujeme je do dvou podřádů – Masožraví (Adephaga) a všežraví (Polyphaga) **(Hartman, 1998).**
Vodní ekosystémy osidlují většinou zástupci řádu dvoukřídlých, (*Diptera*)

Chrostíci (Trichoptera)

Larvy chrostíků žijí v nejrůznějších typech vod. Řada druhů si staví přenosná pouzdra, ta jsou často druhově specifická zhotovená z rozmanitého materiálu. Jiné druhy si schránku nestavějí a žijí volně buď v sítích zhotovených ze sekretu slinných žláz, nebo v chodbičkách na povrchu předmětů. Druhy stavějící si schránky označujeme jako erucyformní druhy bezschránkaté jako campodeoidní **(Sukop,2006).**

Dospělci mají většinou poměrně štíhlé, tmavě zbarvené tělo se dvěma páry jemně ochlupených křídel složených střechovitě nad zadečkem. Tykadla činící dopředu jsou stejně dlouhá, nebo i několikrát delší než křídla. Kromě vody většinou nepřijímají potravu. Proměna je dokonalá. Mají pět až sedm larválních instarů a kuklu. Larvy jsou vesměs vodní. mají protáhlé tělo s kráčivýma, nebo plovacíma nohama, na posledním zadečkovém článku mají panožky **(Hartman, 1998).**

Dvoukřídlí (Diptera)

Mezi nejvýznamnější zástupce dvoukřídlých patří pakomárovití. Pakomárovití jsou nejbohatší čeledí vodního hmyzu. U nás žije přes tisíc druhů. Tvoří jádro makrozoobentosu většiny našich vod, vzláště stojatých. Imaga mají zakrnělé ústní ústrojí, žijí několik dní a nebodají. Samci mají nápadně zpeřená tykadla a tvoří nápadné roje. Larvy jsou eucefální, dlouze válcovité. Na prvním hrudním článku mají párové panožky. Dýchají celým povrchem těla. Většina druhů se živí živými i mrtvými mikroskopickými rostlinami a jemným detritem. Larvy si budují pouzdra v bahně, nebo na pevném podkladu. Potravu sbírají z povrchu substrátu, nebo jí filtrují z vody pomocí nálevkovitých sítí, které si budují v pouzdrech. Konzumují i odumřelý plankton. Existují také dravé, nebo parazitické druhy. Jsou důležitou složkou potravy ryb a významně se podílejí na samočistícím procesu vody **(Hartman, 1998).**

3.10 Vliv regulace toků na oživení zoobentosem

V kulturní krajině je regulování toků zcela běžná a v některých případech i nutná činnost. Nejčastějšími technickými zásahy je opevňování břehů.

- Z ekologického hlediska je nejhorší variantou zatrubňování toku**.** Tok je zcela odříznut od povrchu. Je znemožněn styk s povrchovými a podzemními vodami, chybí světlo a provzdušňování toku je také velmi omezeno. V takovýchto úsecích organismy jen přežívají, a pokud nemají možnost úniku tak hynou. Tento typ úpravy toku je přijatelný pouze v intravilánu, ale v žádném případě ve volné krajině.
- Opevnění dna a břehů také počítáme k tzv. tvrdým regulačním zásahům. Břehy i dno jsou vyloženy betonovými prvky, které jsou k sobě často natěsno spojeny. V takovémto toku převažuje laminární proudění – s velkou unášecí schopností, dno má velmi nízkou hydraulickou drsnost, chybí diverzifikace proudu a dna, chybí úkryty. Dno je pro organismy neprostupné, typická je nízká vodní hladina v letních měsících a promrzání v zimě. Tím se snižuje biodiverzita a zůstávají pouze odolné druhy. Koryta často zarůstají nárosty vláknitých sinic.
- Přírodě bližší jsou již břehy opevněné kamenným záhozem, hrubo štěrkovou rovnaninou, nebo dřevěným roubením. Dno je původní s půdním substrátem, a je zachovaná komunikace s povrchovou a podzemní vodou. Koryto je ovšem upraveno do lichoběžníkového profilu, jsou odstraněny tůně, štěrkové lavice a podemleté břehy. Aby se mírnil tento problém, staví se zde jízky (kamenné, nebo roubené). Negativním jevem je používání ostrohranného lomového kamene a zpevňovacích drátěných konstrukcí – Gabionů. V takovýchto tocích je již vyšší biodiverzita v toku, ale stále jsou omezeny druhy pobřežní a nivní.
- Pro přírodu nejlepší je nárazové opevňování erozních břehů. To se provádí kombinací kamenného záhozu a dřevěného roubení, popřípadě proutěných

výpletů. Tyto úpravy mají minimální dopad na život v toku **(Adámek a kol., 2010).**

Ohrazování koryta zamezuje rozlivu povodňových vln mimo říční koryto. Voda nemůže být absorbována nivou a tak se zvýší maximální průtok v níže položených místech toku. To má přímé důsledky pro ekologický stav řeky i nivy. Život v řece je negativně ovlivněn ztrátou biotopů a změnou hydraulických podmínek, které činí ostatní biotopy méně využitelné. Biotopy břehů, stojatých vod a nivních luk mohou být dotčeny sníženou hladinou podzemní vody. To může být způsobeno ohrazováním a prohlubováním koryta **(Králová, 2001).**

3.11 Tvar toku a jeho vliv na oživení toku

Přírodní tok se vyznačuje členitým korytem s mnoha typy stanovišť a úseků s rozdílnou rychlostí proudu. Korigováním toku vzniká uniformní koryto, kde je zničen složitý systém různě rychle proudících sekvencí **(Králová, 2001).**

Habitaty jsou místa s různou rychlostí proudu, různě vzdálená od břehu, trsy trav splývající u břehu do vody (habitat pro některé schránkaté chrostíky), větve nebo kmeny ležící po určitou dobu ve vodě (habitat pro schránkaté chrostíky, některé jepice či pošvatky), kořeny, místa s různým typem substrátu jako např. kamenitý, písčitý (např. *Ephemera* spp.), jemné sedimenty (střechatky, máloštětinatí červi), trsy vodních rostlin v proudu (muchničky), klidnější voda s vodními rostlinami poblíž břehu (např. *Asellus aquaticus*, larvy vážek) atd. (www.agrobiologie.cz). Členitost koryta a změny v rychlosti proudění jsou důležité faktory pro prokysličování vody.

3.12 Vliv roční doby na společenstva makrozoobentosu

Sezonní skladba společenstva makrozoobentosu v tekoucích vodách je velmi proměnlivá. Stejně jako jeho dynamika. Vzájemně se zde prolínají různé druhy v různých fázích svého vývoje. Od druhů s jednoletou vývojovou fází po druhy, jejichž vývojové cykly trvají mnoho let **(Hynes 1961, 1970).**
Mezi stálé obyvatele vodního prostředí, tzv. pernamentní makrozoobentos, řadíme zástupce skupin Turbelaria - ploštěnky, Oligochaeta - maloštětinatci, Mollusca - měkkýši, Hydracarina - roztoči, Amphipoda gammaridae- blešivci.
Početně ale nepřevyšují přechodnou, neboli temporální faunu.
V tekoucích vodách převládá přechodná fauna makrozoobentosu. Jedná se hlavně o skupiny Ephemeroptera – jepice, Plecoptera - pošvatky, Trichoptera - chrostíci a Diptera - dvoukřídlí. Ti žijí ve vodním prostředí určité období a po, nebo pro dokončení vývoje vylézají na souš a mění se v dospělce - Imago. Tento děj je často masový, a dochází k němu v úseku několika hodin, nebo dnů. Po takovémto rojení dochází ke značnému poklesu množství živočišné biomasy v dané oblasti.

Jedním z nejdůležitějších faktorů, který ovlivňuje vznik dospělce je teplota vody. Vzhledem k tomu, že klimatické podmínky nejsou v jednotlivých letech stejné, naopak se objevují čím dál větší rozdíly, nejde dobu přeměny na dospělce u mnoha druhů přesně vymezit **(Sukop, I., 2009).**

Hynes (1961) Je rozřadil do dvou skupin:

- Mimo sezonní taxony, které početně ani vzrůstově ovlivněni ročním obdobím. Patří mezi ně výše zmiňovaní stálí obyvatelé vodního prostředí.
- Sezonní taxony, na které má roční období vliv. rozdělují se na druhy s pomalým sezonním cyklem a rychlým sezoním cyklem.

Pomalé sezonní cykly jsou ty, v nichž se larvy začínají klubat brzy po nakladení vajíček. Růst i vývoj je pomalý, ale stabilní.

Rychlé sezonní cykly jsou ty, při nichž se larva líhne z vajíčka po delší pauze, a poté následuje rychlý růst a vývin. Vodní hmyz (Ephemeroptera, Plecoptera) mají vajíčka, které mají rozdílnou dobu líhnutí. Různodobé líhnutí (rozdíl až 200 dní) vede ke značné rozdílnosti u jedinců, co se týče věku, velikosti a fáze vývoje. Jiné skupiny mají ustálené dvě generace do roka. Tyto strategie mají za úkol uchovat druh, pokud by byla populace v době rojení zničena.

Na horních tocích jsou některé druhy jepic a pošvatek schopny aktivního růstu i v zimě, a jejich nymfy se někdy vyhýbají teplé vodě, protože v ní by se zkrátil interval mezi vylíhnutím všech vajíček a tím by byla teoreticky ohrožena jejich populace **(Sukop, I., 2009).**

V průběhu roku vykazují druhy největší rozvoj v období od května do konce srpna. Amphipoda (blešivci) jsou velmi důležitou složkou zoobentosu v horních částech toků. Jedinci, kteří přežijí zimu, na jaře zakládají další generaci.

Rozlišujeme tři hlavní propady v početnosti bentických druhů. První je v létě, druhá na podzim a třetí v zimě. V létě a na podzim odumírají zimní druhy, a vývoj dokončují letošní generace. V zimním období dochází k úbytku bentosu hlavně kvůli poklesu teploty a dlouhodobému predačnímu tlaku ryb **(Helan, 1973).**

Zimní druhy jsou obecně početnější v horních, popřípadě horských částech toků. Jedná se hlavně o jepice (Ephemeroptera) a pošvatky (Plecoptera). Jsou schopni aktivního růstu v zimě a některé druhy dokončují svou proměnu v dospělce již v předjaří. Po zvýšení teploty vody se jejich nymfy přesunou do chladnější vody, nebo teplé období přečkají v sedimentech ve stadiu diapauzy. To samé se děje s teplomilnými druhy přes zimu. Zimu přečkávají většinou ve stádiu vajíčka, kukly, nebo malé nerostoucí nymfy **(Sukop, 2009).**

Střídání ročních období má největší vliv na teplotu vody.

3.13 Teplota vody

Teplota zásadním způsobem ovlivňuje vývoj, růst, věk a velikost v dospělosti **(Parker & Johnson 2006)** a určuje geografické rozšíření organismů.
Dále ovlivňuje, spolu s atmosférickým tlakem, obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě. Má zásadní význam pro koloběh látek ve vodě, protože bezprostředně ovlivňuje důležité životní pochody, intenzitu látkové výměny, příjem potravy, rozmnožování, rozkladné procesy apod. **(Dubský, 2003).** Podle ekologické valence rozlišujeme druhy eurytermní a stenotermní. Stenotermní druhy jsou v našich podmínkách prakticky všechny studenomilné druhy např. některé druhy pošvatek, jepic atd. **(Hartman, 1998).** Nemalý vliv má také na výlet imág vodního hmyzu, např: pakomárů, jepic, nebo pošvatek **(Armitage et al., 1995).**

3.14 Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě

Kyslík je jedním z nejdůležitějších plynů ve vodě. Obsah kyslíku ve vodě závisí na teplotě vody a na atmosférickém tlaku. Čím vyšší je teplota vody, tím je obsah kyslíku nižší a naopak **(Dubský, 2003).** Množství kyslíku ve vodě značně ovlivňuje většinu biochemických procesů a často proto bývá limitujícím faktorem pro život různých organismů. Do vody se kyslík dostává jednak ze vzduchu, jednak z fotosyntézy vodních rostlin, řas a sinic.

Pro ryby a vodní bezobratlé živočichy je nebezpečné nejen nízké nasycení vody kyslíkem, ale také přesycení kyslíkem **(Hartman, 1998).**
Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě se vyjadřuje hmotnostní koncentrací ($mg.l^{-1}$) a v procentech nasycení vody kyslíkem, vztažených k rovnovážné koncentraci kyslíku ve vodě za dané teploty a daného atmosférického tlaku. Vodu, která má obsah kyslíku odpovídající daným fyzikálním podmínkám (tj. tlaku a teplotě), označujeme jako vodu nasycenou kyslíkem na 100 %. Dojde-li k porušení rovnováhy, tj. stoupne-li nebo klesne-li množství kyslíku ve vodě nad nebo pod stupeň nasycení, dochází k pozvolnému vyrovnávání s atmosférou **(web2.mendelu.cz).**
Rostlinný podíl produkce kyslíku závisí na druhu a množství rostlin makrovegetace i fytoplanktonu, na délce a intenzitě efektivního osvětlení a na dostatku vhodných živin. Kyslík spotřebovávají při dýchání (respiraci) jak živočichové, tak rostliny. Množství absorbovaného kyslíku z ovzduší přímou difuzí závisí na velikosti styčné plochy vody a vzduchu, na barometrickém tlaku ovzduší, salinitě, na pohybu a turbulenci povrchových vrstev vzduchu a zvláště na teplotě. Kyslík je také spotřebováván při rozkladných procesech, nebo je jeho koncentrace zmenšována přítokem podzemní vody s minimálním obsahem O2. Organicky znečištěné vody mívají nízkou hodnotu rozpuštěného kyslíku **(Lellák et al., 1991)**, protože kyslík je spotřebováván na rozkladné procesy.
Rychlost vyrovnávání nasycení kyslíkem je závislá na rozdílu hodnot nasycení, velikosti styčné plochy a rychlosti promíchávání vody a ovzduší. Je tedy závislá i na charakteru toku, hlavně jeho členitosti.

3.15 Chemické vlastnosti tekoucích vod

3.15.1 pH

Reakce pH je záporným logaritmem množství disociovaných H+ iontů ve vodě. Vzhledem k tomu, že přírodní vody obsahují chemické sloučeniny, které ovlivňují stupeň disociace vody, dochází ke změně reakce na kyselou - pH nižší než 7, nebo zásaditou - pH vyšší než 7 **(Hartman, 1998).**
V přirozených vodách je reakce vody určována rovnovážnými stavy mezi kyselinou uhličitou a jejími solemi, ale velmi často především mezi volným oxidem uhličitým a hydrouhličitanem. Jakákoliv změna v koncentraci má za následek změnu v koncetraci druhého. Pro vyjádření kyselé či alkalické reakce vody se používá tzv. vodíkový exponent pH**(Lellák, 1991).**
Kyselé pH je častější u horských toků, kde je způsobeno přitékající vodou z rašelinišť nebo výluhy z jehličí. Nepřímé působení pH spočívá v uvolňování toxického dvojmocného železa nebo hliníku v kyselé oblasti. Optimální hodnota pH vody se pohybuje v rozmezí 6,5 – 8,5 **(Antonín, 2010).**
Nízké pH povrchových vod může být způsobeno přírodními procesy, důsledky lidské činnosti nebo jejich spolupůsobením. Přirozená kyselost vod je často způsobena vysokým obsahem organických kyselin, ale i toky s jejich nízkým obsahem mohou být přirozeně kyselé, pokud leží na citlivých horninách. pH takových toků se pohybuje mezi 5 a 6, ale může být i nižší **(Dangles a kol. 2004, Hardekopf a kol. 2007).**

3.15.1.1 Vliv pH na vodní organismy

pH je nejdůležitější chemickou vlastností vody, která ovlivňuje život v ní. V současné době je velmi problematická postupná acidifikace neboli okyselování prostředí.

Reakce vody může ovlivňovat život vodních organismů buď přímo, nebo nepřímo. Přímé působení lze popsat jako překročení letální hodnoty pH na kyselou, nebo zásaditou stranu. Pokles hodnoty pH pod 4,5, nebo vzestup nad 10,5 způsobuje podráždění epitelů, nebo jejich poleptání (hlavně žaber), případně může dojít k druhotným infekcím. Nepřímé působení může například způsobit přeměny jinak netoxických forem některých látek na toxické formy např. (NH_3,Al^{3+},Fe^{3+}), nebo poškodit potravní základnu organismů. Ke snížení pH může dojít vlivem acidifikace, nebo výluhem z rašelinných půd **(Svačina, 2011).**

Ačkoliv existuje relativně rozsáhlá literatura zabývající se vlivy acidifikací vodních ekosystémů na biotu, většina z nich byla získána pozorováním, která neumožňují jednoznačně definovat příčiny a mechanismy působení. To platí zejména v případě ryb a makrozoobentosu, kde byla provedena celá řada laboratorních pokusů zaměřených na studium fyziologické odezvy na vyvolané okyselování prostředí. Ačkoliv laboratorní výsledky jsou obvykle jednoznačné a umožňují identifikaci

klíčových odpovědných mechanismů, je doposud nemožné pomocí těchto mechanismů vysvětlit změny pozorované ve složení společenstev v přírodních podmínkách.
Přítomnost nebo absence konkrétního druhu v přírodě může být totiž ovlivněna nejen samotnou aciditou, ale i dalšími stresory, jako např. reaktivním hliníkem a jinými stopovými kovy, sezónními změnami v rozpuštěném organickém uhlíku (DOC), přísunem potravy, predací, kompeticí o zdroje a jinými interakcemi mezi druhy. Biologická odezva na acidifikaci se může vyskytovat v širokém rozpětí "stupně organizace", od subbuněčných ať po globální. Ekologické důsledky acidifikace na potoky a řeky zahrnují vlivy na populace (velikost, denzita) společenstva (druhová bohatost, relativní abundance, trofická struktura), ekosystémové procesy (produkce, transformace nutrientů) a stejně tak velké krajinné a globální procesy **(Hildrew a Ormerod, 1995).**
Blešivci, raci a další bezobratlí mají při nízkém pH problém s udržení pevnosti svého vnějšího krunýře. Plži z vod vymizí, když pH klesne pod 5,2-5,0 a není k dispozici téměř žádný CaCO3 na tvorbu ulity. Měkkýši jsou obecně nejcitlivější skupinou vzhledem k acidifikaci a některé druhy z vody vymizí již při pH > 6. Z hmyzu jsou k okyselení odolné např. larvy muchniček (Simuliidae), vířníci (Gyrinidae), klešťanky (Corixidae) a vážky (Zygoptera), pravděpodobně v důsledku absence rybích predátorů. Naopak některé druhy jepic, pošvatek a chrostíků jsou náchylné k acidifikaci a rychle z vod postižených okyselením vymizí **(Kalff, 2002).**

3.15.2 Elektrická vodivost vody

Voda se stává vodivou pro elektrický proud vlivem rozpuštěných minerálních látek. Její měrná vodivost (konduktivita) závisí na množství rozpuštěných látek disociovaných v ionty. To znamená, že vodivost vody odpovídá koncentraci látek v roztoku, ovšem bez možnosti určení původu a druhu látek **(Lellák a kol., 1991).**
Do skupiny iontově rozpuštěných látek patří sodík (Na), draslík (K), vápník (Ca), hořčík (Mg), chloridy, sírany, a hydrogenuhličitany. Do neiontově rozpuštěných pak látky tvořící zejména sloučeniny boru (B) a křemíku (Si) + rozpuštěné plyny: Oxid uhličitý (CO2), kyslík O2 atd...
Ve vodě je dělení látek na kationty a anionty jen přibližné a složité, neboť celá řada prvků může být zastoupena řadou forem. Vhodnější je dělení podle kvantitativního zastoupení ve vodě **(Pitter, 1999).**

3.15.3 Alkalita vody

Alkalické reakce a její hodnota je dána převahou koncentrace hydroxylových iontů nad vodíkovími ionty. Alkalita vody je definována jako její schopnost neutralizovat kyselinu. Jinými slovy je mírou pufrační kapacity vody. Kvantitativně nejúčinějším pufračním systémem je kyselina uhličitá. Obecně mají alkalické vody vyšší biologickou produktivitu. Přítomnost uhličitanu vápenatého nepřímo zlepšuje provětrávání (aeraci) a propustnost (permeabillitu). Acidita vody/kyselá reakce je dána převahou vodíkových iontů nad ionty hydroxylovými. Kyselost je definována jako schopnost vody neutralizovat alkalicky reagující látky. Aciditu přirozených vod způsobuje oxid uhličitý, popřípadě huminové kyseliny. Z produkčního hlediska mají kyselé vody nízkou produktivitu, protože acidita jednak inhibuje fixaci dusíku, a dále také brzdí rychlost rozkladných procesů organických látek **(Lellák a kol., 1991).**

3.16 Fyzikální vlastnosti tekoucích vod

Jedná se o mechanické a jiné faktory způsobené inertními materiály (např. jemným anorganïckým prachem, uhelným mourem, minerálními oleji, příliš nízkou, nebo naopak vysokou vysokou teplotou vody...), které nepůsobí ani toxicky ani saprobně. **(Sládeček a kol., 1996).**
Z těchto faktorů je nejvýznamnější teplota vody, která je již popsána výše.

3.17 Revitalizace

Hlavním problémem současnosti je zrychlený odtok vody z krajiny. Revitalizace mají proto za úkol udržet v krajině co nejvíce vody. Zvýšení retenční schopnosti krajiny lze dosáhnout zpomalením odtoku vody z krajiny, které zmírňuje extrémní změny hladiny v tocích a udržuje stálý stav podzemní vody. Revitalizaci („znovuoživení“) chápeme v případě říčních systémů jako proces, kdy dojde technickou nebo samovolnou úpravou koryta vodního toku a celé nivy k obnovení přírodního (přirozeného stavu) dříve narušeného lidskou činností. Revitalizací vodního toku (nivy, říčního systému) se rozumí stavební a koncepční (managementové) opatření, přibližující upravený tok k přírodnímu stavu. Celkovou revitalizací je pak úplný návrat do původní trasy, obnovení kontaktu s nivou, odstranění opevnění, zajištění dřevinného doprovodu s přirozenou skladbou apod. **(Černý,2007).**
Revitalizační stavby jsou velmi specifickými akcemi, které by měly vytvořit iniciační stádium pro další samovolnou revitalizaci toku. Další změny trasy jsou výsledkem koryto tvorné činnosti toku, což je činnost účelná a bránění této přirozené činnosti je proti smyslu revitalizačních opatření **(Just 2003).**

3.17.1 Dělení a charakteristika revitalizací

První generace revitalizačních akcí spočívala v úplném zachování původního koryta, a to z hlediska trasy, průtočného profilu, opevnění a zpravidla i příbřežní vegetace. Revitalizační efekt byl dosahován vkládáním kamenných a dřevěných prahů. Akce byla doprovázena liniovou výsadbou dřevin na břehovou hranu. Revitalizace první generace splňuje základní požadavky revitalizací jen částečně. Při nízkých průtocích se vytváří potřebná hloubka vody jen ve vzdutí objektů, v části revitalizované tratě protéká voda velkou rychlostí při malé hloubce, hladina vody v toku neovlivňuje pozitivně hladinu podzemní vody v okolí toku. V případě opevněného podjezí se pod objekty vytváří malá hloubka, která znesnadňuje migraci ryb, v prizmatickém korytě nejsou úkryty pro ryby a v úsecích mezi objekty nedochází k žádoucí transformaci koryta

Druhá generace již znamenala kvalitativně posun k lepšímu. Řešení již vycházelo ze skutečnosti, že revitalizovaný efekt může splnit jen koryto s mělkým profilem, které bude zajišťovat podmínky pro migraci a život vodních organismů i při nízkých průtocích. Řešení spočívalo v návrhu nové trasy toku, zpravidla obloukovité až meandrující, čímž došlo k prodloužení délky toku, snížení podélného sklonu dna a snížení průtokových

rychlostí. Nové koryto bylo navrhováno mělčí a zároveň méně kapacitní. Při vyšších průtocích docházelo již brzy k vybřežení, což chránilo koryto před poškozením. Směrové i výškové vedení trasy koryta a průtočné rychlosti odpovídají představám dosažení revitalizačního efektu. Kompromisním řešením, tvořícím přechod mezi první a druhou generací je tzv. optické rozvlnění trasy, kdy je zachována původní trasa toku, ale střídavě se mění sklon obou břehů. Toto řešení však nesplňuje podmínky revitalizace - zůstává zachována vysoká průtočná kapacita koryta.

Třetí generace tvoří v současné době nejvyšší vývojový stupeň poznání v oblasti revitalizace drobných vodních toků. Jedná se o komplexní pojetí revitalizační akce, kde do řešení je kromě vlastního toku zahrnuto i širší okolí (zejména údolní niva), případně celé povodí **(Černý,2007).**

3.17.2 Renaturace

Samovolná renaturace spočívá zejména v zanášení upravených koryt splaveninami, v zarůstání bylinami a dřevinami a postupném rozpadu umělých opevnění, příčných objektů a dalších technických prvků v korytech. Součástí renaturačních procesů jsou také erozní změny koryt způsobené povodněmi **(Antonín, 2010).**

3.17.3 Vývoj revitalizací v České republice a ve světě

Po druhé světové válce došlo na území ČR k uplatňování požadavků na ochranu osob a majetku před povodněmi a požadavků na zlepšení zemědělského půdního fondu. To vedlo k necitlivé úpravě řek a potoků s cílem zlepšit vodní režim krajiny. Tyto změny měly ale nepříznivý vliv na ekologickou hodnotu hlavního toku, jeho vedlejších přítoků a přilehlých říčních niv **(Holmes, 1993).** Negativním důsledkem vodohospodářských staveb sloužících k protipovodňové ochraně či k odvodnění krajiny byla izolace niv od vlivu na kvalitu vody a variability průtoků v hlavním korytě, čímž se zastavila dynamika vývoje říčního koryta a povodí **(Walker et al. 1992).** Regulace navíc změnila přirozený transport sedimentů a výměnu živin v říčním systému. Oslabení spojení toku s jeho nivou ovlivňuje i hladinu podzemní vody v aluviálně zvodněném horizontu **(Bravard et al. 1992).**

Vodohospodářské revitalizace se v pokročilých zemích rozvíjejí zhruba od 70. let 20. stol. Zvláště v britském pojetí jsou silné biologické aspekty revitalizací. Nám nejbližší a do našich podmínek nejlépe přenosné nacházíme v Německu, Rakousku a Švýcarsku. V zemích Evropské unie nalézají revitalizační snahy oporu ve Směrnici 2000/60 ES Evropského parlamentu a rady z 23. října 2000, stavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky. Dle této směrnice je cílem uvést všechny toky do dobrého stavu jak po stránce ekologické, tak i z hlediska kvality vody **(Just 2003).** Jelikož voda nezná hranic, je nutné, aby se tato problematika řešila na mezinárodní úrovni. Na základě podkladů a analýz Ministerstva životního prostředí ČR a jeho organizací byl usnesením vlády ČR č. 373 ze dne 20. května 1992 přijat Program revitalizace říčních systémů, jehož hlavním úkolem bylo zvýšit schopnost krajiny zadržovat vodu **(Černý, 2007)** a byl ukončen v roce 2008. Přístup k revitalizacím se od roku 1992 během let postupně vyvíjel zpočátku se jednalo pouze o technické zásahy později se k revitalizacím vodních toků začalo přistupovat komplexněji **(Vrána, 2004).**
Součástí revitalizačních snah je i systematická protipovodňová ochrana.
Aby se škody způsobované povodněmi omezovaly na co nejmenší míru, je nutno uskutečňovat tzv. strukturální protipovodňové opatření, jež mají zvyšovat retenční a akumulační schopnost krajiny a optimalizovat její drenážní schopnost. Patří sem zejména zřizování takových útvarů a objektů, které přeměňují povrchový odtok na odtok podpovrchový, jako jsou např. zasakovací dřevinno-bylinné pásy, zasakovací příkopy a průlehy, vhodně umístěné hydrologické a protierozní meze, cestní síť a mokřady **(Živel, 2005).**

3.17.4 Podmínky pro revitalizační akce

Řešené projekty musí kladně ovlivňovat vodní režim krajiny, nově vytvářené přírodní prvky musí být ekologicky stabilní. Revitalizační efekt musí být odpovídající vynaloženým finančním prostředkům. Finanční prostředky nelze poskytnout na opatření, která jsou spojena s běžnou údržbou. Seznam hlavních vodních toků a činnosti spojené s jejich údržbou, jsou uvedeny v zákoně č. 254/2001 a vyhláškou Ministerstva zemědělství č. 470/2001. Žadatelem o poskytnutí finanční

podpory, může být podle směrnice majitel pozemku nebo vodohospodářské stavby, kterých se budou revitalizační úpravy týkat. Pokud je majitelem fyzická osoba, poskytování dotací se děje na základě § 69 zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny. Žadatelem dále může být Agentura ochrany přírody a krajiny, správa národního parku nebo nájemce s písemným souhlasem vlastníka. Žadatelem nemůže být zahraniční fyzická ani právnická osoba**. (Pravidla pro poskytování finančních prostředků v rámci Programu revitalizace říčních systémů 2006)**

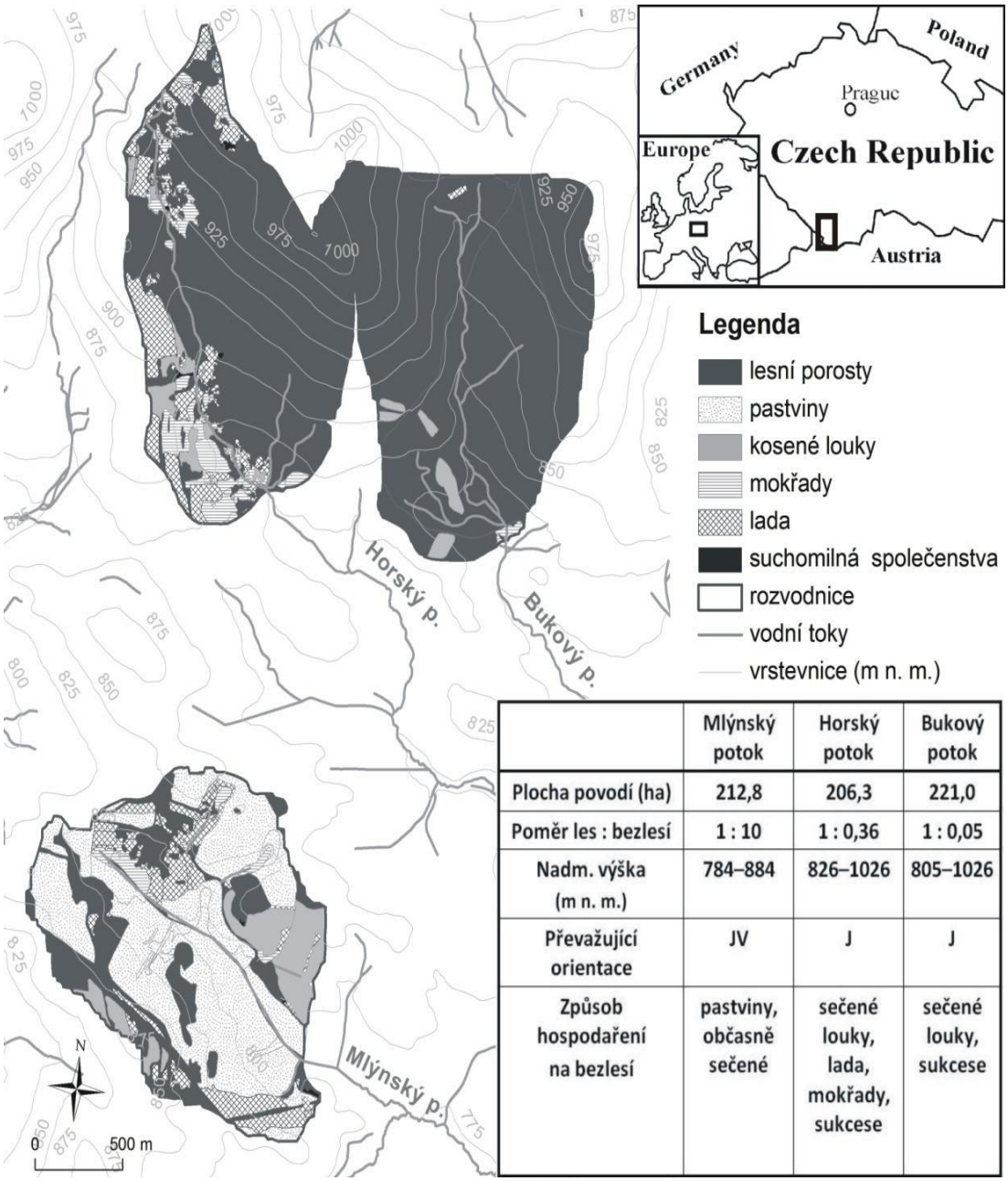
Vládní program Revitalizace říčních systémů je zaměřen jen na financování stavby, ne na dokumentaci stavu před a po revitalizačním zásahu. Přínos projektů vládního programu je proto jen těžko vyhodnotitelný. Výběr akcí, stanovení priorit a výše příspěvku provádí regionální poradní sbor v souladu s aktuálně platnou Směrnicí k programu Revitalizace říčních systémů. Finance uvolněné vládou na revitalizaci jsou přidělovány na základě výběrového řízení komisí při AOPK ČR v jednotlivých regionech **(Procházka,1999).**

Hospodaření v souladu se standardy DZES (dříve GAEC - Dobrý zemědělský a enviromentální stav) je jednou z podmínek poskytnutí plné výše přímých podpor, některých podpor Programu rozvoje venkova (Osa II) a některých podpor společné organizace trhu s vínem **(www.eagri.cz).**

3.18 Popis odběrových lokalit vodní nádrže Lipno

Vodní nádrž Lipno leží v komplexu chráněných území Šumava. Konkrétně v Chráněné krajinné oblasti (CHKO Šumava), která navazuje na Národní park Šumava. Většina české části Šumavy, historicky Gabréty patří do povodí řeky Vltavy. S výjimkou Vltavy je vodní síť v této oblasti tvořená hustou sítí malých vodních toků.

Sledovaná povodí Mlýnského, Horského a Bukového potoka se nacházejí v oblasti Svatotomášské hornatiny v oblasti lipenského pravobřežní a náleží k povodí Dunaje. Z geologického hlediska lze zájmové území zařadit k moldanubiku. Dominantní postavení zde mají hnědé půdy kyselé (kambizem).
Nadmořská výška studovaných povodí se pohybuje mezi 780 a 1026 m s průměrnými ročními srážkami mezi 950 a 1050 mm a průměrná roční teplota vzduchu je cca 5 °C. Tato tři povodí mají podobné rozlohy (206 – 221 ha) a převládající expozici (JV), ale výrazně se liší ve využití půdy a hospodaření **(Procházka, 2014)** viz. obrázek č.2.
Území je charakteristické výraznou výškovou stupňovitostí a náleží do regionu horských podzolů. Podnebí má přechodný charakter mezi klimatem oceánským a kontinentálním s poměrně malými ročními teplotními výkyvy a s poměrně vysokými a během roku stejnoměrně rozloženými srážkami **(Albrecht et al., 2003).**



	Mlýnský potok	Horský potok	Bukový potok
Plocha povodí (ha)	212,8	206,3	221,0
Poměr les : bezlesí	1 : 10	1 : 0,36	1 : 0,05
Nadm. výška (m n. m.)	784–884	826–1026	805–1026
Převažující orientace	JV	J	J
Způsob hospodaření na bezlesí	pastviny, občasně sečené	sečené louky, lada, mokřady, sukcese	sečené louky, sukcese

Obrázek č.2 - Orientační mapka a základní charakteristika modelových povodí.
(Procházka, 2014).

Bukový, Horský i Mlýnský potok jsou si typově podobné toky. U všech převládá štěrkopísčitý charakter dna se slabými vrstvami usazeného organického materiálu – detritu, a roztroušenými většími kameny. Hloubka se u nich pohybuje od 10 – 50 centimetrů. Šířka toku je od 50 – 200 cm. Potoky Bukový a Horský pramení a po určitou dobu protékají lesními porosty. Mlýnský potok pramení v mokřadech a skrz lesní porosty neprotéká, protéká také jako jediný pastevními porosty. Bukový a Horský potok tečou přes sečené louky.

3.18.1 Bukový potok

Sledované území povodí Bukového potoka má rozlohu 264,4 ha a nachází se v nadmořské výšce 809-1026 m n. m. Na povodí Bukového potoka se dříve zemědělsky hospodařilo, dnes 95% plochy povodí pokrývá sekundární les s převahou smrku **(Procházka, 2004).** Průměrná rychlost proudu je kolem 41 $l.s^{-1}$. Trasa toku je zvlněná, šířka se pohybuje do 1m, hloubka toku do 0,5 m. Substrát dna je štěrkovitý. Morfologická členitost toku je pestřejší, než je tomu v případě Horského potoka. Najdeme zde úseky proudivé i tišinné **(Černý, 2007).**

Fotka č.1, Bukový potok. Autor: Ing. Iva Šímová Ph.D.
Luční úsek, na sečené louce vytékající z jehličnatého lesa. Detail meandrů. Jedná se o původní koryto, které je široké od 0,5 – 0,8 m. Proud je středně rychlý. Dno je většinou šterkovito-písčité, se slabými vrstvami usazeného detritu. Hloubka se pohybuje kolem 15 - 20 centimetrů.

Fotka č.2, Bukový potok. Autor: Ing. Iva Šímová Ph.D.
Lesní úsek v jehličnatém lese. Koryto je původní, nerekultivované se šířkou 0,8 – 1,2 m. Proud je středně rychlý, koryto bývá často přehrazeno padlými stromy, nebo většími kameny. Dno je štěrkovité. Hloubka je do 15 centimetrů.

3.18.2 Horský potok

Sledované povodí o rozloze 201,7 ha se nachází v nadmořské výšce 826 - 1029 m n.m. Horský potok vzniká na jižním svahu Vítkova kamene. Protéká naším územím jihovýchodním směrem v délce 8,6 km a přibírá zleva Bukový potok a zprava Mlýnský potok.
Velikost povodí Horského potoka na našem území měří 29,35 km **(Chábera, 1987).** Na povodí Horského potoka plošně vzrostly lesní porosty, zůstaly však zde plochy bezlesí extenzívně obhospodařované (kosené louky) a navíc zde vznikly plochy přirozené sukcese. **(Procházka, 2004).**
Průměrná rychlost proudění je 43 l.s-1. Trasa toku je zvlněná, šířka toku se pohybuje kolem1 m. Výška vodního sloupce kolem 0,5 m. Substrát dna je štěrkovitý **(Černý, 2007).**

Fotka č.3. Horský potok. Autor: Ing. Iva Šímová Ph.D.
Mokřadní úsek horského potoka s druhově bohatou příbřežní vegetací. Louka je nesečená. Hladina potoka je v tomto úseku většinu vegetačního období zastíněna listy rostlin. Dno je štěrkovité s usazeným detritem. Šířka toku se pohybuje mezi 0,5 – 1 m. Proud je pomalý. Hloubka se pohybuje od 10 - 15 centimetrů.

Fotka č.4. Horský potok. Autor: Ing. Iva Šímová Ph.D.
Úsek v přechodové fázi mezi lesem a loukou (ekoton) po jarním tání sněhu. Zde horský potok pomalu vymílá nový meandr. Šířka koryta je v tomto místě větší 1,5 – 1,8 m, ale posléze se opět vrací do obvyklé šířky do 1 m. Proud je rychlý, dno s písčitými usazeninami. Hloubka se pohybuje mezi 5 – 15 centimetrů.

3.18.3 Mlýnský potok

Revitalizovaný Mlýnský potok se nachází na pravém břehu Lipna u obce Pasečná, a je součástí povodí Dunaje. Povodí Mlýnského potoka o rozloze 214,1 ha se rozprostírá v nadmořské výšce 784 – 884 m, převažující svahová orientace povodí je JZ a SV. Pouze 18,5 ha (9%) povodí je porostlé lesem (smrkové monokultury). 195,6 ha zaujímá bezlesí. To je ze 68 % zemědělsky využíváno jako jednosečné louky a polointenzivní pastviny. 15 % bezlesí tvoří nevyužívané zemědělské plochy. Zbývající část povodí pokrývá zástavba, zahrádky, zemědělské objekty a silnice. Fytogeograficky spadá tato oblast do bioregionu 1.62 Šumavský, speciálně západní části fytogeografického podokresu 37, Vyšebrodsko. Vegetační stupeň je podle Skalického submontání **(Culek, 1996).**

V povodí Mlýnského potoka probíhají v rámci projektu LAE soustavná měření průtoků, je sledován chemismus odtékající vody, srážky, ichtyofauna, zásoba organických látek a živin v půdě, disipace sluneční energie a vývoj vegetace, což umožní vyhodnotit efekt provedené revitalizace s odstupem několika let.

Fotka č. 5. Mlýnský potok - březen . Autor: Ing. Iva Šímová Ph.D.
Úsek prochází spásanými trvalými travními porosty. Břehy zarůstají náletovými i vysazenými dřevinami. Koryto Mlýnského potoka bylo rekultivováno. Dno je štěrkovito-písčité, rychlost proudu je střídavá, podle výskytu tišin a proudných úseků. Detrit se usazuje v nánosech na klidnějších úsecích toku a za vloženými kameny. Hloubka se pohybuje od 10 – 25 centimetrů, někdy i 0,5 m.

Fotka č.6. Mlýnský potok - květen. Autor: Ing. Iva Šímová Ph.D.
Břehy potoka pokrývá porost invazní rostliny netykavky žlaznaté (*Impanties glandulifera*). Některé úseky toku rostliny prorůstají i do dna potoku. To nejenže zpomaluje rychlost proudu, ale tok se také stává neprůchodným pro větší vodní živočichy, hlavně pro ryby. Hloubka je v tomto úseku 10 – 15 centimetrů. Na obrázku je vidět uměle vytvořená hrázka.

3.18.3.1 Historie revitalizací Mlýnského potoka

Před revitalizací bylo koryto (dno a břehy do výšky 0,5 m) tvořeno betonovými prefabrikáty na základě úpravy vodního toku z roku 1966. Tok byl uměle napřímen, zahlouben (až 1,5 m) a vyúsťovala do něj drenáž odvodňující okolní pastviny (poslední systematické odvodnění z roku 1980). Místy, zejména v horní části toku, již docházelo k narušení opevnění a tvorbě nánosů a naplavenin. Zde se postupně vyvíjela submerzní vegetace (např. *Cardamine amara, Glyceria fluitans*). Částečně se zřejmě snižovala funkčnost drenáží, to se projevilo průsaky a zamokřením v okolí toku. Břehy pokrývala především mezofytní vegetace (díky nízké hladině podzemní vody) s roztroušeným náletem dřevin (*Picea abies, Betula pendula, Sorbus aucuparia, Salix* sp. aj.) Částečná revitalizace, t.j. úprava ve stávajícím korytě toku, proběhla v období od 1. srpna do 17. listopadu 1998. Revitalizace proběhla na úseku dlouhém 1 692 m. Smluvní náklady na stavbu činily 2 483 504 Kč. Stavbu projektovala firma Projekta, projektové a stavební sdružení se sídlem v Táboře. Vlastní výstavbu provedl Agrostav a.s., výsadby zeleně firma Asakon České Budějovice, investorem a stavebním dozorem byla Státní meliorační správa Územní pracoviště Český Krumlov. Během realizace výstavby probíhaly po 14 dnech kontrolní dny, na kterých byli přítomni zástupci Státní meliorační správy, Agrostavu a.s., Správy NP a CHKO Šumava, Zemědělské fakulty JU, OÚ Přední Výtoň, AOPK Č. Budějovice, Kerim s.r.o. Praha (uživatel pastvin v povodí).

Revitalizace spočívala v odstranění betonových prefabrikátů, vysázení břehové vegetace, obnovení drenáží a opravení vodních děl na toku (můstky atd..) Dále se vybudovaly rybí útulky, kamenné stupně a výhony a prahy se skluzem. Jejichž účelem bylo rozvlinit proudnici, vytvořit tišiny, vyrovnat terénní sklony, podpořit tvorbu meandrů a zvýšit obsah kyslíku ve vodě. Cílem revitalizace Mlýnského potoka bylo podle projektu obnovení základních parametrů potočního biotopu, zpomalení odtoku vody z krajiny, zvýšení samočistící schopnosti vody a obnovení života v korytě potoka **(Procházka et al. 1999).**

4 Metodika

Vzorky zoobentosu byly odebírány v jarním a podzimním měsíci roku 2013 a měsíčně od dubna 2014 do března 2015 za použití bentosové sítě s velikostí ok z 500 µm různých habitatů ve vodním toku (proudnice, vegetace, kameny, tůňky,…). Jedinci byly vybráni buď na místě nebo v laboratoři, následovalo nafixováni 80% etanolem. Determinace a počítání abundance pod binolupou proběhlo v laboratoři.

Při odběru byla použita Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou Perla **(Kokeš, Němejcová, 2006).**
Systém PERLA byl vytvořen pro hodnocení ekologického stavu toku a je v souladu s požadavky Rámcové Směrnice (WFD) (2000). Metoda je vytvořená pro odběr vzorku makrozoobentosu z broditelných tekoucích vod a je založená na multihabitatovém odběru (CSN 757703), při kterém jsou habitaty v toku vzorkovány proporcionálně podle jejich výskytu v odběrovém úseku toku. Pro odběr se používá standardní metoda 3-minutového semikvantitativního multihabitatového vzorkování s použitím ruční bentosové sítě (hydrobiologického cedníku). Vzorky organismů se třídí, determinují a vyjadřuje se množství jedinců jednotlivých taxonů (www.agrobiologie.cz).

Výběr odběrového místa

Hlavním cílem monitorovacích programů není posoudit lokální stav toku na jednom místě, ale vystihnout ekologický stav delšího úseku toku. Z tohoto důvodu musí vybraná odběrová lokalita a současně i odebraný vzorek reflektovat stav úseku toku, který je hodnocen. Výběr reprezentativního - charakteristického - úseku toku musí odrážet také fyzikální a ekologické charakteristiky hodnocené lokality. Délka charakteristického úseku toku se rovná minimálně 7 násobku šířky toku, nebo 50 m (podle toho, co je kratší) směrem proti a po proudu toku od středu odběrového úseku toku. Celkem se tedy délka odběrového úseku rovná 14násobku šířky, maximálně však činí 100 m. Odběrový úsek a jeho délka musí být jasně definovány.
Před vlastním odběrem vytipujeme všechny habitaty, které se v odběrovém úseku vyskytují a odhadneme jejich plošný podíl z celkové plochy dna odběrového úseku (v procentech). Při odběru vzorku pak každému habitatu věnujeme odpovídající podíl celkové doby odlovu (www.agrobiologie.cz).

Vzorky vody

Vzorky vody jsou již několik let odebírány měsíčně do litrových lahví. Následně v laboratoři měřena alkalita a pH a další chem. parametry, na které je zaměřen jiný výzkum.
Teplota vody a konduktivita (vodivost) jsou získávány od roku 1999 automatickými měřicíni stanicemi Ing. Kňourek) v závěrných profilech, které průběžně registrují také výšku hladiny (tlakové čidlo). Současně byly profily osazeny vodočetnými latěmi sloužícími pro kontrolu a kalibraci naměřených hodnot. Od nové instrumentace profilů roku 2007 probíhá sledování vodních stavů pomocí ultrazvukových čidel napojených na dataloggery (fa Fiedler-Mágr elektronika pro ekologii) s 15 minutovým záznamem a následným přepočtením hladin na průtok. Dataloggery také zaznamenávají vodivost teplotu vody a vzduchu. Výšky hladin a průtoky byly též měřeny ručně hydrometrickou vrtulí typu OTT C2 (fa OTT-KEMTEN) pro případnou korekci automatického záznamu a pro výpočet konsumpční křivky, viz přílohy – fotka číslo 8 a 9. **(Vácha, 2014).**

Ryby (Ichtyofauna)

I přes to, že se tato práce primárně nezabývá rybím společenstvem, je vztah ryb a bentických organismů natolik úzký, že považují za vhodné se alespoň okrajově zmínit o způsobu měření rybí obsádky v těchto lokalitách.

Monitoring rybího společenstva probíhal v letech 1997 až 2014 jeden až dvakrát ročně, kromě roku 2010. Ke sledování vývoje rybího společenstva revitalizovaného toku byl použit odlov elektrickým proudem, standartní metodou odlovu rybích společenstev **(Adámek, Jurajda 2005).** Prolovován byl opakovaně 100 m úsek revitalizovaného toku. Celkový počet ryb v toku byl odhadován metodou Leslie-Davise **(Pivnička, 1981).** Po zjištění základních ichtyologických charakteristik (druhová skladba a stáří) byl úlovek šetrně vrácen zpět do toku. Vybrané charakteristiky rybího společenstva byly standardizovány (přepočet na 1 km délky toku).

LcpEPTAbu (EPT Abu)

Metoda udává procentuální zastoupení jedinců skupin Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (jepice, pošvatky, chrostíci), s ohledem k celkové abundanci organismů.

$$\textbf{LcpEPTAbu} = \frac{N_{jep} + N_{poš} + N_{Chros}}{N} * 100$$

N_{jep} – Počet jedinců skupiny jepic ve vzorku
$N_{poš}$ – Počet jedinců skupiny pošvatky ve vzorku
N_{chros} – Počet jedinců skupiny chrostíci ve vzorku
N – Vzorek celkem

Použité statistické metody:

Pro srovnání zastoupení jednotlivých skupin zoobentosu mezi různými roky byla použita jednocestná Anova program Statistica.

5 Výsledky chemie

Hodnoty vodivosti za roky 2013/2014.

Hodnoty z jednotlivých měsíčních měření jsou v přílohách – tab 1. a 2.

Bukový potok

V Bukovém potoce se hodnoty v roce 2013 příliš nelišily od hodnot naměřených v roce 2014. Byl zaznamenán mírný pokles vodivosti. V roce 2013 byla průměrná hodnota vodivosti 43 μ $S.cm^{-1}$, a roce 2014 41,08 μ $S.cm^{-1}$.

Horský potok

V Horském potoce došlo v roce 2014 ke zvýšení vodivost oproti roku 2013. Průměrné hodnoty v roce 2013 byly 45,83 μ $S.cm^{-1}$, a v roce 2014 52,75 μ $S.cm^{-1.}$

Mlýnský potok

V Mlýnském potoce byla vodivost v obou zkoumaných letech podobná. Nedošlo k významnější změně. V roce 2013 byla průměrná hodnota vodivosti 83,75 μ $S.cm^{-1}$ a v roce 2014 se mírně zvýšila na 85,08 μ $S.cm^{-1}$.

Vodivost(μ$S.cm^{-1}$)	Bukový	Horský	Mlýnský
2013	43	45,83	83,75
2014	41,08	52,75	85,08
Rozdíl	Pokles o 1,92 μ $S.cm^{-1}$	Vzestup o 6,92 μ $S.cm^{-1}$	Vzestup o 1,33 μ $S.cm^{-1}$

Tabulka č. 1. Přehled průměrných hodnot vodivosti na zkoumaných potocích za roky 2013/2014.

Hodnoty pH za roky 2013/2014

Na všech třech potocích došlo ke zvýšení pH. Jeho hodnoty se v průměru více přiblížily neutrální hodnotě 7.

Bukový potok

V Bukovém potoce byla průměrná hodnota pH v roce 2013 6,14 a v roce 2014 to bylo již 6,49.

Horský potok

V Horském potoce se stejně jako u Bukového potoku hodnoty přiblížili neutrální hodnotě 7. Průměrná hodnota pH činila v roce 2013 6,22 v roce 2014 to již bylo 6,55.

Mlýnský potok

V Mlýnském potoce došlo také v hodnotách pH k mírnému zvýšení k neutrální hodnotě 7. Průměrná hodnota pH v roce 2013 byla 6,45 a v roce 2014 stoupla na 6,51.

pH	Bukový	Horský	Mlýnský
2013	6,14	6,22	6,45
2014	6,49	6,55	6,51
Rozdíl	Nárůst o 0,35	Nárůst o 0,33	Nárůst o 0,06

Tabulka č.2. Přehled průměrných hodnot pH na zkoumaných potocích za roky 2013/2014.

Hodnoty alkality za roky 2013/2014

Hodnoty alkality jsou vázané na hodnoty pH. Se zvyšujícími se hodnotami pH se zvyšují i hodnoty alkality. Tak jako rostly hodnoty pH na všech třech zmiňovaných potocích, tak se zvýšily i hodnoty alkality.

Bukový potok

V Bukovém potoku se v roce 2014 hodnoty alkality mírně zvýšily oproti roku 2013. Tento jev souvisí s vyrovnáním pH k neutrální hodnotě, jelikož díky vyšší alkalitě, mohou vody Bukového potoka lépe neutralizovat kyseliny. Průměrné hodnoty alkality byly v roce 2013 0,14 mmol/l, a v roce 2014 0,18 mmol/l.

Horský potok

V Horském potoku se v roce 2014 alkalita také mírně zvýšila oproti roku 2013. A to z 0,16 mmol/l v roce 2013 na 0,27 mmol/l v roce 2014.

Mlýnský potok

V Mlýnském potoku je v roce 2014 patrný mírný vzestup alkality. Z průměrné hodnoty v roce 2013, která činila 0,36 mmol/l stoupla průměrná hodnota alkality v roce 2014 na 0,43.

Alkalita mmol/l	Bukový	Horský	Mlýnský
2013	0,14	0,16	0,36
2014	0,18	0,27	0,43
Rozdíl	Nárůst o 0,04 mmol/l	Nárůst o 0,11 mmol/l	Nárůst o 0,07 mmol/l

Tabulka č.3. Přehled průměrných hodnot alkality na zkoumaných potocích za roky 2013/2014.

Ke zvýšení hodnot vodivosti na Mlýnském potoce může dojít pouze splachem z luk s extenzivní pastvou. Na Horském a Bukovém jedině vlivem srážek (naředění) nebo v květnu zvýšenou pylovou stromů aktivitou a jejím splachem, antropogenní činnost se dá vyloučit.

6 Výsledky biologie

Celkové sezónní hodnocení

Na pravobřeží vodní nádrže Lipno při všech odběrech dominovali zástupci korýšů (Crustacea) – blešivci potoční (*Gammarus fossarum*). Tvořili 50 - 90% abundance. Blešivci tráví celý svůj život ve vodě, a proto je grafické kolísání abundance jednotlivých druhů závislé i na vývojových fázích ostatních druhů a ročním období. Jako další početnou skupinou zde byli zjištěni zástupci řádů Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera a Diptera. Dále zde byl zaznamenán výskyt zástupců z řádů Gastropoda, Megaloptera, Turbellaria, Oligochaeta. (viz. grafy č. 1,2,3 + přílohy, tabulky 3,4,5).

Jepice (Ephemeroptera) a **pošvatky** (Plecoptera) se vyskytují ve všech sledovaných potocích. Vrcholy jejich abundance jsou na začátku jara a koncem léta-začátkem podzimu a jsou ovlivňovány jejich vývojovými cykly.
Brouci (Coleoptera) patří po blešivcích mezi nejpočetnější zástupce makrozoobentosu na všech třech sledovaných potocích. Ve vzorcích byly přítomny jak larvy tak i dospělí jedinci. Jejich početnost je sice kolísavá v důsledku rychlého vývoje a střídání vývojových cyklů, ale i tak patří mezi stabilní složku makrozoobentosu sledovaných potoků.

Chrostíci (Trichoptera) jsou přítomni ve všech sledovaných potocích. Jedná se o druhově velmi pestrou skupinu hmyzu. Jejich abundance je sice v porovnání s ostatními druhy nízká, i přes to chrostíci tvoří velice stabilní složku makrozoobentosu těchto potoků, a udržují si stabilní populaci v průběhu let. To je bezpochyby způsobeno jejich vysokou druhovou diverzitou, různými nároky na prostředí i délkou vývoje. Některé druhy žijí ve vodě i několik let.
Dvoukřídlí (Diptera) V Bukovém a Horském potoce je jejich zastoupení nižší, na rozdíl od Mlýnského potoka. Provedená revitalizace Mlýnského potoka umožnila vybudováním tůní vyšší množství ploch, kde se může usadit sediment a snížit rychlost proudu. Díky tomu je abundance dvoukřídlých na Mlýnském potoce nejvyšší.

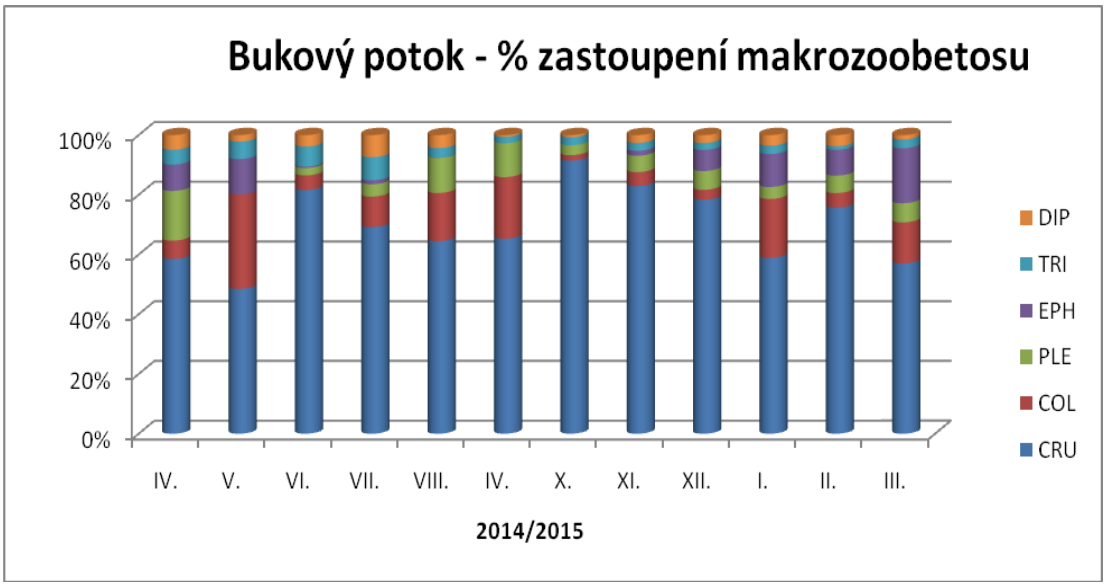
Na všech třech potocích byl navíc zaznamenán výskyt plžů (Gastropoda), střechatek (Megaloptera), ploštěnek (Turbellaria) a máloštětinatců (Oligochaeta). Tyto skupiny však byly v porovnání s výše zmíněnými zastoupeny v malém počtu (viz. přílohy, tabulky č. 3,4,5).

Mezi Bukovým, Horským a Mlýnským potokem byly zaznamenány menší rozdíly v zastoupení jednotlivých skupin makrozoobentosu v rámci jednoho roku.
Procentické zastoupení jednotlivých skupin klesalo koncem léta a na podzim a rostlo koncem zimy a počátkem jara.

- Ze všech potoků byla zaznamenána nejnižší abundance v Bukovém potoce (viz. Přílohy, tabulka č. 3). Následoval Horský potok a nejvíce oživen, co do počtu jedinců, je Mlýnský potok.
- Nejvíce makrozoobentosu bylo odebráno v srpnu a na podzim-abundance byla tvořena hlavně blešivcem potočním (*Gammarus fossarum*), protože se snížil počet zástupců temporální fauny.
- Srovnáme-li % zastoupení pošvatek a jepic je jejich abundance vyšší na Horském a Bukovém potoce než na Mlýnském (viz. výsledky, tabulka č.4).

Bukový potok

Bukový potok má ze zkoumaných potoků nejvyrovnanější % poměr mezi jednotlivými skupinami makrozoobentosu. Je to ale dáno tím, že populace nejčastějšího druhu – blešivce potočního (*Gammarus fossarum*) je zde v porovnání s Horským a Mlýnským potokem početně nejslabší (viz. přílohy, tabulka č.3). Nejvíce blešivců je ve zdejších vodách na podzim a na začátku zimního období. V jarních měsících, kdy je druhová diverzita makrozoobentosu nejvyšší jejich zastoupení v celkové abundanci klesá až na 48% (květen). V porovnání s říjnem, kdy je jejich podíl 91%.

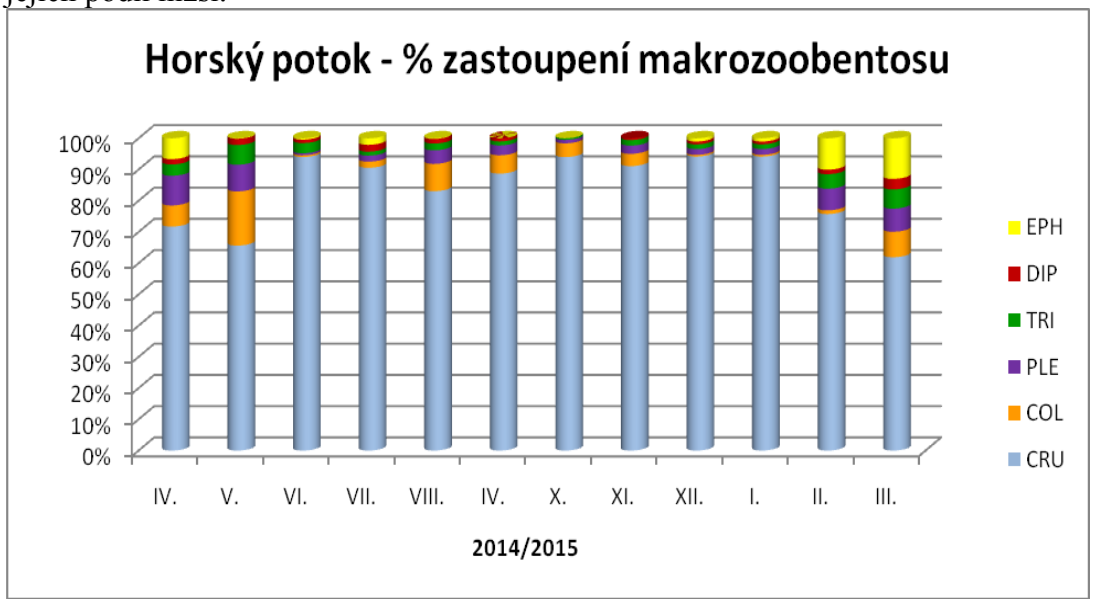


Graf č.1.

Vysvětlivky: TRI – Trichoptera (chrostíci), COL – Coleoptera (brouci), PLE – Plecoptera (pošvatky), OLI – Oligochaeta (maloštetinatci), DIP – Diptera (dvoukřídlí), EPH – Ephemeroptera (jepice), CRU – Crustacea (korýši).

Horský potok

V Horském potoce se vyskytují stejné skupiny bentických organismů jako v Bukovém a Mlýnském potoce, avšak početně zde po většinu roku jasně dominují blešivci potoční (*Gammarus fossarum*), vyskytují se zde více než v dvojnásobném počtu oproti Bukovému potoku. (viz. přílohy, tabulka č.4). Pouze v jarním období je jejich podíl nižší.

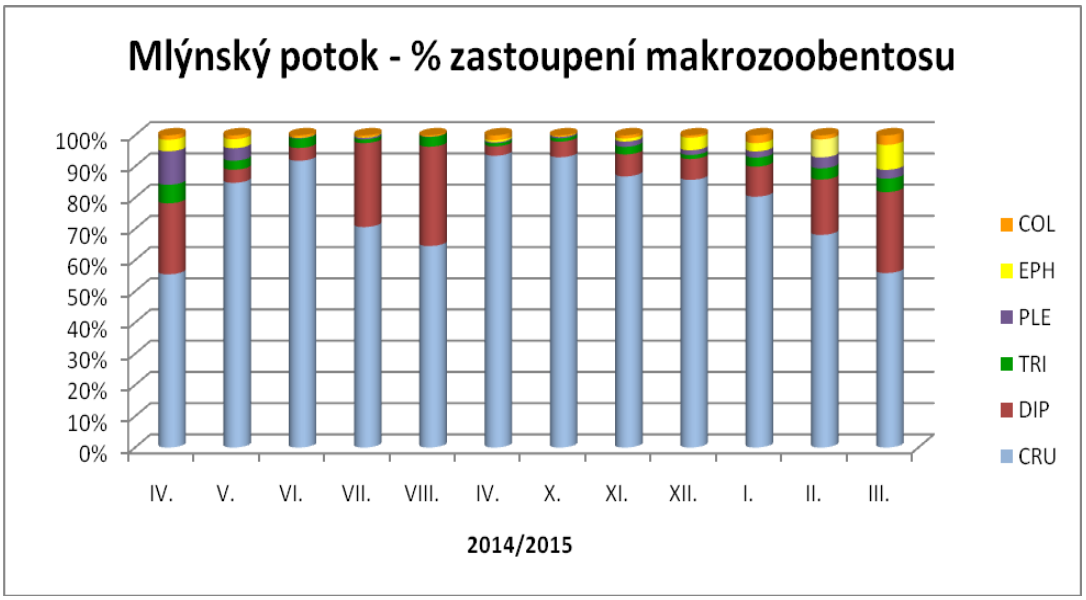


Graf č.2

Vysvětlivky: TRI – Trichoptera (chrostíci), COL – Coleoptera (brouci), PLE – Plecoptera (pošvatky), OLI – Oligochaeta (maloštetinatci), DIP – Diptera (dvoukřídlí), EPH – Ephemeroptera (jepice), CRU – Crustacea (korýši).

Mlýnský potok

V Mlýnském potoce naprosto dominují blešivci potoční (*Gammarus fossarum*). (viz. přílohy, tabulka č.5), čímž zkreslují grafické znázornění abundance druhů. Vysoký počet dvoukřídlých v letních měsících je ovlivněn vývojovými cykly pakomárů, kteří tvoří dominanatní složku. Na podzim ukončují druhou generaci v roce a tím pádem jsou jejich počty v letních měsících vyšší v porovnání s ostatními měsíci.



Graf č.3

Vysvětlivky: TRI – Trichoptera (chrostíci), COL – Coleoptera (brouci), PLE – Plecoptera (pošvatky), OLI – Oligochaeta (maloštetinatci), DIP – Diptera (dvoukřídlí), EPH – Ephemeroptera (jepice), CRU – Crustacea (korýši).

V roce 2013 i 2014 byl druhově nejbohatším potokem Mlýnský potok. V roce 2013 byla na Mlýnském potoce v jarním odběru 25 taxonů a v podzimním 22. V roce 2014 se tento počet zvýšil na 31 taxonů na jaře a 25 na podzim. Největší nárůst druhové rozmanitosti byl zaznamenán v Bukovém potoce, který se druhovou rozmanitostí téměř vyrovnal Mlýnskému potoku. V roce 2013 bylo na Bukovém potoce v jarním odběru 12 taxonů a v podzimním 34. O rok později to bylo 34 taxonů na jaře a 20 na na podzim. Největší druhová diverzita byla v tomto potoce zaznamenána u chrostíků. Naopak nejméně druhů bylo zaznamenáno v Horském potoce, kde bylo v roce 2013 determinováno 8 taxonů na jaře a 16 taxonů na podzim. V roce 2014 se diverzita zvýšila na 17 taxonů na jaře a 16 na podzim. I přes toto mírné zvýšení patří Horský potok mezi druhově chudší toky.

2013	Bukový		Horský		Mlýnský	
	16.5.2013	**9.10.2013**	**16.5.2013**	**9.10.2013**	**16.5.2013**	**9.10.2013**
Jepice	2	3	0	0	2	3
Pošvatky	3	10	2	2	10	1
Brouci	1	3	1	2	0	3
Chrostíci	2	12	4	10	10	10
Dvoukřídlí	4	6	1	2	3	5
Celkem	**12**	**34**	**8**	**16**	**25**	**22**

Tabulka č.4. Počty taxonů jednotlivých skupin makrozoobentosu na zkoumaných potocích za rok 2013.

2014	Bukový		Horský		Mlýnský	
	5.5.2014	**8.10.2014**	**5.5.2014**	**8.10.2014**	**16.6.2014**	**7.10.2014**
Jepice	5	1	1	1	4	2
Pošvatky	10	8	0	7	6	4
Brouci	1	2	1	0	5	4
Chrostíci	15	7	13	5	12	8
Dvoukřídlí	3	2	2	3	4	7
Celkem	**34**	**20**	**17**	**16**	**31**	**25**

Tabulka č.5. Počty taxonů jednotlivých skupin makrozoobentosu na zkoumaných potocích za rok 2013.

Přehled všech druhů, které byly v těchto potocích odebrány je v přílohách, tabulky č. 11, 12 a 13.

6.1 Porovnání s přecházejícími roky

Porovnal jsem zjištěná data s daty od roku 2005, bohužel ne na všech potocích byl odběr uskutečněn ve stejných měsících. Vždy jsme brali součet jarního a podzimního odběru v jednotlivých letech. Zjistil jsem, že početnost blešivce potočního (*Gammarus fossarum*) ze skupiny Crustacea na všech sledovaných lokalitách stoupá.

Bukový potok

V Bukovém potoce bylo zaznamenáno vedle nárůstu blešivce potočního (*Gammarus fossarum*) větší zastoupení brouků (*Coleoptera*). Statisticky významný úbytek ($F=11.38, p=0.0397$) (viz. přílohy, graf č.4) byl zjištěn u pošvatek (*Plecoptera*). Stavy jepic (*Ephemeroptera*) vykazují větší meziroční výkyvy. Tato změna může být způsobena časnějším nástupem jara v jednotlivých letech a tím dochází k posunu výletu imág. Grafické znázornění je také zkresleno kvůli vysokým počtům blešivců, kteří početně naprosto převyšovali všechny ostatní druhy dohromady. To je například

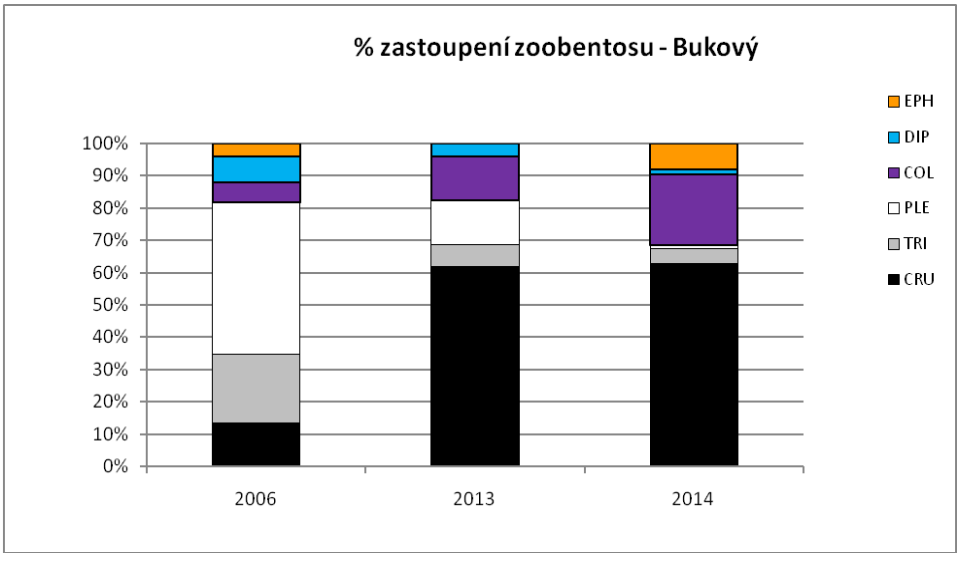
případ chrostíků (*Trichoptera*) jejichž počty jsou více méně konstantní, ale v grafu ubývají kvůli rostoucímu počtu ostatních skupin (viz. graf č.4).

Horský potok

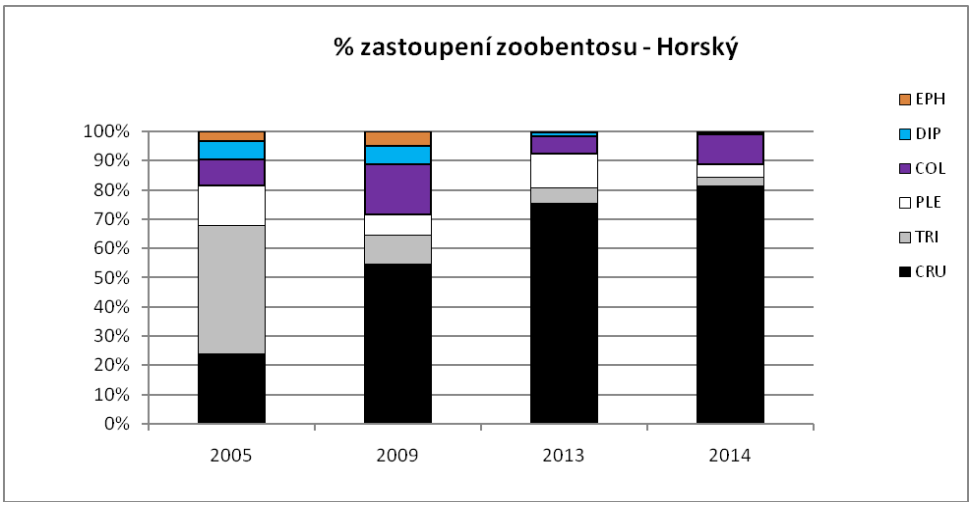
V Horském potoce byl zaznamenán statistický významný rozdíl (F=120,21, p=0.0013) v zastoupení jepic (Ephemeroptera) (viz. přílohy, graf č. 5). Dále se také snížil počet chrostíků. Zastoupení pošvatek a brouků je víceméně stálé, ale snížil se počet dvoukřídlých (viz. graf č. 5). Horský a Bukový potok je charakterizován rychlým prouděním, tok v této části postrádá tůně a klidné části, které by vyhovovali zástupcům této skupiny.

Mlýnský potok

V Mlýnském potoce se mírně zvýšila početnost zástupců skupiny Chironomidae (*Diptera*), kterých přibývá na úkor brouků (*Coleoptera*) a chrostíků (*Trichoptera*), viz. graf č. 6. Narozdíl od Bukového a Horského potoka, nebyla tato změna statisticky průkazná.

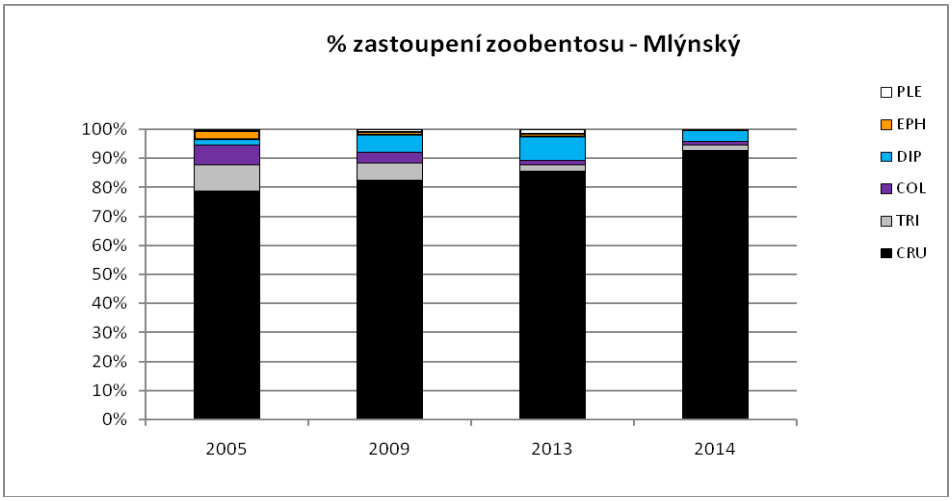


Graf č.4. Meziroční porovnání % zastoupení vybraných skupin makrozoobentosu na Bukovém potoce. Vysvětlivky: TRI – Trichoptera (chrostíci), COL – Coleoptera (brouci), PLE – Plecoptera (pošvatky), OLI – Oligochaeta (maloštetinatci), DIP – Diptera (dvoukřídlí), EPH – Ephemeroptera (jepice), CRU – Crustacea (korýši).



Graf č.5. Meziroční porovnání % zastoupení vybraných skupin makrozoobentosu na Horském potoce.

Vysvětlivky: TRI – Trichoptera (chrostíci), COL – Coleoptera (brouci), PLE – Plecoptera (pošvatky), OLI – Oligochaeta (maloštetinatci), DIP – Diptera (dvoukřídlí), EPH – Ephemeroptera (jepice), CRU – Crustacea (korýši).



Graf č. 6. Meziroční porovnání % zastoupení vybraných skupin makrozoobentosu na Mlýnském potoce.

Vysvětlivky: TRI – Trichoptera (chrostíci), COL – Coleoptera (brouci), PLE – Plecoptera (pošvatky), OLI – Oligochaeta (maloštetinatci), DIP – Diptera (dvoukřídlí), EPH – Ephemeroptera (jepice), CRU – Crustacea (korýši).

6.2 Druhové složení makrozoobentosu v letech 2013/2014 a meziroční srovnání.

Korýši (*Crustacea*): Z této skupiny byl na sledovaných lokalitách přítomný blešivec potoční (*Gammarus fossarum*), který byl na všech lokalitách a všech odběrech dominantním druhem.

Bukový potok

Jepice (*Ephemeroptera*):

1. Jarní odběr: *Baetis alpinus*
2. Podzimní odběr: *Baetis sp. Ecdyonorus submontanus, Baetis rhodani.*

Oproti rokům 2005/2006 přibylo 6 nových druhů, z nichž jsou nejpočetnější *Ecdyonorus submontanus* a *Baetis rhodani*.

Pošvatky (*Plecoptera*):

1. Jarní odběr: *Leuctra nigra, Isoperla sp., Protonemura sp. juv.*
2. Podzimní odběr: *Leuctra juv.sp., Diura bicaudata, Leuctra braueri, Leuctra nigra.*

Oproti rokům 2005/2006 přibylo 8 nových druhů, z nichž nejpočetnější jsou *Leuctra alpina, Leuctra braueri* a *Leuctra nigra*. Naopak nebyl zjištěn výskyt dříve přítomných *Brachyptera risi* a *Protonemura mayeri.*

Brouci (*Coleoptera*):

1. Jarní odběr: *Limnius perrisi.*
2. Podzimní odběr: *Limnius perrisi.*

Oproti rokům 2005/2006 přibyly dva nové druhy brouků. *Esolus sp. a Oreodytes sanmarki.* A nebyla zjištěna přítomnost druhu *Elmis sp.*

Chrostíci (*Trichoptera*):

1. Jarní odběr: *Drusus annulatus, Limnephilidae juv., Apatania fimbriata.*
2. Podzimní odběr: *Rhyacophila fascata, Apatania fimbriata.*

Oproti rokům 2005/2006 přibylo 23 nových druhů, z nichž je nejpočetnější *Apatania fimbriata*, ostatní druhy byly zjištěny v řádech jednotlivců. Naopak nebyla zjištěna přítomnost dříve přítomných druhů *Lithax niger* a *Potamophylax migrirornis.*

Dvoukřídlí (*Diptera*):

1. Jarní odběr: *Chironomidae.*
2. Podzimní odběr: *Eleophila* sp., *Simulidae* g. sp.

Oproti rokům 2005/2006 přibylo 5 nových druhů, z nichž je nejpočetnější *Eloeophila sp.* Naopak nebyl zaznamenán druh *Hexatoma sp.*, který zde byl dříve přítomný.

Horský potok

Jepice (*Ephemeroptera*):

1. Jarní odběr: *Rhithrogena* sp.
2. Podzimní odběr: *Baetis* sp.

Oproti rokům 2005/2006 přibyl jeden druh *Rhithrogena sp.* Naopak nebyl zaznamenán výskyt dříve přítomných druhů *Baetis vernus, Baetis niger, Habrophlebia lauta juv., Leptophlebia sp.*, a *Siphlonurus lacustris.*

Pošvatky (*Plecoptera*):

1. Jarní odběr: *Diura bicaudata.*
2. Podzimní odběr: *Diura bicaudata, Isoperla juv. sp, Leuctra sp.*

Oproti rokům 2005/2006 přibyly dva nové druhy, které ale nejsou početně významné. Nebyl zaznamenán druh *Nemoura sp.*, jehož abundance byla ale nevýznamná (1ks v roce 2006).

Brouci (*Coleoptera*):

1. Jarní odběr: *Elmis sp., Limnius perrisi.*
2. Podzimní odběr: *Limnius perrisi.*

Oproti rokům 2005/2006 nepřibyl žádný nový druh brouků. Naopak nebyl zaznamenán výskyt dříve přítomného *Brachyptera risi*.

Chrostíci (*Trichoptera*):

1. Jarní odběr: *Allogamus auricolis, Drusus anulatus, Limnephilidae juv.*
2. Podzimní odběr: *Allogamus uncatus, Allogamus auricolis, Sericostoma cf. personatum, Halesus cf. digitatus.*

Oproti rokům 2005/2006 přibylo 11 druhů chrostíků, z nihž nejpočetnějším je *Allogamus auricolis.* Naopak nebyl zaznamenán výskyt sedmi dříve přítomných druhů. Nejpočetnější znich byly druhy *Allogamus sp.*, *Anitella obscurata* a *Chaetopteryx sp.* Ostatní druhy byly zastoupeni v řádech jedinců.

Dvoukřídlí (*Diptera*):

1. Jarní odběr: *Chironomidae.*
2. Podzimní odběr: *Chironomidae.*

Oproti rokům 2005/2006 přibyly 4 druhy, z nichž nejpočetnější jsou *Chironomidae.* Nebyl zaznamenán výskyt dříve přítomných druhů *Hexatoma sp.* a *Tipula sp.*

Mlýnský potok

Jepice (*Ephemeroptera*):

1. Jarní odběr: *Ephemerella mucronata, Habrophlebia lauta, Leptophlebia, Siphlonurus lacustris, Sialis fuliginosa.*
2. Podzimní odběr: *Baetis juv., Habrophlebia lauta, Sialis fuliginosa.*

Oproti rokům 2005/2006 přibylo 7 nových druhů jepic, z nichž je nejpočetnější *Habrophlebia lauta.* Naopak nebyl zaznamenán výskyt dříve přítomných 6 druhů, z nichž nejpočetnější byly druhy *Rhitrogena loyolaea* a *Beatis sp.*

Pošvatky (*Plecoptera*):

1. Jarní odběr: *Nemoura juv., Leuctra juv., Siphonoperla.*
2. Podzimní odběr: *Nemoura juv., Leuctra juv.*

Oproti rokům 2005/2006 přibylo 13 nových druhů pošvatek, z nichž jsou početně nejvýznamnější druhy *Nemoura juv., Leuctra nigra* a *Protonemoura intricata*. Naopak nebyl zaznamenán výskyt dříve přítomných dvou druhů *Diura bicaudata juv.* a *Isoperla sp.*

Brouci (*Coleoptera*):

1. Jarní odběr: *Agapetus sfuscipes, Elmis sp., Limnius perrisi.*
2. Podzimní odběr: *Limnius perrisi, Oreodytes sanmarki.*

Oproti rokům 2005/2006 přibyly 4 nové druhy, z nichž jsou nejpočetnější *Agapetus sfuscipes* a *Limnius permisi.* Naopak nebyl zaznamenán výskyt 3 druhů, které ale byly zaznamenáni v řádech jednotlivců.

Chrostíci (*Trichoptera*):

1. Jarní odběr: *Drusus annulatus, Chaetopteryx villosa, Limnephilidae.*
2. Podzimní odběr: *Acrophylax Cerberus*

Oproti rokům 2005/2006 přibylo 16 nových druhů chrostíků. Mezi nejpočetnější patří *Drusus annulatus, Chaetopteryx villosa* a *Limnephilidae.* Naopak nebyl zaznamenán výskyt dříve přítomných 6 druhů, z nichž byl nejvýznamnější *Potamophylax nigricornis*.

Dvoukřídlí (*Diptera*):

1. Jarní odběr: *Chironomidae.*
2. Podzimní odběr: *Chironomidae.*

Oproti rokům 2005/2006 přibyly 4 nové druhy, z nichž nejpočetnější je *Eloeophila sp.*

6.3 Druhové zastoupení podle indexu LcpEPTAbu (EPT Abu)

V dolní tabulce je vidět výpočet dominance druhů za pomoci metody **LcpEPTAbu (EPT Abu)** Metoda udává procentuální zastoupení jedinců skupin Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (jepice, pošvatky, chrostíci), s ohledem k celkové abundanci organismů.
Výsledky jsou porovnávány se **Svačinou, 2011**, který odebíral na stejných lokalitách bentos v letech 2009-2010.

Mlýnský potok	Počet nalezených organismů	Počet taxonů	Dominance druhu	Lep EPT Abu
10.9.2009	4145	30	83% G. fossarum	6.75%
9.6.2010	241	22	68% G. fossarum	20,70%
16.6.2014	4769	31	92% G. fossarum	3,29%
9.10.2014	4106	22	92% G. fossarum	2,41%
Horský potok				
10.9.2009	273	22	43% G. fossarum	18,30%
9.6.2010	360	19	68% G. fossarum	25,50%
5.5.2014	2457	17	81% G. Fossarum	4,31%
8.10.2014	2948	16	89% G. Fossarum	4,44%
Bukový potok				
10.9.2009	1248	15	38% G. fossarum	20,20%
8.10.2014	1429	20	65% G.fossarum	13,50%

Tabulka č.6.

Při porovnání počtu taxonů z minulých let zjistíme, že se druhová rozmanitost postupně zvyšuje na Mlýnském a Bukovém potoce, na Horském potoce nebyl tento trend patrný.
Z této tabulky je jasně vidět trend nárůstu počtu blešivců potočních (*Gammarus fossarum*) a poklesu procentuálního zastoupení jedinců skupin Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (jepice, pošvatky, chrostíci) vyjádřeného indexem Lep EPT Abu. O tomto trendu jsem se již zmiňoval ve výsledcích (grafy č. 4,5,6). To ale neznamená, že by docházelo k poklesu druhové rozmanitosti v těchto tocích. Spíše naopak viz. tabulka č.4 a 5, které jsou uvedeny výše.

6.4 Složení skupiny dvoukřídlích (*Diptera*)

Na všech třech sledovaných potocích tvořili největší % podíl na celkové abundanci dvoukřídlých pakomáři.
Zástupci čeledi *Chironomidae* tvoří až 82 % všech dvoukřídlých **(Urban, 1999).**
Kolísání abundance dvoukřídlých je způsobeno jejich vývojovými cykly. Např. *Prodiamesa olivacea* vylétá v dubnu a květenu a v září a říjenu. **(Armitage, 1995)**
V následujících měsících pak nastává pokles abundance dvoukřídlých. (výsledky, graf č.1 a 3).
V klidných úsecích těchto potoků dochází k tvorbě bahnitých sedimentů, které jsou posléze osidlovány druhy vázanými na bahnitý substrát, mezi které patří především pakomárovití (Chironomidae), bahnomilky (Limnophilinae) a tiplice (Tipulidae). Jsou zde hojně zastoupeni i muchničkovití (Simulidae) charakterističtí pro živinově bohatší vody. Muchničkovití tvořili v jarních měsících na Mlýnském potoce téměř 50% z dvoukřídlých. V létě byla již abundance dvoukřídlých tvořena téměř pouze larvami pakomárů. Pakomáři jsou charakterističtí svou vysokou početností a odolností, a proto se dá očekávat zvyšování jejich podílu na celkové abundanci.

V Bukovém potoce nejsou dvoukřídlí významnou skupinou bentických organismů. Je to způsobeno nevhodným charakterem dna tohoto potoka pro tuto skupinu organismů. Kromě muchniček (*Simulidae*) a pakomárů (*Chironomidae*) se zde také vyskytují bahnomilky (*Limonidae*).

V Horském potoce se vyskytují stejné jako v Bukovém potoce, ale jejich abundance je ještě nižší.
Mlýnský potok se vyznačuje oproti Bukovému a Horskému potoku vysokou abundancí dvoukřídlých. Nejvyšší abundance pakomárů (*Chironomidae*) byla zaznamenána v letních měsících. Dále se Mlýnský potok vyznačuje vyšší abundancí muchniček (*Simulidae*), které v jarních měsících pakomáry dokonce početně převyšují.
V tabulkách č. 4,5 a 6 jsou zvýrazněny dominantní skupiny dvoukřídlých.

Tabulka č.4. Druhové složení dvoukřídlých na Bukovém potoce.

TAXON 2014	2.4.2014	5.5.2014	16.6.2014	21.7.2014	21.8.2014	24.9.2014	8.10.2014	21.11.2014	11.12.2014	27.1.2015	25.2.2015	17.3.2015
Simulidae	6	5	3	11	23	0	0	4	4	4	0	2
Dixa	0	1	0	1	0	0	0	0	3	0	0	1
Chironomidae	21	18	10	19	29	0	0	5	0	6	21	2
Limoniidae	18	16	22	26	25	8	6	20	25	4	0	0
Muscidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0
suma	45	40	35	58	77	8	6	32	34	15	21	5

Tabulka č.5. Druhové složení dvoukřídlých na Horském potoce.

TAXON 2014	2.4.2014	5.5.2014	16.6.2014	21.7.2014	21.8.2014	24.9.2014	8.10.2014	21.11.2014	11.12.2014	27.1.2015	25.2.2015	17.3.2015
Simulidae	3	0	3	13	4	4	0	0	3	4	4	4
Dixa	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Chironominae	11	22	5	21	25	20	0	10	3	10	3	16
Limoniidae	21	33	19	31	6	5	5	10	15	6	4	9
Muscidae	0	0	0	2	0	0	1	0	0	2	0	0
Ceratopogonidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
suma	36	57	27	67	35	29	6	20	21	22	12	30

Tabulka č.6. Druhové složení dvoukřídlých na Mlýnském potoce.

TAXON 2014	2.4.2014	5.5.2014	16.6.2014	21.7.2014	21.8.2014	24.9.2014	8.10.2014	21.11.2014	11.12.2014	27.1.2015	25.2.2015	17.3.2015
Simulidae	9	12	2	32	3	10	0	13	109	36	47	114
Dixa	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Chironomidae	455	62	174	1114	1139	108	243	92	61	26	122	83
Limoniidae	32	9	19	11	14	10	3	3	7	11	9	14
Ceratopogonidae	0	2	0	0	1	1	0	5	0	1	0	0
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
suma	496	85	195	1157	1157	129	246	117	178	74	178	211

7 Diskuze

Tekoucí vody na území Šumavy jsou významné pro svou vysokou kvalitu. Vlastnosti vody jako je vodivost, tvrdost a koncentrace iontů dusíku, fosforu, chloru a vápníku jsou několikanásobně nižší než v jiných chráněných oblastech České republiky **(Růžičková, 1998).**

Vodivost je jedním ze základních parametrů pro určování jakosti vody **(Tomková, 2010).**
Obecně by šumavské vody měly mít nižší hodnoty vodivosti v porovnání se zbytkem České republiky. Například v řece Křemelná se hodnoty vodivosti pohybují mezi 15,5 – 40 μ $S.cm^{-1}$ **(Sukop, 2009).**
Námi naměřené hodnoty jsou podobné těm, které naměřil **Vácha, 2014**, ten statisticky porovnával tyto tři potoky v letech 2008 – 2013 a zjistil, že vodivost Mlýnského potoka byla výrazně vyšší než vodivost Horského a Bukového potoka. Všechna povodí se od sebe v hodnotách vodivosti statisticky průkazně lišily (viz. Přílohy, graf č. 1). Velký vliv zde hraje procentický podíl zalesnění jednotlivých povodí. Bukový a Horský potok mají díky vyššímu procentu zalesnění menší odnos látek než je u Mlýnského. Povodí Mlýnského potoka prochází extenzivními pastvinami. Způsobu a intenzita hospodaření mají vliv na hodnoty rozpuštěných látek ve vodě.
Růžičková, 1998 zjistila, že toky na Šumavě, které se vyznačují vyšší vodivostí mají vyšší diverzitu makrozoobentosu v porovnání s toky, které mají vodivost v normě (40-50 μ $S.cm^{-1}$).
Závěrečná zpráva LAE **(Brom, 2014)** udává trend poklesu vodivosti na Mlýnském potoce od roku 1996 do současnosti, (viz. přílohy, graf č. 6).

Hodnoty pH se ve zkoumaných potocích od sebe příliš neliší. pH se pohybuje v hodnotách od 6 – 6,5. Je patrný mírné zvyšování pH k neutrální hodnotě 7 během let 2014/2015. V Mlýnském potoce se průměrné naměřené hodnoty v roce 2013/2014 shodují s **Procházkou, 2006.** Hodnoty pH jsou v rozmezí 5,8 – 6,9 oproti 4,5 ve srážkové vodě. To je společně s vodivostí odrazem vyplavování alkálií z půdního profilu **(Procházka et. al. 1999).** Celkový trend pH je pak ve fázi mírného vzestupu od roku 1996 **(Brom et al., 2014)**. (přílohy, tabulka číslo 6).
V hodnotách pH jsou tyto toky podobné ostatním šumavským tokům. Například průměrná hodnota pH na řece Křemelné je 6,2. **(Růžičková et. al. 2000).** Hodnoty ale vykazují sezonní nestabilitu. Především při jarním tání sněhu, kdy hodnota pH klesá, protože dešťová voda má pH nízké (3,3 – 6,3) (**Sukop, 2009).**

Nejvyšší hodnoty alkality jsme naměřili v Mlýnském potoce, Bukový a Horský potok měli hodnoty alkality podobné. Námi zjištěné hodnoty alkality jsou podobné těm, které zjistil **Procházka, 2009** Celkový trend alkality na Mlýnském potoce je klesající **Brom et al., 2014** (viz. přílohy, graf č. 7).

Při porovnání sezonního zastoupení jednotlivých dominantních skupin zoobentosu docházelo v jarních a letních měsících na všech třech sledovaných potocích k poklesu početnosti temporárních druhů, hlavně jepic (Ephemeroptera) a pošvatek (Plecoptera). Tento proces souvisí s rozvojem temporární chladnomilné fauny. Jejich abundance dosahuje vrcholu v době, kdy končí období růstu. Maximum rozvoje nastává v zimě a na jaře, od dubna do června mizí z potoků mnoho druhů hmyzu a objevují se teprve pozdě na podzim. **(Sukop 1984).**
Stejně jako **Černý, 2007,** který se věnoval stejným potokům, jsem došel k závěru, že je patrné, že v jarním a letním období se v potoce vyskytuje mnohem více druhů než je tomu na podzim, i když abundance zůstává podobná.
Nepotvrdila se převaha temporárních, neboli přechodných druhů (jepice, pošvatky, chrostíci aj.) nad druhy permanentními, neboli stálými (červi, blešivci, měkkýši), jak uvádí **Sukop, 1984.**
Převaha temporálních druhů byla typická v roce 2005-2006 pro Bukový a Horský potok. Od roku 2009 začínají převažovat pernamentní druhy. **Svačina, 2009** uvádí procentické zastoupení dominantního druhu *Gammarus fossarum* na těchto dvou potocích přes 50%. V Mlýnském potoce převažují permanentní druhy od roku 2005 a společenstvo makrozoobentosu je od tohoto roku poměrně stabilní.

Druhové zastoupení bylo na zkoumaných potocích podobné, mírně odlišný byl i v tomto případě Mlýnský potok. Stejně jako uvádí **Černý, 2007,** druhovým složením jsou si blíže potoky Horský a Bukový.
Druhové složení a abundanci toků velmi ovlivňují i břehové porosty a vodní makrofyta. Ve sledovaných úsecích Bukového a Horského potoka nejsou vodní makrofyta rozvinuta do takové míry jako na Mlýnském, kde v letních měsících zarůstají i velkou část koryta. **Urban, 1999** zjistil, že toky s vodními makrofyty mají několikanásobně vyšší abundanci makrozoobentosu, než toky, které procházejí skrze lesní porosty. Vliv vegetace na druhové složení také potvrzuje **Poepperl, 1999.**

Při srovnání taxonů, které uvádí **Černý (2007) a Svačina (2011)** s mými výsledky z let 2013/2014 (výsledky, tabulka č. 4 a 5) jsem zjistil, že počty jednotlivých taxonů během let stoupají. Druhově nejbohatším tokem je Mlýnský potok. To potvrzují oba výše zmínění autoři. Následuje ho Bukový potok a nejméně druhově bohatý je Horský potok. Co se týče druhové rozmanitosti, tak se v letech 2013 a 2014 Bukový potok téměř vyrovnal potoku Mlýnskému.
Potoky Bukový, Horský a Mlýnský odpovídají svým charakterem a druhovým složením hornímu úseku pstruhového pásma (epiritrial). Epiritrial volně navazuje na pramenné úseky. V těchto tocích se vyskytují bentické organismy patřící do skupiny crenoxenních organismů. Ty mohou být dočasně přítomné v pramenech, ale většinou žijí níže po proudu (**Sládečková, 1999).**

Druhově nejpestřejší skupinou byly chrostíci (Trichoptera), kteří se vyskytují na všech zkoumaných tocích a vykazují největší druhovou diverzitu. Chrostíci patří k běžným druhům horských a podhorských potoků a říček **(Chvojka, 2008).** Nejhojnějším druhem chrostíků byl *Drusus annulatus* který se na zkoumaných lokalitách začal vyskytovat ve větší míře až v posledních letech. *Drusus annulatus* je

podle **Horeckého, 2002** acidosenzitivním druhem. Je možné, že jeho výskyt je způsoben zvyšováním hodnoty pH.
Naopak jednou z druhově nejchudších skupin jsou brouci (Coleoptera). Vyskytovali se zde hlavně zástupci čeledí *Elmis, Esolus a Limnius*. Jedná se o typické čeledi šumavských toků **Svobodová, 2010.**
Druhově nejchudší jsou korýši (Crustacea). Vyskytuje se zde pouze jeden druh - *Gammarus fossarum*. **Zelinka & Kubíček (1982)** uvádějí, že podle saprobních tabulek je *G. fossarum* typický pro xeno- a oligo- saprobní úseky toků, roztroušeně se vyskytuje také v beta-mezosaprobních úsecích. **Giller & Malmquist (1998)** řadí zástupce čeledi Gammaridae mezi omnivory, kteří se živí převážně mrtvým organickým materiálem a perifytonem, na které jsou sledované bohaté.

Ichtyofauna

Na procentickém zastoupení jednotlivých skupin makrozoobentosu se do značné míry podílí predační tlak ryb. V Bukovém a Horském potoce se vyskytuje pstruh obecný potoční (*Salmo trutta fario*), v Mlýnském potoce se vyskytuje kromě pstruha i vranka obecná (*Cotus* Gobio) **(Svačina, 2011).** Sledované toky patří do pstruhového pásma. Voda je zde oligotrofní. Podle statistického vyhodnocení, které prováděl **Černý, 2007** je nejvyšší ichtyomasa v Mlýnském potoce, něco nižší je v Bukovém potoce a nejmenší množství ichtyomasy byly zaznamenány v Horském potoce. Podle **(Broma et al, 2014)** se počet ryb na Mlýnském potoce v posledních letech stabilizuje, i když oproti rokům po revitalizaci došlo k poklesu jejich početnosti (viz přílohy, graf č. 2 a 3). Početní i velikostní variabilita populace ryb se od provedené revitalizace v roce 1998 stabilizovala a ovlivňují ji pouze extrémní vodní poměry. Ve sledovaném úseku Mlýnského potoka oba druhy (*Salmo trutta fario* a *Cottus* gobio) vykazují eudominantní, případně dominantní početnost.

V letech 2001 a 2002 byla abundance vranky a pstruha nejvyšší. V letech 2005/2006 a 2013/2014 byla jejich abundance nízká. (přílohy, graf č. 2 a 3). I když to není statisticky potvrzené, domnívám se, že pokles abundance rybí obsádky se odrazil na zvýšené abundanci zoobentosu. Jak uvádí Zelinka **(1971)** hlavní potravou pstruha jsou vodní bezobratlí, kteří se nacházejí na kamenech v proudu (hlavně Ephemeroptera a Plecoptera), vranky naopak loví bezobratlé, kteří se nacházejí pod kameny a v klidnějších místech dna (Chironomidae, Crustacea) **(Sukop, I., 2009).**
Černý, **2007**, který se věnoval ichtyofauně na Bukovém, Horském a Mlýnském potoce zjistil, že během letních měsíců dochází ke snížení hladiny vody. Zejména na Mlýnském potoce v některých částech toku dochází k zarůstání koryta vegetací a tím se zvyšuje neprůchodnost toku pro ryby (viz. přílohy, fotka č. 3 a 4.) Kvůli nízké početnosti ryb v těchto tocích a zhoršené migrační prostupnosti není v současnosti predační tlak ryb na makrozoobentos v těchto lokalitách významný.

8 Závěr

Na sledovaných tocích dochází k postupnému vyrovnávání pH k neutrální hodnotě 7. Hodnoty vodivosti vykazují trend pomalého poklesu. Nejvyšší hodnota vodivosti byla zjištěna na Mlýnském potoce. Bukový a Horský potok mají hodnoty vodivosti odpovídající šumavským vodám. Hodnoty alkality vykazovali v předešlých letech sestupnou tendenci. V letech 2013/2014 byl však zaznamenán mírný vzestup, který ale není příliš významný. Pokud nedojde k antropogennímu znečištění, nebo zintenzivnění zemědělské činnosti v oblasti, neočekávám zásadní odchýlení od tohoto nastaveného kurzu.

Při hodnocení druhové rozmanitosti na pravobřeží vodní nádrže Lipno jsem zjistil, že druhová diverzita se mění jak v rámci jednoho roku, tak i v průběhu let. A je závislá na vývojových cyklech bentických organismů. Dominantním druhem byl na všech potocích při všech odběrech blešivec potoční (*Gammarus fossarum*). Druhová rozmanitost se zvýšila na dvou ze tří sledovaných toků. Pouze Horský potok v tomto ohledu stagnoval. Druhová diverzita není přímo závislá na abundanci. Nejvyšší abundance byla naměřena v letních měsících, kdy je diverzita nižší.
Na zkoumaných lokalitách dochází v průběhu let ke změně struktury bentického společenstva. Ustupují dříve hojnější jepice a pošvatky a zvyšují se počty zástupců skupin korýšů, dvoukřídlých a brouků. Roste dominance blešivce potočního (*Gammarus fossarum*), který tvoří 50-90 % vzorků. Nejstabilnější skupinou jsou chrostíci (Trichoptera), kteří se vyskytují na všech tocích, mají největší druhovou diverzitu a poměrně stabilní abundanci v porovnání s minulými roky.
Druhově nejbohatší je revitalizovaný Mlýnský potok, který má také největší abundanci celkově odebraného makrozoobentosu. V Mlýnském potoce byl zaznamenán největší výskyt dvoukřídlých, konkrétně muchniček (*Simulidae*) a pakomárů (*Chironomidae*). Vysoká diverzita a abundance makrozoobentosu Mlýnského potoka je způsobena vyšší diverzitou toku (tůně, zákruty, proudné úseky), které vznikly po proběhlé revitalizaci. Dále je významná přítomnost vegetace a vyšší úživnost vody. Kvalita vody je ovlivněna polohou. Tím, že Mlýnský potok protéká přes extenzivně využívané pastviny se liší svým chemickým složením, zejména vysokými hodnotami vodivosti, od Bukového a Horského potoka (hodnoty jsou i dvakrát vyšší).
Na Bukovém potoce byl zaznamenán významný nárůst počtu druhů v letech 2013/2014. I když je abundance makrozoobentosu na tomto toku nízká, množstvím taxonů dohání Mlýnský potok. Abundance blešivců se v Bukovém potoce snížila na úkor těchto druhů. Tento tok je svým charakterem bližší Horskému potoku, protože oba toky prochází lesem a loukami.
Horský potok je druhově nejchudší ze sledovaných toků. Abundancí byl však bohatší než potok Bukový, a to hlavně díky vyššímu počtu odebraných blešivců. Celkově se počet druhů zvyšuje.

V budoucnosti se dá očekávat nárůst abundance dvoukřídlých hlavně na Mlýnském potoce, díky ukládání sedimentů. Další společenstva budou závislá hlavně na vývoji chemických ukazatelů.
Díky sledování populací makrozoobentosu si můžeme udělat komplexní obrázek o stavu konkrétních vodních společenstev. Bohužel nejsou záznamy o stavu bentosu

před revitalizací Mlýnského potoka, takže nelze zhodnotit vliv revitalizace, jako se to povedlo u rybího společenstva.
Poznatky o bentických společenstvech mohou využít i lidé z jiných oborů. Proto si myslím, že jejich sledování spolu s rybí obsádkou by mělo pokračovat i v budoucnu.

9 Použitá literatura

- ADÁMEK, Z., HELEŠIC J., MARŠÁLEK, B., RULÍK, M. (2010): Aplikovaná hydrobiologie, Fakulta rybářství a ochrany vod Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.. 350 s.
- ADÁMEK, Z., JURAJDA, P., (2005): Metodika odlovu a zpracování vzorku rybích společenstev v tocích. Metodiky VKV TGM Praha, ss.9.
- ALBRECHT, J et al., (2003): Českobudějovicko. In:Mackovčin P. a Sedláček M.(eds.): Chráněná území ČR,svazek VIII, 577-733 s.
- AMBROŽOVÁ, J., (2001): Aplikovaná a technická hydrobiologie. VŠCHT Praha, 226 s.
- ANTONÍN, P., (2010): Dynamika ichtyofauny vybraných toků v oblasti CHKO Šumava. BP. Jihočeská univerzita, fakulta rybářství a ochrany vod. 85 s.
- ARMITAGE, P., CRANSTON, P.S., PINDER, L.C.V. (1995): The *Chironomidae*: the biology and ecology of non-Biting Midges. Chapman and Hall, london, United Kingdom, 572 pp.
- BEETON, A.M., EDMONDSON, W.T. (1972): The eutrophication problem. *J.Fish Res. Board Canada, 29, 673-82.*
- BEGON, M., JOHN, L. H., COLIN R. T. (1990): *Ecology: individuals, populations and communities*. 2nd ed. Boston, MA: Blackwell, 945 s. ISBN 0632023449.
- BRAVARD, J. P., ROUX, A. L., AMOROS, C., REYGROBELLET, J. L., (1992): The Rhone River: a large alluvial temperate river. In P J Boon and G E Petts (eds.) The Rivers Handbook.
- BROM, J., et all., (2014): Závěrečná zpráva LAE, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice, 81 s.
- CULEK, M., a kol. (1996): Biogeografické členění České republiky. Enigma, Praha, 348s.
- ČERNÝ, V., (2007): Hodnocení vlivu na životní prostředí - případová studie. Vliv revitalizace potoka na vývoj rybí sukcese. BP, České Budějovice, JU, ZF, 59 s.
- ČIHAŘ, M., ŠVÁTORA, M., (1998): Ichtyofauna vybraných toků v povodí Vydry, Křemelné a Otavy (Národní park a CHKO Šumava). (Ichtyofauna in selected parts of the Vydra, Křemelná and Otava river basins. (Šumava national park and protected landscape area) Silva gabreta 2:267-276 s.

- DANGLES, O., MALMQUIST, B., LAUDON, H., (2004): Naturally acid freshwater ecosystem are diverse and functional: evidence from boreal streams. *Oikos* 104: 149-155 s.
- DUBSKÝ, K., KOUŘIL, J.; ŠRÁMEK, V., (2003): *Obecné rybářství*. Praha: Informatorium. 308 s. ISBN 80-7333-019-9.
- FOECKLER, F., SCHRIMPF, E., (1985): Gammarids instreams of Northeastern Bavaria, F.R.G.11. The different hydrochemical habitats of *Gammarus fossarum* KOCH. 1935 and *Gammarus roeseli* GERVAI1S8 35. - *Arch. Hydrobiol. 104:* 269-286
- HARDEKOPFT, D. W., HORECKÝ, J., KOPÁČEK, J., STUCHLÍK, E., (2008): Predicting long-term recovery of a strongly acidified stream using MAGIC and climate models (Litavka, Czech Republic), Hydrol. Earth Syst. Sci., 12, 479-490s.
- HARTMAN, P., PŘIKRYL, I., ŠTĚDRONSKÝ, E. (1998)- Hydrobiologie. 2., přeprac. vyd. Praha: Informatorium, 335 s.
- HELAN, J., KUBÍČEK, F., LOSOS, B., SEDLÁK, E., ZELINKA M., (1973): Production conditions in the trout brooks of the Beskydy mountains. Folia Fac. Sci. nat. Univ. Purk. Brun., 14, Biologia 38,4:1-103. 213-222s.
- HILDREW, A.G.,ORMEROD, S.J. (1995): Acidification: Causes, consequences and solutions. 147 - 160 s. In: Harper, D.M., Ferguson,A.J.D.(eds.): The ecological basis for river management. John Wiley & Sons Ltd
- HOLMES, N. T. H., (1993): River restoration as an integral part of river managment in England and Wales. In *Contributions to the European Workshop*. Ecological rehabilitation of river floodplains, Arnhem, The Netherlands. 209 s.
- HORECKÝ, J., STUCHLÍK, E., CHVOJKA, P., BITUŠÍK, P., LIŠKA, M., PŠENÁKOVÁ, P., ŠPAČEK, J. (2002): Effects of acid atmospheric deposition on chemistry and benthic macroinvertebrates of forest streams in the Brdy Mts (Czech Republic). Acta Societatis Zoologicae Bohemicae 66: 189 – 203.
- HYNES, H.B.N., (1961): The invertebrate fauna of Welsh mountain stream. Arch. Hydrobiol. 57: 344 - 388.
- HYNES, H.B.N., (1970): The ecology of stream insects. Ann. Rev. Entomol. 15:25 - 42.
- CHÁBERA, S., (1987): Příroda na Šumavě: přírodovědný průvodce. 1. vyd. České Budějovice: Jihočeské nakladatelství, 181 s. republika: monografie. Vyd. 1. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. ISBN 9788073753184
- CHVOJKA., P. (2008): Chrostíci (Trichoptera) Jizerských hor a Frýdlantska. Sborník severočeského Muzea 26: 49 – 77s.
- JUST, T. a kol., (2003): Revitalizace vodního prostředí, Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.
- JŮVA,K., HRABAL, A., TLAPÁK, V., (1984): Malé vodní toky. 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 253 s.
- KALF, J., (2002). Kalff, Jacob. Limnology: inland water ecosystems. New Jersey: Prentice Hall. Vol. 592 s.

- KOČÍ, V., BURKHARD, J., MARŠÁLEK, B. (2000): Eutrofizace na přelomu tisíciletí. In: Eutrofizace 2000 (ed. V. Kočí), pp. 3-13. VŠCHT - fakulta technologie ochrany prostředí, Praha.
- KOKEŠ, J., NĚMEJCOVÁ ,D. (2006): Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou Perla. VÚV TGM, 10 s.
- KOKEŠ, J., VOJTÍŠKOVÁ, D. (1999): Nové metody hodnocení marozoobentosu tekoucích vod. Výzkum pro praxi, VÚV T.G.M. Praha. 55s.
- KOLÁŘ, F., (2012): Ochrana přírody z pohledu biologa: proč a jak chránit českou přírodu. Praha: Dokořán, 213 s.
- KRÁLOVÁ, H. (ed.) (2001): Řeky pro život. Revitalizace řek a péče o nivní biotopy. ZO ČSOP Veronica, Brno, 440 s. ISBN 8023889397.
- LELLÁK, J., KUBÍČEK, F.,(1992): *Hydrobiologie*. 1. vyd. Praha: Karolinum, 256 s. ISBN 8070665300.
- LELLÁK, J., KUBÍČEK, F.(1991): Hydrobiologie. Universita Karlova, Praha, 256 s.
- METCALFE-SMITH, J.L. (1994): Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. In: The Rivers Handbook (Vol. 2). P. Calow and G.E. Petts (eds.). Blackwell Scientific Publications, London, s. 144-170.
- PARKER, J., JOHNSTON, L. A., (2006): The proximate determinants of insect size. Journal of Biology. 5:15 s. doi:10.1186/jbiol47.
- PITTER, P., (1999) : Hydrochemie. 3., přeprac. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 568 s. ISBN 8070803401.
- PIVNIČKA, K., (1981) : Ekologie ryb, odhady základních parametrů charakterizujících rybí populace. 1. vyd. Praha, Univerzita Karlova, 181 s.
- PRIMACK, RICHARD, B., KINDLMANN, P., JERSÁKOVÁ, J., (2001): Biologické principy ochrany přírody. 1. vyd. Praha: Portál, 349 s. ISBN 8071785520.
- PROCHÁZKA, J., BROM, J., VÁCHA, A., MUSIL, M. (2014): Monitoring látkových toků tří malých povodí na Šumavě. In: Brych, K., Tesař, M.: Hydrologie malého povodí 2014. Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, ČHMÚ.
- PROCHÁZKA, J., VČELÁK, V., WOTAVOVÁ, K., ŠTÍCHOVÁ, J., PECHAR L. (2006): Holistic concept of landscape assesment: Case study of three small catchments in Šumava mountains – Ekológia, Bratislava.
- PROCHÁZKA, J., (2004): Hodnocení koloběhu vody, látek a disipace sluneční energie v krajině s různým způsobem hospodaření na příkladu vybraných dílčích povodí: The evaluation of water and matter cycles and dissipation of solar energy in landscape with different management support by examples of selected catchments. 1. vyd. České Budějovice: ZF JU, 56 s.
- PROCHÁZKA, J., HAKROVÁ, P., PRAŽÁKOVÁ, D., PECHAROVÁ, E., POKORNÝ, J., (1999): Hodnocení revitalizace Mlýnského potoka, LAE, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Botanický ústav AV ČR Třeboň, Dukelská 145,CZ-379 82 Třeboň, Česká republika.
- POEPPERL, R. (1999): Emeregence pattern of Diptera in various sections of Northern German lowland stream. Limnologica., 29: 128-136.

- RAPLÍK, M., VÝBORA, P., MAREŠ, K., (1989): *Úprava tokov*. 1. vyd. Bratislava: Alfa, 639 s. ISBN 8005001282.
- RAJCHARD, J., BALOUNOVÁ, Z.,VYSLOUŽIL, D., (2002): *Ekologie*. 1. vyd. České Budějovice: Kopp, 121 s. ISBN 8072321897.
- RŮŽIČKOVÁ, J., HLÁSENSKÝ, I., BENEŠOVÁ, L., PISKÁČOVÁ, L., OČÁSKOVÁ, I. (2000): Chemismus vody v lotických ekosystémech povodí Vydry a Křemelné (NP Šumava) In. Rulík, M., (Ed.): Proc.XIlith Conf., Kouty:320-326.
- RŮŽIČKOVÁ, J., BENEŠOVÁ, L., (1998): Benthic macroinvertebrates as indicators of biological integrity in lotic freshwater ecosystems of large-scale protected area in the Czech republic. Institute for Enviromental Studies, Faculty of Sience, Charles university, Benátská 2, CZ - 128 01 Prague 2, Czech Republic.
- SIMON, O. a kol., (2005): *Živel voda*., Agentura Koniklec, Praha, 400s.
- SLÁDEČEK, V., SLÁDEČKOVÁ, A., (1996): Atlas vodních organismů se zřetelem na vodárenství, povrchové vody a čistírny odpadních vod, 358 s.
- SLÁDEČKOVÁ, A., SLÁDEČEK, V., (1999): Natural communities in running water of the Czech republic. Department of water technology and enviromental engineering, Trojanova 13, 120 00 Prague 2, Czech Republic.
- STRNADOVÁ, I., (1996): Vliv kosení na obnovu degradované louky. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice. 13 s.
- STRAŠKRABA, M., (1953): Předběžná zpráva o rozšíření rodu Gammarus v ČSR. Věstník československé zoologické společnosti, XVII, 3: 212-227 s.

- STRAŠKRABA, M., (1958): Beitrag zur Kenntnis des Verbreitung der Amphipoden in der Tschechoslowakei aus dem zoogeographischen Gesichtspunkt. *Acta Universitae Carolinae-Biologia* 2: 197-208 s.

- SUKOP, I., ŠŤASTNÝ, J., (2009): Sezoní dynamika zoobentosu řeky Křemelné (Šumava, Česká republika). Annual development of the macrozoobentos of the Křemelná river (Šumava Mountains, Czech Republic). Vyd. Mendelova zemědělská univerzita v Brně. Ediční středisko MZLU v Brně. 35s.

- SUKOP, I. (2006): Ekologie vodního prostředí, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně

- SUKOP, I., (1998): Aplikovaná hydrobiologie. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, ISBN 80-7157-290-X. 143 s.
- SUKOP, I., HETEŠA, J., (1984): Aplikovaná hydrobiologie I, Vysoká škola zemědělská, Brno. 105 s.
- SVAČINA, P. (2011): Složení přirozené potravy ryb v přítocích VN Lipno. BP. Jihočeská univerzita, fakulta rybářství a ochrany vod, 63 s.
- SVOBODOVÁ, J., (2010): Změny struktury společenstev makrozoobentosu v podélném profilu acidifikovaných potoků na Šumavě. České Budějovice, 62 l., [13] l. příl.

- ŠACHOVÁ, E., KROUPOVÁ, V., TRÁVNÍČEK, J., KURSA, J., (1999): Stav dusičnanů a fosfátů v tocích na extenzivně obhospodařovaných farmách. Katedra anatomie a fyziologie hospodářských zvířat, Jihočeská univerzita Č. Budějovice, Studentská 13, CZ – 370 05 České Budějovice.
- ŠTĚRBA, O., (1986): Teorie říčního dna. Sborník ze semináře 1. a 2. října: Říční dno, jeho funkce, oživení a ochrana se zvláštním zřetelem na podpovrchovou část dna. Olomouc. 47 s.
- TOMKOVÁ, Z., (2010): Identifikace bodových zdrojů znečištění povrchových vod a jejich kvalifikace na vybraných povodích na Šumavě: diplomová práce = Identification of point sources of surface water pollution and their quantification in selected catchments in the Šumava Mountains. České Budějovice, 71 l., [32] l. tab., fot. příl.

- URBAN., FISHER (1999): Limnologica, Emergence pattern of diptera in various sections of a northern german lowland stream. Ekologie - Zentrum der Universitat Kiel. Kiel, Germany. 128-136 s.
- VÁCHA, A., (2014): Porovnání vodních a látkových toků malých povodí na Šumavě v závislosti na způsobu hospodaření. České Budějovice, 55 l., [7] l. příl.
- VRÁNA, K. a kol (2004): Revitalizace malých vodních toků, Consult Praha. 60 s.
- WALKER, K. F., THOMS, M. C., SHELDON, F., (1992): Effect of weirs on the littoral enviroment of the River Murray, South Australia. 292 s.
- WETZEL, R.G. (2001): Limnology : Lake and river ecosystems. San Diego : Academis press. 1006 s.
- ZELINKA, M., HELAN, J., OPRAVILOVÁ, V., KUBÍČEK, F., BARTÁKOVÁ, O., SEDLÁK, E., LOSOS, B., (1977): Production conditions of the polluted trout brook. *Biologia* (XVIII) 7, 105 s.

- ZELINKA, M., KUBÍČEK, F., (1982): Základy hydrobiologie, Skriptum UJEP Brno, 140 s.

- ŽIVEL VODA, (2005): .1. vyd. Praha: Agentura Koniklec, 293 s.

Databáze:

1.) http://apps.webofknowledge.com/full_record.do?product=UA&search_mode=GeneralSearch&qid=1&SID=S21ZKJc5enF1bjfj6Vn&page=1&doc=1&cacheurlFromRightClick=no

Internetové zdroje:

- http://eagri.cz/public/web/mze/
- http://www.naturabohemica.cz/gammarus-fossarum/
- http://kzr.agrobiologie.cz/natural/data/datatc/vraz_2011_protokol.pdf
- http://ekotoxikologie.sweb.cz/toxlab/knihovna/eutrofizace.htm - KOČÍ, V., BURKHARD, J., MARŠÁLEK, B. (2000): Eutrofizace na přelomu tisíciletí. Ústav chemie ochrany prostředí VŠCHT, Technická 5, 166 28 Praha 6. Botanický ústav Akademie věd, Květná 8, 603 65 Brno
- http://web2.mendelu.cz/af_291_projekty2/vseo/stranka.php?kod=2303
- http://www.enviweb.cz/clanek/voda/60928/smernice-mzp-c-5-2006-o-vydani-pravidel-pro-poskytovani-financnich-prostredku-v-ramci-programu-revitalizace-ricnich-systemu - Směrnice MŽP č. 5/2006 o vydání Pravidel pro poskytování finančních prostředků v rámci Programu revitalizace říčních systémů.

Přílohy

Tabulky:

Tabulka č.1. Výsledky chemie.

Tabulka č.2. Výsledky chemie.

Tabulka č.3. Abundance makrozoobentosu Bukového potoka

Tabulka č.4. Abundance makrozoobentosu Horského potoka

Tabulka č.5. Abundance makrozoobentosu Mlýnského potoka

Tabulka č.6. Trendy vodivosti, pH a alkality.

Tabulka č.7. Průměrné hodnoty alkality v letech 2008 a 2009.

Tabulka č.8. Druhové složení makrozoobentosu Bukového potoka

Tabulka č.9. Druhové složení makrozoobentosu Horského potoka

Tabulka č.10. Druhové složení makrozoobentosu Mlýnského potoka

Fotky:

Foto č.1. Závěrný profil povodí Horského potoka s automatickým měřením výšky hladiny (ultrazvuk), vodivosti a teploty vody.

Foto. č. 2. Závěrný profil povodí Mlýnského potoka s automatickým měřením výšky hladiny (ultrazvuk), vodivosti a teploty vody.

Fotka č.3. Mlýnský potok.

Fotka č.4. Mlýnský potok

Grafy:

Graf č.1. Vodivost zkoumaných potoků od roku 2008 – 2013.

Graf č.2. Početnost pstruha a vranky.

Graf č.3. Abundance pstruha a vranky.

Graf č.4. Statistické vyhodnocení úbytku pošvatek v Bukovém potoce.

Graf č.5. Statistické vyhodnocení úbytku jepic na Horském potoce.

Graf č. 6. Grafické znázornění celkového trendu vodivosti na Mlýnském potoce.

Graf č.7. Grafické znázornění celkového trendu alkality na Mlýnském potoce.

Tabulka č.1. Výsledky chemie.

Potok	Datum	Vodivost	pH	Alkalita
Bukový		**µ S.cm-1**		**mmol/l**
	14.01.2013	40	6,20	0,16
	07.02.2013	40	6,00	0,07
	27.03.2013	39	5,30	0,08
	15.04.2013	34	5,50	0,05
	16.05.2013	36	6,30	0,12
	11.06.2013	33	6,00	0,09
	09.07.2013	36	6,20	0,29
	21.08.2013	40	6,30	0,13
	17.09.2013	39	6,50	0,11
	14.10.2013	98	6,50	0,34
	19.11.2013	41	6,50	0,11
	10.12.2013	40	6,40	0,15
Horský	14.01.2013	45	6,50	0,21
	07.02.2013	41	5,80	0,12
	27.03.2013	42	5,90	0,14
	15.04.2013	55	6,00	0,23
	16.05.2013	40	6,30	0,18
	11.06.2013	39	6,30	0,14
	09.07.2013	44	6,30	0,20
	21.08.2013	50	6,30	0,12
	17.09.2013	52	6,30	0,15
	14.10.2013	51	6,30	0,17
	19.11.2013	49	6,30	0,16
	10.12.2013	42	6,40	0,18
Mlýnský	14.01.2013	88	6,50	0,42
	07.02.2013	67	6,30	0,31
	27.03.2013	74	6,70	0,68
	15.04.2013	75	6,30	0,38
	16.05.2013	83	6,50	0,30
	11.06.2013	73	6,40	0,24
	09.07.2013	82	6,60	0,28
	21.08.2013	92	6,50	0,36
	17.09.2013	89	6,40	0,28
	14.10.2013	98	6,50	0,34
	19.11.2013	93	6,30	0,35
	10.12.2013	91	6,50	0,49

Tabulka č.2. Výsledky chemie.

Potok	Datum	Vodivost	pH	Alkalita
Bukový		**µ S.cm-1**		**mmol/l**
	02.01.2014	40	6,20	0,13
	04.02.2014	40	6,30	0,14
	04.03.2014	41	6,50	0,13
	02.04.2014	41	6,30	0,17
	05.05.2014	62	6,70	0,40
	20.06.2014	37	6,70	0,19
	09.07.2014	42	6,70	0,19
	06.08.2014	39	6,80	0,22
	01.09.2014	40	6,40	0,21
	08.10.2014	34	6,10	0,12
	20.11.2014	38	6,40	0,15
	11.12.2014	39	6,80	0,16
Horský	02.01.2014	49	6,60	0,20
	04.02.2014	46	6,20	0,17
	04.03.2014	47	6,40	0,19
	02.04.2014	47	6,40	0,22
	05.05.2014	115	7,40	0,82
	20.06.2014	39	6,70	0,20
	09.07.2014	61	6,80	0,36
	06.08.2014	51	6,70	0,29
	01.09.2014	51	6,40	0,27
	08.10.2014	37	6,20	0,17
	20.11.2014	42	6,40	0,18
	11.12.2014	48	6,50	0,21
Mlýnský	02.1.2014	94	6.40	0.46
	04.2.2014	83	6.40	0.35
	04.3.2014	89	6.60	0.39
	02.4.2014	91	6.50	0.44
	05.5.2014	93	6.40	0.44
	20.6.2014	76	7.10	0.44
	09.7.2014	92	6.50	0.48
	06.8.2014	74	6.70	0.43
	01.9.2014	92	6.60	0.53
	08.10.2014	71	6.10	0.38
	20.11.2014	80	6.40	0.4
	11.12.2014	86	6.50	0.42

Tabulka č.3. Abundance makrozoobentosu Bukového potoka.

		2.4.2014	5.5.2014	16.6.2014	21.7.2014	21.8.2014	24.9.2014	8.10.2014	20.11.2014	11.12.2014	27.1.2015	25.2.2015	17.3.2015
TRI	Trichoptera	46	104	62	60	57	31	24	32	30	12	7	10
COL	Coleoptera	57	564	45	79	286	295	16	57	43	84	28	47
PLE	Plecoptera	153	0	23	32	209	162	29	67	81	17	33	22
OLI	Oligochaeta	0	0	2	3	0	0	0	5	5	4	7	5
DIP	Diptera	45	39	35	57	77	8	6	32	34	15	21	5
EPH	Ephemeroptera	81	212	4	10	1	0	0	20	91	47	49	63
GAS	Gastropoda	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
MEG	Megaloptera (Sialis fuliginosa)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CRU	Gammarus fossarum	538	865	750	534	1144	933	805	1011	1010	251	429	195
suma		920	1784	922	775	1774	1429	880	1225	1294	430	574	347

Tabulka č.4. Abundance makrozoobentosu Horského potoka.

		2.4.2014	5.5.2014	16.6.2014	21.7.2014	21.8.2014	24.9.2014	8.10.2014	20.11.2014	11.12.2014	27.1.2015	25.2.2015	17.3.2015
TRI	Trichoptera	71	177	80	41	51	38	17	64	36	36	39	55
COL	Coleoptera	132	488	14	64	205	173	151	142	13	13	10	73
PLE	Plecoptera	186	240	16	63	102	93	38	95	44	44	58	66
OLI	Oligochaeta	3	0	3	13	0	0	0	0	4	4	1	2
DIP	Diptera	33	57	27	71	35	29	0	20	21	21	12	30
EPH	Ephemeroptera	130	3	10	67	4	0	0	0	24	24	84	116
GAS	Gastropoda	0	3	2	7	3	0	0	0	0	0	0	0
MEG	Megaloptera (Sialis fuliginosa)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CRU	Gammarus fossarum	1401	1844	2305	2934	1950	2615	3227	3288	2229	2229	634	553
suma		1957	2812	2457	3266	2350	2948	3433	3610	2371	2371	838	895

Tabulka č.5. Abundance makrozoobentosu Mlýnského potoka.

		2.4.2014	**5.5.2014**	**16.6.2014**	21.7.2014	21.8.2014	24.9.2014	8.10.2014	21.11.2014	11.12.2014	27.1.2015	25.2.2015	17.3.2015
TRI	Trichoptera	130	59	145	51	114	61	37	41	35	22	36	35
COL	Coleoptera	31	25	36	27	16	65	14	17	20	19	13	25
PLE	Plecoptera	235	81	8	22	3	14	15	28	40	15	35	23
OLI	Oligochaeta	0	3	3	3	6	6	0	20	8	8	4	5
DIP	Diptera	498	85	195	1157	1157	129	180	117	178	73	178	211
EPH	Ephemeroptera	81	59	4	7	0	24	3	16	107	20	58	65
GAS	Gastropoda	0	2	3	4	9	1	0	0	0	0	0	0
MEG	Megaloptera (Sialis fuliginosa)	0	0	0	2	3	2	0	0	0		3	5
TUR	Turbellaria (Dugesia gonocephala)	0	14	0	2	0	20	0	13	12	7	9	3
HIR	Hirudinella	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
CRU	Gammarus fossarum	1215	1723	4375	3038	2347	3784	3195	1447	2282	609	683	455
SUMA		2190	2051	4769	4313	3657	4050	3444	1699	2682	773	1019	827

Tabulka č.6. Trendy vodivosti, pH a alkality. Zdroj: závěrečná zpráva LAE. Za roky 1996 - 2015.

	Mlýnský		Horský		Bukový	
Parameter	Kendall's tau	p-value	Kendall's tau	p-value	Kendall's tau	p-value
Vodivost	**-0,321**	**< 0,0001**	-0,033	0,497	**0,17**	**0**
pH	0,007	0,887	0,028	0,552	**0,098**	**0,041**
Alkal	**-0,156**	**0,001**	**-0,114**	**0,017**	**-0,133**	**0,006**

Tabulka č.7. Průměrné hodnoty alkality v letech 2008 a 2009. Podle Procházky 2009.

Alkalita / mmol/l	Bukový	Horský	Mlýnský
2008	0,18	0,20	0,41
2009	0,17	0,23	0,48

Tabulka č.8. Druhové složení Bukového potoka.

	TAXON	11.10.2005	4.5.2006	16.5.2013	9.10.2013	5.5.2014	8.10.2014
TRI	Allogamus sp. div		18		1		
TRI	Apatania fimbriata			22	32		
TRI	Drusus annulatus					12	
TRI	Drusus discolor					1	
TRI	Ecclisopteryx dalecarlica				2	1	
TRI	Ecclisopteryx nadida					1	
TRI	Glossosoma conformis					4	
TRI	Halesus cf. digitatus					1	
TRI	Hydatophylax infumatus						1
TRI	Chaetopteryx major				2		
TRI	Chaetopteryx villosa				1	2	
TRI	Chaetopterygopsis maclachlani				1		
TRI	Limnephilidae juv.			2		15	1
TRI	Lithax niger		2				
TRI	Odontocerum albicorne	1	15		2	3	
TRI	Plectrocnemia conspersa						1
TRI	Philopotamus ludificatus	7	1		3		
TRI	Potamophylax luctuosus					1	
TRI	Potamophylax migrirornis		5				
TRI	Potamophylax cingulatus					2	
TRI	Potamophylax latipennis					1	
TRI	Potamophylax sp.					4	
TRI	Pseudopsilopteryx zimmeri				1		
TRI	Rhyacophila tristis						1
TRI	Rhyacophila fascata						3
TRI	Sericostoma sp.	1	9		9		1
TRI	Sericostoma cf. personatum					2	
TRI	Sericostoma flavicorne				7	4	5
TRI	Tinodes rostocki				4		
COL	Elmidae	2					
COL	Elmis sp.		2				
COL	Elodes minuta						1
COL	Esolus sp.			1	4		
COL	Limnius perrisi	6	2		7	1	8
COL	Oreodytes sanmarki				1		
PLE	Amphinemura juv.				6		
PLE	Brachyptera risi		6				
PLE	Brachyptera seticornis					1	
PLE	Diura bicaudata	3	7		53		2
PLE	Erythrogena sp.					1	
PLE	Isoperla sp.		3	2	4	15	2
PLE	Isoperla supetica					12	
PLE	Leuctra juv./sp	11	3		25		8
PLE	Leuctra alpina				14	3	2
PLE	Leuctra autumnalis/prima			1	1		2
PLE	Leuctra braueri			3	53		
PLE	Leuctra major					1	
PLE	Leuctra nigra				18	60	3
PLE	Nemoura sp.		47		2		
PLE	Nemurella picteti juv.					1	
PLE	Protonemura mayeri	5					
PLE	Protonemura sp. juv.	6			4	50	1
PLE	Protonemura intricata					1	
PLE	Taeniopteryx sp.						1
CRU	Gammarus fossarum juv.	7	19	41	733	538	865
OLI	Oligochaeta g. Sp.			1			
DIP	Ceratopogonidae			5			
DIP	Chironomidae	0	0	1	14	36	0
DIP	Dixa cf. maculata			1	7		
DIP	Eloeophila sp.				13	1	4
DIP	Dicranota sp.	3				3	2
DIP	Hexatoma sp.		4				
DIP	Ptychoptera sp.				7		
DIP	Simulium sp.	2					
DIP	Simulidae g. Sp.	2	4	1	27		
DIP	Muscidae				2		
EPH	Ameletus inopinatus					2	
EPH	Ecdyonorus submontanus				14		
EPH	Baetis alpinus	1		2		58	
EPH	Baetis niger			3			
EPH	Baetis rhodani				15	1	
EPH	Baetis sp.	7			1		1
EPH	Rhitrogena sp.					1	
EPH	Siphlonurus juv.					1	
GAS	Pisidium sp.				1		
MEG	Sialis fuliginosa					2	
HEM	Hydracarina (vodule)				2		

Tabulka č.9. Druhové složení Horského potoka

	TAXON	11.10.2005	4.5.2006	10.9.2009	9.6.2010	16.5.2013	9.10.2013	5.5.2013	8.10.2014
TRI	Acrophilax zeberus							7	1
	Allogamus uncatus		11		4	6	7	8	
TRI	Allogamus auricolis					14	5		
TRI	Allogamus sp.		14						
TRI	Anitella obscurata		15						
TRI	Drusus anulatus			1				21	
TRI	Ecclisopterix m.							2	
TRI	Halesus cf. digitatus						4	4	
TRI	Hydatophylax infuminatus								1
TRI	Chaetopteryx major						3	1	
TRI	Chaetopteryx villosa							1	
TRI	Chaetopteryx sp		9						
TRI	Limnephilidae juv.	1		8	32			10	2
TRI	Litax niger								
TRI	Odontocerum albicorne		2						
TRI	Philopotamus ludificatus	1							
TRI	Philopotamus sp.			1					
TRI	Plectrocnemia conspersa						3		
TRI	Plectrocnemia geniculata		2						
TRI	Potamophylax cf. Latipenis					4			
TRI	Pseudopsilopteryx zimmeri				8			1	
TRI	Rhyacophila sp. juv.			3			6	3	1
TRI	Rhyacophila tristis		1				1		
TRI	Rhyacophila fasciata							3	
TRI	Rhyacophila polonica/praemursa							6	
TRI	Sericostoma sp. juv./sp.		7			3	3	8	
TRI	Sericostoma cf. personatum			4	4		1		4
TRI	Sericostoma flavicorne						7		
TRI	Silo pallipes		5						
TRI	Taenipoterix nebulosa	1							
COL	Brachyptera risi		5						
COL	Elmis sp.		6			4	1		
COL	Limnius perrisi	1	2	88	4		3	5	
PLE	Amphinemura juv.				4				
PLE	Capnia sp.					1			
PLE	Diura bicaudata	3	2	10		1	1		4
PLE	Isoperla juv./sp		2		4		2		3
PLE	Leuctra sp.		10	1					10
PLE	Leuctra nigra	4		4					1
PLE	Leuctra autumnalis/(prima)								3
PLE	Nemoura sp.		1						
PLE	Nemurella picteti juv.				8				
PLE	Protonemura sp. juv.								2
PLE	Protonemura sp.			1	12				
PLE	Siphonoperla sp.			1					1
CRU	Gammarus fossarum	12	26	116	228	63	1106		
OLI	Oligochaeta g. Sp.			1	8	1			
OLI	Eiseniella tetraedra							1	
DIP	Atherix ibis			5					
DIP	Dicranota sp.	4						2	
DIP	Dixa sp.			1	4				
DIP	Eloeophila sp.			1					4
DIP	Hexatoma sp.	1							
DIP	Pedicia sp.								1
DIP	Tipula sp.		1	1					
DIP	Molophilus sp			1					
DIP	Muscidae						1		1
DIP	Prosimulium								
DIP	Simulium sp.			4	4				
DIP	Chironomidae	0	0	5	8	10	3	55	0
DIP	Psychodidae		1						
EPH	Baetis vernus	1							
EPH	Baetis niger		4						
EPH	Baetis sp. juv.			15	8				6
EPH	Habrophlebia lauta juv.				4				
EPH	Leptophlebia sp.			1					
EPH	Siphlonurus lacustris				4				
EPH	Rhithrogena sp.							2	
HEM	Velia caprai				4				1
MEG	Sialis fuliginosa								1

Tabulka č.10. Druhové složení makrozoobentosu Mlýnského potoka.

	TAXON	11.10.2005	6.6.2006	10.9.2009	9.6.2010	16.5.2013	9.10.2013	16.6.2014	7.10.2014
TRI	Acrophylax zerberus					1	2		10
TRI	Allogamus sp. div	1	1						
TRI	Allogamus auricolis					1			
TRI	Anitella obscurata		8		1				
TRI	Apatania fimbriata					3			
TRI	Apatania sp.			4					
TRI	Agapetus fuscipes					1			
TRI	Agapetus sp. juv.						2		
TRI	Drusus annulatus			16	7	9	3	17	
TRI	Drusus discolor	1							
TRI	Ecclisopteryx dalecarlica								
TRI	Halesus cf. digitatus				1			4	
TRI	Halesus sp.		2		1				
TRI	Hydropsyche saxonica							1	
TRI	Chaetopteryx major								
TRI	Chaetopteryx villosa				3	5cf.		18	
TRI	Chaetopterygopsis maclachlani							10	
TRI	Limnephilidae			72	21	7	9	19	2
TRI	Litax niger			8					
TRI	Plectrocenemia conspersa	1	11				5	6	4
TRI	Potamophylax cingulatus							2	
TRI	Potamophylax luctuosus					1			
TRI	Potamophylax nigricornis		133	64					
TRI	Potamophylax sp.			12					
TRI	Pseudopsilopteryx zimmeri								
TRI	Rhyacophila sp. juv		3ad	4	1		4	3	1
TRI	Rhyacophila tristis	5	3	4	3		9	12	7
TRI	Rhyacophila cf. obliterata								
TRI	Rhyacophila fasciata	15				1	12		5
TRI	Sericostoma juv./sp.		1			2			6
TRI	Sericostoma cf. personatum			28	2		1	6	
TRI	Sericostoma flavicorne						1		3
TRI	Silo pallipes	11	15		1				
TRI	Tinodes rostocki							1	
COL	Agapetus sfuscipes							25	
COL	Elmis sp.		145	8	3		3	11	
COL	Elmis aenea	3						1	2
COL	Esolus sp	1	6						
COL	Hydraena sp.			32	1				
COL	Limnius sp.		7						
COL	Limnius perrisi			112	5		9	17	10
COL	Oreodytes sanmarki						1	4	11
COL	Platambus maculatus (L)								1
COL	Potamophilus acuminatus	3							
PLE	Diura bicaudata juv.			4					
PLE	Isoperla sp.	5	3	8					
PLE	Isoperla juv.								1
PLE	Isoperla sudetica					5			
PLE	Isoperla goertzii					4			
PLE	Isoperla oxylepis					1			
PLE	Nemoura juv.					1		8	2
PLE	Nemouridae juv.								
PLE	Nemoura cinerea					2			
PLE	Nemurella picteti juv.					1	1		
PLE	Protonemura sp.			8		6		1	
PLE	Protonemura intricata					6		1	
PLE	Protonemura albertii							1	
PLE	Siphonoperla							2	
PLE	Leuctra alpina					5			
PLE	Leuctra juv.							2	4
PLE	Leuctra sp.	4		12	1				
PLE	Leuctra braueri								
PLE	Leuctra nigra			8	3	2			3
CRU	Gammarus fossarum juv.	348	1542	3424	164	271	2510	4375	3195
OLI	Oligochaeta g.sp.	8	2	12	3			1	3
OLI	Eiseniella tetraedra							2	1
DIP	Limonidae g. sp.	1							
DIP	Eloeophila sp.			8			3	8	4
DIP	Dicranota sp.	8	7	8			2	11	2
DIP	Pilaria sp.								1
DIP	Ptychoptera sp.								3
DIP	Simulium sp.		6	60	3	8	3	2	
DIP	Tipula								1
DIP	Ceratopogonidae	4		20	1		1		
DIP	Chironomidae	0	19	164	10	100	118	174	168
DIP	Brillia bifida					1			1
EPH	Beatis sp.	4	13	16	4				
EPH	Baetis rhodani						4		
EPH	Baetis juv.								2
EPH	Centroptilum luteolum			4					
EPH	Ecdyonurus submontanus	2	12						
EPH	Epeorus asimilis		2						
EPH	Ephemerella ignita juv.						1		
EPH	Ephemerella mucronata		7			1		1	
EPH	Ectyonorus sp(torrentis)					1			
EPH	Habrophlebia lauta			4			1	2	1
EPH	Leptophlebia			4				1	
EPH	Peraleptophlebia submarginata		6						
EPH	Rhitrogena loyolaea	1	28						
EPH	Siphlonurus lacustris							2	

Foto č.1. Závěrný profil povodí Horského potoka s automatickým měřením výšky hladiny (ultrazvuk), vodivosti a teploty vody. (foto: Procházka, 2012).

Na závěrném profilu povodí byla od roku 1999 v provozu automatická měřící stanice (fa Ing. Kňourek), které průběžně registrovala výšku hladiny (tlakovým čidlem), vodivost a teplotu odté-kající vody. V roce 2007 byla tato stanice nahrazena dataloggerem (fa Fiedler-Mágr elektronika pro ekologii, ČR) s ultrazvukovým čidlem pro měření výšky hladiny. Vzorky vody pro chemické analýzy byly odebírány ve 3-týdenních, od roku 2005 4-týdenních intervalech. V analyzovaných vzorcích vody bylo měřeno pH a stanovena alkalita potenciometrickou titrací s 0.1 M HCl. Kationty Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}, a kovy: Fe, Zn, Mn, Al byly stanoveny metodou AAS na přístroji Varian SpectrAA-640. Hlavních ionty a sloučeniny N a P, Cl^{-} a SO_4^{2-} byly stanoveny metodou průtokové injekční analýzy na přístroji Tecator FIA-Star **(Procházka et al. 2006).**

Foto. č. 2. Závěrný profil povodí Mlýnského potoka s automatickým měřením výšky hladiny (ultrazvuk), vodivosti a teploty vody (foto: Procházka, 2012).

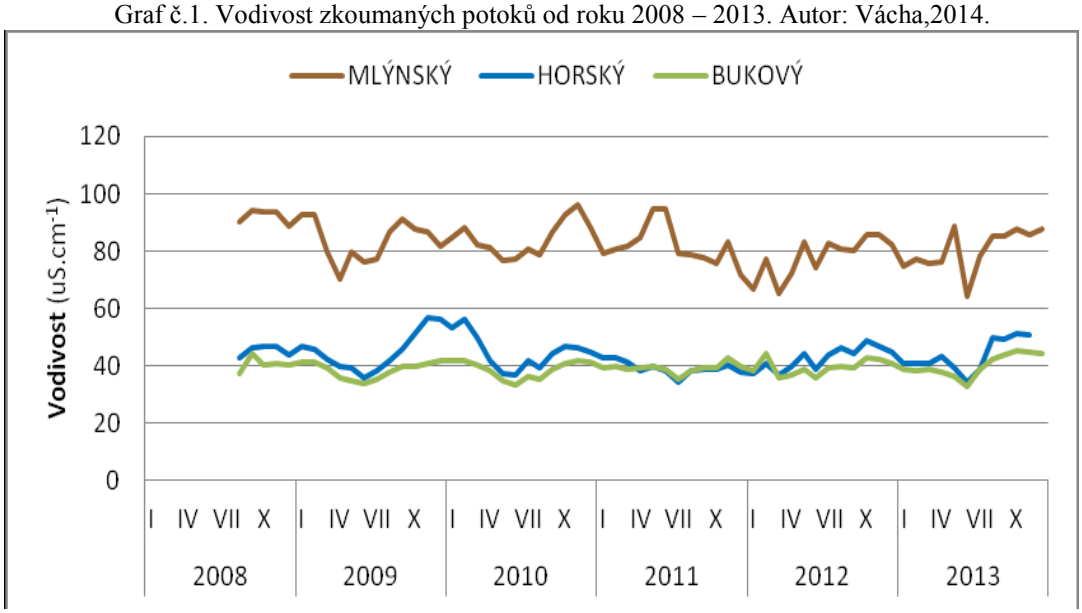
Fotka č.3 Mlýnský potok. Autor: Ing. Iva Šímová Ph.D.

Ukázka postupného zarůstání koryta toku, které omezuje migrační prostupnost toku větším organismům, jako jsou například ryby. Na fotce jsou vidět husté porosty invazního druhu Netykavky Žlaznaté (*Impantiens Glandulifera*)

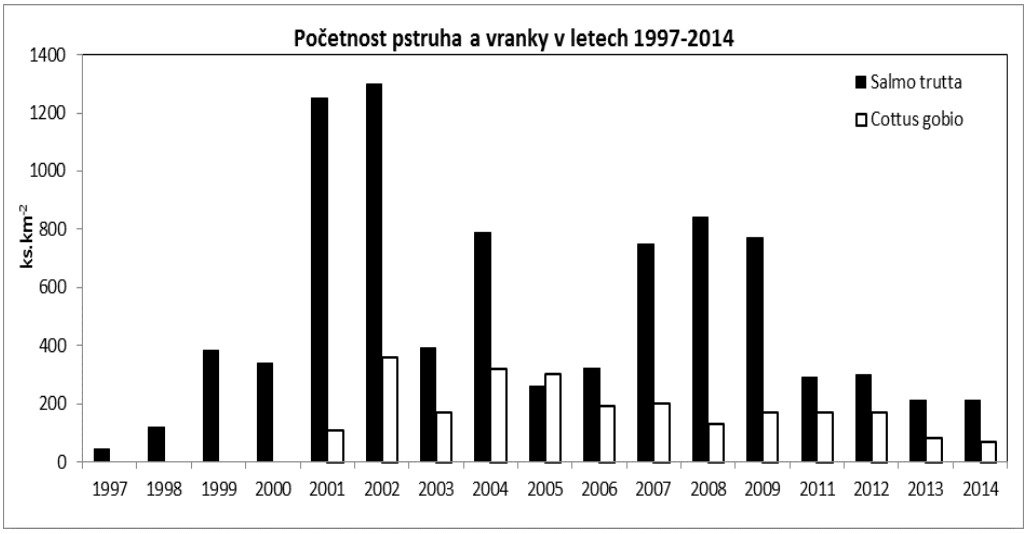
Fotka č. 4. Mlýnský potok. Autor: Ing. Iva Šímová Ph.D.

Ukázka postupného zarůstání koryta toku, které omezuje migrační prostupnost toku větším organismům, jako jsou například ryby.

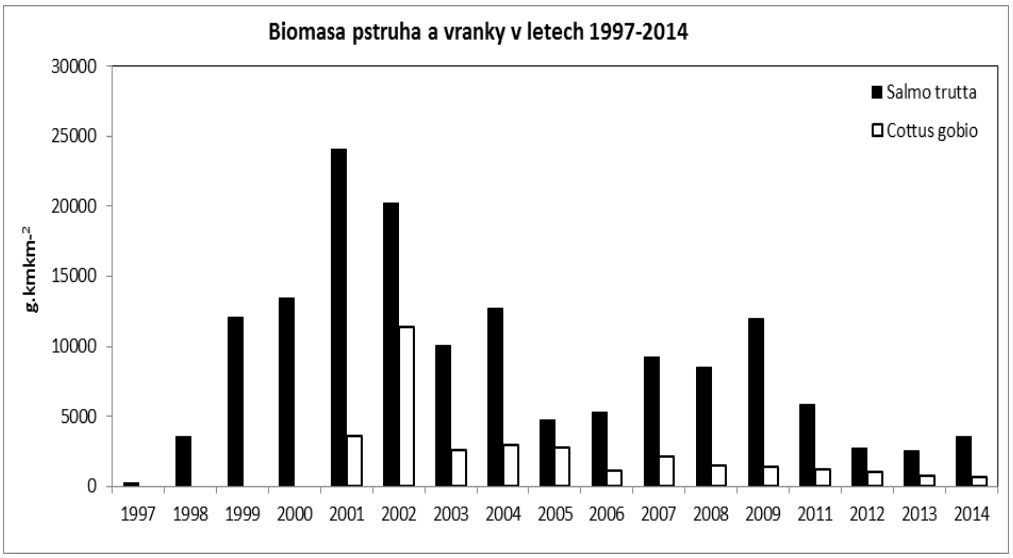
Graf č.1. Vodivost zkoumaných potoků od roku 2008 – 2013. Autor: Vácha,2014.



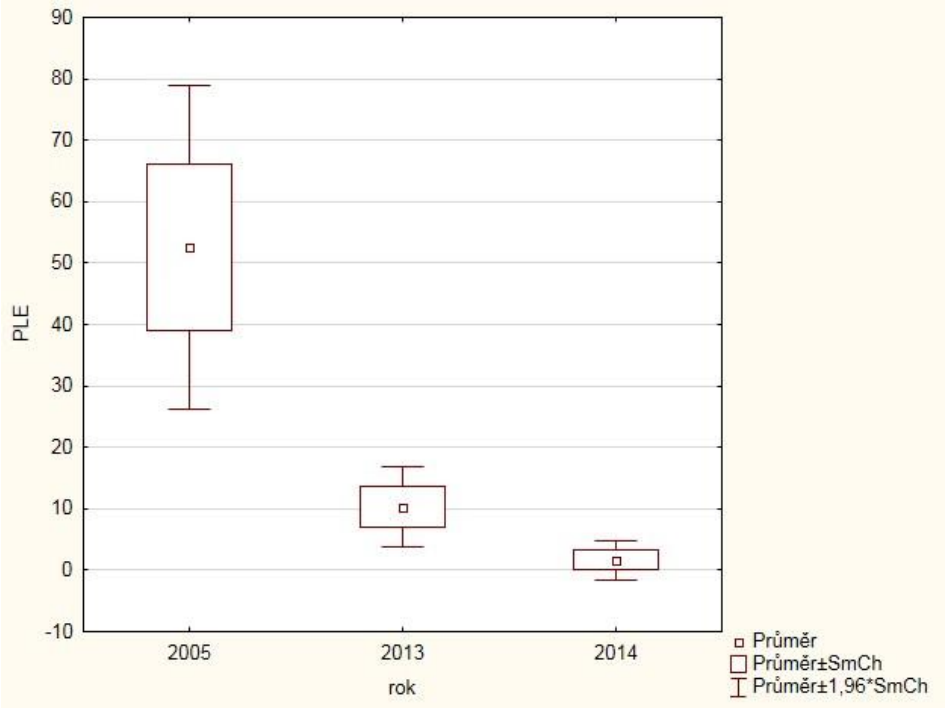
Graf č.2. Početnost pstruha a vranky.



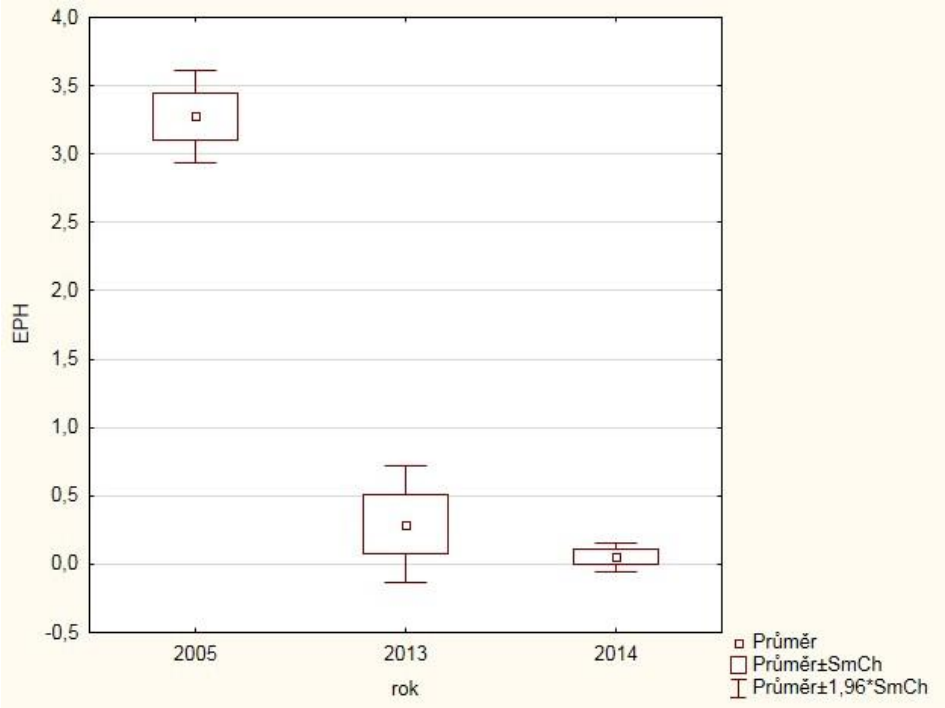
Graf č.3. Biomasa pstruha a vranky.



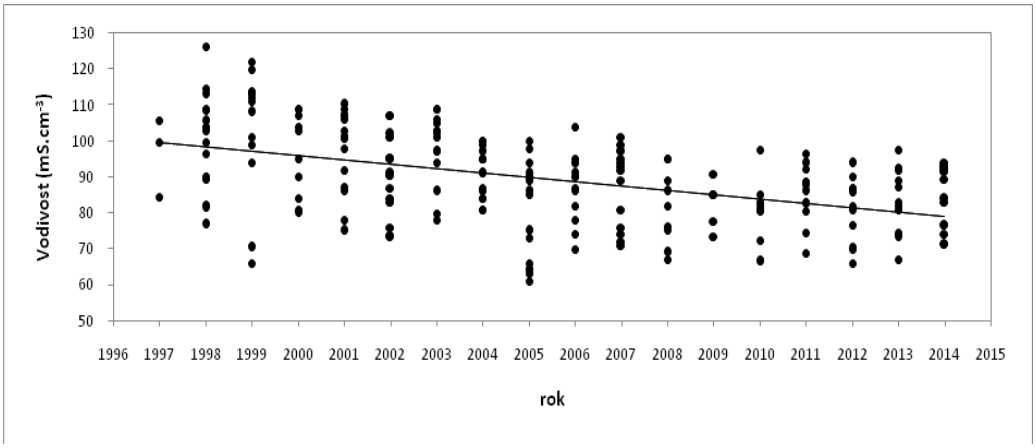
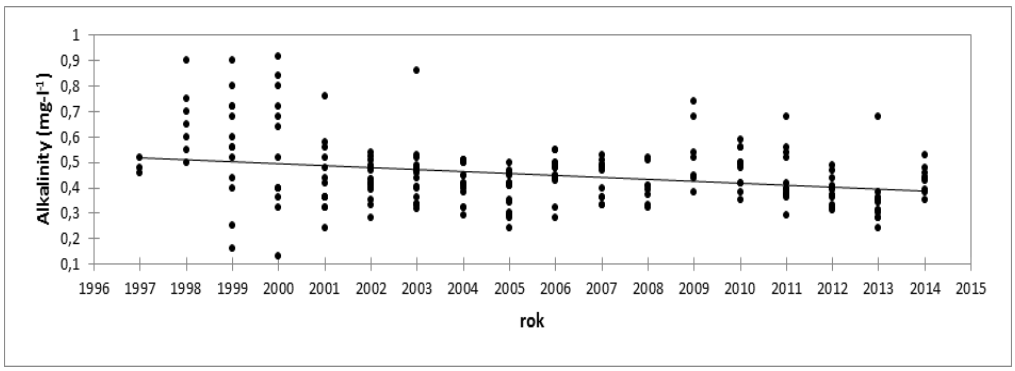
Graf č.4. Statistické vyhodnocení úbytku pošvatek v Bukovém potoce.



Graf č.5. Statistické vyhodnocení úbytku jepic na Horském potoce.



Graf č. 6. Grafické znázornění celkového trendu vodivosti na Mlýnském potoce. Zdroj: Brom et all., 2014.



Graf č.7. Grafické znázornění celkového trendu alkality na Mlýnském potoce. Zdroj: Brom et all., 2014.