

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



Diplomová práce

Faktory ovlivňující kvalitu vody v malém vodním toku Březnici a srovnání s referenčním tokem Salaškou

| | |
|-------------------------|---------------------------------|
| Autor: | Libor Mikl |
| Studijní program: | N1501 - Biologie |
| Studijní obor: | Hydrobiologie |
| Forma studia: | Prezenční |
| Vedoucí práce: | RNDr. Petr Hekera, Ph.D. |
| Termín odevzdání práce: | 19. 5. 2012 |

© Libor Mikl, 2012

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně za použití citované literatury.

V Olomouci dne.....

Děkuji panu RNDr. Petru Hekerovi, Ph.D za ochotu, trpělivost a odborné vedení mé diplomové práce. Dále děkuji panu Mgr. Evženovi Tošenovskému za vstřícný přístup při řešení mé diplomové práce. Rád bych poděkoval i katedře Ekologie a ochrany životního prostředí, že mi umožnila řešit danou problematiku. V neposlední řadě děkuji i své rodině jenž mě podporovali při studiu a diplomové práci.

Bibliografická identifikace

| | |
|-------------------------|--|
| Jméno a příjmení autora | Libor Mikl |
| Název práce | Faktory ovlivňující kvalitu vody v malém vodním toku Březnici a srovnání s referenčním tokem Salaškou |
| Typ práce | Diplomová |
| Pracoviště | Katedra ekologie a životního prostředí |
| Vedoucí práce | RNDr.Petr Hekera, Ph.D. |
| Rok obhajoby práce | 2012 |

Abstrakt

Diplomová práce se skládá ze dvou částí. V první části byl zkoumán vliv lidské činnosti a čistírny odpadních vod Březolupy na kvalitu vody ve zkoumaném úseku říčky Březnice. Ve druhé části byla zkoumaná část toku Březnice srovnávána s referenční lokalitou, jež se nalézá v horním úseku říčky Salašky. Na referenční lokalitě byl zaznamenán minimální vliv lidské činnosti, neboť se zde nacházejí jen hospodářské lesy. Kvalita vody na obou tocích byla dlouhodobě monitorována pomocí fyzikálně-chemických ukazatelů (teplota vody, pH, měrné vodivosti, obsahu rozpuštěného kyslíku, koncentrace NH_4^+ , N-NO_3^- , PO_4^{3-} , BSK_5 , CHSK_{Cr} a TC) a makrozoobentosu. Po výstavbě ČOV Březolupy nastalo signifikantní snížení teploty vody, měrné vodivosti, pH, N-NO_3^- , BSK_5 , CHSK_{Cr} a počtu vyústění splaškových vod. Dále po výstavbě ČOV došlo ke staticky prokazatelnému zvýšení obsahu rozpuštěného kyslíku. Mezi zkoumanou částí Březnice a referenčním stanovištěm byl použitými statistickými metodami prokázán rozdíl v měrné vodivosti, koncentraci N-NO_3^- , TC, BMWP indexu, abundanci nalezených skupin makrozoobentosu, počtu scrapers a shredders, i v úpravě toku.

| | |
|---------------|---|
| Klíčová slova | Vodní tok, kvalita vody, úprava toku, znečištění, čistírna odpadních vod, biomonitoring, makrozoobentos, abundance, funkční potravní skupiny. |
| Počet stran | 94 |
| Počet příloh | 32 |
| Jazyk | Český (anglický) |

Bibliographical identification

| | |
|--------------------------------|---|
| Autor's first name and surname | Libor Mikl |
| Title | Factors affecting the quality of water in a small watercourse Březnice and compared with the reference flow Salaška |
| Type of thesis | Diploma thesis |
| Department | Department of ecology and environment |
| Supervisor | RNDr.Petr Hekera, Ph.D. |
| The year of presentation | 2012 |

Abstrakt

This thesis consists of two parts. In the first part was studied the influence of human activities and wastewater treatment Březolupy on water quality in the analysis section of the river Březnice. In the second part the examined reach of the river Březnice was compared with the reference site, which is found in the upper section of the river Salaška. At the reference site was reported minimal effect of human activity, because there are only commercial forests. The water quality in both streams was monitored on a long-term basis using physico-chemical parameters (water temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen, concentration of NH_4^+ , N-NO_3^- , PO_4^{3-} , BOD_5 , COD and TC) and macroinvertebrates. After the construction of wastewater treatment plant Březolupy there was a significant reduction in water temperature, specific conductance, pH, N-NO_3^- , BOD_5 , COD and the number of sewage outlets. Furthermore, the construction of the wastewater treatment plant statistically demonstrated an increase in dissolved oxygen. Between the investigated and reference sections of Březnice sites, the applied statistical methods proved the difference in conductivity, the concentration of N-NO_3^- , TC , BMWP abundance index of found macroinvertebrate groups, numbers of Shredders and Scrapers, and also in the adjusted flow.

| | |
|---------------------|---|
| Keywords | Watercourse, water quality, change the flow, pollution, wastewater treatment, biomonitoring, makrozoobenthos, abundance, feeding functional group |
| Numer of pages | 94 |
| Numer of appendices | 32 |
| Language | Czech (English) |

Obsah

| | |
|---|------|
| Seznam tabulek | VIII |
| Seznam grafů..... | IX |
| Seznam obrázků | X |
| Seznam zkratk | XI |
| 1 Úvod | 12 |
| 2 Cíl | 14 |
| 3 Teoretická část | 15 |
| 3.1 Tekoucí vody | 15 |
| 3.2 Vybrané fyzikální charakteristiky vody | 20 |
| 3.3 Vybrané chemické charakteristiky vody | 24 |
| 3.3.1 Dusíkaté látky ve vodách | 29 |
| 3.3.2 Sloučeniny fosforu | 32 |
| 3.3.3 Organické látky ve vodách..... | 34 |
| 3.4 Znečištění vodních toků | 39 |
| 3.4.1 Odpadní vody | 40 |
| 3.4.2 Vliv znečištění povrchových vod..... | 42 |
| 3.5 Biomonitoring | 43 |
| 4 Materiál a metody | 46 |
| 4.1 Popis toku Březnice..... | 47 |
| 4.2 Vymezení území podél zkoumaného toku Březnice | 48 |
| 4.3 Popis úseků a jednotlivých stanovišť | 49 |
| 4.3.1 Úsek a stanoviště č. 1..... | 50 |
| 4.3.2 Úsek a stanoviště č. 2..... | 51 |
| 4.3.3 Úsek a stanoviště č. 3..... | 51 |
| 4.3.4 Úsek a stanoviště č. 4..... | 52 |
| 4.4 Popis referenčního toku Salašky | 53 |
| 4.5 Vymezení území podél referenčního toku Salašky | 54 |
| 4.5.1 Úsek a referenční stanoviště „R“ | 56 |
| 4.6 Hodnocení antropogenních úprav..... | 57 |
| 4.7 Odběr vzorků a jejich zpracování..... | 58 |
| 4.7.1 Terénní stanovení vybraných parametrů a odběr vzorků..... | 58 |
| 4.7.2 Odběr makrozoobentosu: | 59 |
| 4.7.3 Skupinové stanovení organických látek a vybraných iontů..... | 60 |
| 4.8 Stanovení atmosférických srážek | 65 |
| 4.9 Statistické vyhodnocení naměřených dat | 66 |
| 5 Výsledky | 67 |
| 5.1 Stanovení vlivu ČOV na kvalitu vody v toku Březnici..... | 67 |
| 5.2 Srovnání kvality vody mezi Březnicí a Salaškou | 73 |
| 6 Diskuse | 83 |
| 6.1 Srovnání kvality vody před a po výstavbě ČOV | 83 |
| 6.2 Srovnání zkoumané části Březnice s referenčním tokem Salaškou | 90 |
| 7 Závěr | 98 |
| 8 Literatura | 100 |
| 9 Přílohy: | 1 |

Seznam tabulek

| | |
|---|----|
| Tab. č. 1. Klasifikace tříd jakosti vody na zkoumané části toku Březnice a Salašky podle ČSN 75 7221 | 82 |
|---|----|

Seznam grafů

| | |
|--|----|
| Graf č. 1. Faktorová analýza zkoumaných ukazatelů před a po výstavbě ČOV | 67 |
| Graf č. 2. Teplota vody | 68 |
| Graf č. 3. Měrná vodivost | 68 |
| Graf č. 4. Hodnoty pH | 68 |
| Graf č. 5. Koncentrace O ₂ | 69 |
| Graf č. 6. Koncentrace NH ₄ ⁺ | 69 |
| Graf č. 7. Koncentrace N-NO ₃ ⁻ | 69 |
| Graf č. 8. Koncentrace PO ₄ ⁻³ | 70 |
| Graf č. 9. Atmosférické srážky | 70 |
| Graf č. 10. Hodnoty BSK ₅ | 70 |
| Graf č. 11. CHSK; | 71 |
| Graf č. 12. Úprava toku | 71 |
| Graf č. 13; Počet vyústění splaškových vod | 71 |
| Graf č. 14. PCA před výstavbou ČOV | 72 |
| Graf č. 15. PCA po výstavbě ČOV | 72 |
| Graf č. 16. Teplota vody | 73 |
| Graf č. 17. Měrná vodivost | 73 |
| Graf č. 18. Hodnoty pH | 73 |
| Graf č. 19. Koncentrace O ₂ | 74 |
| Graf č. 20. Koncentrace NH ₄ ⁺ | 74 |
| Graf č. 21. Koncentrace N-NO ₃ ⁻ | 74 |
| Graf č. 22. Koncentrace PO ₄ ⁻³ | 75 |
| Graf č. 23. Atmosférické srážky | 75 |
| Graf č. 24. Hodnoty BSK ₅ | 75 |
| Graf č. 25. CHSK | 76 |
| Graf č. 26. TC | 76 |
| Graf č. 27. Abundance makrozoobentosu | 76 |
| Graf č. 28. Počet nalezených taxonů | 77 |
| Graf č. 29. Shannon Wiener | 77 |
| Graf č. 30. Berger-Parker | 77 |
| Graf č. 31. BMWP | 78 |
| Graf č. 32. Filtering collectors | 78 |
| Graf č. 33. Gathering collectors | 78 |
| Graf č. 34. Predators | 79 |
| Graf č. 35. Scrapers | 79 |
| Graf č. 36. Shredders | 79 |
| Graf č. 37. Úprava toku | 80 |
| Graf č. 38. Počet vyústění splaškových vod | 80 |
| Graf č. 39. PCA na zkoumané části Březnice | 81 |
| Graf č. 40. PCA na referenčním toku Salašce | 81 |
| Graf č. 41. Korelace abundance a úprava toku | 94 |
| Graf č. 42. Korelace počet taxonů a úprava toku | 94 |

Seznam obrázků

| | |
|--|----|
| Obr. 1. Lokalizace zkoumané části toku Březnice a Salašky v rámci povodí Moravy | 46 |
| Obr. 2. Mapa zkoumané části toku Březnice s vyznačenými úseky a odběrovými stanovišti | 49 |
| Obr. 3. Mapa zkoumané části toku Salašky s vyznačeným referenčním úsekem a odběrovým stanovištěm | 55 |

Seznam zkratk

např. – například

tzn. – takzvaný

aj. – a jiné

stand. – standardní

ČOV – čistírna odpadních vod

TP – celkový fosfor

TC – celkový uhlík

FPOM – fine particulate organic matter

CPOM – coarse particulate organic matter

BMWP – biological monitoring working party score

FFG – functional feeding groups

1 Úvod

Ve své diplomové práci s názvem „Faktory ovlivňující kvalitu vody v malém vodním toku Březnici a srovnání s referenčním tokem Salaškou“, byl zkoumán vliv obce Březolupy a výstavba čistírny odpadních vod, na kvalitu vody ve sledovaném toku. Pro srovnání kvality vody a společenstva makrozoobentosu byl vybraný úsek říčky Březnice srovnán s nezatíženým horním úsekem toku Salašky. Diplomová práce úzce navazuje na bakalářskou práci a pokračuje v započatém výzkumu. V bakalářské práci jsem se zabýval vlivem obce Březolupy a výstavbou čistírny odpadních vod. Diplomová práce oproti BP. byla rozšířena o hydrochemické, hydrobiologické a hydrologické parametry. Tyto parametry mohou lépe demonstrovat vliv znečištění a technických úprav, jak na samotný zkoumaný tok, tak i jeho srovnání s nezatíženým, respektive lidskou činností minimálně ovlivněným úsekem referenčního toku Salašky.

Danou problematiku jsem si vybral zcela záměrně, jelikož voda je základním prvkem krajiny, a tedy nepostradatelnou součástí nejen našich životů, ale i všech živých organismů. A tudíž bez vody by nebyl možný život na Zemi. Z primárního hlediska všech organismů, voda zabezpečuje celou řadu bazálních fyziologických pochodů, bez kterých by živý organismus nebyl schopen existence. Voda na Zemi zastává velkou řadu funkcí a její využití je nutné chápat komplexně, ne jen z úzkého pohledu některých uživatelů. Většina lidí má velmi zkreslený pohled na vodní toky a plochy: „že je to jen voda, je jí dostatek, můžeme s ní jakkoliv plýtvat a nedá se zničit“. Proto není divu, že většina našich vodních toků, především těch malých je značně ovlivněna lidskou činností, díky které klesá kvalita vody i možnosti využití.

Vody v našich krajinách je relativně dostatek. Problémem posledních generací není s množstvím vody, ale spíše s její kvalitou, která se za poslední čtyři generace rapidně zhoršila. Navzdory tomu se kvalita vody od roku 1990 v průměru zlepšila ve většině našich tocích a to díky výstavbě nových a modernizaci stávajících čistíren odpadních vod (ČOV) ve větších a velkých městech. Kromě tohoto se začaly budovat ČOV ve středních i malých obcích.

Bohužel i dnes ve 21. století je spousta obcí, které ještě nemají ČOV a u těchto obcí se kvalita vody nikterak nezlepšila. Těmito malými obcemi protékají především malé vodní toky jako jsou vlásečnice a pramenné stružky, které jsou poměrně hodně poznamenané moderní dobou a náchylné i k drobnému znečištění. Často tyto malé vodní toky jsou zregulovány a mají rovné koryto na průřezu lichoběžníkovitého tvaru, které více připomíná kanál než vodní tok. Je nutné aby se lidská společnost nad tímto významným problémem zamyslela a ne jen ho mlčky nebo se zavřenýma očima přecházela. „Voda v přírodě má obdobnou funkci jako krev v lidském těle“. Stejně jako cévy, cévky a vlásečnice jsou pro lidské tělo nezbytností, tak vodní toky, nejen ty velké ale i drobné jsou nepostradatelné pro krajinu. Stejně jako bakteriální či virová nákaza se nejčastěji projeví v krvi, tak i znečištění vody se projeví v tocích a to nejen úbytkem velkých organismů jako jsou ryby, ale hlavně těch drobných, které jsou nepostradatelné. Drobné vodní organismy se podílejí nejen jako mezičlánek v potravním řetězci, ale především na samočisticích pochodech.

2 Cíl

Diplomová práce by měla generalizovat možnosti ovlivnění jakosti vody v podobných typech povodí s přibližně stejným osídlením i obhospodařování zemědělských ploch. Úkolem této práce je poukázat na faktory ovlivňující přímo i nepřímo kvalitu vody v malých vodních tocích, především na zkoumaném toku Březnice. V mé práci se mimo jiné zabývám popisem vodního toku a jeho začlenění do krajiny, ale i vlivem soudobé krajiny na vodní toky. Hlavním cílem diplomové práce je stanovení vlivu obce Březolupy, výstavby ČOV na kvalitu vody. Dalším cílem je srovnání na základě provedených fyzikálně-chemických analýz a determinaci makrozoobentosu s minimálně ovlivněným tokem Salaškou. V praktické části na obou tocích byly dlouhodobě sledovány základní fyzikálně-chemické charakteristiky vody (teplota vody, pH, konduktivita, obsah kyslíku, koncentrace NH_4^+ , N-NO_3^- , PO_4^{-3} , a stanovení organického zatížení vody v podobě BSK_5 , CHSK_{Cr} a TC).

3 Teoretická část

3.1 Tekoucí vody

Vodní toky jsou výsledkem dlouhodobého historického vývoje, v jehož průběhu byl povrch Země vytvářen tektonickými pohyby zemské kůry. Byl modelován erozní činností tekoucí vody (pocházející z dešťů nebo tajících ledovců), ve svahy, údolí od nejvyšších hor až po hladinu moře. Tímto procesem byl původní, náhodně členitý zemský reliéf přetvářen v navzájem od sebe oddělená povodí, v nichž otoky především srážkových vod vytvořily a stále zásobují vodou protékající vodní toky. Ty se postupně spojují a vytváří říční síť, která ústí až do moře (Jůva, Hrabal & Talpák, 1984).

Vodní toky jsou základní a nezbytnou složkou krajiny. Ve svém okolí rozhodují o vzdušné vlhkosti, stejně tak i o drenaci podzemních vod, či naopak o infiltraci povrchové vody do mělkého podzemí (Štěrba & Rosol, 1989).

Srážková voda, která se nevypaří, nevsákne do půdy ani není zachycena vegetací, stéká spádem, jako povrchový odtok a se zdroji podzemních vod vytváří vodní toky, které jsou propojeny v hydrografické síti odvodňující povodí. Vodní toky jsou charakterizovány přirozeně utvářeným korytem, které má různou délku, příčný i podélný profil s proměnlivými průtoky (Lellák & Kubíček, 1991).

Tekoucí vody vytvářejí výrazné znaky ve většině typů krajiny a patří mezi jedny nejvýznamnější krajino-tvorné faktory, přestože jejich celková plocha je asi jen jedna tisícina zemského povrchu (Hynes, 1970). Jsou výslednicí působení řady faktorů, mezi které patří podnebí, reliéf, geologické podloží, nadmořská výška a s tím do jisté míry souvisí spád toku, množství a typ vegetačního pokryvu v povodí. V průběhu posledních generací jsou mimořádně ovlivněny působení antropogenních faktorů, které významným podílem ovlivňují samotný tok i říční krajinu (Štěrba & Rosol).

Vodní toky jsou různé povahy a je možné je třídit z několika hledisek, podle vzniku nebo určitých charakteristických znaků. Podle vzniku dělíme vodní toky na přirozené, jejichž koryto je dlouhodobě vytvářeno přirozenou činností tekoucí vody (jako jsou bystřiny, potoky a řeky) a umělé tzv. kanály, které jsou zřizovány pro různé účely využívání vod např. meliorační, energetické, plavební a zásobovací (Jůva a kol., 1984).

Dále jednotlivé části vodního toku můžeme rozdělit do několika skupin podle použitého členění. V dnešní době se velmi často používá geomorfologické členění vodního toku, jeho popisný význam je o mnoho jasnější než klasická Fričova rybí pásma. Této klasifikace je možné použít i v geograficky odlišných oblastech, kde se dané druhy nevyskytují (Baruš & Oliva, 1995).

Vodní tok jako přírodní proces se formuje v údolnici, jako nejnižším místě údolí, po kterém stékají povrchové a pramenné vody. Účinkem proudění dochází k erozi a tvorbě říčního koryta. Koryto přirozeného vodního toku je značně nestálé poněvač jsou pro něj typické neustálé změny proudící vody, které modelují trasu toku i okolní krajinu. Tyto změny jsou přirozené korytotvorné procesy, které můžeme sledovat ve třech zcela odlišných úsecích, a to na horním, středním a dolním toku (Kravka a kol., 2009).

HORNÍ TOK je charakteristický velkým sklonem terénu i dna, vysoká rychlost proudění a převládající dnová eroze. Dno se zhlubuje, příčný profil se neustále mění, velká část erodovaného materiálu je transportována dále po proudu toku. V rámci přirozené tvorby říčního koryta vznikají zde úseky s rychle proudící vodou tzv. rifles jež jsou střídány oblastmi tišin tzv. pools. Voda na horních úsecích toku je velmi chudá na živiny, organické látky s nízkou teplotou a denzitou bioty. Na horních úsecích dále rozlišujeme dva typy vodních toků bystřiny a horské potoky (Kravka a kol., 2009).

STŘEDNÍ TOK, ustává vliv dnové eroze a výrazně se projevuje boční eroze. Dochází k rozšiřování koryta, vymíláním konkávních břehů a usazování hrubozrnných sedimentů, v konvexních i přímých úsecích, dále dochází ke vzniku štěrkových lavic. Ty jsou při vyšších a vysokých průtocích rozplavovány a materiál je přemísťován. Na středních úsecích toku, kde podélný sklon dna i rychlost proudění se snižují dochází k tvorbě střídajících se protisměrných oblouků a tudíž i meandrování toku. Střední úseky toku bývají výrazně bohatší na živiny, organické látky a tudíž i diverzitu a abundanci vodních organismů. Vegetační doprovod vodních toků je v těchto úsecích poměrně diverzifikován, zvyšuje se i samočisticí schopnost toku (Kravka a kol., 2009).

DOLNÍ TOK je charakterizován především výrazným snížením podélného sklonu dna a malými rychlostmi proudění. Výrazně klesá unášecí síla toku a sedimentují i velmi jemné částice. Unášené sedimenty jsou usazovány v konkávních úsecích. Podélné proudění vody je klidné, poměrně vyrovnané, většinou chybí peřejnaté prahy a rychlé proudy. Trasa toku je tvořena oblouky s velkým středovým úhlem tzv. meandry. Tok si formuje koryto ve vlastních náplavech. K výraznějším přesunům materiálu dochází při velkých povodňových průtocích (Lusk, 1990). Biota je zde poměrně bohatá, avšak diverzita organismů je zde nižší než na středních úsecích toku. Stoupá i teplota a mění se složení rybiho společenstva ve prospěch tolerantnějších druhů k vyšší teplotě a nižšímu nasycení vodou rozpuštěným kyslíkem. Unášený jemnozrnný materiál, který je tvořen nejjemnějšími anorganickými i organickými částicemi tvoří zákal a voda ztrácí svou průhlednost (Kravka a kol., 2009).

Hydrologickou síť České republiky tvoří tři hlavní povodí Labe, Odry a Moravy (Dunaje). Trvalá zásoba vody na našem území představuje ve vodních tocích cca 1,5 % z celkové rozlohy České republiky. Hydrologická síť je tvořena cca 76 000 km vodních toků, které protékají přirozenými nebo upravenými koryty. Průměrná hustota vodních toků činí 0,96 km /km². Celková délka významných vodních toků na území České republiky je 15 536 km, což představuje přibližně 20 %. Naproti tomu malé vodní toky zaujímají souhrnnou délku 60 464 km, jenž tvoří okolo 80 % celkové délky našich vodních toků (Pokorný a kol., 2008).

BYSTRĚNY jsou zpravidla krátké horské toky s malými povodími nejvýše do 50 km², jsou samostatné nebo tvoří horní úseky dalších toků s poměrně malým, a nevyvinutým povodím. Obvykle mají hluboce zaříznutá koryta o velmi nepravidelném příčném i podélném profilu, s velkým sklonem dna, které přesahuje i 20 ‰. Dno je často přerušované skalními prahy a vystupujícími výchozy tvrdého podloží, přes které přetékáající voda tvoří peřeje a přepady. Náhlá tání sněhu a přívalové letní deště vytvářejí v rozlohově omezených a značně sklonitých bystřinných povodí velké, rychle probíhající odtoky, naopak ve srážkově chudých období průtoky klesají na minimum, nebo až na stav úplného vyschnutí. Rozkolísanost bystřinných průtoků provází značný transport erozních splavenin, které se pak v nižších úsecích o menším sklonu nebo v místě vyústění do údolního toku ukládají v podobě nánosového kužele. (Jůva a kol., 1984).

HORSKÉ POTOKY tvoří přechodové úseky mezi bystřinami a potoky o mírnějších sklonech dna, jsou to toky podhorských oblastí. Vyznačují se stále velkým podélným sklonem, který může být až 20 ‰ i výrazným transportem splavenin z horní bystřinné tratě, nicméně nové splaveniny už se ve větší míře netvoří. Jejich koryto a niva je rovněž vyvinutější, tvoří i zákruty tzv. meandry v širších údolích. Přechod bystřiny v horský potok je určen kritickým sklonem dna 5 ‰, ta je teoretickou hranicí mezi rušným prouděním bystřinným, plynulejším a pozvolnějším prouděním říčním. Povodí horských potoků mnohdy bývají výrazně větší než u bystřin, jejich velikost se pohybuje okolo 100 km², nicméně povodí často bývá ostře ohraničeno sklonitými svahy. Průtokové poměry horských potoků jsou vyrovnanější než u bystřin díky větší ploše povodí, ale stále jsou značně rozkolísané (Jůva a kol., 1984).

POTOKY jsou vodní toky pahorkatin a nížin s menším povodím o šířkách koryta do 5 m. Často mají vyvinutější údolí i nivu, velikost povodí se pohybuje do 100 km². Podélný sklon je již vyrovnanější, avšak stále je o větší proměnlivosti než u řek. V nížinných polohách mívají velmi malý sklon (0,5 až 2 ‰), koryto se dále nezahlubuje, energie toku se projevuje boční erozí a vznikají v širším údolích zákruty s protisměrnými oblouky tzv. meandry. Za vyšších průtoků u přirozených potoků často dochází k vybřežení z koryta a rozlivu vody do přilehlé nivy. V členitých územích, obzvláště v pahorkatinách, bývá jejich podélný sklon výrazně vyšší až 10 ‰, což se může projevovat vymíláním a prohlubováním koryta i větším transportem splavenin hrubšího zrna, jako je písek a drobný štěrk. Celková délka potoků jakož to jedněch z nejpočetnějších zástupců drobných vodních toků je na našem území značná, a jejich četnost v jednotlivých povodích významně ovlivňuje rozvětvenost a hustotu příslušných říčních sítí (Just a kol., 1984).

ŘÍČKY tvoří přechodový typ mezi potokem a řekou, patří mezi toky se středně velkými povodími s velikostí do 150 km². Vytváří vlastní hydrografické sítě, které bývají mnohdy značně rozvětvené a husté (Just a kol., 1984). Protékají výrazně širším údolím s dobře vyvinutou nivou než předešlý typ vodního toku. Jsou to vodní toky o šířkách koryta přibližně 5 až 10 m. V peřejnatých úsecích lze relativně snadno přebrodit. V toku se střídají dobře vyvinuté štěrkové lavice s proudivou vodou s pomalu tekoucími úseky, kde se nalézají i menší tůňe. V rovinném terénu mají pozvolný sklon, často a silně meandrují. V našich podmínkách mívají říčky rybní společenstvo salmoidního nebo parmového typu (Lusk, 1990).

ŘEKY jsou nížinné vodní toky o šířkách koryta větších než 10 m a velkých povodích, které mohou mít až 2000 km², které se člení v dílčí povodí bočních přítoků, vytvářejících říční síť. Koryto řek má výrazně vyvinutý podélný profil, s menším a poměrně vyrovnaným sklonem dna, které je v rozmezí 0,1 až 2 ‰. Mírný sklon dna zajišťuje ve volných úsecích rovnoměrné říční proudění s minimální dnovou erozí. V příčném profilu jsou řeky více či méně stabilní, při velkých průtocích mohou vznikat břehové nátrže, a může také docházet ke směrovým změnám průběhu trasy. Údolí řek bývá široké a dobře vyvinutou nivou, která je za velkých vod zaplavována (Lusk a kol., 1984).

POHYB VODY V TOCÍCH, voda v korytě se pohybuje ve směru podélného sklonu, vlastností všech vodních toků je soustředěný odtok vody údolnicí, při kterém vzniká proudění. Rychlost říčního proudu je bezprostředně závislá na strmosti spádu, drsnosti dna, hloubce a šířce koryta i na množství protékající vody. Proudění vody neustále tvaruje morfologii a pozici koryt řek v podélném, hloubkovém i příčném směru. Rychlost vody se mění podle průtoků vody v korytě a je ovlivněn sezónním rozvojem makrovegetace nebo ledovou pokrývkou. Rychlostní gradient má obvykle v podélném profilu toku klesající tendenci (Štěrba a kol., 2008).

V přirozeném toku se nejčastěji setkáme s nerovnoměrným ustáleným pohybem vody. Říční koryto není prizmatické, naopak v podélném i příčném profilu je značně heterogenní. Koryta přirozených toků, na rozdíl od koryt upravených či umělých, mají po délce se měnící sklon, drsnost i příčný profil. Ke změnám příčného profilu může u koryt docházet náhle, nebo postupným rozšiřováním nebo zužováním. Značný vliv na průtočnou plochu mají i různé překážky v toku jako kameny, spadlé kmeny nebo větve stromů (Kravka a kol., 2009).

Z běžného pohledu na vodní toky můžeme konstatovat, že se v nich nacházejí rychle proudící nebo peřejnaté torrentilní úseky (tzv. *riffles*), které jsou charakteristické pro větší spádové profily. Dále se ve vodních tocích nalézají pomalu téměř až neznatelně proudivé fluviatilní části (tzv. *pools*). Tyto úseky se na vzájem mohou střídat, delší proudivé úseky se označují jako lotické, kdežto malospádové a nížinné řeky jsou označovány jako lentické.

Typickým jmenovatelem všech forem pohybu vody je turbulence, která zahrnuje dvě formy proudění: laminární nebo-li přímočaré a turbulentní jinými slovy vířivé. Laminární proudění je počáteční fází turbulentního pohybu, zatímco laminární proudění je důležité pro funkci mezní vrstvy a pro pohyb hydrobiontů. Turbulentní proudění zprostředkovává transportní děje ve vodním prostředí (Lellák & Kubíček, 1991).

Proudění vody má vliv na fyzikálně-chemické a biologické vlastnosti toku, i na jednotlivé organismy a celé jejich společenstva. Proud vody významně ovlivňuje teplotu vody, poněvač ji promíchává, a říční tok má proto ve všech vrstvách víceméně stejnou teplotu. Na menších podhorských tocích silné turbulence říčního proudu brání v tvorbě ledu u hladiny, ten naopak postupně potahuje dno. Proud má podstatný vliv v rámci světelného režimu toku, jako podmínky rozvoje fotoautotrofů, jelikož proudící hladina odráží značné množství světla (Štěrbá a kol., 1989).

Nerovnoměrné proudění vody v korytě i v celém toku vytváří specifické podmínky, které dávají vznik rozdílným typům stanovišť. V důsledku čehož vznikají mikro a makro stanoviště, které jsou osídlována specifickými společenstvy vodních organismů. Z hlediska nejen ichtyocenózy ale i vodních organismů je tato různorodost vodního toku nanejvýše nezbytná, neboť jednotlivá věková i vývojová stadia téhož druhu mají rozdílné životní nároky na prostředí (Lusk, 1990).

3.2. Vybrané fyzikální charakteristiky vody

TEPLOTA VODY patří mezi nejvýznamnější fyzikální činitele ovlivňující životní děje ve vodním prostředí a jakost vody (Hartman, a kol., 2005). U vnitrozemských povrchových vod, závisí teplota na ročním období, počasí, slunečním záření, množství koloidních látek, průhlednosti, barvě vody a mocnosti vodního sloupce. Teplotní režim ve vodách vykazuje sezónní a denní oscilace, které někdy podléhají výkyvům teploty vzduchu a insolace, např. u malých plýtkých toků s minimálním podílem břehové vegetace dochází k prudkému nárůstu teploty v dopoledních hodinách a výraznému poklesu ve večerních a ranních hodinách. Dále kolísání teploty závisí nejen na hydrologických a geografických faktorech, ale i na antropogenních vlivech (Lellák & Kubíček, 1991).

Roční i denní průběh teploty vykazuje sinusoidní charakter, přičemž obecně platí, že teplota vody ve většině středoevropských toků představuje průměrnou denní teplotu mezi 10 a 12h, maximální denní teploty připadají v celoročním průměru na dobu od 14 do 17h. Roční průběh teplot v tocích mírného pásma se zpožďuje za vývojem teploty vzduchu, v našich tocích je dlouhodobý roční průměr 5,4 až 11,9 °C, ale nejčastěji se průměrná teplota pohybuje okolo 9,0 °C (Dub a kol., 1969).

Denní teploty u většiny toků se v průběhu roku pohybují od 0 do 34 °C, přičemž denní teplotní změny tvoří u malých toků 3 až 6 °C, ale u větších řek je to jen okolo 1 °C. Díky převážně turbulentnímu charakteru tekoucí vody je ve většině toků stálá vertikální homoitermie, pouze u velikých a hlubokých řek může docházet, ke krátkodobé stratifikaci s nepatrnými rozdíly 0,5 až 2°C. Teplotní gradient v podélném profilu toku udává, že se voda od pramene po proudu toku otepluje přibližně o 0,7 °C na každých 100 m poklesu nadmořské výšky (Lellák & Kubíček, 1991).

V příčném profilu toku je výrazná amfitermie, díky níž se břehové partie rychleji prohřívají a v zimě zamrzají dříve než voda v proudnici, teplotní rozdíl mezi břehovými částmi a proudnicí může být v potocích a řekách 2 až 3 °C (Dub, 1957).

Teplota patří mezi jedny z nejvýznamnějších ukazatelů jakosti vody a vlastností vody, významně ovlivňuje chemickou a biochemickou reaktivitu, i v poměrně úzkém teplotním rozmezí přírodních vod. Při teplotách blízkých se nule dochází k výraznému zpomalení chemických a biochemických procesů. Má významný vliv na vápenato-uhličitanové rovnováhy, rozpustnost tuhých látek a plynů, biochemickou spotřebu kyslíku a s tím související samočisticí schopnost toků (Pitter, 1999).

Zvyšující se teplota způsobuje snadnější rozpouštění anorganických i organických látek, tudíž i rozklad organických látek probíhá daleko snáze a rychleji. Vzrůst teploty mění některé fyzikální vlastnosti vody, např. dochází ke snížení hustoty a viskozity vody, která má významný vliv na vodní organismy, především na výskyt planktonu (Adámek a kol., 2010).

Teplota vody je jedním z mezních faktorů, který významně ovlivňuje rozšíření a počet všech vodních živočichů. Především má vliv na jejich životní pochody, jako je rychlost trávení, intenzita metabolismu, rychlost dozrávání gonád, rychlost růstu a areál jejich rozšíření (Pivnička, 1981).

S teplotou vody je těsně spjata intenzita látkové přeměny, se vzrůstající teplotou dochází u většiny vodních organismů ke zvýšení metabolismu, především u teplomilných druhů, naopak u studenomilných druhů jako jsou např. u lososovité ryby a mníci dochází při teplotách vody nad 25 °C ke značnému poklesu metabolismu a zpomalení nebo až zastavení příjmu potravy. Na řadu onemocnění ryb má významný vliv teplota, neboť optimální činnost imunitního systému se pohybuje při teplotách okolo 15 °C (Svobodová a kol., 1987). Zvýšená teplota významně zesiluje podíl toxického nedisociovaného amoniaku v celkové koncentraci amoniakálního dusíku a toxicitu iontů rtuti (Pitter, 1999).

SVĚTLO se řadí mezi základní faktory, které mají přímý podíl na primární produkci, nejen ve vodních ekosystémech, ale i v terestrických. Základní podmínky světelného režimu a vlivu světla na vodní organismy jsou v tocích téměř stejné jako ve stojatých vodách. Průnik světla vodním prostředím je ovlivněn především lokalizací toku – geomorfologickými podmínkami, zda tok protéká hlubokým údolím s kratším světelným režimem nebo rovinami kde je tok ozářen po většinu dne. Neméně důležité je ovlivnění průniku světla prostřednictvím okolní vegetace, zvýšené koncentrace rozpuštěných, koloidních látek a znečištění. Světelné záření vstupující do vodního prostředí, je kvantitativně, ale i kvalitativně ovlivněno trojím způsobem: odrazem od zvířené hladiny, adsorpcí na koloidech nebo fotosyntetizujícími organismy a rozptylem ve vodním sloupci (Lellák & Kubíček, 1991).

Množství světla se mění i v důsledku ročního období a postavení slunce na obloze, paradoxně nejvíce světla pronikajícího do vody v malých tocích, které mají hodně vyvinutý břehový porost bude v podzimních a zimních měsících. Množství světla ve vodním prostředí se také mění v podélném sklonu toku, nejvíce světla proniká do vodního prostředí u přirozených toků, které se nacházejí na středních úsecích, šířka koryta už je tak velká, že okolní vegetace nezastíní celý tok, avšak znečištění a zákal je malý a dovolí průniku světla v mělčích partiích až ke dnu.

Naopak v horních úsecích toků, průniku světla brání zástin okolní vegetace a v dolních úsecích je velké množství unášených koloidních látek, které tvoří značný zákal a omezují tak průniku světla do vody. Kolísání intenzity osvětlení a délky světelné části dne se odráží v biologických rytmech vodních organismů. Délka fotoperiody a s tím související i teplota vody má podstatný vliv na dobu rozmnožování ryb, obojživelníků, vodního hmyzu a především vodních rostlin. Světelný režim se tak následně promítá do periodicity vodních ekosystémů, cirkadiální rytmy se projevují migracemi planktonních organismů mezi hladinou a dnem v nádržích a driftu ve vodních tocích (Hartman, a kol., 2005).

Pro rybí společenstva je světlo velmi důležité, neboť většině ryb usnadňuje vyhledávání potravy, orientaci v hejnu, ale má i vliv na dozrávání pohlavních buněk, a ovlivňuje vývoj rybích embryí (Peňáz, 1971). Množství světla má i podstatný vliv na pohybovou aktivitu ryb, ale jsou nutné orientační body na dráze po které se ryba pohybuje (Pavlov & Suburenkov, 1974).

BARVA A ZÁKAL VODY, barva je u různých typů vod značně rozdílná. Čistá voda absorbuje z viditelné oblasti světla jen malou část, z tohoto důvodu je v tenkých vrstvách bezbarvá. Modrá složka viditelného záření prostupuje vodním prostředím nejhlouběji, proto se skutečná barva čisté vody v silné vrstvě jeví namodralá až modrá, jako je tomu např. v mořích nebo vysokohorských jezerech. Se stoupající koncentrací rozpuštěných látek, se propustnost vody pro dopadající světlo mění. Barvu vody znatelně ovlivňují rozpuštěné humnové látky, které ji zbarvují od žlutě, přes žlutozelenou až po odstíny hnědé. Ovšem skutečná barva vody bývá často překryta druhotným zbarvením, které je různého původu, ať přírodního nebo antropogenního a tvoří tak zdánlivou barvu vody (Pitter. 1999).

Organogenní zbarvení vody je především způsobeno barvou suspendovaných organických látek a planktonních organismů, které překrývají původní zbarvení. Náleží sem vegetační zbarvení řasami, pelagiálními bičíkovci, sinicemi a přemnožením bakterií. Sekundární zbarvení vody vzniká často lidskou činností, především vypouštěním odpadních vod z papírenského, textilního, potravinářského a chemického průmyslu. Z ekologického hlediska, barva vody ovlivňuje spektrální složení i celkové množství pronikajícího fotosynteticky aktivního světla (PhAR) a tím nepřímo limituje růst vodních rostlin, a řas (Lellák & Kubíček, 1991).

Zákal představuje snížením transparency vody nerozpuštěnými látkami, které jsou anorganického nebo organického charakteru. Koloidně dispergované látky ve vodách mohou být přirozeného či antropogenního původu, jde např. o jílovité minerály, hydratované oxidy kovů eventuálně bakterie, plankton nebo jemný organický detrit. Povrchové vody bývají velmi často zakaleny splachem půdních vrstev, planktonem a zvířenými dnovými sedimenty nebo splaškovými vodami (Pitter, 1999).

3.3. Vybrané chemické charakteristiky vody

HODNOTA pH, významně ovlivňuje fyzikálně-chemické, chemické a biochemické procesy pobíhající ve vodách. Kyselost vodných roztoků je způsobena nadbytkem vodíkových H^+ iontů a naopak zásaditost se odvíjí od nadbytku hydroxylových iontů OH^- . Hodnoty pH závisí na teplotě vody, např. destilovaná voda, která je zbavená oxidu uhličitého má při teplotě 25 °C hodnotu pH 7, avšak při 100 °C hodnota klesá na pH 6.1 °C. Naopak při teplotě 0 °C má destilovaná voda hodnotu pH asi 7,47, protože se mění iontový součin vody. Destilovaná voda, pokud je v rovnováze s oxidem uhličitým, který je ve vzduch přítomen asi 0,03 obj. % obsahuje při 20 °C asi 0,55 mg/l CO_2 a pH tudíž bude mít přibližně 5,6.

V čistých přírodních povrchových vodách vyjma rašelinišť a acidifikovaných jezer a vodních nádrží je hodnota pH v rozmezí od 6,0 až 8,5 Tuto závislost mohou však ovlivňovat např. huminové látky, nebo látky které snadno podléhají hydrolyze jako jsou hlinité a železité kationty. Pokles hodnoty pH vody pod 4,5 je způsobeno přítomností volných anorganických nebo organických kyselin (Pitter, 1999).

V přírodních vodách je reakce vody především určována rovnovážnými stavy mezi kyselinou uhličitou a jejími solemi, ale i mezi volným oxidem uhličitým a hydrogenuhličitany. Jakákoli změna v koncentraci jednoho z uvedených iontů má za následek změnu v koncentraci druhého (Lellák & Kubíček, 1991). Neutralizační tlumivá kapacita představuje schopnost vody vázat vodíkové nebo hydroxylové ionty, tato schopnost je významnou vlastností všech typů vod a je způsobena různými proteolytickými systémy. U přírodních vod zpravidla převažuje uhličitanový systém, avšak u některých odpadních vody mohou dominovat jiné proteolytické systémy (Pitter, 1999).

Výslednou hodnotu pH vody a její neutralizační, tlumivou kapacitu mohou výrazně ovlivnit některé z chemických a biologických pochodů. Jde buď přímo o uvolňování nebo spotřebu H^+ respektive OH^- nebo nepřímo uvolňováním či spotřebou volného oxidu uhličitého. Mezi procesy snižující hodnotu pH a neutralizační tlumivou kapacitu v přirozených vodách patří zejména hydrolyza kovů, oxidace železa, manganu, nitrifikace, vylučování uhličitánů v podobě uhličitanu vápenatého, sulfidů a jejich rud. K biologickým pochodům, které významně snižují hodnotu pH patří methanogeneze a respirace. Naopak procesy jenž zvyšují hodnotu pH a tlumivou kapacitu vody jsou především denitrifikace, fotosyntéza, redukce železa, síranů a manganu i zvětrávání hlinitokřemičitanů a adsorpce iontů na nich (Pitter, 1999).

Reakce vody může výrazně ovlivnit oživení vodní nádrže nebo toku, optimální pH pro většinu vodních organismů je stejné jako pH vyskytující se v přirozených povrchových vodách, které nabývá hodnot od 6,0 do 8,5. Některé druhy živočichů snášejí velké rozpětí pH vody např. vířník *Brachionus urceolaris*, vyskytuje se ve vodách s pH 4,5 až 11, nebo ploštěnka druhu *Planaria tigrina* vyskytující se ve vodách s pH 4,9 až 9,2. Oproti tomu některé druhy snášejí jen malé výkyvy pH jako je nálevník druhu *Spirostomum ambiguum*, který žije pouze ve slabě alkalických vodách s pH 7,4 až 7,6. I poměrně krátkodobé zvýšení pH vody např. v eutrofních rybnících vlivem intenzivní fotosyntézy fytoplanktonu a ponořené makrovegetace, jenž je spojeno s biogenní dekalifikací může mít závažný vliv nejen na rybí obsádku ale i na řadu vodních organismů (Lellák & Kubíček, 1999).

Extrémní hodnoty pH mohou negativně působit na vodní organismy a to přímo i nepřímo. Poškození a úhyn ryb, je možné pozorovat hlavně u pstruha obecného (*Salmo trutta morpha fario*) při hodnotách pH nad 9,2 a pod 4,8. Obecně lze říci, že lososovité ryby jsou ve srovnání s kaprovitými odolnější k působením nízkého pH, ale naopak jsou citlivější k vysokým hodnotám pH posunutých do alkalické oblasti. Velmi tolerantní k nízkým hodnotám pH je siven americký (*Salvenius fontinalis*), který snáší kyselé pH v oblasti 4,5 až 5,0 (Svobodová a kol., 1987).

KONDUKTIVITA znázorňuje míru koncentrace ionizovaných anorganických a organických látek ve vodách. Závisí na koncentraci iontů, jejich nábojovém čísle a jejich pohyblivosti. Vzrůst nebo pokles teploty jen o 1 °C má za následek změnu konduktivity nejméně však o 2 %. Rovněž hodnota pH má velký význam při měření elektrolytické konduktivity, velmi podstatné odchylky se zjišťují u vod s hodnotami pH pod 6 a nad 9, tehdy se začíná uplatňovat mimořádně veliká pohyblivost vodíkových a hydroxylových iontů, tudíž výsledky měření konduktivity neodpovídají základnímu kvantitativnímu složení přírodních povrchových vod. Příčinou abnormálního chování H^+ a OH^- je výměna protonů, která probíhá po asociovaných molekulách vody a proto jejich pohyblivost je mimořádně velká.

Elektrolytická konduktivita u přírodních a užitkových vod s velmi nízkou koncentrací organických látek je mírou obsahu anorganických elektrolytů, kationů i anionů, a představuje tedy ve zředěných roztocích lineární koncentraci iontů. Pro klasifikaci jakosti povrchových vod, patří konduktivita mezi základní chemické ukazatele. Mezní hodnota konduktivity pro I. třídu jakosti vody představuje $< 400 \mu S/cm$ a pro V. třídu jakosti je to $> 1600 \mu S/cm$.

Stanovení konduktivity patří mezi běžné součásti chemického rozboru vody, mezi její přednosti patří snadné a poměrně rychlé získání hodnoty. Umožňuje proto bezprostřední odhad koncentrace iontově rozpuštěných látek a celkové mineralizace, aniž by se musel provádět úplný rozbor vody, včetně stanovení alkalických kovů. Mimo jiné umožňuje získat okamžitou představu o časových změnách v koncentraci anorganických rozpuštěných látek v přírodních, užitkových a odpadních vodách, poněvadž měření konduktivity lze provádět kontinuálně. Přednosti převyšují zápory, neboť stanovení konduktivity má značný význam při průběžné kontrole kvality vody (Pitter, 1999).

KYSLÍK patří mezi jedny z nejdůležitějších faktorů ve vodním prostředí, je nezbytný pro řadu chemických i biologických procesů. (Lellák & Kubíček, 1991). Kyslík se výrazně podílí na oxidačně-redukčních zonálnostech vody, v hlubších vrstvách stojatých povrchových vod, např. v hlubokých jezerech, rybnících nebo nádržích, dochází, v blízkosti dna, k anoxickým nebo dokonce i k anaerobním podmínkám, a redox potenciál dosahuje 0,4 až -0,4 V.

Samozřejmě vše záleží na množství organických látek, které sedimentovaly na dno nádrže, kde dochází k jejich mikrobiálnímu rozkladu a odčerpání kyslíku v blízkém okolí, proto v těsné blízkosti povrchu dna budou anaerobní podmínky a záporné hodnoty redox potenciálu. Některé prvky např. Fe, Mn, Cr, As a S se vyskytují ve vodách v různém oxidačním stupni, čímž mají i rozdílné chemické a biologické vlastnosti, v závislosti na redoxním potenciálu dochází ale k jejich stratifikaci napříč vodním prostředím (Pitter, 1999).

Kyslík se do vody dostává nejen prostou difúzí z atmosféry, ale i při fotosyntetické asimilaci řas, sinic a vodních rostlin, ale také pomocí mechanické aerace. Obsah rozpuštěného kyslíku negativně koreluje s teplotou, závisí rovněž na atmosférickém tlaku a koncentraci rozpuštěných látek. V nezakalené vodě s bohatou vegetací a fotosyntetickou aktivitou může výrazně narůstat množství rozpuštěného kyslíku v prosvětlené eufotické vrstvě. Maximální koncentrace dosahuje obvykle v pozdějších odpoledních hodinách, kdy dochází k výraznému přesycení vody kyslíkem, naopak během noci a brzkých ranních hodin nastává pokles koncentrace rozpuštěného kyslíku díky respiraci rostlin, živočichů (Lellák & Kubíček, 1991).

V povrchových vodách kolísá koncentrace rozpuštěného kyslíku, podle toho, zda se jedná o tok nebo vodní nádrž či jezero. V tekoucích vodách vzhledem k turbulentnímu charakteru proudění, není vertikální zonace rozpuštěného kyslíku výrazná. K určité stratifikaci kyslíkem u tekoucích vod může docházet, ale jen u velkých a hlubokých toků, které jsou výrazně zatíženy organickými látkami. Nasycení vodou kyslíkem se většinou pohybuje v rozmezí 85 až 95 %. Avšak za určitých okolností může docházet i k jeho přesycení, které může dosáhnout i několik desítek procent (Pitter, 1999).

K přesycení vodou rozpuštěným kyslíkem může dojít zejména dvěma způsoby, při mimořádné turbulenci vody, např. v přejezdech, pod stupni, jezy a nebo vodopády. Další možností kdy může dojít k přesycení vody kyslíkem je intenzivní fotosyntetická asimilace zelených organismů, tento jev především pozorujeme v eutrofních rybnících než v samotných vodních tocích.

V tekoucích vodách k přesycení kyslíkem z důvodu nadměrné fotosyntézy řas a vodních rostlin dochází jen zřídka, neboť u malých toků je velký zástin okolní vegetací a u velkých nížinných toků zástin okolní vegetací hraje sice jen minimální roli avšak, zde je značné množství unášených splavenin, které tvoří velký zákal a omezují tak průnik světla do vodního prostředí (Pitter, 1999).

Kyslíková rovnováha ve vodním prostředí je dána reoxidačními a deoxidačními pochody. Ke spotřebě rozpuštěného kyslíku ve vodách dochází zejména při aerobním biologickém rozkladu organických látek, respiraci organismů, nitrifikaci, oxidaci železa, manganu i sulfidů. Kyslíkový režim je důležitým kritériem při hodnocení kvality vod, přítomnost či nepřítomnost kyslíku ve vodách rozhoduje o tom, zda budou probíhat ve vodě aerobní nebo anaerobní pochody (Pitter, 1999). Pokud při intenzivním rozkladu organických látek je vyčerpán z vody kyslík, začnou jej mikroorganismy pro biochemickou oxidaci získávat nejprve redukcí dusičnanů a posléze i redukcí síranů. Po vyčerpání těchto akceptorů elektronů probíhá další rozklad zcela anaerobně tzv. kvašením a donorem elektronů se stává organický substrát (Strašklabová a kol., 1996).

K deficitů kyslíku ve vodách nejčastěji dochází v zimních měsících, kdy je hladina pokryta ledem a je tak znemožněna difúze z atmosféry. Mimo jiné mezi další období, kdy je značně snížen obsah kyslíku, jsou letní měsíce s vysokými teplotami, nízkými průtoky vody a velkým množstvím řas, sinic a vodních makrofyt. K deficitům dochází v nočních a brzkých ranních hodinách, kdy je zvýšená respirace těchto organismů.

Kyslík je limitujícím faktorem pro existenci vodních organismů a tedy i ryb. Nároky na množství rozpuštěného kyslíku ve vodách jsou různé u jednotlivých druhů ryb. Mezi velmi náročné druhy patří zejména lososovité ryby, pro které je optimální koncentrace kyslíku ve vodě v rozmezí 8 až 10 mg/l, při poklesu obsahu kyslíku pod 3 mg/l dochází u těchto ryb k dušení. Pochopitelně spotřeba kyslíku vodními organismy tedy i rybami závisí na teplotě vody, pH, obsahu CO₂ a stresu. Při nízkých teplotách vody dochází k utlumení metabolismu a zvýšení resistance vůči nízkým koncentracím kyslíku, např. Karas stříbřitý (*Carasius auratus*) při teplotách pod 5 °C dokáže přežívat ve vodách s koncentrací kyslíku 0,5 mg/l (Svobodová a kol., 1987).

3.3.1. Dusíkaté látky ve vodách

Sloučeniny dusíku spolu s fosforem patří mezi jedny z nejdůležitějších makrobiogenních prvků, jsou nezbytné nejen pro rozvoj mikroorganismů ale i vyšších organismů. Uplatňují se ve všech biologických procesech, které probíhají ve vodách. Sloučeniny dusíku mohou být přírodního nebo antropogenního původu, dále je můžeme dělit na organické a anorganické dusíkaté látky. V člověkem neovlivněné biosféře jsou sloučeniny dusíku převážně biogenního původu, které vznikají biogenní fixací elementárního dusíku nebo rozkladem organických dusíkatých látek. Antropogenním zdrojem dusíkatých látek v přírodě a především ve vodních tocích, jsou látky pocházející ve velké míře ze zemědělství a splaškových vod (Pitter, 1999).

Sloučeniny dusíku jsou ve vodách málo stabilní a podléhají v závislosti na oxidačně-redukčním potenciálu a hodnotě pH chemickým a zejména biochemickým přeměnám. Dusičnany jsou poměrně velmi stabilní při vysokých hodnotách oxidačně-redukčního potenciálu, avšak již v anoxických podmínkách mohou podléhat redukci na elementární dusík. K redukci dusičnanů až na amoniakální dusík je zapotřebí značně záporných hodnot oxidačně-redukčního potenciálu, kdy již jsou předpoklady pro redukci síranů na sulfidy, ve směsi síranů a dusičnanů jsou přednostně redukovány dusičnany (Pitter, 1999).

Organické dusíkaté látky se rozkládají mikrobiální činností především amonifikačními bakteriemi až na amoniak. Mezi amonifikační bakterie patří příslušníci rodů *Bacilu*, *Pseudomonas* a *Micrococcus*. Z biochemických přeměn anorganických forem dusíku je nejvýznamnější oxidace amoniakálního dusíku až na dusičnany tzv. nitrifikace a redukce dusičnanů na elementární dusík tzv. denitrifikace neboli dusičnanové dýchání. Mezi nitrifikační bakterie patří zejména rody *Nitrosomonas*, *Nitrospira*, *Nitrobacter*, *Methylossinus* a *Methylocystis* (Straraškrabová a kol., 1996).

Denitrifikace probíhá v anoxických podmínkách, kde konečným akceptorem elektronů je dusík v oxidačním stupni III a V. Pro denitrifikaci využívají mikroorganismy jako zdroj energie organický substrát. Biochemická přeměna dusičnanů na elementární dusík nebo oxid dusný je způsobena organotrofními bakteriemi, zejména rody *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Micrococcus* (Pitter, 1999)

AMONIAKÁLNÍ DUSÍK, se vyskytuje v povrchových vodách ve dvou formách, v molekulární nedisociované formě NH_3 a v iontové formě NH_4^+ . V průběhu rozpouštění amoniaku ve vodě vzniká hydrát $\text{NH}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$, jenž přímo disociuje na ionty NH_4^+ a OH^- . Poměr mezi amonným iontem NH_4^+ a nedisociovanou molekulární formou NH_3 značně koreluje s teplotou, pH a množstvím ve vodě rozpuštěného kyslíku. Obecně platí, že se zvyšující alkalitou, teplotou vody a snižujícím se nasycením kyslíkem dochází k vzrůstu koncentrace nedisociované molekulární formě NH_3 . Mezi další formy výskytu amoniakálního dusíku ve vodách patří aminokomplexy s kovy i nekovy, některé aminokomplexy jsou poměrně stabilní a mohou tak zabraňovat vylučování hydratovaných oxidů kovů. Většina amonných solí je ve vodě velmi dobře rozpustná.

Vzhledem k tomu, že volný molekulární NH_3 je těkavý a lze ho odstranit z vody provzdušňováním, avšak pH musí být posunuto do alkalické oblasti, aby provzdušňování bylo účinné. Amoniakální dusík je za oxických podmínek ve vodách velmi nestálý a snadno podléhá biochemické oxidaci (nitrifikaci). Ionty NH_4^+ se velmi dobře sorbují na negativně nabitých anorganických i organických částicích půdy, to je také důvodem jejich snížené mobility při infiltraci půdou (Pitter, 1999)

V přirozených povrchových vodách nepřevyšují koncentrace amoniakálního dusíku 1 mg/l. Amoniakální dusík je primárním produktem rozkladu organických dusíkatých látek živočišného i rostlinného původu. Zvýšený přísun této formy dusíku může pocházet ze srážkových, komunálních, splaškových a průmyslových vod. Srážkové vody jsou poměrně bohaté na amoniakální dusík, jeho koncentrace v ovzduší se pohybuje v jednotkách miligramů, avšak v průmyslových oblastech mohou srážkové vody obsahovat i více než 10 mg/l. Splaškové odpadní vody jsou rovněž bohaté na amoniakální dusík. Koncentrace se pohybují v desítkách miligramů, jejich zdrojem jsou především fekálie a rozkládající se organické látky. Mezi další významné zdroje amoniakálního dusíku ve vodách, patří také splachy z polí a zemědělských objektů, které se významným způsobem podílí na obohacování povrchových vod dusíkem (Lellák & Kubíček, 1991).

Z hlediska toxického působení amoniakálního dusíku na vodní organismy a především ryby je významný poměr mezi NH_3 a NH_4^+ . Toxicita do značné míry závisí na hodnotě pH, neboť toxický účinek má nedisociovaná molekula NH_3 , která poměrně snáze proniká buněčnými membránami. Amoniak má rovněž významnou afinitu k mozku, proto také v průběhu intoxikace vstupují do popředí nervové příznaky. Nedisociovaný amoniak je pro ryby látka velmi silně jedovatá, hodnota LC_{50} u kaprovitých ryb se pohybuje v rozmezí 1,0 až 1,5 mg/l, lososovité ryby jsou náchylnější, toxický účinek se projeví už při koncentraci 0,5 mg/l. Naproti tomu vodní bezobratlí snášejí poměrně vysoké koncentrace amoniaku v povrchové vodě, které se pohybují až 8 mg/l (Svobodová a kol., 1987).

DUSIČNANOVÝ DUSÍK vzniká zejména sekundárně při nitrifikaci amonného dusíku. Dusičnany jsou konečným stupněm rozkladu dusíkatých organických látek v oxickém prostředí. Kromě biochemické redukce dusičnanů tzv. denitrifikaci, při které vzniká elementární dusík a oxid dusný, za určitých podmínek může také probíhat i chemická redukce. Chemická redukce ve vodě zpravidla probíhá v alkalickém prostředí za spolupůsobení dvojmocného železa, které je ve formě oxidu nebo hydroxidu (Pitter, 1999).

Koncentrace dusičnanů v tekoucích vodách se mění během roku, v závislosti na množství srážek, na průtoku, obsahu organických látek i na střídání délce proudivých a pomaleji tekoucích úseků toku a také na biologické aktivitě. Vyšší obsah dusičnanů v tekoucích vodách je obvykle mimo vegetační období. Maximální koncentrace dusičnanů ve vodách se nacházejí v zimním období, kdy jsou vyluhovány z půdy, neboť jsou jen velmi slabě zadržovány půdním sorpčním komplexem. Naopak ve vegetačním období je koncentrace dusičnanů ve vodách nejmenší, protože jsou odčerpávány vegetací. (Lellák & Kubíček, 1991).

Maximální a minimální hodnoty dusičnanů závisí také na obdělávání přilehlých zemědělských pozemků a pěstovaném typu plodiny. Např. u kukuřice jako širokořádkové plodiny hrozí v průběhu vegetační sezóny značné splachy, a tím i nárůst dusíkatých látek v povrchových vodách. Oproti tomu pěstování bobovitých rostlin obohacuje půdu o dusík, který je v průběhu vegetační sezóny zadržován rostlinami i sorpčním komplexem půdy (Lord, a kol., 2002).

Velká koncentrace dusičnanů v podzemních i v povrchových vodách se nalézají v oblastech s borovými lesy, kde písčité velmi dobře provzdušněná půda obsahuje ve svrchních vrstvách velké množství kmenů bakterií, které jsou schopny fixovat elementární dusík nebo provádět nitrifikaci. Také v okolí akátových porostů, díky asimilujícím bakteriím rodu *Rhizobium*, které jsou schopny fixovat elementární dusík, se nacházejí zvýšené koncentrace dusičnanů v půdě, podzemních vodách a následně i ve vodních tocích (Pitter, 1999).

Dusičnanový dusík se v neznečištěných přírodních vodách vyskytuje nejčastěji v jednotkách mg/l N-NO₃, ve znečištěných vodách jsou ho i desítky mg/l. Dusičnany jsou při infiltraci půdou velmi málo zadržovány, značné množství dusíku z průmyslových hnojiv se tak dostává do podzemních vod, toků a nádrží (Lellák & Kubíček, 1991).

Dusičnany nepatří k příliš toxickým látkám pro vodní organismy a ryby, jejich toxické letální účinky se projevují až při velmi vysokých koncentracích 1000 mg/l. Dusičnany jsou samy o sobě jen málo škodlivé, jejich nepřímá toxicita, spočívá v tom, že mohou být v gastrointestinálním traktu redukovány bakteriální činnostmi na toxičtější dusitany, které reagují s aminy za vzniku N-nitrosoaminů a ty mohou vyvolávat karcinom střev (Svobodová a kol., 1987).

3.3.2. Sloučeniny fosforu

Ve srovnání s jinými biogenními prvky, má fosfor ve vodách mimořádný význam, ze tří hlavních nutrientů vyskytujících se v prostředí (N, P a K) je fosfor ve vodách nejčastějším limitujícím faktorem růstu fytoplanktonu a je nejvíce spojován s jevem eutrofizace povrchových vod (Duras, J. 2008). Je to především dáno rozdílem mezi jeho poměrným zastoupením v živých organismech a jeho zdroji v prostředí. V organismech je podíl fosforu poměrně stálý na rozdíl od prostředí, kde je proměnlivý a nižší, což způsobuje jeho sedimentární cyklus (Lellák & Kubíček, 1991).

Fosfor hraje významnou úlohu v přírodním koloběhu látek, je nezbytný pro vyšší i nižší organismy, které jej přeměňují na organicky vázaný fosfor, přírodním zdrojem fosforu ve vodách je především rozpouštění a vyluhování navětralých hornin, zejména apatit, strengitu a vivianitu (Pitter, 1999).

V zemské kůře je fosfor obsažen asi 0,1 % zejména ve formě nerozpustných fosforečnanů vápníku, hořčíku, hliníku a železa, které jsou volně rozptýleny, chemicky nebo sorpčně vázány na jiných anorganických látkách (Lellák & Kubíček, 1991).

Do vodních ekosystémů přichází fosfor především ve formě rozpuštěných orthofosforečnanů. Nerozpuštěný fosfor vázaný v organických sloučeninách je přítomen ve vodním prostředí v různých organismech, prostřednictvím fosfolipidů, fosfoproteinů, nukleových kyselin a fosforylovaných polysacharidů. Rozpuštěný anorganicky vázaný fosfor se vyskytuje ve vodách ve formě jednoduchých nebo komplexních orthofosforečnanů, nebo i polyfosforečnanů. Z orthofosforečnanů se ve vodách nacházejí jednoduché nebo i komplexní formy např. PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , CaHPO_4 , FeHPO_4 .

V přírodních vodách, pokud je pH neutrální, převládají z orthofosforečnanů ionty H_2PO_4^- a HPO_4^{2-} , ionty PO_4^{3-} se začínají teprve významně uplatňovat v alkalické oblasti při pH vyšších než 12. Z polyfosforečnanů se ve vodních systémech vyskytují zejména di- a trifosforečnany, které se nalézají v jednoduchých nebo komplexních formách, jde např. o $\text{H}_2\text{P}_2\text{O}_7^{2-}$, $\text{HP}_2\text{O}_7^{3-}$ (Pitter, 1999).

Na koloběhu fosforu se ve vodních ekosystémech výrazným způsobem podílejí samy organismy svým látkovým metabolismem, s jejichž exkrekty se fosfor dostává do prostředí v rozpuštěné nebo koloidně rozptýlené formě a může být dále využíván. Fytoplankton je schopen využít nejen rozpuštěný orthofosforečnanový fosfor, ale i orthofosforečnany adsorbované na povrchu nerozpuštěných látek tzv. biologicky dostupný fosfor (Pitter, 1999).

Přírodním zdrojem organického fosforu ve vodních prostředí je rozklad odumřelých organismů, dále se sloučeniny fosforu dostávají do povrchových vod i prostřednictvím atmosférické depozice. Srážky obvykle obsahují fosfor v relativně vysokých koncentracích, které se pohybují v řádech stovek $\mu\text{g/l}$, v závislosti na velikost povodí může docházet k vyšším koncentracím fosforu v povrchových vodách. Mimo jiné fosfor se dostává do vodního prostředí také suchou depozicí, z větrné eroze povrchu země a ze spalovacích procesů (Kopáček, et al., 2001)

Antropogenním zdrojem především anorganického fosforu je zejména aplikace fosforečných hnojiv a vypouštění do recipientu odpadních vod z prádelen, které obsahují až 5 % fosforu. Neméně důležitým zdrojem jsou polyfosforečnany v čistících a odmašťovacích prostředcích, a používané jako protikorozní přísady. Významným zdrojem organického fosforu, je fosfor vázaný v živočišných odpadech, člověk denně vyloučí přibližně 1,5 g fosforu, dále je k tomuto množství nutné připočítat fosforečnany z pracích a čistících prostředků, které spolu s výkaly přechází do splaškových vod. Průměrná specifická produkce fosforu na jednoho obyvatele za jeden den je 2 až 3 g/l (Pitter, 1999).

V neznečištěných tocích se průměrná koncentrace fosforečanů pohybuje v rozmezí 0,07 až 0,16 mg/l, vyšší hodnoty v přirozených vodách jsou obsaženy už jen u rašelinišť, kde se pohybují okolo 0,4 mg/l, který je původem z rozkládající se organické hmoty. Vyšší hodnoty fosforu se nacházejí jen v minerálních vodách a v tocích, které jsou zatíženy splaškovými vodami.

3.3.3. Organické látky ve vodách

Povrchové vody obsahují velké množství rozpuštěných organických látek, které jsou různého druhu a původu. Organické látky ve vodách mohou být původem přírodní nebo antropogenní. Mezi přírodní organické látky lze zařadit výluhy z půd a sedimentů, metabolity vyšších i nižších organismů, meziprodukty mikrobiálního rozkladu. Bakterie a řasy produkují velkou řadu nízké a vysokomolekulárních organických látek, které jsou na bázi sacharidů, peptidů, aminokyselin, polyfenolů a uronových kyselin (Pitter, 1999).

V přirozených povrchových vodách se nachází řada organických látek, které jsou allochtonního původu, mezi tyto látky patří zejména huminové kyseliny, fluvokyseliny a huminy. (Pitter, 1999). Ve vodních ekosystémech huminové látky sehrávají velmi významnou úlohu v podobě chelátotvorného činidla. Tvoří s některými kovy např. železem, manganem, kobaltem, zinkem, olovem, mědí a hliníkem velmi stabilní chelátové komplexy (Lellák & Kubíček, 1999). Tvorba komplexů kovů s huminovými látkami snižuje jejich toxicitu a usnadňuje migraci v prostředí a jejich využitelnost různými organismy (Pitter, 1999).

Huminové látky snižují hodnotu pH, podílejí se na zbarvení vody a na ukládání vápníku v sedimentech, ve formě vysráženého vápenatého humátu (Lellák & Kubíček, 1991).

Organické látky můžeme rozlišit na lehce rozložitelné a biologicky těžce rozložitelné neboli perzistentní. Látky lehce rozložitelné podléhají snadnému biologickému rozkladu, jejichž poločas trvání v recipientu je okolo 2 až 3 dnů, naproti tomu perzistentní organické látky jsou takové, které setrvávají v takřka nezměněné formě ve vodních ekosystémech více než rok. Vše záleží na daném typu látky, zda se jedná o cyklické látky nebo látky s nerozvětveným či rozvětveným uhlovodíkovým řetězcem. Nejlépe se rozkládají n-alkany, naopak nejvíce odolné jsou aromatické uhlovodíky, které mají také nejvyšší molekulovou hmotnost. Rozložitelné organické látky jsou mikrobiální činností ve vodním prostředí postupně převáděny na jednodušší sloučeniny, přičemž konečným stupněm rozkladu jsou anorganické sloučeniny např. CO_2 , H_2O , NH_4^+ (Adámek a kol., 2010).

Mimo jiné organické látky mohou významně ovlivňovat chemické a biologické vlastnosti vod. Ovlivňují barvu vody (ligninsulfonany, huminové látky), pach (chlorované uhlovodíky, chlorfenoly), pěnivost vody, zhoršují difúzi kyslíku do vodního prostředí (některé tenzidy a ropné látky). Jednoduché organické látky, které snadno podléhají biologickému rozkladu, při vyšších koncentracích mohou negativně ovlivnit kyslíkovou bilanci v povrchových vodách (Pitter, 1999).

V neznečištěných vodách je relativně malé množství organických látek, které se pohybuje v rozmezí od stopových koncentrací až po jednotky gramů na litr, tyto látky jsou rychle asimilovány flórou a faunou. Část je zkonsumována detritovory a inkorporována do jejich biomasy, zbytek látek je rozložen bakteriemi a houbami. Během těchto metabolických procesů je spotřebováván kyslík, pokud je však organické zatížení vody malé, kyslík je rychle nahrazován difúzí z atmosféry a fotosyntézou. Jestliže přísun organického materiálu převyší asimilační kapacitu vodního systému nastává celá řada změn. Zvýšené množství organických látek ve vodě stimuluje aktivitu aerobních rozkladačů, čímž bude výrazně vzrůstat spotřeba kyslíku a může dojít k jeho deficitům. Následně dochází ke změnám téměř celého společenstva, postupně jsou eliminovány citlivé druhy k obsahu kyslíku a nahrazovány tolerantními druhy (Adámek a kol., 2010).

Se vzrůstajícím množstvím organických látek vzrůstá turbidita i zákal vody, snižuje se prostupnost světla napříč vodním sloupcem a může dojít k poklesu fotosyntetické asimilace. Siltace vede k ucpávání tracheálního systému vodních bezobratlých, obzvláště na to jsou citlivé druhy z rychle tekoucích úseků např. *Rhitrogena semicolorata*, *Ephemera ignita* (Scullion & Edwards 1980). Pokud jemný unášený materiál začne sedimentovat, změní se složení dnového substrátu a dochází ke změnám celého bentického společenstva, ve prospěch druhů tolerantních k jemnému substrátu např. *Tubifex*, *Chironomus*, *Caenis* aj. (Adámek a kol., 2010).

Po kvantitativní i kvalitativní stránce organické látky tvoří nejvýznamnější složku znečištění povrchových vod. Zatížení prostředí organickými látkami vzrůstá, v důsledku využití stále širšího spektra nejrůznějších výrobků, v nich obsažené organické sloučeniny se po aplikaci dostávají do povrchových i podzemních vod (Adámek, a kol., 2010). Z organických látek se nejčastěji věnuje pozornost skupinám, které nejvíce ovlivňují jakost vody, pro skupinové stanovení organických látek ve vodách se používá: chemická spotřeba kyslíku, biologická spotřeba kyslíku a stanovení celkového organického uhlíku (Pitter, 1999).

BIOLOGICKÁ SPOTŘEBA KYSLÍKU, je množství rozpuštěného kyslíku spotřebovaného za předem stanovených podmínek v oxickém prostředí biochemickou oxidací organických látek ve vodě. Využívá se schopnosti některých mikroorganismů rozkládat za přítomnosti kyslíku organické látky vyskytující se ve vodách, vyjadřuje se v mg/l spotřebovaného kyslíku na jeden litr vody (Pitter, 1999). Rychlost bakteriálního rozkladu organické hmoty za aerobních podmínek je přímo úměrná rychlosti spotřebovaného kyslíku (Malý & Malá, 2006). Průběh biochemické spotřeby významně závisí na čase, úplná biochemická oxidace organických látek obsažených ve vodě trvá za běžných podmínek 20 dnů. Tato doba je ovšem pro praktické využití příliš dlouhá, proto byla zvolena jednotná inkubační doba 5 dnů (BSK₅). Rovněž teplota má vliv na průběh stanovení BSK, neboť teplota ovlivňuje rychlost enzymových reakcí, i rychlost transportu substrátu do buňky. Při standardním stanovení BSK teplota inkubace byla sjednocena na 20 °C Během inkubace musí být vzorek ve tmě, aby nedocházelo k fotosyntetické asimilaci přítomných řas, při níž je produkován kyslík a docházelo by tak k podhodnocení výsledků.

Za přítomnosti amoniakálního dusíku probíhá BSK ve dvou fázích, nejprve probíhá oxidace organických látek a potom na ni navazuje oxidace amoniakálního dusíku, který je ve vodě přítomen. Tato nitrifikace je nežádoucí, jelikož zvyšuje výsledky stanovení BSK. Z toho důvodu se používá celá řada inhibičních látek např. allylthiomocovina, 2,4-dinitrofenol, na které jsou citlivější nitrifikační než organotrofní bakterie (Pitter, 1999).

Stanovení BSK patří mezi běžné součásti chemického rozboru a používá se při hodnocení kvality povrchových i odpadních vod (Malý & Malá, 2006). Je jedním ze základních parametrů v rámci posuzování účinnosti biologického čištění odpadních vod a při hodnocení biologické rozložitelnosti organických látek (Pitter, 1999).

CHEMICKÁ SPOTŘEBA KYSLÍKU představuje hmotnostní koncentraci kyslíku, která je ekvivalentní hmotnosti silného oxidačního činidla spotřebovaného, za přesně vymezených reakčních podmínek. Hlavní skupinou oxidovatelných látek ve vodě tvoří především organické látky, které mohou být v různé koncentraci, podle stupně znečištění daného vodního útvaru. Chemická spotřeba kyslíku (CHSK), patří mezi nespecifické ukazatele jakosti vody, neboť hodnota CHSK je nepřímým skupinovým stanovením a tedy slouží k odhadu množství organického znečištění vody. V dnešní době při analýze zatížených i nezatížených povrchových a různých druhů odpadních vod se používá zásadně jako oxidační činidlo $K_2Cr_2O_7$, manganistanová metoda se používá jen výjimečně, např. při analýzách pitných nebo podzemních vod (Horáková, a kol., 2007).

Organické látky mohou být za daných podmínek oxidovány do různého stupně, avšak rychlost a stupeň chemické oxidace závisí na struktuře organické látky a použité metodě stanovení CHSK. Organické sloučeniny se při CHSK oxidují jen, v případě, že atom uhlíku není v nejvyšším oxidačním stupni $+IV$, např. nelze chemicky oxidovat atom uhlíku v močovině $CO(NH_2)_2$, triazinovém kruhu, tetrachlormethanu CCl_4 aj. Při chemické oxidaci dusíkatých látek, závisí produkty oxidace na charakteru vazby dusíku v molekule sloučeniny. U látek obsahujících amoniakální skupinu se dusík uvolňuje převážně jako amoniak, který se již za podmínek stanovení CHSK dále neoxiduje (Pitter, 1999).

Při Standardním stanovení CHSK se většina organických látek oxiduje z více než 90 %, nicméně u některých látek je rychlost oxidace poměrně malá, a za daných podmínek se oxidují jen částečně, mezi tyto látky patří např. nižší alifatické aminy, N-methylderiváty, deriváty pyridinu, dusíkaté kvartérní sloučeniny s krátkými alkyly. Tyto sloučeniny se sice oxidují, ale jen velmi pomalu (Pitter, 1999).

Chemická spotřeba kyslíku má nezastupitelný význam při hodnocení samočisticí schopnosti a jakosti povrchových vod. První informace o poměru zastoupení snadno rozložitelných a nerozložitelných látek ve vodním prostředí nám poskytuje poměr BSK : CHSK, který se pohybuje u dobře rozložitelných látek v rozmezí 0,4 až 0,7 nicméně u látek obtížně rozložitelných je i méně než 0,4 (Adámek a kol., 2010).

ORGANICKÝ UHLÍK je mírou obsahu rozpuštěných organických látek, které jsou obsaženy ve vodě. Celkový organický uhlík (TOC) neposkytuje informace o organických látkách, ale řadí se stejně jako CHSK ke skupinovým ukazatelům a tudíž slouží k odhadu organického zatížení povrchových vod. Výhodou stanovení organického uhlíku oproti CHSK je úplná oxidace organických látek a tudíž poskytuje širší spektrum o jejich obsahu. Hodnoty CHSK i TOC úzce souvisí s elementárním složením organických látek, avšak hodnoty CHSK pojednávají o kyslíkovém ekvivalentu a TOC nám poskytují informaci o koncentraci uhlíku (Horáková a kol., 2007).

Pro stanovené míry oxidace organických látek ve vodách se používá poměr mezi CHSK a TOC. Čím je hodnota poměru menší, tím je stupeň oxidace větší. Hodnota poměru mezi CHSK a TOC má svůj význam při hodnocení účinků čištění odpadních vod, neboť při biologickém čištění se mění elementární složení organických látek, v důsledku toho se mění i jejich specifická hodnota (Horáková a kol., 2007). Hodnota poměru CHSK : TOC u splaškových odpadních vod se pohybuje v rozmezí 3,0 až 3,5.

Další význam poměru CHSK : TOC spočívá v možnosti kvalitativního posouzení organického znečištění vod, pokud u téže vody zůstává po určité době poměr CHSK : TOC přibližně stejný, znamená to, že se charakter znečištění pravděpodobně nemění (Pitter, 1999).

Stanovení organického uhlíku je nezastupitelné při posuzování biologické rozložitelnosti organických látek přítomných ve vodách. Hodnota TOC patří mezi významné ukazatele, které jsou důležité při interpretaci kvality a kvantity znečištění povrchových vod. Stanovení CHSK a TOC má svůj specifický význam. V některých případech může mít dominující význam Stanovení CHSK, poněvadž vyjadřuje kvantitu organických látek v kyslíkových ekvivalentech. CHSK se obzvláště stanovuje tam, kde je zapotřebí posuzovat kyslíkovou bilanci, jako je tomu při hodnocení jakosti povrchových vod a při biologickém čištění odpadních vod. TOC se spíše používá zejména tam, kde kyslíková bilance nemá dominující roli, např. při analýze pitných či užitkových nebo podzemních vod. Teprve porovnáním obou ukazatelů si lze učinit lepší představu o kvantitativním a do určité míry kvalitativním znečištění vod organickými látkami (Pitter, 1999).

3.4. Znečištění vodních toků

Znečištění vodních toků můžeme chápat především jako jakékoliv nežádoucí změny ať už fyzikálního nebo chemického či biologického charakteru, které negativně ovlivňují kvalitu vody. Ta je pozmeněna natolik, že dochází k jejímu znehodnocení a snížení její užitkové hodnoty v oblasti biologické nebo vodohospodářské (Svobodová a kol., 1987). Při posuzování znečištění povrchových vod můžeme jej rozlišit podle původu na přirozené a antropogenní. Přirozené znečištění nastává v ekosystému v důsledku přísunu organických i anorganických látek, které si lze představit v podobě zákalu vody vzniklého silnými dešťovými srážkami, eventuálně okyselení vody následkem náhlých odtoků sněhových vod nebo přítoků vody pocházející z rašelinišť (Ambrožová, 2007). Hlavní příčinou antropogenních znečištění vodních toků je ve velké míře vypouštění odpadních vod pocházejících především z průmyslu, dopravy, zemědělské činnosti a domácností. Při posuzování znečištění povrchových vod je možné jej rozdělit do několika kategorií (Svobodová a kol., 1987). V zásadě zdroje znečištění můžeme členit podle místa vzniku, rozsahu a zasažení území podle účinku i z časového hlediska (kontinuální či periodické nebo náhodné). První členění je založeno na rozsahu znečištění (Adámek a kol., 2010).

BODOVÉ ZNEČIŠTĚNÍ, do této kategorie patří zejména odpadní vody různého složení a účinku, které se soustředěně dostávají do vodního prostředí jedním nebo více vypustními objekty např. jednotlivé vyústění septiků, průmyslové odpadní vody (Adámek a kol., 2010).

PLOŠNÉ ZNEČIŠTĚNÍ, zasahuje velké plochy, často postihuje celá povodí, vyskytuje se většinou v nepravidelných intervalech ovlivněných meteorologickými podmínkami. Je dán klimatickými, geologickými a geomorfologickými poměry daného území (Fučík & Zajíček, 2009). Nastává v důsledku odtoku atmosférických srážek v podobě povrchových vod, tyto vody zejména obsahují značné množství rozpuštěných i nerozpuštěných látek, které se dostávají do vodních toků (Svobodová a kol., 1987).

TRVALÉ NEBO DLOUHODOBÉ ZNEČIŠTĚNÍ je pro něj typické opakující se znečištění, které většinou pochází ze stejného zdroje. Pochopitelně tento typ znečištění může v průběhu času měnit intenzitu vypouštění odpadních vody do vodního toku (Svobodová a kol., 1987)

HAVÁRIE lze charakterizovat především jako náhlé, nepředvídatelné a obvykle krátkodobé zhoršení kvality stojatých i tekoucích vod, které má vliv na zhoršení jen některých nebo i více z vlastností vody a způsobuje hygienické, estetické, biologické a technické závady. Účinky havárie je možné nejlépe pozorovat na rybím společenstvu, kdy dochází v první řadě ke změnám chování ryb a popřípadě jejich úhynu, ale havárie nepostihují jen ichtyocenózy, ale dokáží zdecimovat celé společenstvo vodního toku (Vučka a kol., 1984).

3.4.1. Odpadní vody

SPLAŠKOVÉ ODPADNÍ VODY představují zřejmě nejstarší a zároveň nejrozšířenější typ odpadních vod. Jejich producenti jsou výhradně domácnosti, množství vypouštěných látek obvykle nepřesahuje z jednotlivých domácností jen několik málo desítek litrů na osobu za den. I v dnešní moderní době v 21. stol. se můžeme relativně často setkat s přímým vypouštěním nečištěných splaškových vod do recipientu. Tento typ znečištění je charakteristický převážně pro malé obce, které nemají ČOV a občané těchto obcí většinou bez jakýkoliv zábran vypouští své splaškové vody přímo do nejbližšího recipientu, nebo pomocí podzemních trativodů.

Ve skutečnosti toto rozptýlené znečištění má na vodní toky daleko menší vliv, především z toho důvodu, že intenzita vypouštěných látek je relativně malá a rovnoměrně časově i prostorově rozvržená (Štěrba & Rosol, 1989). Ve splaškových vodách bývá vždy přítomno velké množství hrubě a jemně rozptýlených látek. Mezi nejvýznamnější složky znečištění splaškových vod tvoří organické látky, sloučeniny dusíku a fosforu. Protože splaškové vody obsahují převážně organické lehce rozložitelné látky, dochází za aerobních podmínek k jejich prudkému rozkladu, při kterém se spotřebovává velké množství kyslíku. Z toho důvodu může snáze dojít k deficitům kyslíku v dané vodoteči, kam jsou splaškové vody vypouštěny (Adámek a kol., 2010).

ODPADNÍ VODY ZE ZEMĚDĚLSKÉ ČINNOSTI tvoří ve srovnání s jinými odvětvími jen relativně malé množství, z toho důvodu, že zemědělství je na většině našeho území v současné době na ústupu. K významnému rozvoji znečištění povrchových vod tímto hospodářským odvětvím začalo docházet v druhé polovině 20. století spolu s jeho intenzifikací (Heinz a kol., 2002). Ve velké míře závisí na zaměření daného zemědělského podniku. Ve velkochovech jsou zátěží hlavně kapalné odpady v podobě kejdy, močůvky, hnojůvky apod. Mezi další znečišťující látky pocházející ze zemědělství patří úniky silážních vod, ropných látek a pesticidů. Zemědělství však také způsobuje podstatné plošné, znečištění vyvážením pevných a tekutých přírodních i umělých hnojiv na obhospodařované plochy (Adámek a kol., 2010). Významným zdrojem znečištění povrchových vod pocházejícího ze zemědělské činnosti představuje podpovrchový odtok nejen drenážních vod, které obsahují velké množství fosforu, dusíku, pesticidů, a anorganických či organických látek (Tomer et al, 2008).

ODPADNÍ VODY Z PRŮMYSLU odvíjejí se od druhu průmyslové výroby. Průmyslové odpadní vody mají na rozdíl od splaškových vod rozmanitý charakter. Z jednotlivých výrobních procesů se odvádějí vody typických vlastností a složení. Průmyslové vody se obvykle dělí podle charakteru znečišťujících látek, na převážně anorganicky a organicky znečištěné, dále mohou obsahovat těžké kovy nebo ropné deriváty (Adámek a kol., 2010).

Znečištění z průmyslové činnosti můžeme rozdělit i z časového hlediska na trvalé a přechodné tzv. kampaňové. Většina odpadních vod spadá do trvalého znečištění, které negativně ovlivňuje jakost vody v průběhu celého roku. Mezi kampaňové znečištění patří zejména potravinářský průmysl obzvláště cukrovarnictví, škrobárny a drobné pěstitelské pálenice (Štěrbá & Rosol, 1989).

3.4.2. Vliv znečištění povrchových vod

Znečištění povrchových vod má na svědomí znehodnocení a snížení užitkových vlastností v oblasti vodohospodářské, biologické a estetické i rybochovné. Znečištění negativně působí na celé společenstvo vodních organismů a vyvolává přímé i nepřímé škody. Přímé škody lze poměrně snadno a rychle vyčíslit, jedná se v první řadě o úhyn vodních organismů, především ryb. Nepřímé škody lze vysvětlit, ale stěží vyčíslit, patří k nim pokles samočisticí schopnosti toku, diverzity a abundance vodních organismů a ichtyofauny, citlivé druhy jsou nahrazeny tolerantními druhy.

Organické znečištění ovlivňuje organismy žijících v toku především snížením koncentrace dostupného kyslíku ve vodě, výsledkem je snížení biologické zdatnosti společenstva. Vzrůstající turbidita snižuje propustnost světla pro fotosyntetické organismy, které se významnou měrou podílejí na produkci kyslíku, což dále prohlubuje pokles rozpuštěného kyslíku ve vodě (Mason, 1991).

Rozpuštěné organické látky podporují růst bakteriálních nárostů, ve kterých dominují vláknité bakterie *Sphaerotilus*, *Zooglea* a houby. Tyto vláknité bakterie tvoří v tekoucích vodách pod zdrojem znečištění silné slizovité porosty, které jsou obtížným prostředím pro bentické organismy. Obvykle tyto nárosty nacházíme pod výtoky nečištěných splaškových vod a ČOV. Hlavní živinou pro růst *Sphaerotilus* jsou mono a disacharidy, popřípadě amoniak. Organické látky sedimentují na dně toku a dochází ke změnám charakteru substrátu. Hlavním důvodem poklesu diverzity je změna podmínek, prostředí, která eliminuje intolerantní druhy. Pokles druhů je „kompenzován“ nárůstem biomasy tolerantních druhů, kteří ihned obsadí volné niky např. *Oligochaeta*, *Chironomidae*, *Tubificidae*, *Erpobdela*, aj. Ale pokud je přísun organických látek příliš velký z hlediska jeho naředění dochází k poklesu biomasy i tolerantních druhů (Adámek a kol., 2010).

Mezi hlavní důsledky znečištění povrchových vod je nárůst trofie ve vodních ekosystémech. V současné době jsou eutrofní vody zatěžovány stále více živinami, především formami dusíku a fosforu a stávají se tak polytrofními nebo hypertrofními. To je také jedním z důvodů nárůstu biomasy společenstev autotrofních organismů. Znečišťující látky ve vodách mohou působit i ve vztahu sinerigismu, zesiluje se jejich toxický účinek na vodní organismy např. synergismus těžkých kovů (Cd+Zn, Ni+Zn, Hg+Cu) nebo vliv spolupůsobení tenzidů a pesticidů. Pokud je ve vodách vysoká koncentrace tenzidů a je-li překročena kritická micelární koncentrace, může to vést až k tvorbě micel. Micely nejsou samy osobě toxické, ale může docházet ke vzniku komplexů s nejrůznějšími látkami např. pesticidy, u nichž se zvyšuje jejich mobilita v prostředí a snáze pronikají buněčnými membránami organismů (Pitter, 1999).

Znečištění povrchových vod se výrazně promítá i do kvality rybího masa, které má značně zhoršenou chuť. Nejcitlivější ke změně organoleptických vlastností rybího masa jsou převážně lososovité ryby. Mezi nejčastější příčiny organoleptických změn masa ryb patří ropné látky, fenoly a splaškové vody. Maso ryb žijících v těchto vodách, výrazně zapáchá a má pachut' po daném znečištění (Svobodová a kol., 1987). Znečištění povrchových vod může za jistých okolností působit i pozitivně, mírně organicky znečištěné toky se řadí mezi velmi úživné vody. Lehké organické znečištění zvyšuje trofii chudých vod, v důsledku toho narůstá i abundance a diverzita druhů např. vyústění splaškových vod z horských chat v xenotrofních nebo oligotrofních tocích (Adámek a kol., 1995).

3.5. Biomonitoring

Vlastnosti organismů a jejich vztah k prostředí ve kterém se nacházejí jsou využitelné k indikaci prostředí tzv. bioindikaci. Organismy, které můžeme využívat jako bioindikátory, by měli splňovat několik významných parametrů jako je jejich: vztah k danému prostředí, citlivost na změny prostředí, snadná determinace, snadný sběr v terénu, měli by mít nízkou genetickou variabilitu (Hellawell, 1986). Možnostem bioindikace stavu antropogenních změn ve vodních ekosystémech pomocí vodních organismů je věnována pozornost už o druhé poloviny 19. století.

Využívání společenstev vodních bezobratlých k hodnocení nejen kvality vody ale i veškerých antropogenních změn ve vodních tocích je v dnešní době velmi populární a rozšířené, především v Evropských zemích a Americe (Areina, et al., 2005). Biocenóza vodního toku svým složením a fungováním odráží podmínky vodního prostředí. V praxi se většinou využívá k bioindikaci především řas, bentických bezobratlých. Přičemž obzvláště makrozoobentos je pro svoji citlivost a velkou druhovou diverzitu i abundanci považován za velmi vhodnou bioindikační skupinu v tekoucích vodách (Rosenberg & Resh, 1993).

Výhody využití makrozoobentosu při indikaci antropogenních změn jsou především v jeho velké rozmanitosti a abundanci, vyskytují se ve všech sladkovodních biotopech (Adámek a kol., 2010). Makrozoobentos je přímo vázán svým způsobem života k dané lokalitě a jsou známy odezvy mnoha druhů k rozdílným typům znečištění. Biomonitoring pomocí vodních bezobratlých poskytuje velmi dobré informace o změnách kvality vody. Zatímco pravidelné měření fyzikálních a chemických parametrů nám dává jen aktuální informace o kvalitě vody a tudíž nejsme schopni postihnout např. jednorázové zhoršení kvality vody v podobě havárie (Neuman et al., 2002). Vodní bezobratlí se liší citlivostí nejen k organickému znečištění ale i ke změnám stanoviště a jejich diverzita a abundance se dá využít k hodnocení toku. Mnoho druhů patří mezi významné kumulátory toxický látek (Armitage et al., 1983).

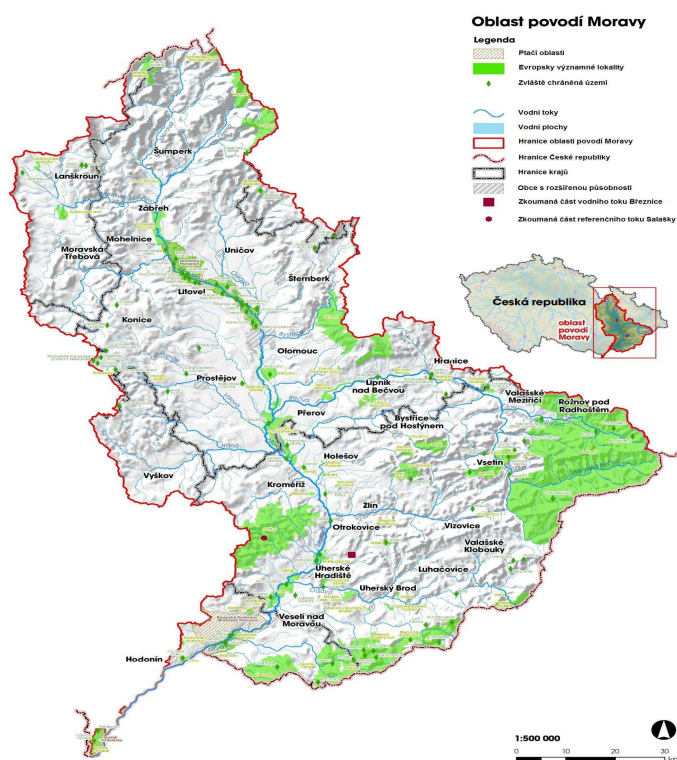
V současné době je velmi rozšířené hodnocení kvality vod pomocí indexů druhové rozmanitosti. Princip použití těchto metod vychází z předpokladu, že ideální přirozené společenstvo by mělo obsahovat jen několik málo druhů s vysokou abundancí, několik druhů, které budou středně početné a více vzácných druhů. Předpokladem použití indexů rozmanitosti je, že přirozená společenstva mají diverzitu vyšší než společenstva narušená. Organické znečištění většinou způsobuje pokles diverzity, jelikož senzitivní druhy vymizí a poklesne tak vyrovnanost, naopak v důsledku obohacení vodního prostředí živinami vzroste abundance tolerantních druhů. Toxické látky nebo výrazné změny pH mohou způsobit pokles diverzity i abundance, ale dále může vzrůst vyrovnanost, protože senzitivní druhy jsou eliminovány a není zde žádný přídatný zdroj potravy pro zbylé tolerantní druhy (Adámek a kol., 2010).

K indikátorům převážně čistých vod patří zejména larvy pošvatek a některých druhů chrostíků, jen málo druhů zasahuje do vod znečištěných (alfa-mezosaprobita). Z indikačních druhů larev jepic asi polovina žije v čistších a druhá polovina se nachází v organicky zatíženějších vodách. Z velkého počtu larev dvoukřídlého hmyzu přibližně jedna třetina se nachází ve vodách poměrně hodně zatížených (alfa-mezosaprobita a polysaprobita) a jen okolo 20 druhů preferuje prostředí čistých vod. Zástupci zbývajících řádů nemají vyhraněnou indikační hodnotu, kromě některých druhů brouků z čeledi *Elmidae*, které se vyskytují většinou ve studených a dobře prokysličených čistých vodách (Rozkošný, a kol., 1980).

BMWP Score (Biological Monitoring Working Party Score) patří mezi jeden z nejpoužívanějších indexů podle kterého lze hodnotit jakost vody, využívá pouze kvalitativní odběr a identifikaci na úroveň čeledí. Systém je založen na bodovém ohodnocení rozdílných čeledí vodních bezobratlých, podle jejich stupně k toleranci organickému znečištění (Armitage et al., 1983). Každá čeleď prezentuje skóre jen jednou, nezáleží kolik druhů je v ní zahrnuto, je velmi ovlivněno kvalitou provedeného odběru, zpracování a determinací, výhodou je že nám velmi rychle poskytuje informace o organickém znečištění vodního toku prostřednictvím makrozoobentosu. ASPT (Average Score Per Taxon) je obdobou BMWP skóre, jen s tím rozdílem, že celkové skóre je děleno počtem nalezených taxonů (Adámek a kol., 2010).

4 Materiál a metody

Zkoumaným tokem je říčka Březnice, na které byl zvolen přibližně 7 km dlouhý úsek, jenž nejlépe odráží místní podmínky a vliv lidské činnosti na kvalitu vody. Říčka Salaška byla zvolena jako referenční tok, nachází se přibližně 20 km vzdušnou čarou od zkoumaného toku Březnice. Horní tok Salašky, kde se nalézá referenční odběrové stanoviště je minimálně ovlivněn lidskou činností, poněvadž se zde nachází jen hospodářské lesy. Oba toky se nacházejí na jihovýchodní Moravě, ve Zlínském kraji poblíž Uherského Hradiště. Březnice i Salaška protékají obdobným geologicky a geomorfologicky stavěným územím. Dále oba toky spadají do mírně teplé oblasti, kde se průměrná roční teplota pohybuje v rozmezí 8,7°C a celkový roční úhrn srážek činí 625 mm. Přitom na referenčním stanovišti je průměrná roční teplota o dvě až pět desetin stupně nižší než v okolí zkoumaného toku Březnice, jelikož se nachází v Buchlovských horách, kde dominují úzké hluboké údolí, které tak ovlivňují místní klimatické podmínky.



Obr. 1. Lokalizace zkoumané části toku Březnice a Salašky v rámci povodí Moravy (Povodí Moravy, 2012; www.pmo.cz)

4.1. Popis toku Březnice

Březnice je pravostranný přítok řeky Moravy, pramení v nadmořské výšce 390 m v Březnickém háji, který leží nad obcí Březnice u Zlína. Odtud teče jihozápadním směrem v poměrně hlubokém a úzkém údolí. Od obce Březolupy se údolí i niva podél toku začínají postupně rozšiřovat až po dolní konec obce Bílovice tzv. Včelary, kde je šířka údolí maximální. Dále již vodní tok Březnice teče mezi rozsáhlými lány polí k nedalekému soutoku s řekou Moravou. Březnice měří od pramene až po soutok s řekou Moravou přibližně 29 km, přičemž plocha vodního toku je asi 5,8 ha. Březnice má 25 přítoků, které jsou o různé vodnatosti a délce, mezi nejvýznamnější z přítoků z hlediska vodnatosti patří Nedachlebický a Hlubocký potok.

V horní části toku převládá kamenitý substrát, který je přerušován občasnými výstupy pískovcových a slepencových bloků jež sou nedílnou součástí flyšového podloží. Vystupující horninové podloží, často přetíná vodní tok a vytváří tak přirozené malé stupně, které se vyskytují takřka od pramenné části až po konec obce Šarovy. Od Šarov se postupně začíná měnit charakter dna i celého toku, ubývá kamenitého substrátu a přibývá jílovité frakce, která nakonec převládne. V horních partiích toku převažují proudné mělké úseky, které se střídají s menšími ne moc hlubokými tůněmi. S přibývajícím délkou toku se častěji vyskytují dlouhé hluboké tůně, které jsou ohraničeny relativně krátkými a mělkými proudy.

Postupně se začíná vodní tok zařezávat do měkkého jílovitého podloží, profil koryta se mění ze tvaru písmene V, (který převažuje v horní třetině toku) na tvar písmena U, se strmými hlinitými břehy. Vodní tok Březnice se poměrně hodně zařezává do měkkého jílovitého podloží, v některých místech je hloubka zařezání toku i více než 4 m pod úroveň terénu. Břehy jsou zde velmi strmé až kolmé, i jesep je v těchto místech poměrně příkrý s prudkým přechodem mezi vodním prostředím a souší. Místa kde se Březnice zařezává poměrně hluboce od podloží se především nacházejí ve směru proudu toku pod obcí Březolupy.

Šířka toku i hloubka vodního sloupce značně kolísá, na většině toku je poznamenána proběhlou regulací, která se uskutečnila v minulém století, v dnešní době je obnovována správci povodí a naturalizované koryto je opět pozměněno v rovnoramenný lichoběžník.

Průměrná šířka koryta za normálního stavu vody, kde dosahuje vodní hladina je 2,5 až 3 m, přičemž minimální šířka je 1 m a maximální šířka dosahuje 6 až 7 m. Průměrná hloubka vodního sloupce se pohybuje v rozmezí od 0,35 až 1 m, ale nacházejí se zde hluboké tůně nejen pod skalními přepady, kde je hloubka i přes 2,5 m.

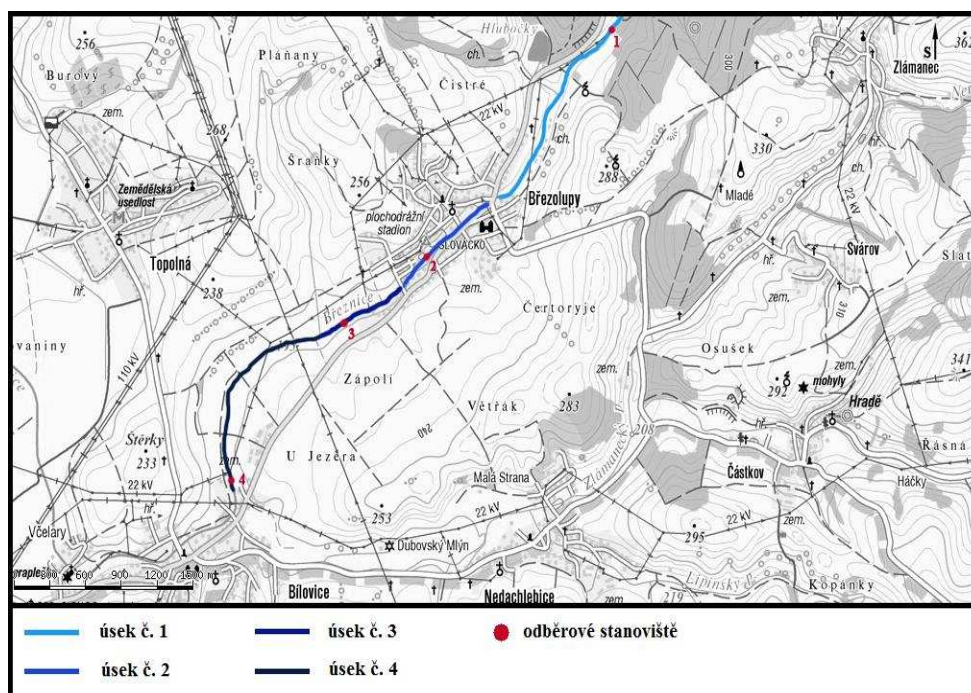
4.2. Vymezení území podél zkoumaného toku Březnice

Vybrané území zahrnuje převážně jen nejbližší prostor podél vodního toku Březnice. Ten je tvořen většinou samotným tokem a přilehlou nivou, která místy zaujímá velkou část údolí, kterým říčka Březnice protéká. Zkoumané území vodního toku spadá z velké většiny pod katastrální území obce Březolupy. Obec Březolupy se nachází na jihovýchodní Moravě, ve Zlínském kraji, leží na významné spojnici mezi městy Uherské Hradiště a Zlín. Zkoumaná část vodního toku Březnice začíná prvním odběrovým stanovištěm, které se nachází zhruba 700 m proti proudu toku před obcí Březolupy a končí čtvrtým odběrovým stanovištěm, které se nalézá ve směru toku cca 600 m nad obcí Bílovice, ve směru na Uherské Hradiště. Délka zkoumaného území podél vodního toku Březnice je přibližně 7 km.

Z geologického hlediska převažují na vymezeném území podél toku Březnice horniny račanské jednotky Magurského flyše, které jsou tvořeny rytmicky střídajícími vrstvami pískovců a jílovců. Z geomorfologického pohledu se vymezené území nachází na okraji Dolnomoravského úvalu, na západě sousedí s Chříby a ze severovýchodu zasahuje jihozápadní okraj Vizovické vrchoviny, a na jihovýchodě zasahuje severní okraji Hlucké vrchoviny. Reliéf je tvořen většinou plochými, širokými a nepřilíš dlouhými hřbety, které jsou rozčleněny od sebe 80 až 150 m hlubokými údolími. Převážná část reliéfu má charakter členité pahorkatiny, která se vyskytuje od pramenné části toku Březnice až do poloviny obce Březolupy. Od druhé poloviny obce Březolupy až po konec obce Bílovice teče Březnice plochými pahorkatinami. Odkud již dále protéká rovinami až k soutoku s řekou Moravou u Jarošova (Culek a kol., 1996). Mezi typické půdy, které se vyskytují ve zkoumaném území podél vodního toku Březnice patří gleje, glejové fluvizemně, pseudoglejové kambizemně vyskytující na fliších a těžké jílovité kambizemě. Směrem k západu přecházejí pseudoglejové luvizemně v luvizemní hnědozemě až hnědozemě na spraších (Tomášek, M., 2003).

4.3 Popis úseků a jednotlivých stanovišť

Zkoumaná část vodního toku Březnice byla rozdělena na čtyři úseky, na kterých probíhalo hodnocení technických úprav koryta a znečištění. V každém úseku bylo zřízeno jedno odběrové stanoviště, jednotlivá čísla stanovišť jsou shodná s číslem daného úseku. Na referenčním toku Salašce byl vytipován jeden úsek, který je minimálně ovlivněn lidskou činností a velmi dobře odráží místní podmínky. Daný úsek se nachází v horní části toku nad obcí Salaš, v tomto úseku bylo vytvořeno odběrové stanoviště, na kterém probíhalo sledování kvality vody.



Obr. 2. Mapa zkoumané části toku Březnice s vyznačenými úseky a odběrovými stanovišti (Navteq all rights reserved, 2011; www.Mapy.cz)

4.3.1. Úsek a stanoviště č. 1.

Úsek č. 1. začíná asi 800 m proti proudu toku Březnice před obcí Březolupy u bývalého kamenného stupně, z kterého v dnešní době zbylo jen několik málo kusů obvodového betonu, a končí po proudu pod třetím Březolupským splavem. Stanoviště č. 1. se nachází v horní části tohoto úseku v nadmořské výšce přibližně 190 m. Je umístěno asi 700 m proti proudu toku před obcí Březolupy směrem na Zlín. Přesněji se nalézá nedaleko malé zemědělské usedlosti blízko, které leží menší most přes říčku Březnici a prvním dřevěným stupněm. Břehy jsou zde poměrně strmé, místy tvoří až kolmé stěny s obnaženými kořeny keřů a stromů. Dno je převážně jílovité s příměsí drobného kamení, štěrku a antropogenního substrátu, který je zde v podobě úlomků cihel a betonu.

Profil dna je různorodý, zvrásněný výčnělky a propadlinami vytvořenými vodním proudem. Vodní tok se zde poměrně hluboce zařezává do měkkého jílovitého podloží a tvoří zde i hluboké a proudné tůně. Šířka omočeného obvodu se v těchto místech pohybuje v rozmezí dvou až tří metrů. V pomaleji tekoucích tůň je hloubka vody přibližně 130 až 150 cm, naproti tomu v proudných úsecích toku, které střídají jednotlivé tůně je výška vodního sloupce do 30 cm.

Břehový porost je v horní třetině tohoto úseku souvislý a vytváří poměrně hustý, místy až neprostupný pokryv, který odděluje vodní tok od okolní zemědělské krajiny. Je tvořen převážně: *Alnus glutinosa*, *Salix fragilis*, *Fraxinus excelsior*, *Corpus sanguinea*, *Prunus spinosa*, *Euonymus europaeus*, *Sambucus nigra*. Bylinné patro je výrazně druhově chudší díky hustému keřovému a stromovému patru, jenž je tvořeno: *Urtica dioica*, *Stachys sylvatica*, *Galeobdolon luteum*, *Lamium maculatum*, *Impatiens parviflora*. Směrem po proudu od druhé třetiny úseku břehový porost začíná být výrazně redukován, a omezuje se jen na jednoleté byliny a mladé výmladky keřů a stromů.

4.3.2. Úsek a stanoviště č. 2.

Úsek č. 2. se nachází po proudu toku v intravilánu obce Březolupy, začíná pod třetím splavem u silničního mostu a končí lávkou přes říčku Březnici u místního motorestu. Odběrové stanoviště č. 2. leží v dolní části tohoto úseku pod motorestem Koliba. Vodní tok Březnice v těchto místech protéká téměř centrem obce, podél silnice první třídy číslo 497. Koryto toku v tomto úseku je napřímené a poměrně bytelně opevněné kamennou dlažbou, která navazuje na betonovou patku. Koryto je přímé, jednolitě a neměnné po celé délce úseku, ve tvaru pravidelného lichoběžníku. Místy pod narušeným travním pokryvem je zřetelně vidět, kamenná dlažba jenž je vyspárovaná a uložena do betonové směsi.

Charakter dna v tomto úseku je téměř homogenní s minimálním množstvím makro habitatů. Většina vyskytujících se habytatů je tvořena vyhozeným odpadem v podobě, plechů, desek aj. a občasnými kameny, které alespoň částečně rozčleňují tok. Omočený obvod koryta je široký přibližně 2 až 2,5 m, průměrná hloubka vody se v daném úseku pohybuje v rozmezí 20 až 40 cm, ale nachází se tady i několik málo výmolů a malých tůňek, kde hloubka vody dosahuje i 70cm. Příkré stěny lichoběžníkovitého koryta jsou zpevněny kamennou dlažbou, která je většinou skryta pod tenkou vrstvou půdy na níž je vegetace, ta je omezena jen na bylinné patro. Ve kterém převažují rostliny z čeledi *Poaceae*, *Asteraceae*, a *Laminaceae*.

4.3.3. Úsek a stanoviště č. 3.

Třetí úsek protéká tzv. dolním koncem obce Březolupy, začíná od lávky přes Březnici u motorestu „Koliba“ a končí cca 300 m pod ČOV. Stanovištěm č. 3, jenž se nachází v dolní části tohoto úseku, asi 700 m po proudu toku Březnice za obcí Březolupy. Odběrové stanoviště se přesněji nachází 50 m pod vyústěním čistírny odpadních vod. Břehy v tomto úseku jsou značně strmé, místy až kolmé, pod obcí Březolupy vodní tok Březnice poměrně hluboce eroduje a zařezává se do měkkého jílovitého podloží. V některých místech tok Březnice teče 4 až 5 m pod okolním terénem. Častým jevem jsou zde téměř až kolmé stěny s obnaženými kořeny stromů a keřů. Přirozeným substrátem je v tomto úseku jílovité podloží z občasnými splaveninami půd z okolních rozsáhlých zemědělských pozemků.

Přirozený substrát dna se ve většině případu velmi liší s tím, který se zde nyní vyskytuje. Na většině míst je dominující substrát především antropogenního charakteru, jenž se skládá ze suti a zbytků po stavebních činnostech, z organických zbytků ze zahrad, polí a domovního odpadu, ten je tvořen v podobě kovového šrotu a starých pneumatik snad od všech druhů vozidel. Charakter dna je na třetím úseku poměrně hodně rozmanitý s řadou mezohabitatů, jež dotváří i antropogenní substrát a zvyšuje tak diverzitu prostorů pro vodní organismy. V daném úseku se dlouhé hluboké tůně plynule střídají s relativně mělkými a širokými proudnými úseky. Šířka koryta kde dosahuje hladina vody za normálního stavu je v průměru 3 m. Mocnost vodního sloupce záleží především na části a typu daného úseku, v dolních částech tohoto úseku převažují hlubší tůně. V proudných místech hloubka vody se pohybuje okolo 20 až 40 cm, naproti tomu v pomaleji tekoucích úsecích a tůň hloubka vody neznídko dosahuje i přes 2 metry. V místech, kde klesá podélný sklon a proud vody ztrácí na síle, se hromadí splavovaný materiál v podobě nezpevněných lavic a gradačních valů. Především tyto místa napomáhají šíření nepůvodních druhů rostlin jako jsou *Impatiens parviflora* a *Impatiens glandulifera*, Na březích tohoto úseku je značné zastoupení invazního druhu *Helianthus tuberosus*. Složení břehové vegetace je obdobné jako na úseku a stanovišti č. 1.

4.3.4. Úsek a stanoviště č. 4.

Poslední úsek protéká mezi rozlehlými zemědělskými plochami. Začátek úseku se nachází 300 m po proudu toku od čistírny odpadních vod Březolupy, u soutoku Březnice s bezejmenným potokem, a končí před mohutným kamenným stupněm, který se nachází těsně před obcí Bílovice. Odběrové stanoviště je umístěno v dolní třetině tohoto úseku, jen několik málo metrů pod starým betonovým mostem. Břehy zde nejsou tak prudké jako tomu bylo u předešlého úseku. Vodní tok se mírně zařezává do měkkého podloží, teče přibližně 3 m pod úroveň okolního terénu. Profil koryta je víceméně ve tvaru jednoduchého lichoběžníku, ale na některých místech připomíná příčný profil spíše tvar dvojitého lichoběžníku. Může to být způsobeno erozí okolních břehů a postupným zanášením předimenzovaného koryta. Koryto je zde opět poznamenané proběhlou regulací, pata svahu a část břehu i dna je zpevněna kamennou dlažbou.

Přirozený substrát v tomto úseku bude nejspíše velmi podobný jako tomu bylo u předešlého úseku. Ale v dnešní době je překryt kamením a stavební sutí, popřípadě i domovním odpadem, který je v podobě kovového šrotu a starých pneumatik. Heterogenita dna je tvořena nejen antropogenním odpadem ale i přirozenými ploškami, mezi které patří nahromaděné mrtvé dřevo v podobě „woody debries“ i obnažené kořenové vlášení olší a vrb. Profil dna je tak značně rozčleněn s velkým množstvím mezohabytatů, jež umožňují existenci řadě organismů.

Čtvrtý úsek je poměrně plýtký ve srovnání s předešlým úsekem. V horní části úseku dominují spíše hluboké táhlé tůně, jenž jsou ohraničeny krátkými mělkými proudy. Od druhé třetiny daného úseku ve směru proudu, začínají postupně převažovat mělká místa, které občas střídají ne moc veliké tůně. Je to především způsobeno, že se od druhé třetiny začíná objevovat opevní paty svahů, části břehů a dna. V místech, kde je toto bytelné opevnění alespoň částečně narušeno vznikají krátké a poměrně hluboké tůně, ale těch míst není mnoho, stále dominují plýtké široké úseky. Šířka koryta v omočeném obvodu je přibližně 3 až 3,5 m. Hloubka vody zde není moc velká, v plýtkých úsecích dosahuje maximálně 30 cm, ve výmolech a tůních může být až 1,5 m.

Druhé složení břehového porostu je obdobné jako u předešlých úseků, jen s tím rozdílem, že na čtvrtém úseku je břehový porost výrazně řidší. Na levém břehu je tvořen především stromy a keři, ale na pravém břehu je značně redukován zemědělskou činností. Kdy zemědělské plochy jsou většinou obhospodařovány téměř až k šikmé hraně břehu. Na pravém břehu toku je břehový porost tvořen převážně jednoletými bylinami a občasnými keři i soliterními stromy.

4.4. Popis referenčního toku Salašky

Referenční tok Salaška patří mezi levostranné přítoky řeky Moravy, ústí do ní ve Starém Městě u Uherského Hradiště. Pramení 1 km pod kopcem Vlčák v nadmořské výšce 490 m. Odtud teče jihovýchodním směrem v hlubokém a úzkém údolí, které je v horní části toku široké jen několik metrů. Od obce Salaš směrem po proudu toku se začíná niva i samotný tok nápadně rozšiřovat. Již několik set metrů pod obcí Salaš, se spád toku výrazně snižuje a koryto i niva jsou poměrně dobře vyvinuté, šířka koryta mezi obcí Salaš a Velehradem je v průměru 2 až 3 m.

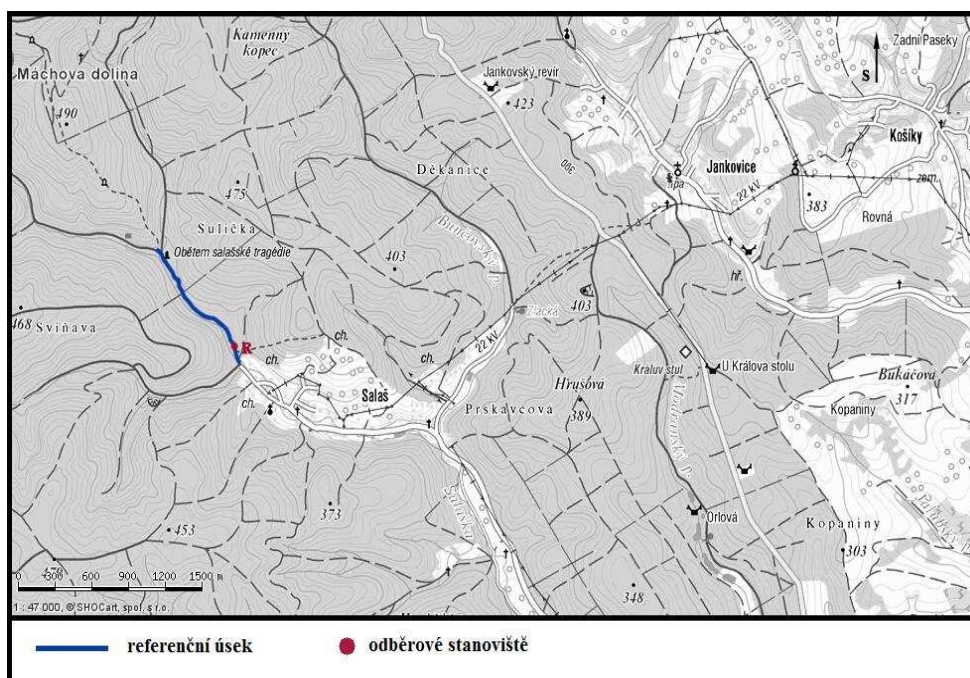
Od obce Velehrad až po Staré Město u Uherského Hradiště teče Salaška v relativně širokém údolí, které je ohraničeno jen mírnými svahy, v těchto místech tok obklopují z levé strany drobná políčka a sady, nad pravým břehem se rozkládají široké zemědělsky obhospodařované plochy. Po vtoku do Starého Města již referenční tok protéká nejprve průmyslovou a posléze hustou obytnou zástavbou, která se nachází v jeho těsné blízkosti. Vodní tok Salaška je kratší než zkoumaný tok Březnice, měří do pramene až po soutok s řekou Moravou přibližně 18 km, má také výrazně méně přítoků, je jich 7. Mezi nejvýznamnější a také nejvodnatější přítoky patří Bunčovský a Modranský potok. V horní části toku v klidnějších úsecích se nachází hrubý písek, naopak v proudných úsecích dominuje kamenitý substrát, který pochází z vystupujícího horninového podloží. Často výchozy hornin v podobě slepenců nebo pískovců přerušují vodní tok a vytváří především v horních úsecích řadu přirozených stupňů, které jej rozčleňují a přispívají tak ke zvýšené aeraci vody.

Ve směru proudu toku se mění charakter dna i celého koryta. Pod obcí Salaš se stále nachází kamenitý substrát, který je střídán v klidnějších částí toku s hrubým pískem. Ale již po několika stech metrech se koryto výrazně rozšiřuje, klesá podélný sklon i unášecí síla toku a kamenitý substrát je postupně nahrazen zprvu hrubým a posléze jemným pískem, který dominuje po celou zbylou délku toku až po soutok s řekou Moravou. Referenční tok Salaška se na středním úseku tolik nezahlubuje do podloží, jako je tomu u zkoumaného toku Březnice. Hlavním důvodem je téměř přirozený ráz, který doprovází řada zákrutů a meandrů, ty se vyskytují hlavně mezi Salaší a Velehradem. Energie toku je využita především k boční nikoliv hloubkové erozi, jak je tomu u Březnici, která je po většinu délky výrazně napřímená. Průměrná šířka toku se pohybuje v rozmezí 1,5 až 2 m, přičemž minimální šířka je okolo 0,5 m a maximální šířka je 4 m.

4.5. Vymezení území podél referenčního toku Salašky

Zájmové území zahrnuje vesměs jen nejbližší prostor podél vodního toku Salašky, ten je tvořen převážně samotným tokem a přilehlou nivou, která místy zaujímá velkou část úzkého údolí. Referenční území spadá pod katastr obce Salaš. Obec Salaš se nachází na jihovýchodní Moravě ve Zlínském kraji, ve východní části Buchlovských hor.

Zkoumaná část referenčního toku Salašky začíná nedaleko obce Salaš u soutoku s bezejmenným potokem v blízkosti vojenského památníku, v místní části s názvem „u Padlích“ a končí po proudu toku před obcí Salaš. Délka zájmového území podél referenčního toku Salašky je přibližně 1,5 km. Z geologického pohledu zájmové území je tvořeno Paleogenním flyšem Račanské jednotky, v němž se rytmicky střídají vrstvy pískovců, slepenců a jílovců. V blízkosti obce Salaš se vyskytují i několik metrů mocné holocenní pěnovce. Referenční stanoviště se nachází v geomorfologickém celku Chříby, které spadá do vnějších západních Karpat. Na severní straně sousedí s Hornomoravským úvalem, na jižní, jihovýchodní a jihozápadní straně sousedí s Dolnomoravským úvalem a ze severozápadu zasahuje Vyškovská brána a Dýskosvratecký úval. Jedná se o členitou vrchovinu s výškovými rozdíly 200 až 300 m, údolí jsou relativně úzká a hluboká 150 až 300 m oddělující od sebe rozsáhlé hřbety (Culek a kol., 1996). Nejrozšířenějším typem půd v Chříbech jsou typické kambizemě na flyšových břidlicích. Vyznačují se nižším obsahem humusu i nižší půdní reakcí a zhoršenými půdními sorpčními vlastnostmi. V místech s mocnějšími pokryvy přechází do typických luvizemí, které jsou charakteristické nižším procesem oglejení. Na vlhčích stanovištích se vyskytuje pseudoglejová kambiem s výrazným procesem oglejení (Tomášek, M., 2003).



Obr. 3. Mapa zkoumané části toku Salašky s vyznačeným referenčním úsekem a odběrovým stanovištěm (Navteq all rights reserved, 2011; www.Mapy.cz)

4.5.1. Úsek a referenční stanoviště „R“

Referenční úsek se nachází na vodním toku Salaška, v Buchlovských horách nad obcí Salaš. Zkoumaná část referenčního toku začíná soutokem bezejmenného potoka se Salaškou, jenž se nalézá v těsné blízkosti památníku obětem II. sv. války a končí těsně před obcí Salaš. Zkoumaná část toku Salašky se nalézá na horním úseku, kde je minimální vliv lidské činnosti v podobě znečištění a technických úprav koryta. Nacházejí se zde jen hospodářské lesy, jenž jsou z velké části tvořeny buky, habry a smrky. Odběrové stanoviště je umístěno v dolní třetině úseku, který je dlouhý přibližně 1,5 km. Salaška zde teče v hlubokém a relativně úzkém údolí s nepříliš vyvinutou nivou, koryto toku je umístěno přibližně 0,5 až 0,8 m pod úrovní okolního terénu. Charakter koryta je na zkoumané části toku přirozený, s příčným profilem miskovitěho tvaru.

V místech kde klesá podélný sklon dochází k tvorbě zákrutů a hromadění unášeného materiálu na březích toku. Přirozený substrát v proudných mělkých úsecích je tvořen převážně kamením v průměru o velikosti 5 až 15cm. Naopak v klidnějších partiích toku se nachází hrubí písek, jenž je původem z navětralého horninového podloží, které je tvořeno střídajícími vrstvami pískovců, slepenců a jílovců. Proudné mělké úseky se relativně pravidelně střídají s malými hlubšími tůňkami a výmoly. Šířka koryta velmi záleží, na dané části toku, v místech kde vystupuje skalnaté podloží je šířka toku do 50 cm, naproti jsou zde mělké široké úseky, kde se šířka toku pohybuje v rozmezí 1,5 až 2 m. Ve vymezené části toku Salašky mohu říci, že průměrná šířka je přibližně 70 cm. Hloubka vody se pochopitelně odvíjí od šířky konkrétního místa, např. pod skalními prahy a výmoly hloubka vody dosahuje i přes 50 cm, naproti tomu v mělkých a širokých částech toku je mocnost vodního sloupce do 10 cm.

Břehový porost je zde poměrně rozmanitý, od jarního období až do konce léta jsou břehy a přilehlá niva lemovány pásy devětsilů, jenž na podzim je vystřídají fialové ocúny. Bylinné patro je dále tvořeno jednoletými bylinami: *Lathraea squamaria*, *Urtica dioica*, *Aegopodium podagraria*, aj. Keřové a stromové patro je tvořeno převážně, *Cornus sanguinea*, *Euonymus europaea*, *Alnus glutinosa*, *Acer campestre*, *Salix alba*, *Carpinus betulus*.

4.6. Hodnocení antropogenních úprav

Antropogenní upravenost říční sítě a údolní nivy je významným činitelem, ovlivňující nejen hydrologické poměry v povodí, ale má vliv i kvalitu vody v samotném toku a samočisticí pochody. K zásahům do přirozeného charakteru vodního toku docházelo na několika úrovních, začínalo to změnami podélného a příčného profilu, přes zpevňování koryta toku a budování příčných objektů, jako jsou prahy a stupně, až po úpravy příbřežní zóny a změny v jejím využívání (Sitař & Langhammer, 2008).

Tyto změny se nemalou měrou podílejí na ovlivnění odtokových poměrů a jakosti vody, včetně poklesu diverzity vodních organismů. Diplomová práce prezentuje mapování a hodnocení současného stavu antropogenních úprav na zkoumaném toku Březnice a referenčním toku Salašce. Pro účely diplomové práce byla na základě literární rešerše (Jůva & Talpák, 1975; Jůva a kol., 1984; Macura a kol., 1989; Lusk, 1990; Langhammer, 2007; metodika MUTON,) vytvořena jednoduchá metodika k hodnocení přirozenosti toku. Základním principem metodiky je rozdělení toku na segmenty, ve kterých probíhá mapování jednotlivých typů úprav podélného i příčného profilu, opevnění toku a příčných objektů (Langhammer, 2007).

Metodika je založena na bodovém ohodnocení jednotlivých typů úprav. Ke kvantitativnímu hodnocení je použita škála v rozmezí 0 až 7 bodů. Bodové hodnoty jsou k jednotlivým parametrům přiřazeny na základě možnosti ovlivnění jakosti vody, diverzity organismů a vlastních zkušeností. Další postup je výpočet *indexu odpřírodnění toku*, který hodnotí celkovou intenzitu antropogenních úprav v jednotlivých částích, nebo i celého zkoumaného úseku, jenž je odvozen na základě bodového hodnocení intenzity jednotlivých typů úprav.

4.7. Odběr vzorků a jejich zpracování

Monitorování kvality vody ve vymezeném úseku vodního toku Březnice kontinuálně navazuje na mou bakalářskou práci, v níž jsem zkoumanou část Březnice monitoroval v období, od července 2008 do konce března 2010. V diplomové práci jsem monitoroval jakost vody na zkoumané části Březnice v období, od začátku dubna 2010 až do konce prosince 2011. Oficiální provoz na ČOV Březolupy byl zahájen v lednu 2010. Dále jsem sledoval kvalitu vody na referenčním toku Salašce, v období od června 2010 až do prosince 2011. Vzorky byly odebírány jedenkrát měsíčně téměř vždy ve stejný den, v souladu s ČSN 75 5051. Na zkoumané části toku Březnice byly vzorky odebírány vždy po proudu toku od stanoviště č. 1 až po odběrové stanoviště č. 4, které se uskutečnilo v dopoledních hodinách. V odpoledních hodinách jsem odebíral vzorky na referenční lokalitě nad obcí Salaš. Na místě při odběru byly vždy změřeny základní fyzikálně-chemické parametry, jako jsou, pH, vodivost, obsah rozpuštěného kyslíku, teplota vody a teplota vzduchu. V laboratoři byla z odebraných vzorků vody za pomoci spektrofotometrických metod stanovena koncentrace amonných iontů (NH_4^+), dusičnanového dusíku (N-NO_3^-), fosforečnanů (PO_4^{3-}). Dále jsem stanovoval organické znečištění pomocí (CHSK_{Cr} , BSK_5 a TC). Laboratorní stanovení bylo vždy provedeno maximálně do 24h od odběru vzorků, vzorky, mezi odběrem a stanovením byly konzervovány chladem při teplotách 4 až 6 °C.

4.7.1. Terénní stanovení vybraných parametrů a odběr vzorků

Pro vlastní měření fyzikálně-chemických parametrů byly použity tyto přístroje: bateriový oximetr s membránovou elektrodou (MKT 44 L fy INASA), konduktometr (Dist3 fy HANNA), pH-metr (Checker fy HANNA) a digitální teploměr. Před zahájením vlastního odběru vzorků byly nejprve změřeny dané fyzikálně-chemické charakteristiky. Hodnoty pH byly změřeny pH-metrem, který byl nejdříve nakalibrován pomocí standardních pufrů s pH 7 a 9, po změření pH následovalo měření vodivosti pomocí konduktometru. Obsah rozpuštěného kyslíku byl změřen přenosným oximetrem s membránovou elektrodou, která byla ponořena v proudnici přibližně v hloubce 10 cm pod hladinou vody.

Oximetr byl nejprve před vlastním měření nakalibrován, podle teploty vody na 100 % tabulkovou hodnotu obsahu kyslíku. Dále byl odebrán vzorek do polyethylenové 1000 ml vzorkovnice s širokým uzávěrem. Při vlastním odběru byla čistá vzorkovnice nejdříve několikrát vypláchnuta vodou z daného toku a poté ponořena v proudnici asi 20 cm pod hladinou vody. Každé odběrové stanoviště mělo svou vlastní vzorkovnici označenou pořadovým číslem. Posledním krokem bylo stanovení okolní teploty ve výšce 10 cm nad povrchem půdy, které probíhalo za pomoci digitálního teploměru (Mikl, 2010).

4.7.2. Odběr makrozoobentosu:

Odběr makrozoobentosu byl prováděn ve dvou ročních obdobích, na jaře a na podzim. Na obou tocích se odběr makrozoobentosu uskutečnil ve třech obdobích: X. 2010, V. 2011 a X. 2011. Pro vlastní odběr byla použita bentická síť o rozměrech 25 x 25 cm o velikostech ok 0,5 mm. Vlastní vzorkování probíhalo kvalitativní metodou, kdy byly odebírány vzorky bentosu v celém příčném profilu, včetně prostoru mezi kořeny stromů a keřů. Délka vzorkovacího úseku se rovnala šířce příčného profilu, tak aby byly postihnuty veškeré habitaty, které se nacházejí na daném odběrovém stanovišti. Při vlastním odběru bentosu bylo postupováno proti proudu toku napříč příčným profilem, tak aby nedocházelo k narušení ještě nevzorkované plochy. Bentická síť byla přitisknuta spodní stranou ke dnu, otvorem směřujícím směrem proti proudu toku. Substrát dna byl před vlastní sítí rozrušován rukou nebo nohou tzv. kicking, a uvolnění živočichové byly strhávány proudem vody do sítě.

Následně pak byly prohlíženy větší předměty ve vodě, jako jsou především kameny a větve i antropogenní substrát, aby bylo postihnuto celé společenstvo nacházející se na daném stanovišti a nedocházelo by tak k podhodnocení. Dále byly do sítě omývány kořeny stromů a keřů a větší odpady (tkaniny, síťoviny a igelity nacházející se na dně toku). Po odběru byl obsah sítě vysypán do bílé plastové mísy, kde byly vytříděny hrubé nečistoty v podobě listů, větviček a hrubého šterku. Zbýlý jemný anorganický i organický materiál včetně organismů byl zkoncentrován přes jemné sítko a dán do předem připravených polyethylenových vzorkovnic s daným pořadovým číslem.

Následně byly vzorky na místě fixovány 70 % roztokem ethanolu. V laboratoři byly vzorky determinovány pod bino-molekulární lupou za pomoci určovacích klíčů např. (Rozkošný a kol., 1980; Greenhalgh & Ovenden, 2007) do příslušných taxonomických skupin.

4.7.3. Skupinové stanovení organických látek a vybraných iontů

V laboratoři katedry ekologie probíhalo vlastní skupinové stanovení organických látek, které bylo v podobě CHSK_{Cr} , BSK_5 a TC. K měření BSK_5 byl použit přístroj OxiTop firmy WTW, obsah celkového uhlíku byl stanovován na TOC Analseru Formacs^{HT} a chemická spotřeba kyslíku byla změřena spektrofotometricky na přístroji DR 2000 firmy Hach. Dále pro stanovení vybraných iontů byly použity chemikálie, Nessler-reagent, NitraVer6, NitraVer3 a PhosVer3 od firmy Hach, k měření absorbance byl použit spektrofotometr DR 2000 firmy Hach.

Stanovení amonných iontů (NH_4^+)

Vlastní stanovení amonných iontů probíhalo ve skleněných 10 ml Hach kyvetách, do kterých bylo nepipetováno 0,5 ml vzorku a 4,5 ml deionizované vody (díky vysoké koncentraci amoniaku nad mezí detekce přístroje byly vzorky vždy naředěny destilovanou vodou v poměru 1 : 10). Po homogenizaci a vytemperování vzorků na laboratorní teplotu, byly ke vzorkům přidány tři kapky Nesslerova činidla a po promíchání byl vzorek na 10 min. odstaven. Po homogenizaci v něm byla změřena absorbance při vlnové délce 425 nm proti blanku, který obsahoval 5 ml destilované vody s 3 kapkami Nesslerova činidla. Z naměřené absorbance byla posléze vypočítána hodnota koncentrace amonných iontů za pomoci programu Windowchem Standard Curves. Princip metody je založen na reakci amoniaku a hydroxidů alkalických kovů s Nesslerovým činidlem (tetrajodortuřnatanu sodného nebo tetrajodortuřnatanu draselného) za vzniku jodidu tzv. Millonovi báze.

Millonova báze je žlutohnědá málo rozpustná sloučenina, která při podmínkách stanovení a při relativně malých koncentracích amoniaku vytváří žlutohnědé koloidní roztoky (Horáková a kol., 2007). Intenzita zbarvení koloidního roztoku byla změřena spektrofotometrem. Používaný spektrofotometr HACH DR2000 s vnitřní kalibrací udával výslednou koncentraci N-NO₃⁻ v mg/l přímo na displeji.



Stanovení dusičnanového dusíku (N-NO₃⁻)

Stanovení dusičnanového dusíku probíhalo ve 25 ml skleněných kyvetách Hach, do kterých bylo odpipetováno 2,5 ml vzorku vody a 22,5 ml destilované vody (z toho důvodu, že vzorky vody obsahovaly vysokou koncentraci dusičnanového dusíku nad mezí detekce přístroje, byly pokaždé naředěny deionizovanou vodou v poměru 1 : 10). Ke každému vzorku byl nejprve přidán jeden sáček NitraVer6 a po promíchání byl přidán jeden sáček NitraVer3. Po homogenizaci byly vzorky odstaveny na 5 min. a po té v nich byla změřena absorbance při vlnové délce 507 nm proti blanku, který obsahoval 25 ml deionizované vody s přídavkem jednoho balení NitraVer6 a NitraVer3. Pro stanovení dusičnanů byla použita nepřímá spektrofotometrická Metoda. Při nepřímém stanovení je princip založen na redukcí dusičnanů na dusitany Jonesovým reduktorem nebo hydrazinsulfátem v prostředí chloridu amonného (NH₄Cl). Dusitanové ionty následně reagují s kyselinou sulfanilovou za vzniku diazinové soli, která s kyselinou 4,5-dihydroxynaftalen-2,7-disulfonovou, jež je obsažena v NitraVer3, poskytne produkt červené až červeno-růžové barvy (Horáková a kol., 2007). Používaný spektrofotometr HACH DR2000 s vnitřní kalibrací udával výslednou koncentraci N-NO₃⁻ v mg/l přímo na displeji.

Stanovení orthofosforečnanů ($P-PO_4^{-3}$)

Nejprve bylo nutné před vlastním stanovením vzorek vody přefiltrovat přes papírový filtr o perezitě 0,45 μm . Do 100 ml kádinky byl přidán pomocí automatické pipety 1 ml přefiltrovaného vzorku a 50 ml deionizované vody (díky vysoké koncentraci fosforečnanů v odebraných vzorcích vody, jež byla nad mezí detekce přístroje, byly vzorky vždy naředěny deionizovanou vodou v poměru 1 : 51). Po homogenizaci bylo následně z kádinky odebráno 25 ml naředěného roztoku vzorku a dáno do skleněné kyvety Hach. Ke vzorku byl přidán jeden balíček PhosVer3. Po homogenizaci byl vzorek na 10 min. odstaven a poté v něm byla změřena absorbance při vlnové délce 890 nm proti blanku, jenž byl tvořen pouze deionizovanou vodou. Pro vlastní stanovení orthofosforečnanů byla použita spektrofotometrická metoda, která je založena na reakci orthofosforečnanů s molibdenanem amonným. Orthofosforečnany tvoří v kyselém prostředí, za katalytického účinku antimonitých iontů, v přítomnosti nadbytku molybdenanových iontů žlutý heterokomplex polykyseliny molybdátosfosforečné ($H_3P(Mo_{12}O_{40})$). Redukcí kyselinou askorbovou přechází komplex na molybdenanovou modř, intenzita zbarvení je v rozmezí hmotnostních koncentrací 0,005 až 2 mg /l (Horáková a kol 2007). Používaný spektrofotometr HACH DR2000 s vnitřní kalibrací udával výsledky koncentrace fosforečnanů v mg/l přímo na displeji.

Stanovení biologické spotřeby kyslíku (BSK_5)

Vlastní stanovení biologické spotřeby kyslíku probíhalo za pomoci přístroje OxiTop od firmy WTW. Před vlastním stanovením byly vzorky alespoň 15 min. laboratorním kompresorem provzdušněny, aby se zajistilo dostatečné množství rozpuštěného kyslíku ve vzorku. Následně byly vzorky na 5 až 10 min. odstaveny, aby unikl z vody přebytečný kyslík a nedošlo by tak k podhodnocení BSK. Do 500 ml hnědě zbarvených lahví bylo odměřeno 425 ml vzorku vody, posléze bylo přidáno 3 až 4 kapky allylthiomocoviny a magnetická tyčinka, jež zajišťovala kontinuální míchání. Allylthiomocovina je inhibitor nežádoucí nitrifikace, jež způsobuje pozitivní chybu při vlastním stanovení BSK. Dále na hrdlo láhve byla umístěna perforovaná gumová zátka, do které byly přidány dvě pecičky hydroxidu sodného (NaOH), poté na láhev byla nasazena samotná měřicí hlavice.

Nakonec byly láhve i s magnetickou podložkou, umístěny do termostatu. Láhve byly v termostatu inkubovány při teplotě 20 °C pět dnů. Stanovení BSK pomocí přístroje OxiTop je založeno na nepřímé metodě. Podstatou stanovení je měření podtlaku v uzavřeném systému. Mikroorganismy, které se nacházejí ve vzorku vody, spotřebovávají kyslík a produkují oxid uhličitý. Ten je absorbován na hydroxidu sodném a vzniká tak podtlak, který zaznamenává měrná hlavice přístroje OxiTop. Přístroj OxiTop umožňuje měření až do rozsahu 4000 mg/l, dále umožňuje odečítat hodnotu přímo na displeji po každém uplynulém dni (Kucerová L., 2012).

Stanovení chemické spotřeby kyslíku (CHSK_{Cr})

Chemická spotřeba kyslíku byla stanovována semimikrometodou podle ČSN 75 7521, probíhala prostřednictvím oxidačního činidla dichromanu draselného (K₂Cr₂O₇). Před vlastním stanovením bylo nutné si připravit oxidační a katalyzátorový roztok. Oxidační roztok se skládal především z dichromanu draselného, kyseliny sírové (H₂SO₄) a síranu rtuťnatého (HgSO₄). Katalyzátorový roztok je složen z koncentrované kyseliny sírové, ve které se nechal rozpustit síran stříbrný (Ag₂SO₄). Vlastní stanovení chemické spotřeby kyslíku probíhalo v 10 ml kyvetách od firmy Hach, které byly opatřeny šroubovacím uzávěrem s teflonovou vložkou.

Do kyvety o objemu 10 ml bylo odpipetováno 2,5 ml vzorku, dále bylo přidáno 1,5 ml oxidačního roztoku a 3,5 ml katalyzátorového roztoku. Kyvety se uzavřely šroubovacím víčkem a byly následně umístěny na dvě hodiny do mineralizačního boxu, který byl nastaven a teplotu 150 °C. Po vyjmutí kyvet z mineralizačního boxu a dokonalém vychladnutí na laboratorní teplotu, byla změřena absorbance při vlnové délce 620 nm proti blanku, který byl tvořen 2,5 ml deionizované vody, 1,5 ml oxidačního roztoku a 3,5 ml katalyzátorového roztoku (Horáková a kol, 2007). Princip stanovení CHSK_{Cr} spočívá v oxidaci organických látek dichromanem draselným (K₂Cr₂O₇) v prostředí 50% kyseliny sírové při dvouhodinovém varu, při teplotě 150 °C. Oxidace organických látek je katalyzována ionty Ag⁺ a probíhá v nadbytku dichromanu draselného.

Pro eliminování chloridů, které by byly za podmínek stanovení oxidovány na Cl_2 a způsobovali by tak pozitivní chybu, se přidává síran rtuťnatý. Při oxidaci organických látek přítomných ve vzorku vody se dichromanové ionty redukují na ionty chromité. Nespotebované množství dichromanu se po ukončení oxidace a vychladnutí vzorků zjistí spektrofotometricky při vlnové délce 600 až 620 nm (Pitter, 1999). Používaný spektrofotometr HACH DR2000 s vnitřní kalibrací udával výsledky chemické spotřeby kyslíku v mg/l přímo na displeji.

Hodnoty CHSK_{Cr} a BSK_5 za období od VII. 2008 do V. 2010 poskytli Slováké vodovody a kanalizace (SVK). V období od VI. 2010 do XII. 2011 bylo BSK_5 a CHSK_{Cr} měřeno v laboratoři katedry Ekologie s použitím výše jmenovaných metod a přístrojů.

Stanovení celkového uhlíku (TC)

Stanovení celkového uhlíku bylo prováděno na TOC Analyseru Formacs^{HT}. Vzorky odebrané v terénu byly konzervovány před vlastním stanovením mrazem při $-20\text{ }^\circ\text{C}$. Konzervace vzorků mrazem byla z toho důvodu, že TOC analyser, lépe pracuje při stanovení většího počtu vzorků naráz. Při vlastním stanovení se využívá laboratorní vzduch, který je zbaven veškerých forem uhlíku. Před stanovením celkového uhlíku byly vzorky dány na 30 min. do ultrazvukové lázně, aby se rozložily veškeré nerozpuštěné látky a nedocházelo by tak k ucpání kapilár přístroje při vlastním stanovením. Po vyndání vzorků z ultrazvukové lázně, bylo odměřeno 7 ml vzorku a dáno do skleněných zkumavek o objemu 10 ml. Dále byly vzorky ve zkumavkách vloženy do integrovaného dávkovače přístroje. TOC Analyser FORMACS se ovládá přes softwarové rozhraní počítače (program TOC4Win), zde se zadávají parametry analýz a přes tento software jsou také zobrazovány zjištěné hodnoty (Tošenovský, E., 2009).

Stanovení celkového uhlíku (TC) je založeno na termické oxidaci organického uhlíku až na oxid uhličitý. Daný přístroj provede stanovení TC, vzorek je nastříknut pomocí integrovaného dávkovače do vysokoteplotního kobaltového reaktoru, kde při vysoké teplotě $950\text{ }^\circ\text{C}$ dochází k oxidaci veškerého organického uhlíku až na plynný oxid uhličitý (CO_2). Katalyzátor zabezpečuje aby oxidace byla úplná.

Tlaková láhev s laboratorním vzduchem, jenž je propojena s přístrojem, zajišťuje kontinuální proud vzduchu, který nese oxid uhličitý do Infra Red detektoru. Oxid uhličitý vzniklý termickou oxidací vzorku se měří při 4,2 μm v IR detektoru. Krom toho analýza pokračuje ještě stanovením TIC (Total Inorganic Carbon). Druhý nástřik je proveden do nízkoteplotního kapalinového reaktoru. V kyselém prostředí 2 % kyseliny fosforečné, jsou veškeré anorganické formy uhlíku převedeny na oxid uhličitý. Proud vzduchu transportuje oxid uhličitý do IR detektoru (Tošenovský, E., 2009).

4.8. Stanovení atmosférických srážek

Celkové úhrny srážek rozhodují o průtoku, zákalu, hodnotách pH i množství nutrietů ve vodních tocích. Z toho důvodu byly atmosférické srážky použity jako doplňková informace pro vlastní statistické vyhodnocení jednotlivých faktorů, jenž mají potenciální vliv na kvalitu vody. Úhrny atmosférických srážek pro zkoumanou část vodního toku Březnice byly použity z meteorologické stanice Napajedla, která se nachází cca 6,5 kilometrů severozápadním směrem od obce Březolupy. Množství atmosférických srážek jenž spadnou s v téměř stejné intenzitě v relativní blízkosti referenčního stanoviště byly použity záznamy z meteorologické stanice Buchlovice. Meteorologická stanice Buchlovice se nalézá od referenčního stanoviště přibližně 6 km jižním směrem. Srážkové úhrny získané z meteorologických stanic Buchlovice a Napajedla poskytl pro účely diplomové práce Český Hydrometeorologický Ústav. Meteorologické stanice Napajedla i Buchlovice byly vybrány ze sítě meteorologických stanic zcela záměrně, jelikož se nacházejí nejbližší obou zkoumaných toků. Dalším důvodem proč byly vybrány právě tyto meteorologické stanice, je ten, že pro vybrané území je převládající směr a nejvyšší intenzita dešťových srážek přicházejících právě ze západu.

4.9. Statistické vyhodnocení naměřených dat

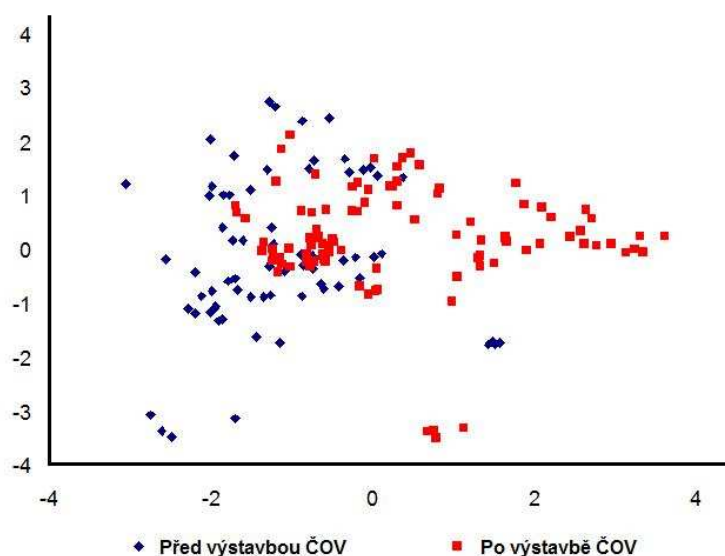
Vyhodnocení naměřených a získaných dat proběhlo v počítačovém programu Statistica. Stanovení vlivu čistírny odpadních vod Březolupy na kvalitu vody ve zkoumané části toku Březnice bylo získáno porovnáním za pomoci neparametrických testů (Mann Whitniho U test, Kruskal Wallistova ANOVA) mezi obdobími před a po výstavbě ČOV. Pro Srovnání zkoumané části toku Březnice a referenčního stanoviště, které se nachází na říčce Salašce byl také použit neparametrický test (Mann Whitniho U test). Pro stanovení korelací mezi jednotlivými parametry byla použita faktorová korelační analýza (PCA). Z ČHMÚ získané denní úhrny srážek z výše uvedených meteorologických stanic, byly pro statistickou analýzu použity v rozmezí čtyř dnů před vlastním odběrem vzorků. Z toho důvodu aby byl zachycen v co nejpřesnější podobě vliv srážek na kvalitu vody.

5 Výsledky

5.1. Stanovení vlivu ČOV na kvalitu vody v toku Březnici

Naměřená data, které byly měřeny na zkoumaném úseku Březnice před a po výstavbě čistírny odpadních vod Březolupy, byla statisticky vyhodnocena neparametrickým Mann-Withniho U testem, Kruskal Wallisovou ANOVOU a PCA v programu Statistica. Grafické srovnání průměrných hodnot měřených fyzikálně-chemických ukazatelů kvality vody před a po výstavbě ČOV Březolupy na zkoumaném úseku Březnice, i mezi jednotlivými stanovišti navzájem.

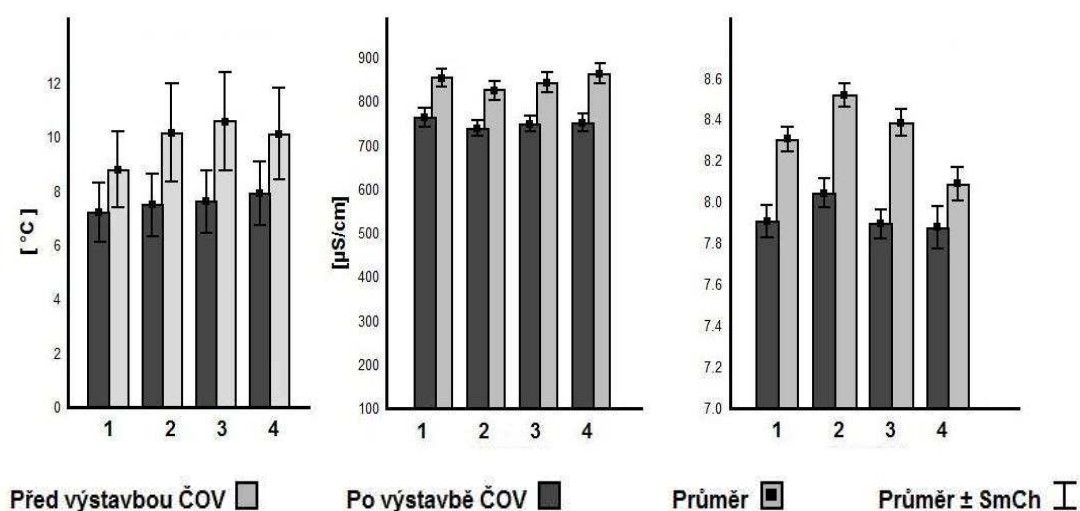
Graf č. 1. Faktorová analýza zkoumaných ukazatelů před a po výstavbě ČOV



(Graf č. 1.) Po výstavbě ČOV Březolupy došlo k signifikantní změně kvality vody u sledovaných fyzikálně-chemických ukazatelů, jako je teplota vody, měrná vodivost, reakce vody, obsah rozpuštěného kyslíku, koncentrace dusičnanového dusíku, BSK₅ a CHSK_{Cr}.

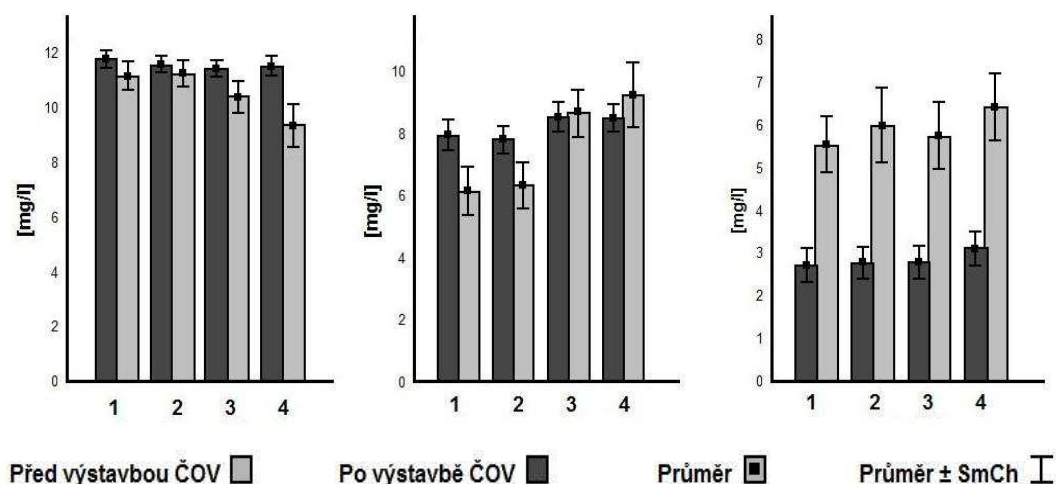
Graf č. 2. Teplota vody; Graf č. 3. Měrná vodivost;

Graf č. 4. Hodnoty pH



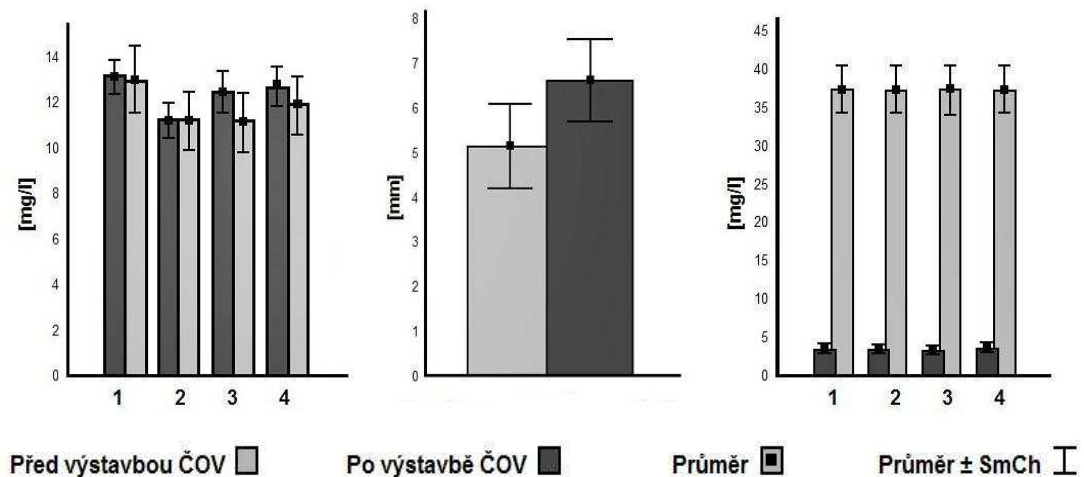
(Graf č. 2) Po výstavbě ČOV Březolupy došlo k signifikantnímu poklesu teploty vody na všech odběrových stanovištích. K nejvýraznějším poklesům teploty vody na zkoumaném úseku říčky Březnice došlo na druhém a třetím odběrovém stanovišti. Nyní po výstavbě ČOV teplota vody na zkoumaném úseku, mezi jednotlivými stanovišti po proudu toku vzrůstá, ale jen v řádech desetin stupně. (Graf č. 3) Po výstavbě ČOV Březolupy došlo k signifikantnímu poklesu měrné vodivosti na celém zkoumaném úseku toku. K nejvýznamnějšímu poklesu konduktivity došlo po výstavbě ČOV na stanovišti č. 1., 3. a 4. Před i po výstavbě ČOV nebyl použitými statistickými metodami prokázán rozdíl v konduktivitě mezi jednotlivými stanovišti. (Graf č. 4) Hodnoty pH po výstavbě ČOV Březolupy notně poklesly na dané hladině významnosti $p < 0,01$. Velmi zřetelný pokles hodnot pH je především v rámci prvního a druhého i třetího odběrového stanoviště. U čtvrtého odběrového stanoviště také došlo k poklesu hodnot pH, ale už zde není tak markantní rozdíl jakou u předchozích stanovišť. Před výstavbou ČOV se v hodnotách pH signifikantně lišily stanoviště č. 4 se stanovišti č. 2 a 3. Výstavba ČOV částečně unifikovala jednotlivé stanoviště, a není tedy mezi nimi signifikantní rozdíl v hodnotách pH.

Graf č. 5. Koncentrace O₂; Graf č. 6. Koncentrace NH₄⁺; Graf č. 7. Koncentrace N-NO₃⁻



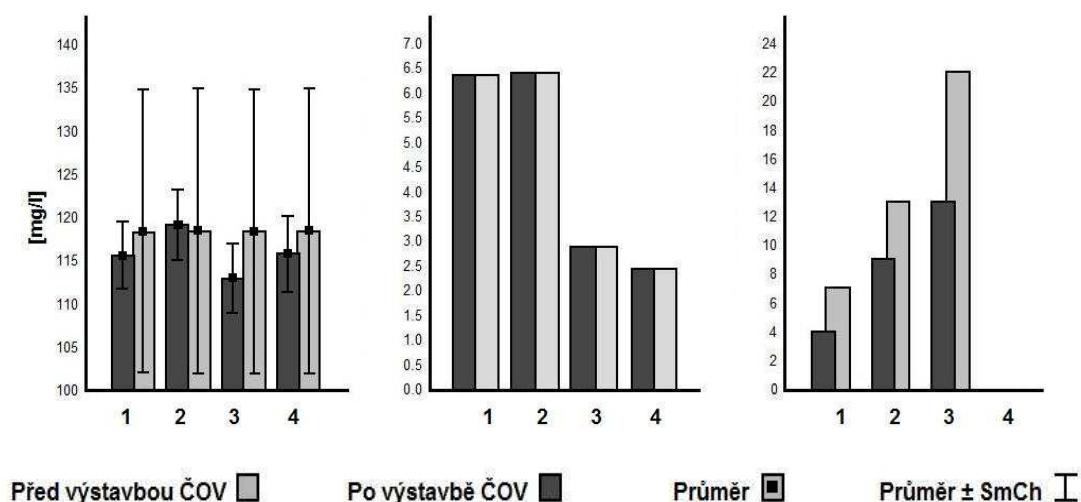
(Graf č. 5.). Koncentrace rozpuštěného kyslíku před výstavbou ČOV měla po proudu toku víceméně klesající tendenci. Před výstavbou ČOV Březolupy nebyl signifikantní rozdíl v obsahu rozpuštěného kyslíku mezi jednotlivými stanovišti, lišil se maximálně o 1 mg/l. Na všech stanovištích po výstavbě ČOV koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě signifikantně vzrostla na hladině významnosti $p < 0,01$, ale nebyl prokázán signifikantní rozdíl v obsahu rozpuštěného kyslíku mezi jednotlivými stanovišti. (Graf. č. 6.) Koncentrace amonných iontů před výstavbou ČOV byla nejnižší na prvním a druhém odběrovém stanovišti. Naopak nejvyšší průměrné hodnoty koncentrace amoniaku byly zjištěny na třetím a čtvrtém odběrovém stanovišti. Po výstavbě ČOV nedošlo k signifikantní změně koncentrace amonných iontů v rámci zkoumaného úseku Březnice. Koncentrace amonných iontů po výstavbě ČOV v průměru mírně vzrostla, nárůst je patrný u prvního a druhého odběrového stanoviště, avšak u třetího a čtvrtého stanoviště došlo v průměru k mírnému poklesu. (Graf č. 7.) Před výstavbou ČOV koncentrace dusičnanového dusíku mezi jednotlivými stanovišti měla charakter sinusoidy. Před výstavbou ČOV se v průměru nelišily koncentrace dusičnanového dusíku na stanovištích č. 1. a 3. se stanovišti č. 2 a 4. Lišily se pouze hodnoty dusičnanového dusíku mezi stanovišti č. 1 a 2, 2 a 3, 1 a 4, 3 a 4. Po výstavbě ČOV nastal signifikantní pokles koncentrace dusičnanového dusíku v rámci celého zkoumaného úseku toku Březnice. Koncentrace dusičnanového dusíku po výstavbě ČOV mírně stoupá po proudu toku, nejnižší je na stanovišti č. 1. a naopak nejvyšší je na stanovišti č. 4.

Graf č. 8. Koncentrace PO_4^{-3} ; Graf č. 9. Atmosférické srážky; Graf č. 10. Hodnoty BSK_5



(Graf č. 8) Po výstavbě ČOV Březolupy nedošlo ke statisticky prokazatelné změně koncentrace fosforečnanů na hladině významnosti $p < 0,05$. Nejvyšší naměřené hodnoty byly před i po výstavbě ČOV na stanovišti číslo jedna. Avšak po výstavbě ČOV došlo k mírnému, leč statisticky neprokázanému nárůstu koncentrace fosforečnanů na stanovišti číslo tři a čtyři. (Graf č. 9.) Období před výstavbou ČOV bylo mírně sušší, v blízkosti zkoumaného toku Březnice spadlo čtyři dny před datem odběru v průměru o 1,5 mm méně dešťových srážek, než v období po výstavbě ČOV. (Graf č. 10.) Biologická spotřeba kyslíku byla před výstavbou ČOV signifikantně vyšší. Po výstavbě ČOV došlo ke značnému poklesu biologické spotřeby kyslíku. Před i po výstavbě ČOV Březolupy se jednotlivé stanoviště mezi sebou výrazně nelišily v množství mg/l BSK.

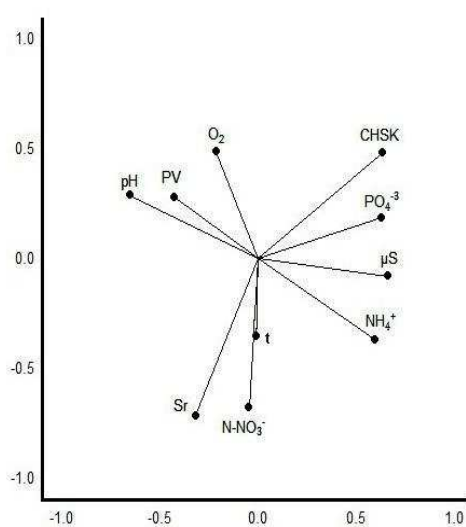
Graf č. 11. CHSK; Graf č. 12. Úprava toku ; Graf č. 13; Počet vyústění splaškových vod



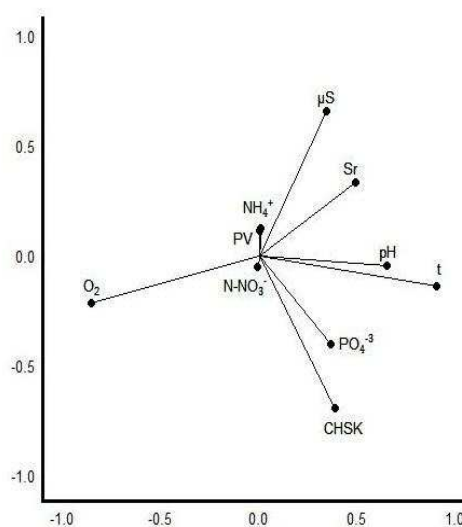
(Graf č. 11.) Po výstavbě ČOV Březolupy došlo k signifikantní změně chemické spotřeby kyslíku. Před výstavbou ČOV byly hodnoty chemické spotřeby kyslíku na všech stanovištích přibližně stejné, avšak docházelo k velkým výkyvům naměřených hodnot. CHSK po výstavbě ČOV na většině odběrových stanovišť citelně poklesla. Její hodnoty jsou sice stále vysoké, avšak, už nedochází k tak významným výkyvům jako tomu bylo před výstavbou ČOV. Hodnoty CHSK po výstavbě ČOV kolísají v poměrně úzkém rozmezí, rozdíl mezi minimálními a maximálními hodnotami je nejvýše 10 mg/l. (Graf č. 12.) Před výstavbou ČOV Březolupy ani po ní nedošlo k signifikantně významným změnám úpravy koryta toku. Po výstavbě ČOV došlo sice k opravení a budování některých nových technických prvků v korytě toku, jenže tyto změny byly natolik malé, že se v celkovém hodnocení neprojeví. Nejvíce technicky upravené úseky jsou číslo jedna a dva, které spadají do V. třídy – člověkem značně ovlivněný tok. Naproti tomu nejméně upravené úseky jsou číslo tři a čtyři, které spadají do III. třídy – člověkem málo ovlivněný tok.

(Graf č. 13.) Počet vyústěných splaškových vod významně klesl po výstavbě ČOV. Před výstavbou ČOV byl nejvyšší počet vyústěných splaškových vod 22, které se nacházely v úseku č. 3. Tento poměrně velký počet vyústí splaškových vod byl koncentrován na levém břehu toku v délce přibližně 1 km, nacházely se po proudu toku mezi motorestem Koliba až po konec obce Březolupy. Po výstavbě ČOV došlo ke zřetelnému poklesu vyústěných splaškových vod v tomto úseku z 22 na 13. V úseku č. 4. se nenachází žádné vústění splaškových vod, jelikož tento úsek protéká mezi rozlehlými poli, nalézají se zde jen staré vyústí drenážních vod.

Graf č. 14. PCA před výstavbou ČOV



Graf č. 15. PCA po výstavbě ČOV

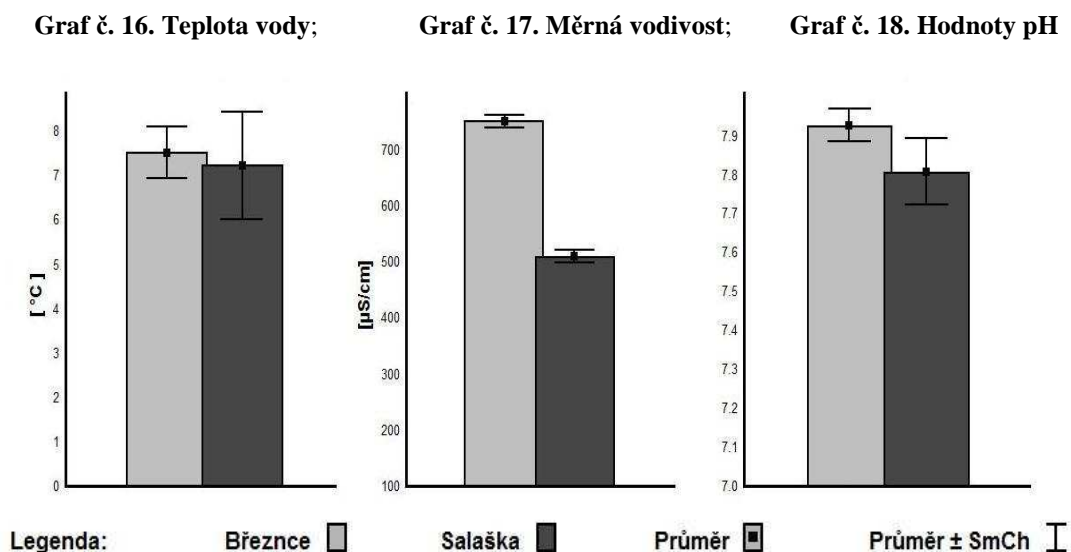


Legenda: **Sr** – srážky, **PV** – počet vyústění splaškových vod, **μS** – vodivost, **t** - teplota

(Graf č. 14., $F = 42,59\%$) Před výstavbou ČOV Březolupy, poměrně těsně koreloval počet vyústění splaškových vod s hodnotami pH. S měrnou vodivostí korelovaly fosforečnany, chemická spotřeba kyslíku a koncentrace amoniálních iontů. Dále koncentrace dusičnanového dusíku koreluje velmi těsně s teplotou vody a se srážkami. (Graf č. 15., $F = 38,50\%$) Po výstavbě ČOV došlo ke změnám korelací mezi sledovanými parametry. Koncentrace amoniaku velmi těsně koreluje s počtem vyústění odpadních vod a negativně koreluje s dusičnanovým dusíkem. Měrná vodivost mírně koreluje se srážkami, fosforečnany korelují s CHSK a teplota poměrně silně koreluje s hodnotami pH, ale záporně koreluje s obsahem rozpuštěného kyslíku.

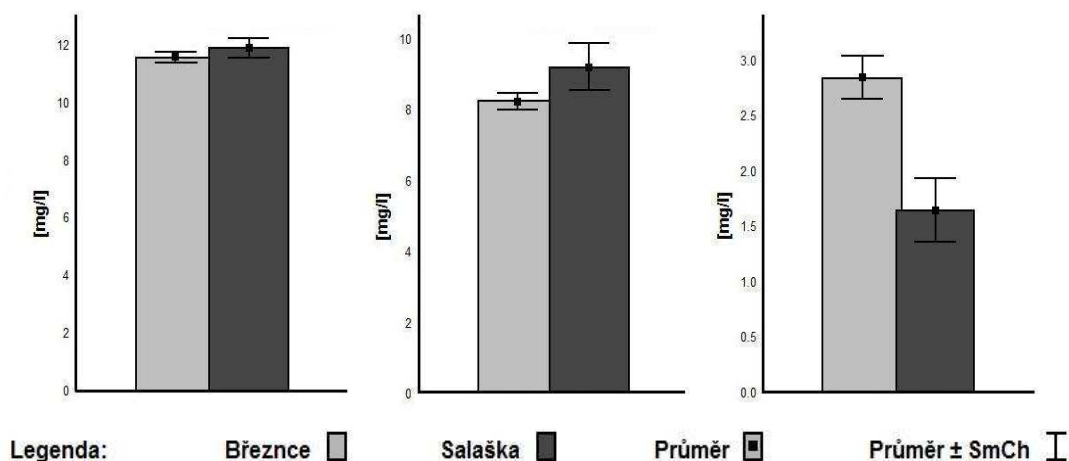
5.2. Srovnání kvality vody mezi Březnicí a Salaškou

Srovnání mezi zkoumaným tokem Březnicí a referenčním tokem Salaškou bylo provedeno na základě průměrných hodnot, které byly naměřeny na zkoumaném úseku Březnice a Salašce za období od VI. 2010 do XII. 2011. Porovnání obou toků bylo statisticky vyhodnoceno neparametrickým Mann-Withniho U testem a PCA v programu Statistica. Grafické vyhodnocení jakosti vody prostřednictvím průměrných hodnot, které byly dlouhodobě sledovány na obou tocích.



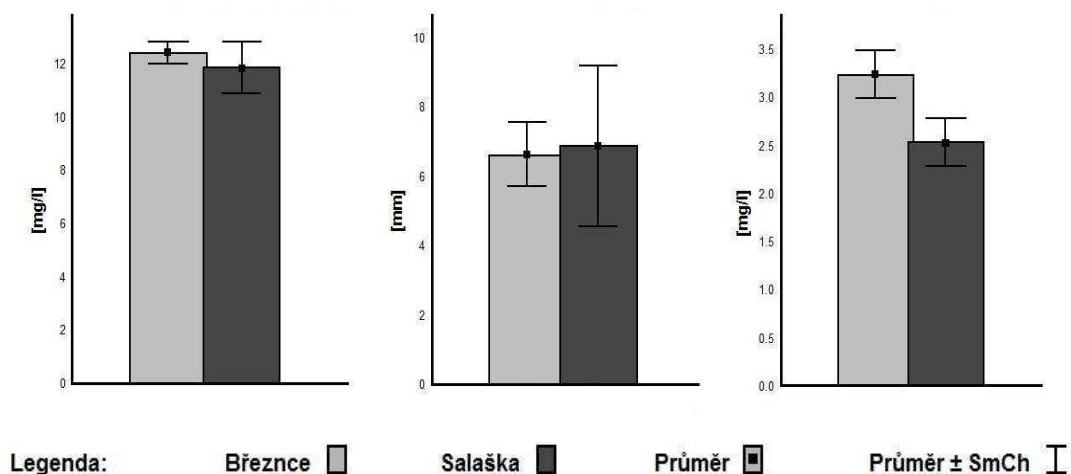
(Graf č. 16.) Mezi zkoumaným tokem Březnicí a referenčním tokem Salaškou není signifikantní rozdíl v teplotě vody na hladině významnosti $p < 0,05$. Teplota vody na referenčním toku Salašce se pohybuje o několik desetín stupně nižší než na zkoumané části toku Březnice. (graf č. 17.) Na referenčním toku Salašce je statisticky prokazatelně nižší měrná vodivost, která dosahuje v průměru $500 \mu\text{S}/\text{cm}$. Naproti tomu na zkoumaném toku Březnici je měrná vodivost výrazně vyšší, v průměru se pohybuje přibližně $770 \mu\text{S}/\text{cm}$. (Graf č. 18.) Mezi Březnicí a Salaškou není statisticky prokazatelný rozdíl v hodnotách pH, při hladině významnosti $p < 0,05$. Na zkoumaném úseku toku Březnice je pH mírně posunuto do alkalické oblasti oproti referenčnímu toku Salašce. Avšak reálné rozdíly hodnot pH mezi oběma toky se pohybují v rozmezí jen několika desetín.

Graf č. 19. Koncentrace O₂; Graf č. 20. Koncentrace NH₄⁺; Graf č. 21. Koncentrace N-NO₃⁻



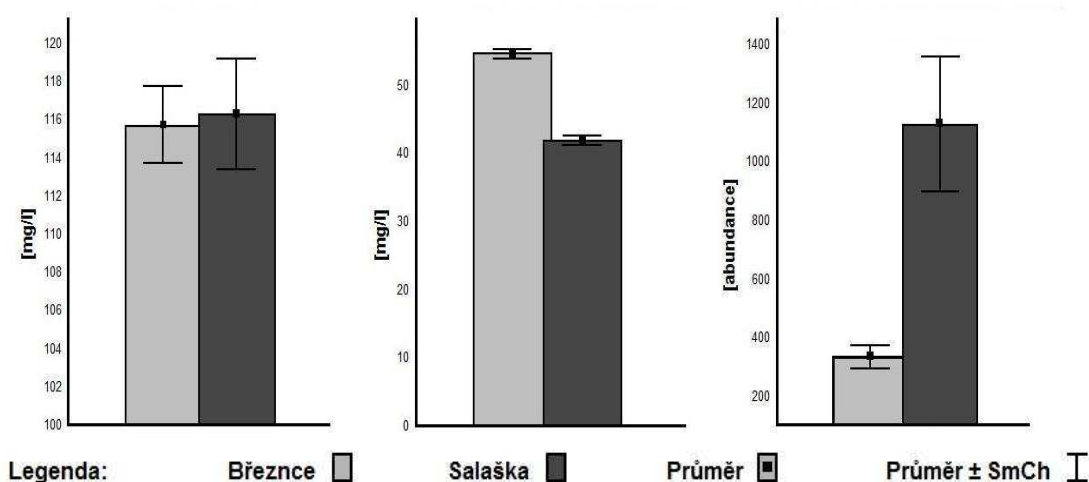
(Graf č. 19.) Není signifikantní rozdíl v koncentraci rozpuštěného kyslíku mezi zkoumanou částí toku Březnice a referenčním tokem Salaškou. Na referenčním stanovišti je reálná koncentrace rozpuštěného kyslíku mírně vyšší, ale jen v řádech několika desetin až 1 mg/l než u toku Březnice. (Graf. č. 20.) Mezi zkoumaným úsekem Březnice a referenčním tokem Salaškou není statisticky prokazatelný rozdíl v koncentraci amonných iontů. Na referenčním stanovišti jsou mírně vyšší reálné koncentrace amoniakálních iontů než v rámci zkoumaného úseku toku Březnice, avšak rozdíly mezi oběma toky se pohybují jen v řádech několika desetin mg/l. (Graf č. 21.) Na referenčním toku Salašce je signifikantně nižší koncentrace dusičnanového dusíku, než na zkoumaném úseku říčky Březnice. Na říčce Salašce byly naměřeny téměř o polovinu nižší koncentrace N-NO₃⁻ než na zkoumaném úseku toku Březnice.

Graf č. 22. Koncentrace PO_4^{3-} ; Graf č. 23. Atmosférické srážky; Graf č. 24. Hodnoty BSK_5



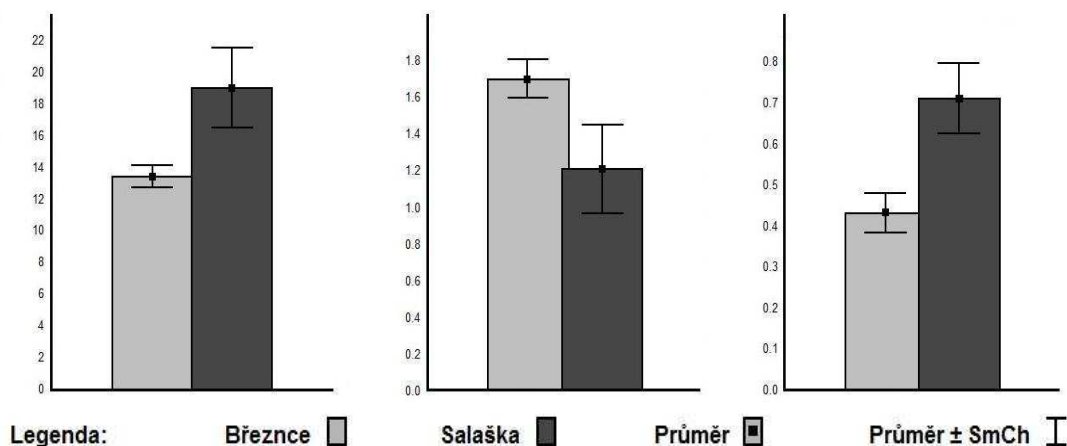
(Graf č. 22.) Mezi zkoumanou částí říčky Březnice a referenčním tokem Salaškou není statisticky prokazatelný rozdíl v koncentraci fosforečnanů při hladině významnosti $p < 0,05$. Na referenčním stanovišti byly naměřeny reálné koncentrace fosforečnanů mírně nižší, než na zkoumaném úseku toku Březnice, avšak rozdíl byl jen v desetínách až 1 mg/l. (Graf č. 23.) Podle provedené statistické analýzy nedošlo k prokazatelnému rozdílu atmosférických srážek, které spadly čtyři dny před datem odběru vzorků, v blízkosti obou lokalit. V Buchlovicích spadlo v průměru o 0,7 mm dešťových srážek více, než v obci Napajedla. (Graf č. 24.) V rámci zkoumané části toku Březnice a referenčním tokem Salaškou není signifikantní rozdíl v biologické spotřebě kyslíku. Na referenčním stanovišti byly naměřeny mírně nižší hodnoty BSK_5 , ale rozdíl v reálných hodnotách mezi stanovišti se pohybovaly v rozmezí jen několika jednotek mg/l.

Graf č. 25. CHSK; Graf č. 26. TC; Graf č. 27. Abundance makrozoobentosu



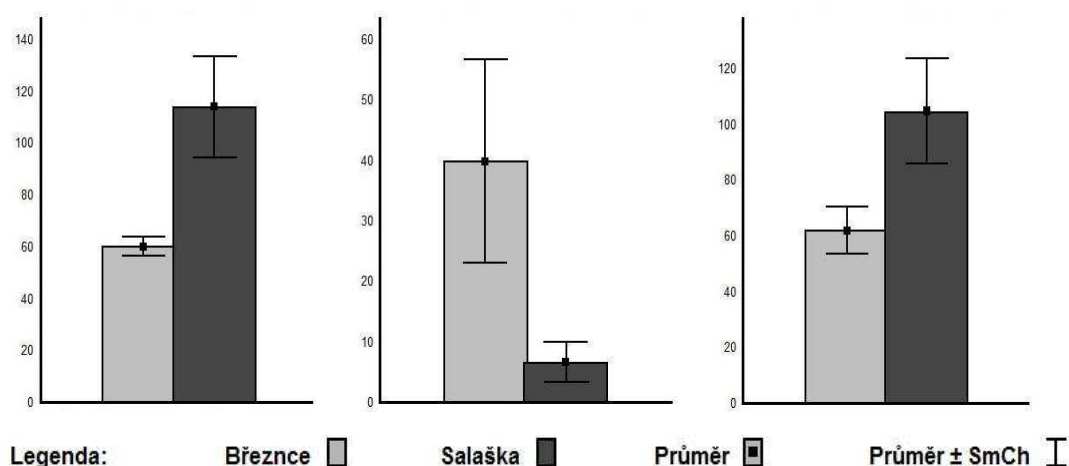
(Graf č. 25.) Mezi oběma zkoumanými toky není statisticky prokazatelný rozdíl v hodnotách chemické spotřeby kyslíku, při hladině významnosti $p < 0,05$. Na referenčním stanovišti byly naměřeny mírně vyšší hodnoty CHSK, průměrná hodnota mezi oběma toky se liší jen o 1 mg/l. (Graf č. 26.) Na referenčním stanovišti je signifikantně nižší obsah celkového uhlíku než na zkoumané části toku Březnice. Na referenčním toku Salašce se průměrný obsah TC pohybuje o kolo 40 mg /l, kdežto na říčce Březnici je průměrný obsah TC více než 50 mg/l. (Graf č. 27.) Rozdíl v abundanci makrozoobentosu je statisticky prokazatelný na dané hladině významnosti mezi zkoumanými toky. Podle odebraného a determinovaného kvalitativního vzorku makrozoobentosu je na referenčním stanovišti vyšší abundance, než na zkoumaném úseku toku Březnice. Na referenčním stanovišti bylo nalezeno v průměru až dvakrát více jedinců než na jednotlivých stanovištích ve zkoumané úseku toku Březnice. Maximální hodnota abundance na referenčním stanovišti byla 1498 jedinců, naproti tomu nejvyšší nalezený počet jedinců na zkoumaném toku Březnice byl 577 jedinců.

Graf č. 28. Počet nalezených taxonů; Graf č. 29. Shannon Wiener; Graf č. 30. Berger-Parker

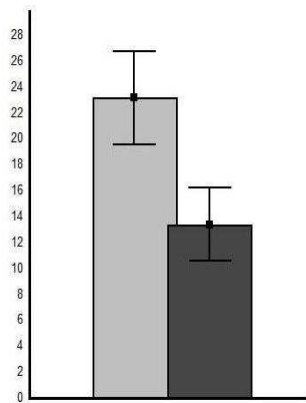
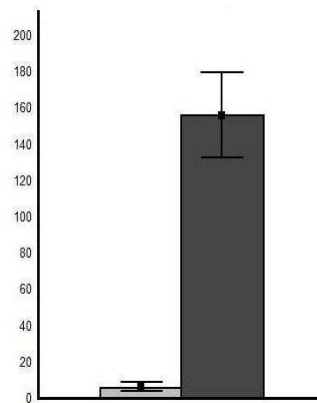
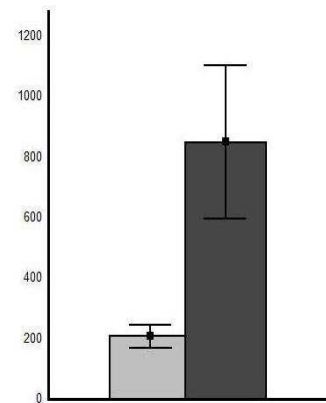


(Graf č. 28.) Rozdíl v počtu nalezených taxonomických skupin na referenčním stanovišti není statisticky prokazatelný při hladině významnosti $p < 0,05$ než na zkoumaném úseku toku Březnice. Na referenčním stanovišti byli nalezeni zástupci taxonů, kteří jsou citliví na organické znečištění a obsah rozpuštěného kyslíku, viz přílohy tab. č. 12. (Graf č. 29.) Mezi zkoumanou částí toku Březnice a Salašky není signifikantní rozdíl v hodnotách Shannon Wienerova indexu diverzity, nabývá poměrně nízkých hodnot, z toho vyplývá, že společenstvo makrzoobentosu není vyrovnané. Na obou tocích je jen několik taxonomických skupin, které jsou velmi početné a u zbylých taxonů je abundance relativně nízká. (Graf č. 30.) V rámci zkoumaného toku Březnice a Salašky není statisticky prokazatelný rozdíl v hodnotách Berger-Parkerova indexu. Berger-Parkerův index je protikladem Shannonova indexu a ukazuje na přítomnost silně dominantních skupin taxonů na obou tocích.

Graf č. 31. BMWP; Graf č. 32. Filtering collectors; Graf č. 33. Gathering collectors



(Graf č. 31.) Mezi zkoumanou částí toku Březnice a Salašky je signifikantní rozdíl v BMWP indexu, podle kterého zkoumaný úsek toku Březnice spadá do 3. tř. čistoty vody, naopak referenční stanoviště je na rozhraní 2. a 1. tř. čistoty vody. (Graf č. 32.) Jednoznačně vyplývá výrazně vyšší abundance filtering collectors na zkoumaném toku Březnici než na referenčním stanovišti. Avšak nepodařilo se to statisticky prokázat při hladině významnosti $p < 0,05$, z důvodu malého počtu N. (Graf č. 33.) Na referenčním stanovišti nebyl nalezen signifikantní rozdíl v abundanci funkční potravní skupiny (FFG) gathering collectors. Na zkoumaném úseku Březnice je abundance této potravní skupiny výrazně nižší než na referenčním toku Salašce.

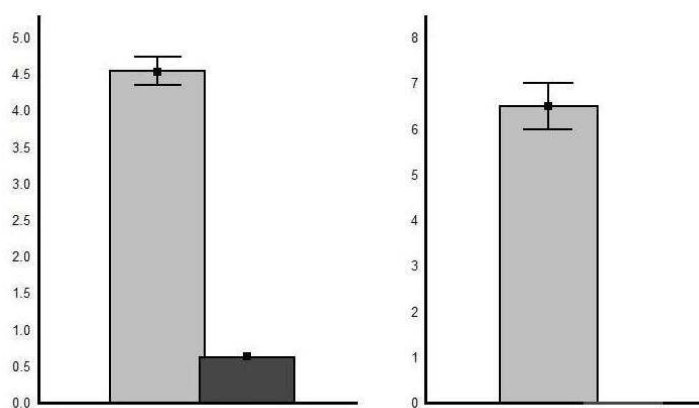
Graf č. 34. Predators;**Graf č. 35. Scrapers;****Graf č. 36. Shredders**

Legenda: Březnice Salaška Průměr Průměr ± SmCh

(Graf č. 34.) Na zkoumaném toku Březnice byla nalezena vyšší abundance FFG predators než na referenčním stanovišti, avšak nepodařilo se to statisticky prokázat při hladině významnosti $p < 0,05$, z důvodu malého N. (Graf č. 35.) Počet jedinců FFG scrapers je signifikantně nejvyšší na referenčním odběrovém stanovišti, kde bylo v průměru nalezeno 140 jedinců. Na zkoumaném úseku Březnice byl nalezen nejvyšší počet této potravní skupiny a to 14 jedinců. (Graf č. 36.) Mezi zkoumaným tokem Březnicí a Salaškou je signifikantní rozdíl v početnosti jedinců, kteří spadají do FFG shredders. V rámci zkoumaného úseku Březnice byl nalezen nejvyšší počet této potravní skupiny makrozoobentosu a to 439 jedinců, naproti tomu na referenčním stanovišti bylo nalezeno 1288 jedinců.

Graf č. 37. Úprava toku;

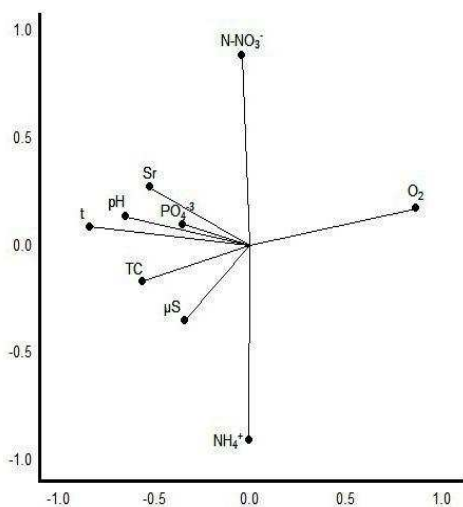
Graf č. 38. Počet vyústění splaškových vod



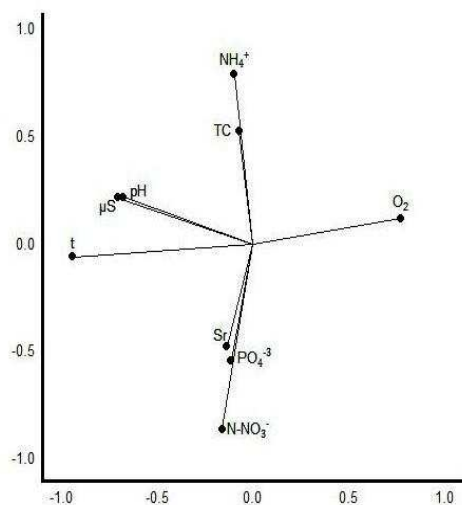
Legenda: Březnice  Salaška  Průměr  Průměr ± SmCh 

(Graf č. 37.) V rámci zkoumaného úseku Březnice je signifikantně více technicky upraveno koryto toku, než na zkoumaném úseku Salašky, kde je koryto I samotný tok minimálně upraven a spadá do I. tř. – přirozený tok. (Graf č. 38.) Počet vyústění splaškových vod je prokazatelně statisticky vyšší na zkoumaném úseku Březnice, kde maximum je 13 vyústění splaškových vod v rámci úseku, který měří 1 km. Naproti tomu na zkoumané části toku Salašce není ani jedno vyústění splaškových vod.

Graf č. 39. PCA na zkoumané části Březnice



Graf č. 40. PCA na referenčním toku Salašce



Legenda: **Sr** – srážky, **PV** – počet vyústění splaškových vod, **μS** – vodivost, **t** - teplota

(Graf č. 39., $F = 51,15 \%$) Znázorňuje korelace mezi vybranými fyzikálně chemickými parametry vody, které byly měřeny na zkoumaném úseku Březnice po výstavbě ČOV. Koncentrace fosforečnanů výrazně koreluje s hodnotami pH, srážkami a teplotou vody. Obsah celkového uhlíku mírně koreluje s vodivostí a teplotou. Koncentrace rozpuštěného kyslíku negativně koreluje s teplotou vody a TC. Dusičnanový dusík negativně koreluje s amonnými ionty. (Graf č. 40., $F = 53,18 \%$) Zobrazuje korelaci mezi měřenými fyzikálně-chemickými parametry vody na referenčním toku Salašce. Hodnoty pH těsně korelují s měrnou vodivostí a mírně korelují s teplotou vody, která pochopitelně negativně koreluje s obsahem rozpuštěného kyslíku. Koncentrace celkového uhlíku velmi těsně koreluje s amonnými ionty. Srážky poměrně výrazně korelují koncentrací fosforečnanů a dusičnanového dusíku.

Tab. č. 1. Klasifikace tříd jakosti vody na zkoumané části toku Březnice a Salašky podle ČSN 75 7221

| Ukazatel | Symbol | Jednotka | ČOV ₁ | ČOV ₂ | Referenční stanoviště |
|------------------------------|--------------------------------|----------|------------------|------------------|-----------------------|
| Rozpuštěný kyslík | O ₂ | mg / l | I | I | I |
| Biochemická spotřeba kyslíku | BSK ₅ | mg / l | V | II | II |
| Chemická spotřeba kyslíku | CHSK _{Cr} | mg / l | V | V | V |
| Reakce vody | pH | | I | I | I |
| Teplota vody | t | °C | I | I | I |
| Konduktivita | x | uS / m | III | III | II |
| Amoniakální dusík | N-NH ₄ ⁺ | mg / l | V | V | V |
| Dusičnanový dusík | N-NO ₃ ⁻ | mg / l | II | II | II |
| Veškerý fosfor | P | mg / l | V | V | V |

ČOV₁ období před výstavbou ČOV

ČOV₂ období po výstavbě ČOV

(Tab. č. 3) Na zkoumaném úseku Březnice nastalo po výstavbě ČOV zlepšení kvality vody podle ČSN 75 7221, ale jen u jediného ukazatele a to u BSK₅. Koncentrace fosforečnanů, jež byly naměřeny na zkoumaném úseku Březnici i Salašky několika násobně překračují mezní hodnoty ČSN 75 7221 pro V. tř. ve, které jsou uvedeny pouze koncentrace celkového fosforu (TP). A tudíž výsledná koncentrace TP na zkoumaném úseku Březnice bude ještě výrazně vyšší. Na referenčním stanovišti je kvalita vody podle ČSN 75 7221 téměř shodná jako na zkoumaném toku Březnice po výstavbě ČOV, liší se jen v nižší měrné vodivost, která spadá do II. tř. Zkoumaná část toku Březnice a Salašky spadá podle ČSN 75 7221 do V. tř. kvality vody a to díky nejhorším ukazatelům, kterými jsou CHSK_{Cr}, N-NH₄⁺, P.

6 Diskuse

6.1. Srovnání kvality vody před a po výstavbě ČOV

Po výstavbě ČOV Březolupy došlo ke statisticky prokazatelným změnám na zkoumaném úseku říčky Březnice v kvalitě vody u většiny sledovaných fyzikálně-chemických charakteristik. S výstavbou ČOV došlo k signifikantnímu snížení teploty vody, měrné vodivosti, pH, N-NO_3^- , BSK_5 , CHSK_{Cr} a počtu vyústění splaškových vod. Dále po výstavbě ČOV došlo ke statisticky prokazatelnému zvýšení obsahu rozpuštěného kyslíku. Naopak nedošlo k signifikantním změnám v koncentraci amoniaku, fosforečnanů a úpravě toku. Průměrná teplota klesla po výstavbě ČOV téměř o 30,5 % (2,36 °C) mohlo to být způsobeno, že období po výstavbě ČOV bylo v průměru mírně chladnější než před výstavbou. Zejména po výstavbě ČOV nastalo výrazné snížení množství vypouštěných splaškových vod do recipientu, které jej významným způsobem oteplevaly, neboť tyto odpadní vody pocházely především z domácností a jejich teplota mnohdy převyšovala teplotu okolí. Na třetím odběrovém stanovišti, po vybudování ČOV došlo k omezení ledových jevů v zimních měsících, jelikož se toto stanoviště se nalézá cca 50 m pod vyústěním z ČOV. Délka úseku, který zde nezamrzá se pohybuje v řádech několika set metrů, jelikož vypouštěná voda má v zimních měsících teplotu i přes 10 °C.

Výstavbou ČOV nastalo mírné, leč statisticky prokázané snížení měrné vodivosti na všech sledovaných odběrných stanovištích a to v průměru o 12,5 % (93 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Nižší hodnot měrné vodivosti jsou zajisté způsobeny menším množstvím vypouštěných splaškových vod do recipientu. Na zkoumaných úsecích č. 1, 2, a 3 nastal rapidní pokles vyústění splaškových vod z důvodu, že většina obyvatel (80 %) je napojena na ČOV Březolupy. Zkoumaný úsek toku Březnice protéká z větší části mezi rozlehlými a intenzivně obhospodařovanými zemědělskými pozemky. Přilehlé zemědělské plochy, mezi kterými protéká říčka Březnice jsou poměrně rozlehlé a z velké části poznamenané proběhlou meliorací, která je převážně v podobě trubkové drenáže. To je nepochybně dalším důvodem nízkého poklesu měrné vodivosti.

Protože podpovrchový odtok ze zemědělských pozemků mnohdy bývá významnějším zdrojem znečištění než samotné vypouštění splaškových vod, navíc drenážní vody celý proces ještě umocní a výrazně jej zrychlí (Kretzschmar et al., 1999; Deasy et al., 2009). Po výstavbě ČOV nastal zřetelný pokles v hodnotách pH na celém zkoumaném úseku a to v řádu 5,1 % (hodnoty pH se snížily o 0,4 směrem k bazické oblasti). Jedním z možných důvodů mírného avšak zřetelného poklesu pH je napojení většiny obyvatel na ČOV čímž nastalo i výrazné snížení vypouštěných nečištěných odpadních vod do toku Březnice. Neboť odpadní vody z domácností mají většinou slabě alkalickou reakci, jejich pH se pohybuje do 8,5 (Pitter, 1999). Hodnoty pH před výstavbou ČOV byly a stále jsou nejvyšší na druhém odběrovém stanovišti. Může to být způsobeno dvěma faktory, prvním faktorem je samotná lokalizace a technická úprava koryta. Druhé odběrové stanoviště se nachází v intravilánu obce Březolupy, koryto toku je zde nejvíce technicky upraveno, s tím souvisí i maximální míra redukce břehového porostu, který se omezuje pouze na bylinné patro. Minimální zástin umožňuje relativně bujný růst přibřežních ponořených makrofyt a řasových nárostů, které vlivem své fotosyntetické aktivity posouvají pH směrem k alkalické oblasti. Druhým faktorem zřejmě je vyústění odlehčovací kanalizace a bezejmenného malého toku, který pramení v polích nad obcí Březolupy. Obec Březolupy nemá samostatně vytvořenou kanalizaci na dešťovou vodu a při vydatnějších srážkách je splašková voda naředěna a vyvedena přes odlehčovací kanalizaci do toku Březnice. Zemědělské pozemky v okolí obce Březolupy jsou poměrně vydatně vápněny většinou mletým vápencem. Mletý vápenec neposouvá okamžitě pH půdy směrem k alkalické oblasti, ale s určitým zpožděním. Přirozeným povrchovým a podpovrchovým odtokem i drenážními vodami se dostávají nejjemnější částice půdy spolu s mletým vápence do drobných vodotečí, které jej transportují dále po proudu až do toků vyššího řádu. Zřejmě je to příčina vyšších hodnot pH na druhém odběrovém stanovišti.

Koncentrace rozpuštěného kyslíku byla před výstavbou ČOV mírně, avšak statisticky prokazatelně nižší. Po výstavbě ČOV množství rozpuštěného kyslíku stoupl na zkoumané části toku o 9,5 %, řádově se koncentrace rozpuštěného kyslíku zvýšila v průměru o 1 mg/l. Vyšší obsah rozpuštěného kyslíku je na všech stanovištích způsoben zejména snížením průměrné teploty vody o 2,3 °C a výrazně menším množstvím vypouštěných splaškových vod.

Nižší průměrná teplota vody umožňuje vyšší rozpustnost plynů a tedy i kyslíku ve vodě. Po výstavbě ČOV se výrazně snížil objem vypouštěných surových splaškových vod přímo do toku, což mělo za následek snížení přísunu lehce odbouratelných organických látek a tím pádem se snížila i spotřeba kyslíku potřebného na jejich odbourání (Adámek, a kol., 2010).

Výstavbou ČOV Březolupy nedošlo ke statisticky prokazatelnému snížení koncentrace amonných iontů na zkoumaném úseku Březnice. Naopak po výstavbě ČOV došlo k mírnému nárůstu koncentrace amoniaku v průměru o 0,6 mg/l (4,6 %). Na prvním a druhém odběrovém stanovišti po výstavbě ČOV nastalo signifikantní zvýšení koncentrace amonných iontů. V rámci odběrových stanovištích č. 3 a 4. došlo v období po výstavbě ČOV k mírnému, ale statisticky neprokazatelnému snížení koncentrace amoniaku ve vodě. Poměrně vysoké koncentrace amoniaku na zkoumané části toku Březnice jsou způsobeny přirozeným hypodermickým odtokem a vyústění drenážních vod z přilehlých zemědělských pozemků. Drenážní systémy byly v různých typech povodí identifikovány jako významný zdroj znečištění povrchových toků nerozpuštěnými i rozpuštěnými látkami (Bilotta et al, 2008; Tomer et al., 2009). Podle (Goolosby et al., 1989; and Howerth et al., 1996) dusíkaté látky přicházející do vodních toků z velké většiny pocházejí z průmyslových hnojiv (až 60 %). Druhá velká část dusíkatých látek je původem z rozkladu organické hmoty (31 %) a jen malé množství pochází z odpadních vod (9 %). Drenážní systémy odvádějí mělkou podzemní vodu z přilehlých zemědělských pozemků. Ve srovnání s přirozeným hypodermickým odtokem, je odtok vody z drenáží výrazně rychlejší a strhává sebou organické i anorganické částice půdy (Samuel V., P., at, al., 2008). Rozkladem organických látek vzniká mimo jiné i amoniak, který se dostává do toku Březnice. Podle (Gentry et al., 1986; Baeumont, 2003) drenáží vody mohou obsahovat vysoké koncentrace dusíkatých látek až 49 mg/l.

Mimo jiné významným faktorem, který ovlivňuje kvalitu vody nejen na stanovišti č. 1, ale i dále po proudu, je výrazné zvětšení ohrady pro hospodářská zvířata, která se nachází na levém břehu, v těsné blízkosti tohoto odběrového stanoviště. V místě ohrady, kde se nyní pasou koně, bývalo v blízké minulosti pole, které je protkáno řadou drenážních systémů.

Na stanovištích č. 2, 3 a 4 jsou koncentrace amoniaku stále vysoké. Koncentrace amoniaku těsně korelují s počtem vyústění splaškových vod a kanalizací, které se nejvíce nacházejí na úseku č. 2 a 3, a to může být důvodem vyšších koncentrací amoniaku na těchto stanovištích. Příčinou poměrně vysokých koncentrací amoniaku na odběrovém stanovišti č. 4. je, že daný úsek a stanoviště protéká mezi rozlehlými zemědělskými plochami, jenž jsou obhospodařovány téměř až k začátku svahu břehu, dále na tomto úseku je značné množství vyústění drenážních vod z přilehlých zemědělských pozemků.

Koncentrace dusičnanového dusíku poklesla o 207 % po napojení většiny obyvatel na ČOV. V období po výstavbě ČOV koncentrace N-NO_3^- negativně koreluje s koncentrací amoniaku. Hlavním důvodem poklesu dusičnanového dusíku je menší množství vypouštěných odpadních vod do toku, které byly poměrně bohaté na organické látky. Některé kanalizace a vyústi splaškových vod jsou poměrně krátké a nejspíše v nich nedocházelo k velkým poklesům koncentrace O_2 a tvorbě anoxického prostředí. Při bakteriální dekompozici organických látek vzniká jako jeden z produktů amoniak, který je v oxickém prostředí značně nestálý a podléhá nitrifikaci až na dusičnany (Samuel V., P., at, al., 2008). Po výstavbě ČOV koncentrace dusičnanového dusíku po proudu toku na zkoumaném úseku Březnice mírně vzrůstá, nejvyšší je na čtvrtém odběrovém stanovišti. Příčinou vyšší koncentrace dusičnanového dusíku na čtvrtém odběrovém stanovišti je obdobná jako u amoniaku. Po proudu toku přirozeně vzrůstají koncentrace nutrietů ve vodě, dále na úseku č. 4 se nalézají vyústi drenážních vod z přilehlých zemědělských pozemků, které jsou často obhospodařovány téměř až k samé hraně svahu břehu.

Množství fosforečnanů, které byly naměřeny ve zkoumané části toku Březnici několika násobně překračují ČSN 75 7221 v, které jsou uvedeny pouze koncentrace celkového fosforu (TP). A tudíž výsledná koncentrace TP na zkoumaném úseku Březnice bude ještě výrazně vyšší. Po výstavbě ČOV nedošlo ke statisticky prokazatelnému snížení koncentrace fosforečnanů, naopak v období po vybudování ČOV koncentrace fosforečnanů mírně vzrostla a to o 8,2 % (0,63 mg/l). Nejvyšší koncentrace fosforečnanů byly naměřeny na prvním odběrovém stanovišti.

Mezi významnější příčiny zřejmě patří oprava a přemístění frekventované silnice I. tř. blíže k toku, jelikož při spalování fosilních paliv a tedy i pohonných hmot se uvolňují sloučeniny fosforu, které se následně mohou dostat do toku (Pitter, 1999). Na množství fosforu jsou obzvláště bohaté minerální oleje, jenž zabraňují korozi a obsahují koncentrace sloučenin fosforu až 105 mg/kg. Spalováním pohonných hmot spolu s oleji vznikají koncentrace sloučenin fosforu jenž jsou obsaženy v emisích 900 až 1800 ppm (Maria I., T., del R., 2008). Koncentrace sloučenin fosforu v emisích ze spalovacích motorů jsou nízké, avšak při dnešní hustotě dopravy mohou ovlivnit kvalitu vody u blízkých toků. Hlavním zdrojem fosforu v povrchových vodách je fosfor pocházející z drenážních systémů zemědělských pozemků, které ústí do recipientu (Buczko, et al., 2007). Drenážním nebo rychlým podpovrchovým odtokem dochází k vyplavování jemných částic půdy, což může způsobovat vysoké koncentrace nerozpuštěných látek a zejména různých forem fosforu v drenážních vodách (Turtola & Kaakola, 1995). Obsah fosforu v půdě obvykle roste s klesajícími rozměry půdních částic (Janeček, a kol., 2008).

Jemné koloidní částice se podílejí významným způsobem na transportu fosforu hypodermickým odtokem (Kretschmar et al., 1999). Organicky vázaný fosfor představuje významnou část z celkového fosforu transportovaného ve výluhu a tvoří tak podstatnou složku ztráty P z půdy (Voplakal, 2002). Podstatným zdrojem fosforu v blízkosti prvního odběrového stanoviště je několikanásobné zvětšení ohrady, ve které se pasou hospodářská zvířata, především koně. Exkrementy koní obsahují N 5,2 g/kg, P 3,2 g/kg (ÚKZÚS, 2012). Ohrada je umístěna na pravém břehu v těsné blízkosti toku a je postavena na bývalém zemědělském pozemku, který je protkán drenážním systémem. Z toho důvodu exkrementy hospodářských zvířat a produkty jejich rozkladu se dostávají poměrně snadno do toku, kde ovlivňují jakost vody. Na levém břehu se rozkládají zemědělské pozemky, které jsou poměrně intenzivně obhospodařované. Povrchovým i podpovrchovým odtokem se dostávají organické i anorganické látky ze zemědělských pozemků do toku (Voplakal, 2002), kde přispívají ke zvýšené trofii a k již tak vysoké koncentraci fosforečnanů na stanovišti č. 1. Vyšší průměrná koncentrace fosforečnanů na odběrových stanovištích č. 3 a 4 je ovlivněna přilehlými zemědělskými pozemky, mezi kterými Břežnice protéká.

Podstatný vliv na koncentraci fosforu ve zkoumaném úseku Březnice budou mít i vyšší průměrné srážkové úhrny, pro které je charakteristické období po výstavbě ČOV.

Hodnoty BSK₅ po výstavbě ČOV v průměru klesly i o více než 34 mg/l, což představuje několikanásobný pokles. Před výstavbou ČOV byly hodnoty BSK₅ poměrně vysoké a pohybovaly se v rozmezí od 9,1 do 73 mg/l. S výstavbou ČOV a napojení na ni většiny obyvatel obce Březolupy výrazně se snížil počet vyústění splaškových vod a s nimi klesly i hodnoty BSK, s tím souvisí i nárůst rozpuštěného kyslíku na celém zkoumaném úseku toku Březnice. ČOV Březolupy patří mezi malé čistírny, jež odstraňují zejména organické a dusíkaté látky. Dusíkaté látky jsou odstraněny denitrifikací, která je ukončena post aerací mající zlepšit sedimentační vlastnosti kalu.

Chemická spotřeba kyslíku byla před výstavbou ČOV v průměru o 2,6 % vyšší, avšak reálné hodnoty se mnohdy pohybovaly na velmi široké škále, jelikož kolísaly od 25 až po 270 mg/l. Po výstavbě ČOV chemická spotřeba kyslíku jen mírně kolísala, rozdíl mezi naměřenými hodnotami se pohybovaly v rozmezí několika jednotek až dvou desítek mg/l. CHSK před výstavbu a napojení obyvatel na ČOV korelovala s koncentrací fosforečnanů, amoniaku a měrnou vodivostí, nyní CHSK koreluje jen s koncentrací fosforečnanů. Poměr BSK : CHSK před výstavbou ČOV byl výrazně vyšší než dnes, pohyboval se v průměru okolo 0,3. Po výstavbě a napojení obyvatel Březolup na ČOV se průměrný poměr výrazně snížil až na hodnotu 0,03. Z toho vyplývá, že vysoké koncentrace a rozdíly mezi naměřenými hodnotami byly způsobeny vypouštěnými splaškovými vodami, s výrazně vyšším podílem organických látek, než je tomu dnes. Velké rozdíly mezi hodnotami CHSK před výstavbou a poměrně vysoké hodnoty CHSK po výstavbě ČOV, byly ovlivněny nejen ročním obdobím, ale i datem a hodinou odběru. Vzorok z pravidla byly v období po výstavbě ČOV odebírány o víkendu v dopoledních hodinách, kdy většina obyvatel obce Březolupy byla přítomna ve svých domovech, jelikož nejsou všichni obyvatelé napojeni na ČOV a splaškové vody vypouštějí někteří lidé přímo do toku, následně jejich činnosti mohly ovlivnit množství CHSK v toku Březnici.

Po výstavbě ČOV: Na prvním odběrovém stanovišti byly naměřeny hodnoty CHSK, jenž charakterizují průměrnou hodnotu zkoumaného úseku Březnice, je to dáno výše jmenovanými faktory (opravou a přemístěním silnice č. 497, vyústěním drenážních systémů a zvětšení ohrady pro hospodářské zvířata), dále zde může být ještě vliv obce Šarovy, která nemá ČOV a nachází se 3 km proti proudu toku nad odběrovým stanovištěm č. 1. Nejvyšší hodnoty CHSK byly naměřeny na odběrovém stanovišti č. 2, jelikož se zde nachází stále velké množství vyústění splaškových vod. Dále je CHSK na odběrovém stanovišti č. 2 ovlivněna vyústěním odlehčovací kanalizace a přítokem malého toku, který pramení v polích nad obcí Březolupy. Naopak nejnižší hodnoty CHSK byly naměřeny na třetím odběrovém stanovišti, které se nachází cca 50 m pod vyústěním z ČOV Březolupy, je to způsobeno naředěním vyčištěné vody, pocházející z ČOV. Hodnoty CHSK vypouštěné vody z ČOV se pohybují do 20 mg /l. Poměrně vysoké hodnoty CHSK na zkoumaném toku Březnice mohou být způsobeny jednak anorganickými sloučeninami (korelace CHSK s fosforečnany), nebo s množstvím huminových i jiných organických látek, jenž přicházející do toku Březnice z povrchového, podpovrchového odtoku i z drenážních vod.

6.2. Srovnání zkoumané části Březnice s referenčním tokem Salaškou

Mezi zkoumanou částí Březnice a referenčním stanovištěm na říčce Salašce byl statisticky prokazatelný rozdíl v kvalitě vody u některých sledovaných fyzikálně-chemických a biologických parametrů. Zejména signifikantní rozdíl mezi oběma toky byl v měrné vodivosti, koncentraci dusičnanového dusíku, celkového uhlíku, BMWP indexu, abundanci nalezených skupin makrozoobentosu, počtu scrapers a shredders, a v úpravě toku. Nebyl prokázán statistickými metodami rozdíl mezi oběma toky v teplotě vody, pH, obsahem rozpuštěného kyslíku, koncentrací amonných iontů, fosforečnanů, BSK₅ i CHSK_{Cr}, počtem nalezených taxonů, Berger-Parker a Shanon-Winerova indexu a abundanci filtering collectors, gathering collectors a predators.

Rozdíl mezi průměrnou teplotou na obou tocích je maximálně 7,1 %, v reálných hodnotách se oba toky liší v řádech dvou až tří desetin stupně. Voda na referenčním stanovišti je jen mírně chladnější, jelikož se odběrové stanoviště nachází o 140 m.n.m. výše. Reakce vody velmi těsně koreluje s měrnou vodivostí, je to především způsobeno, že půdy v Chřibech se vyznačují nižší půdní reakcí i menší množství humusu a zhoršenými sorpčními vlastnostmi (Tomášek, M., 2003). Použitými statistickými metodami byl dokázán signifikantní rozdíl mezi oběma toky v měrné vodivosti. Na referenčním stanovišti je výrazně nižší měrná vodivost, rozdíly mezi oběma toky v reálných hodnotách jsou i přes 255 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (49,1%). V rámci referenčního úseku na říčce Salašce se nenachází žádné vyústění splaškových ani drenážních vod. Nízká měrná vodivost je způsobena přirozeným pozadím toku, jako jsou výluhy z horninového podloží a rozklad organické hmoty.

Na Březnici i Salašce byly naměřeny poměrně vysoké koncentrace rozpuštěného kyslíku, podle ČSN 75 7221 oba toky spadají v koncentraci O₂ do I. tř. jakosti vody. Koncentrace rozpuštěného kyslíku je mírně vyšší na referenčním stanovišti (o 3,3 %) než na zkoumaném úseku Březnice, avšak statisticky nelze tento rozdíl prokázat. Vyšší koncentrace kyslíku je zejména způsobena mírně nižší teplotou vody. Na referenčním stanovišti obsah rozpuštěného kyslíku pochopitelně negativně koreluje s teplotou vody, neboť při vyšší teplotě vody klesá rozpustnost plynů v kapalinách a tedy i kyslíku.

V rámci zkoumaného úseku říčky Březnice obsah rozpuštěného kyslíku negativně koreluje jak s teplotou vody, tak i s koncentrací celkového uhlíku. Především je to způsobeno, že na zkoumané části toku Březnici je signifikantně vyšší koncentrace TC než na referenčním stanovišti. Reálný rozdíl v koncentracích TC mezi oběma toky je i přes 20 mg/l. Poměrně vysoké hodnoty TC na zkoumaném úseku říčky Březnice jsou způsobeny zejména značným počtem vyústění splaškových a drenážních vod, navíc lidé vyhazují organické zbytky ze zahrad a z přilehlých drobných políček na břeh, nebo i do vlastního toku.

Průměrná koncentrace amonných iontů na referenčním stanovišti je mírně vyšší než na zkoumané části toku Březnice (o 4,6 %), avšak signifikantní rozdíl mezi oběma toky nebyl použitými statistickými metodami prokázán. V rámci zkoumané části Březnice i na referenčním stanovišti byly naměřeny koncentrace amonných iontů, které výrazně převyšují ČSN pro V. tř. jakosti vody. Obsah amonných iontů v toku Salašce je přirozeného charakteru, jelikož na referenčním stanovišti amonné ionty velmi těsně korelují s obsahem TC. Z toho vyplývá, že vysoké koncentrace amonných iontů jsou způsobeny především rozkladem organické hmoty, neboť při jejím rozkladu vznikají sloučeniny dusíkatých látek, jenž jsou v podobě amoniaku (Straškrabová a kol., 1996). Vyšší koncentrace amonných iontů v přirozených vodách lze i vysvětlit přítomností huminových látek, jelikož dochází k částečnému rozkladu postraních řetězců obsahujících dusík v molekule huminových látek (Pitter, 1999). Velké množství organické hmoty v okolí referenčního stanoviště pochází z okolních většinou bukových a smíšených lesních porostů. Organická hmota je zejména v podobě spadaneho listí a hrabanky, jejíž mocnost je až 30 cm. Významné faktory, ovlivňující kvalitu vody na referenčním stanovišti jsou vykácené plošky lesních porostů, zhoršené sorpční vlastnosti půdy a vyšší srážkové úhrny. Spolupůsobení výše jmenovaných faktorů se produkty rozkladu organických látek snáze dostávají do toku, kde ovlivňují jakost vody. Možným faktorem, který ovlivňuje kvalitu vody na referenčním stanovišti je i sama biota žijící v toku nebo i v jeho těsné blízkosti. Na referenčním stanovišti abundance makzooobentosu je 2 až 3 krát vyšší než na zkoumané části toku Březnice, především počet shredders je enormně vysoký a přispívají tak k rychlejší dekompozici listí v toku.

V okolí referenčního stanoviště je také poměrně velká abundance černé zvěře, která při hledání potravy rozrývá i poměrně rozsáhlé plošky podél toku Salašky, čímž jsou uvolněny živiny, které se snáze dostávají do vodního prostředí.

Statistickými metodami byl prokázán signifikantní rozdíl v koncentraci dusičnanového dusíku mezi referenčním a zkoumaným tokem. V rámci zkoumaného úseku Březnice je koncentrace dusičnanového dusíku o 31,1 % vyšší než na referenčním stanovišti, mezi oběma toky je rozdíl v průměrné koncentraci 0,55 mg/l. V blízkosti referenčního stanoviště není žádný antropogenní zdroj jenž by ovlivňoval množství N-NO_3^- v toku Salašce. Z tohoto důvodu bude N-NO_3^- přirozeného původu, jako jsou výluhy z půdy a atmosférická depozice. Mimo jiné koncentrace dusičnanového dusíku na referenčním stanovišti velmi těsně koreluje s atmosférickými srážkami. Na referenčním stanovišti byly naměřeny poměrně nízké koncentrace N-NO_3^- , jenž spadají do II. tř. jakosti vody. V období od VI. - X. 2011 byly naměřeny na referenčním stanovišti vyšší koncentrace N-NO_3^- , zřejmě je to způsobeno atmosférickou depozicí. Neboť toto období bylo srážkově nadprůměrné, mimo jiné v okruhu 6 km od referenčního stanoviště se nachází silnice I. tř., která je frekventovaná spojnice mezi Uherským Hradištěm a Brnem.

Mezi zkoumanou částí Březnice a referenčním tokem Salaškou není signifikantní rozdíl v koncentraci fosforečnanů, nicméně na referenčním stanovišti jsou koncentrace fosforečnanů v průměru o 7,8 % nižší než na zkoumané části toku Březnice. Koncentrace fosforečnanů, které byly naměřeny na zkoumané části toku Březnice a Salašky několika násobně překračují ČSN 75 7221 ve, které jsou uvedeny pouze koncentrace celkového fosforu (TP). A tudíž výsledná koncentrace TP na obou tocích bude ještě výrazně vyšší. Vysoká koncentrace PO_4^{-3} na zkoumaném toku Březnice je způsobena vypouštěním splaškových vod, povrchovým i podpovrchovým a drenážním odtokem. Na referenčním stanovišti koncentrace fosforečnanů velmi těsně koreluje s atmosférickými srážkami. Množství PO_4^{-3} je ovlivněno atmosférickou depozicí i relativně intenzivním hospodařením v lesích. Prostřednictvím vykáčených plošek lesních porostů, zhoršenými sorpčními vlastnostmi půdy, vyššími srážkovými úhrny, se produkty dekompozice organické hmoty dostávají snáze do toku (Daniel, M., et. al. 2011).

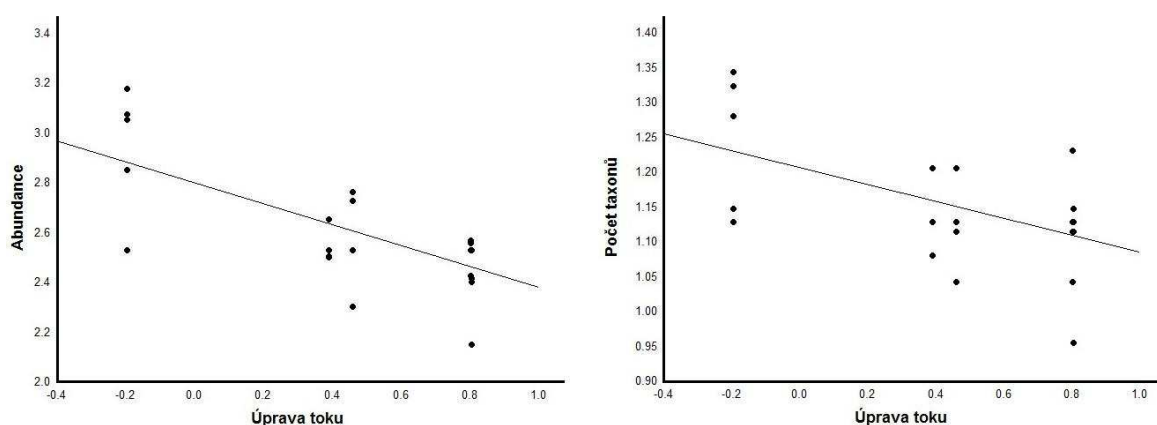
Mimo jiné zbytky po lesnické činnosti, jenž často bývají spáleny a popel je ponechán na místě. Po spálení dřevní hmoty je v popeli obsaženo 2 až 4 % fosforu (James, D., U., et al. 2000). Dalším pravděpodobným zdrojem PO_4^{-3} jsou rozryté plošky podél toku od černé zvěře, kdy dochází k rychlejšímu rozkladu organické hmoty v půdě. Sinergismus výše uvedených faktorů ovlivňuje množství PO_4^{-3} i celkovou kvalitu vody ve sledovaných parametrech na referenčním stanovišti.

Referenční i zkoumaná část toku Březnice spadá podle ČSN v hodnotách BSK_5 do II. tř. jakosti vody. Použitými statistickými metodami nebyl prokázán signifikantní rozdíl mezi zkoumaným a referenčním tokem v hodnotách BSK_5 , avšak na referenčním stanovišti jsou hodnoty BSK_5 v průměru o 13,8 % nižší než na zkoumaném úseku říčky Březnice. Nízké hodnoty BSK_5 jsou na referenčním stanovišti způsobeny přirozeným pozadím, jako jsou výluhy z půdy a rozkládající se organickou hmotou v toku, jenž je z velké části alochtonního původu, která pochází především z opadu listů přibřežní vegetace.

Chemická spotřeba kyslíku na referenčním stanovišti je o 2,1 % nižší, nicméně mezi oběma sledovanými toky nebyl prokázán signifikantní rozdíl při hladině významnosti $p < 0,05$. V rámci zkoumané části říčky Březnice a referenčního stanoviště nacházející se na toku Salašce byly naměřeny vysoké koncentrace CHSK, jenž podle dané ČSN spadají oba toky do V. tř. kvality vody. Důvodem vysokých hodnot CHSK na referenčním stanovišti budou výše jmenované faktory a jejich sinergismus, zejména vyplavování a vyluhování produktů dekompozice organické hmoty. Z malého poměru $\text{BSK} : \text{CHSK}$ a poměrně vysoké koncentrace TC a NH_4^+ , lze usuzovat na přítomnost huminových látek ve vodě, jenž jsou důvodem vysokých hodnot CHSK. Huminové látky jsou chemicky dobře oxidovatelné, avšak z biochemického hlediska jsou velmi rezistentní, jejich biologický rozklad není metodou BSK_5 postižitelný (Pitter, 1999). Mezi zkoumanou částí toku Březnice a Salašky byl prokázán signifikantní rozdíl v koncentracích TC, jenž jsou na referenčním stanovišti o 30,6 % nižší, než na odběrových stanovištích č. 1 až 4.

Použitými statistickými metodami byl prokázán signifikantní rozdíl v abundanci makrozoobentosu mezi zkoumanou částí toku Březnice a referenčním stanovištěm, jenž leží na říčce Salašce. Na referenčním stanovišti byla nalezena v průměru více než 3 krát větší abundance makrozoobentosu než na zkoumané části Březnice. Ačkoliv při odběru vzorků makrozoobentosu nebyl použit žádný bentometr, na referenčním stanovišti bylo na menší ploše nalezeno v průměru více jedinců než na zkoumané části toku Březnice. Usuzuji z toho, že odběrová stanoviště na říčce Březnici jsou široká v průměru 3 až 3,5 m, naproti tomu šířka toku na referenčním je max. 1 m (odběry bentosu byly prováděny kvalitativní metodou po celé délce příčného profilu viz. metodika). Mezi zkoumanou částí Březnice a referenčním stanovištěm nebyl prokázán signifikantní rozdíl v počtu nalezených příslušných taxonomických skupin, z důvodu malého N. Průměrný počet nalezených taxonomických skupin v rámci zkoumaného úseku Březnice byl 14 a na referenčním stanovišti byl 19. Nižší abundance i diverzita je způsobena zejména vypouštěním nečištěných i čištěných odpadních vod, rozdílným substrátem, zvýšenou turbiditou i sedimentací, velkým odpřírodněním koryta toku, s tím související redukce břehových prostorů na některých stanovištích a následné změny insolace (Ethan, J., N., et al., 2003).

Graf č. 41. Korelace abundance a úprava toku; Graf č. 42. Korelace počet taxonů a úprava toku



(Graf č. 41. a 42.) Oba dva grafy představují korelaci úprav toku s počtem nalezených taxonomických skupin a abundancí na zkoumaném úseku Březnice. Data nesplňovaly normální rozdělení z toho důvodu byla provedena logaritmická transformace, oba dva grafy jsou tedy na Log škále.

V rámci zkoumaného úseku toku Březnice abundance i počet nalezených taxonomických skupin negativně koreluje s technickou úpravou koryta. Nejnižší abundance i diverzita je na odběrovém stanovišti č. 2., kde je také nejvíce technicky upraveno koryto toku. Kromě výše jmenovaných faktorů, možnou příčinou nízké abundance i diverzity na zkoumané části toku Březnice je přirozený substrát dna, který je tvořen jílovitým podložím. Utužená vrstva jílu vytváří jen malé množství mezohabitatů, jenž poskytují úkryt jen omezenému počtu jedincům (Michael, W., B., et al., 2007). Na zkoumané části toku Březnice nebylo nalezeno větší množství nárostů zelených řas, ačkoliv na základě provedeného fyzikálně-chemického rozboru vody se v toku Březnici nachází velké množství živin. Nižší oživení je nejspíše způsobeno depozicí hydroxidů železa jenž brání kolonizaci rozsivek i zelených řas a negativně ovlivňuje primární produkci toku (Ethan, J., N., et al., 2003) na, kterou je vázána celá skupina organismů např. shredders. Vysoká abundance i diverzita na referenčním stanovišti je způsobena především v typu substrátu. Jelikož nízká stabilita štěrkových sedimentů může být zodpovědná za vysokou diverzitu o malé abundance, avšak alochtonní organická hmota, zejména listů pocházející z přibřežní vegetace může za vysokou abundance některých taxonomických skupin (Henriques & Nessimian, 2010).

Mezi zkoumanou částí toku Březnice a Salašky nebyl prokázán použitými statistickými metodami signifikantní rozdíl v hodnotách indexů diverzity Shannon Wiener i Berger-Parker. Společenstvo makrozoobentosu není vyrovnané, oba indexy ukazují na přítomnost silně dominantních skupin. Nejpočetnější z nalezených taxonomických skupin na obou tocích jsou zástupci z čeledi *Gammaridae*, kteří na zkoumaném úseku Březnice tvoří 60 % a na referenčním stanovišti tvoří až 75 % z celkového počtu nalezeného makrozoobentosu. Důvodem vysoké abundance čeledi *Gammaridae* jsou značné alochtonní vstupy, jenž jsou především v podobě opadu listů (Paul, A., M., 2004). Mimo jiné zástupci čeledi *Gammaridae* jsou všežraví a schopni se tak rychle přizpůsobit změnám potravní nabídky, to je také důvodem jejich vysoké abundance (Kelly, D., W., et al., 2002). V rámci zkoumané části toku Březnice, kromě přirozených se zde nachází i antropogenní alochtonní zdroje, jenž jsou v podobě vypouštěných čištěných i nečištěných odpadních vod.

Byl potvrzen signifikantní rozdíl v BMWP indexu mezi referenčním stanovištěm a zkoumanou částí toku Březnice. Na referenčním stanovišti jsou průměrné hodnoty BMWP indexu o 189 % vyšší než na zkoumané části říčky Březnice. Zkoumaná část toku Březnice spadá podle BMWP indexu do III. tř., naproti tomu referenční stanoviště náleží do II. tř. čistoty vody. Na referenčním stanovišti je kvalita vody výrazně vyšší, jelikož se zde byly nalezeni zástupci druhů makrozoobentosu, kteří jsou citliví k obsahu rozpuštěného kyslíku, množství organických látek a zvýšenému zákalu (*Perlodidae*, *Leucridae*, *Heptagenidae* aj. viz přílohy tab. č. 12).

Mezi zkoumanou částí toku Březnice a Salašky není signifikantní rozdíl v abundanci FFG filtrators collectors, gathering collectors a predators z důvodu malého N. Nicméně v rámci zkoumaného úseku Březnice bylo v průměru nalezeno o 597 % více filtrators, o 59 % méně gathering collectors a o 73 % více predators, než na referenčním stanovišti. Na zkoumaném úseku březnice byl nalezen poměrně vysoký počet filtrators collectors, který svědčí o vyšší přítomnosti FPOM (fine particulate organic matter), dále menší počet gathering collectors vypovídá o nižším množství CPOM (coarse particulate organic matter). Zkoumaná část Březnice se nalézá na středním úseku toku, tedy poměr CPOM : FPOM by měl být relativně vyrovnaný. Z důvodu vypouštění nečištěných i čištěných odpadních vod, povrchového i podpovrchového a drenážního odtoku vody z přilehlých zemědělských pozemků vzrůstá podíl jemných částic v toku, což se také projeví na složení společenstva makrozoobentosu (Ethan, J., N., et al., 2003). Zástupci FFG predators se vyskytují v lotických i lentických úsecích, na zkoumaném úseku Březnice byly zastoupeni zejména rodem *Erpobdella*.

Použitými statistickými metodami byl potvrzen při hladině významnosti $p < 0,05$ rozdíl mezi oběma sledovanými toky v abundanci FFG scrapers a shredders. V rámci referenčního stanoviště bylo v průměru nalezeno 26 krát více scrapers a 4 krát více shredders než na zkoumané části toku Březnice. Vysoký počet scrapers na referenčním stanovišti je způsoben přirozeným substrátem dna, jenž je v podobě hrubého písku a kamení. Zejména na kamenitém substrátu se vyvíjí řasové nárosty, na které jsou vázání zástupci FFG scrapers (Henriques & Nessimian, 2010).

Nízká abundance scrapers na zkoumané části toku Březnice je způsobena malým množstvím řasových nárostů, jenž jsou omezeny substrátem a depozicí hydroxidů železa. V lesních potocích je alochtonní hmota především v podobě opadu listů z příbřežní vegetace, představuje hlavní zdroj energie nejen pro společenstvo makrozoobentosu (Benfield, 1997). Vysoká abundance Shredders na referenčním stanovišti je způsobena především přirozenými alochtonními vstupy. Nejpočetnějším zástupcem této FFG na referenčním stanovišti je *Gammarus pulex*. Výrazně nižší početnost shredders na zkoumaném úseku Březnice je ovlivněna znečištěním jenž pochází z bodových i plošných zdrojů, substrátem dna a nedostatkem mezohabitatů. Hlavními zástupci shredders v rámci zkoumané části Březnice jsou *Gammarus roseli* a *Gammarus pulex*. Nejvyšší abundance shredders dosahovaly na odběrovém stanovišti č. 3, které se nalézá 50 m pod vyústěním z ČOV. Na tomto stanovišti bylo nacházeno při odběru vzorků větší množství kousků celulózy, která nejspíše pochází z odlehčovací kanalizace, jenž chrání ČOV.

7 Závěr

Na základě provedeného výzkumu a vyhodnocení příslušnými statistickými metodami získaná a naměřená data ukázala, že výstavba čistírny odpadních vod Březolupy přispěla ke zlepšení kvality vody na zkoumaném úseku říčky Březnice. Po výstavbě ČOV došlo ke statisticky prokazatelným změnám v kvalitě vody u většiny sledovaných fyzikálně-chemických parametrů. Nastalo signifikantní snížení teploty vody, měrné vodivosti, pH, N-NO_3^- , BSK_5 , CHSK_{Cr} a počtu vyústění splaškových vod. Období po výstavbě ČOV je charakteristické snížením teploty vody o 30,5 %, měrné vodivosti o 12,5 %, reakce vody o 5,1 %, koncentrace N-NO_3^- o 207 %, CHSK o 2,6 %. S výstavbou ČOV se hodnoty BSK_5 snížily téměř až 12 krát. Dále v období po výstavbě ČOV byl statisticky prokázán zvýšený obsah rozpuštěného kyslíku, a to o 9,5 %. Naopak nedošlo k signifikantním změnám v koncentraci amoniaku, fosforečnanů a úpravě toku. Koncentrace amoniaku se zvýšila o 4,6 % a fosforečnanů o 8,2 %. Ačkoliv po výstavbě ČOV Březolupy nastalo prokazatelné zlepšení kvality vody, zkoumaná část toku Březnice stále spadá podle ČSN 75 7221 do V. tř. z důvodu hodnocení podle nejhorších ukazatelů (CHSK_{Cr} , N-NH_4^+ , P). Z těchto důvodů je nezbytné řešit kvalitu vody v daném toku nebo povodí komplexně, a ne jen u jednotlivých obcí či lokálních zdrojů znečištění. Aby došlo k výraznému zlepšení kvality vody na zkoumaném toku Březnice a zařazení do vyšší třídy, je nutné vybudovat ČOV i u obcích nacházející se proti proudu toku od obce Březolupy, omezit povrchový i podpovrchový a drenážní odtok z přilehlých zemědělských pozemků. Jednou z možností zlepšení kvality vody na zkoumaném úseku je i vybudování dočišťovací nádrže vedle stávající ČOV. V které by docházelo k výraznému snížení teploty vody v zimních měsících, koncentrace dusíkatých látek a fosforu.

Mezi zkoumanou částí toku Březnice a referenčním stanovištěm, jenž se nalézá na říčce Salašce byl použitými statistickými metodami prokázán rozdíl v kvalitě vody u některých sledovaných fyzikálně-chemických a biologických parametrů. Signifikantní rozdíl mezi oběma zkoumanými toky byl v měrné vodivosti, koncentraci N-NO_3^- , TC, BMWP indexu, abundanci makrozoobentosu, v počtu scrapers i shredders a úpravě toku. Na referenčním stanovišti byla naměřena nižší měrná vodivost o 49,1 %, i koncentrace N-NO_3^- o 31,1 %, a TC o 30,6 %. Mimo jiné v rámci referenčního stanoviště byla o 335 % vyšší abundance makrozoobentosu, 26 krát vyšší počet scrapers a shredders o 412 % než na zkoumaném úseku Březnice.

Statistickými metodami nebyl prokázán rozdíl mezi zkoumanou částí Březnice a referenčním stanovištěm v teplotě vody, pH, obsahem rozpuštěného kyslíku, koncentrací amonných iontů, fosforečnanů, BSK_5 i CHSK_{Cr} , počtem nalezených taxonů, Berger-Parker a Shanon-Winerova indexu a abundanci filtering collectors, gathering collectors a predators. Koncentrace amonných iontů na referenčním stanovišti byla o 4,6 % vyšší a koncentrace fosforečnanů byla o 7,8 % nižší než na zkoumané části toku Březnice. Ačkoliv v rámci sledovaných fyzikálně-chemických ukazatelů spadá referenční stanoviště i zkoumaná část Březnice podle ČSN 75 7221 do V. třídy kvality vody. Nicméně biologickým hodnocením prostřednictvím nalezených skupin makrozoobentosu bylo dokázáno, že kvalita vody na referenčním stanovišti je značně vyšší a spadá do II. tř. a zkoumaná část toku Březnice náleží do III. tř. Z toho důvodu při hodnocení obou toků je lépe klást vyšší důraz na biologické hodnocení než na analytický rozbor prostřednictvím fyzikálně-chemických parametrů. Protože fyzikálně-chemické vlastnosti vody jsou proměnlivé v prostoru i čase a je zachycena jen okamžitá koncentrace sledovaných látek. Avšak složení makrozoobentosu odráží celkový stav kvality vody, nevádí mu vyšší koncentrace amoniakálního dusíku ani fosforečnanů pokud je ve vodě přítomno dostatečné množství kyslíku.

Podle provedeného výzkumu zvýšené hodnoty nutrietů na referenčním stanovišti jsou přirozeného původu, pocházející především z rozkladu organické hmoty. Nicméně člověk svým jednáním a hospodařením v přilehlých lesích napomáhá a urychluje transport živin prostřednictvím povrchového i podpovrchového odtoku, které se následně dostávají do toku Salašky.

8 Literatura

- Abel P.D., (2000): Water pollution biology. Taylor & Francis, London, str. 286.
- Adámek a kol.(2010): Aplikovaná hydrobiologie, Jihočeská univerzita, České Budějovice, str. 350.
- Adamek, a kol., (1995): Rybařství ve volných vodách, East publishing, Praha, str. 205.
- Ambrožová a kol., (2007): Aplikovaná a technická hydrobiologie, Vysoká škola chemicko-technologická, Praha, str.226.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M.T., (1983): The performance of a new biological water quality core system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites, *Water Research*, 17, str. 333 – 347.
- Azrina, M.Z., Yap, C.K., Rahim I., Ismail, A., Tan, S.G., (2006): Anthropogenic impact on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 64, str. 337 – 347.
- Beaumont, W., C., (2007): Denitrification in a subsurface drained, agricultural watershed in Central Illinois. MS Thesis, Department of Geology, University of Illinois, Urbana-Champaign, *Journal of environmental quality*, str. 80 – 90.
- BENFIELD, E., F., (1997): Comparison of litterfall input to streams. In WEBSTER, JR. and MEYER, JL., eds. Stream organic matter budgets. *Journal of North American Benthological Society*, 16, str. 104-108.
- Bilotta G.S., Brazier R.E., (2008): Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*, 42, str. 2849 – 2861.
- Buczko, U., Kuchenbuch, R.O., (2007): Phosphorus indices as risk-assessment tools in the USA and Europe – a review. *J. Plant Nutr. Sci.* 170: 445 – 460.
- Caissie, D. (2006) The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater biol.* 51, str. 1389–1406.
- Culek, M., (1996): Biogeografické členění České republiky, Praha, Enigma, str. 347
- Daniel, M., C., Ghatt, J., Noah, F., and David, R., (2011): Streamwater dissolved organic carbon and total dissolved nitrogen, effects of timber harvest in the Georgia piedmont, *Proceedings of the 2011 Georgia Water Resources Conference*, at the University of Georgia.

- Deasy, C., Brazier, R.E., Heathwaite, A.L., Hodkinson, R., (2009): Pathways of runoff and sediments transfer in small agricultural catchments, *Hydrological Processes*, str. 725.
- Dub, O., (1957): *Hydrobiologia*. Bratislava, SVTL, str. 484.
- Dub, O., a kol. (1969): *Hydrobiologie*. Praha, SNTL, str. 383
- Duras, J., (2008): monitoring kvality vody nádrže Orlík a vodních toků v jejím povodí, nejdůležitější výsledky. In: *Revitalizace Orlické nádrže, Sborník příspěvků*. ISBN 978-80-87278-03-1.
- E.I. Lord, Antony S. G. & Goodlass G.: (2002): Agricultural nitrogen balance and water quality in the UK, *Soil Use and Management* 18, 363 – 369.
- Ethan J., N., Richard, W., M., Michael G., K., (2003): The effect of an industrial effluent on an urban stream benthic community: water quality vs. habitat duality, *Environmental Pollution*, 123: str. 1–13.
- Gentry, L., E., David, M., B., Smith, K., M., Kovacic, D., A., (1998): Nitrogen cycling and tile drainage nitrate loss in a corn/soybean watershed. *Agr Ecosyst Environ* 68, str. 85–97.
- Goolsby, D., A., Battaglin, W., A., Lawrence, G., B., Artz, R., S., Aulenbach, B., T., Hooper, R., P., Keeney D., R., Stensland, G., J., (1999): Flux and sources of nutrients in the Mississippi-Atchafalaya River Basin. Topic 3 report for the integrated assessment on hypoxia in the Gulf of Mexico. NOAA Coastal Ocean Office, NOAA Coastal Ocean Program Analysis Series, Silver Springs, MD, 17, str. 130.
- Hartman, P., Přikryl, I., Štědrný, E., (2005): *Hydrobiologie, Informatorium*, Praha, str. 359.
- Haygar, P.M., & Narcis, S.C., (2002): *Agriculture hydrology and water duality*, CAB international, 528 str.
- Hellawell, J.M., (1986): *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*, Elsevier Applied Science Publishing, London, str. 546.
- Henriques, A., L., de O. & Nessimian, J., L., (2010): Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil, *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22: str. 424 – 441.
- Horakova, M., a kol., (2007): *Analytika vody*, VŠCHT Praha, str. 355.

- Howarth, R.W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J., A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, F., Freney, J., Kudryarov, V., Murdoch, P., Zhao-Liang, Z., (1996): Regional nitrogen budgets and riverine N&P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry* 35, str. 75–139.
- James, D., U., William, B., B., Robert, D., T., (2000): Effect of Wood Ashes on Garden Soil, The Ohio State University
- Janeček a kol., (2008): Základy erodologie, ČZU, Praha, str. 167.
- Just a kol., (2005): Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi, Praha, str. 352.
- Just, T., Fuchs, P., Písařová, M., (1999): Odpadní vody v malých obcích. VÚV TGM Praha a AOPK ČR, str. 122.
- Jůva, K., Hrabal, A., Tlapak, V., (1984): Male vodni toky, Statni zemědělske nakladatelstvi, Praha, str. 256.
- Jůva, K., Talpák, V., (1975): Úpravy toků, Vysoká škola Zemědělská, Brno, str. 186.
- Kelly, D., W., Dick, J., T., A., Montgomery, W., I., (2002): The functional role of Gammarus (Crustacea, Amphipoda): shredders, predators, or both, *Hydrobiologia*, 485, str. 199–203.
- Kopaček, J., Hejzlar, J., Kaňa, J., Porcal, P., Pšenáková, P., Vrba, J., (2001): Elementt budgets in the three Bohemica Forest lakes and theil watersheds in the 2000 hydrological year: II. Černé lake. *Silva Gabreta* 7, 53 – 72.
- Kravka M., a kol., (2009): Úpravy malých vodních toků v krajině a lesnické meliorace, Mendlova zemědělská a lesnická univerzita, Brno, str. 138.
- Kretschmar, R., Borkovec, M., Grolimund, D., and Elimelech, M., (1999): Mobile subsur'face colloids an thein role in contaminant transport. *Advances in Agronomy*, 66, 121 – 193.
- Langhammer, J., (2007): Upravenost toků a údolní nivy jako faktor ovlivňující průběh a následky povodní. . In: Langhammer, J. (ed): Změny v krajině a povodňové riziko. Sborník příspěvků semináře Povodně a změny v krajině. . MŽP a PŘF UK, Praha, str. 294.
- Lellak, J., Kubiček, F., (1991): Hydrobiologie, Univerzita Karlova, Vydavatelství Karolinum, Praha, str. 257.

- Lusk, S., (1990): Rybařství a úpravy vodních toků, Brno, Hydroprojekt, str. 190.
- Macura L., Patočka C., (1989): Úpravy toků, Státní nakladatelství technické, Praha, str.176 – 234.
- Malý, J. & Malá, J. (2006): Chemie a technologie vody, Arden, Brno, str. 331.
- Maria I., T., del R., (2008): An analysis of the influence of phosphorus poisoning on the exhaust emission aftertreatment systems of light-duty diesel vehicles, str. 43 – 57.
- Maršálek, B., (2009): Trofie a trofizace: Příčiny důsledky a terminologie, Praha, Česká Vědeckotechnická Vodohospodářská společnost, str.7 – 18.
- Mason, C.F., (1991): Biologi of fresh water pollution. Longman Group Uk Limited, str. 351.
- Michael, W., B., Mark, S., James, W.,Julie, W., (2007): Biological integrity in urban streams: Toward resolving multiple dimensions of urbanization, Landscape and Urban Planning, 79: str. 110–123.
- Neuman, M., Baumeister, J., Liess M., Schulz, R., (2002): An expert systém estimate the pesticide contamination of small stream usány benthic macroinvertebrates as bionidicators, Ecological Indicators, 2, str. 239 – 249.
- Paul A., M., (2004): Stream community structure and the role of allochthonous inputs in. Quebrada Moquina at Monteverde. Dart- mouth Studies in Tropical Ekology, str. 43 – 46.
- Pavlov, D. S., Saburenkov, E.N. (1974): Sporosti i osobennosti dviženija ryb. In: Osnovnye osobennosti povedenija i orientaci ryb, str. 187.
- Pitter, P. (1999): Hydrochemie, VŠCHT, Praha, str. 568.
- Pivnička, K. (1984): Ekologie ryb, Univerzita Karlova, Statni pedagogicke nakladatelstvi, Praha, str. 251.
- Pokorný a kol. (2008): Informační systém voda České republiky, Praha, str. 97.
- Quinn, J.M., McFarlaneP.N., (1987): Effect of slaughterhouse and diary factory on epilimnion: a comparison in laboratory streams. Water Research, 23: str. 1267 – 1273.
- Quitt E. (1971): Klimatické oblasti Československa. Studia Geographica 16: 79.

- Rosemberg, D.M., & Resh, V.H., (1993): Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates, Chapman and Hall, Neww York, str. 488.
- Rozkošný, R., Ježek, J., Knoz, J., Kramář, J., Krampl, F., Kubíček, F., Lellák, J., Mlinář, J., Pokorný, P., Raušer, J., Sedlák, E., Špačková, V., Šusták, J.M., Zelený, J., Zelinka, M. (1980): Klíč vodních larev hmyzu, Praha, Československá Akademie Věd, str. 520.
- Samuel, V., P., Walton, R., K., Keith, C., H., Hue-Hwa Hwang, Adam T., M., (2008): Sources and fate of nitrate in the Illinois River Basin, Illinois. Journal of Hydrology 359: str. 174 – 188.
- Scullion, J., EdwardsR.W., (1980): The efekt of coal industry pollutans on the invertebrate fauna of smal river in the South Wales coalfield. Freshwater Biology, 10: str. 141 – 162.
- Sitař, J., Langhammer, J., (2008): Modelování vlivu antropogenních úprav koryta toku na průběh povodní. PřF UK, Praha, str. 124-136
- Straškrabová, V. a kol.: Mikrobiální ekologie vody, Jihočeská univerzita, České Budějovice, 1996, str.117.
- Svobodova, Z., a kol., (1987): Toxikologie vodnich živočichů, Statni zemědělske nakladatelstvi, Praha, str. 231.
- Štěrba, O. & Rosol, J. (1989): Znečišťovani a ochrana vod, Univerzita Palackeho, Olomouc, str. 181.
- Štěrba, O., a kol., (2008): Řični krajina a její ekosystemy, Univerzita Palackeho, Olomouc, str. 350.
- Tomášek M. (2003): Půdy České republiky. Česká geologická služba, Praha, str. 67.
- Tomer, M.D., Moorman, T.B., and Rossi, C.G., (2008): Assesment of the Iowa River's South Fork watershed: Part1. Water duality. Journal of soil and Water Conservation 63, str. 360 – 370.
- Tošenovský E., (2009): Stanovení obsahu organického uhlíku a chlorofylu, Aplikace analytických metod do výuky hydrobiologie, FRVŠ/G4/1506/2009
- Turtola, E. and Kaakola, A., (1995): Los sof phosphorus by surfaře runoff and leaching from a heavy clay soil under barely and grass ley in finland. Acta Agriculture Scaninavia, section B, Soil and Plant science, 45: 159 – 165.

- Vesecký A., (1961): Podnebí Československé socialistické republiky. Tabulky. Hydrometeorologický ústav, Praha, str. 370.
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G., (1997): Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecol. Appl.* 7 (3), str. 737 – 750.
- Voplakal, K., (2002): Obsah fosforu v našich půdách, jeho frakční složení a transformace, *Soil and Water, scientific studies RISWC*, no1, str. 153 – 166.
- Vučka, J., a kol., (1984): Havarijní stavy v čistotě vod, Statní zemědělské nakladatelství, Praha, str. 207.
- Whitton, B.A., (1975): River ecologi. *Studies in Ekology* 2, London, Blackwell Sci. Publ., str. 725.
- Český Hydrometeorologický Ústav, poskytl denní úhrny srážek za období 2008 až 2011.
- Moravská vodárenská, poskytla údaje o ČOV Březolupy za období 2010 až 2011.
- Slovácké Vodovody a Kanalizace, poskytly údaje o BSK a CHSK od roku 2008 až 2010.

Internetové zdroje:

Kucerová, L., (7. 4. 2012): <http://www.wtwkucerova.cz/oxitop612.html>

Navteq all rights reserved, (4. 5. 2012): <http://www.mapy.cz/#x=17.605218&y=49.121221&z=12&c=14-30-28-27>

Navteq all rights reserved, (4. 5. 2012): <http://www.mapy.cz/#x=17.367627&y=49.140376&z=12&c=14-30-28-27>

Povodí Moravy, (4. 5. 2012): http://www.pmo.cz/pop/2009/Morava/End/a-popis/a-2.html&docid=1fbIF1FJ2TLUmM&imgurl=http://www.pmo.cz/pop/2009/Morava/End/apopis/mapy/ma_2_3e.jpg&w=1811&h=2560&ei=0AmkT43jN6eo4gTF1amHCQ&zoom=1&iact=hc&dur=365&sig=117102720536239393543&page=1&tbnh=137&tbnw=97&start=0&ndsp=19&ved=1t:429,r:1,s:0,i:73&tx=97&ty=136&vpx=384&vpy=122&hovh=254&hovw=180

Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, (17. 4. 2012): http://www.agronavigator.cz/inf_pult.asp?ids=0&ch=0&zobraz=1&id_dotazu=1697

9 Přílohy:

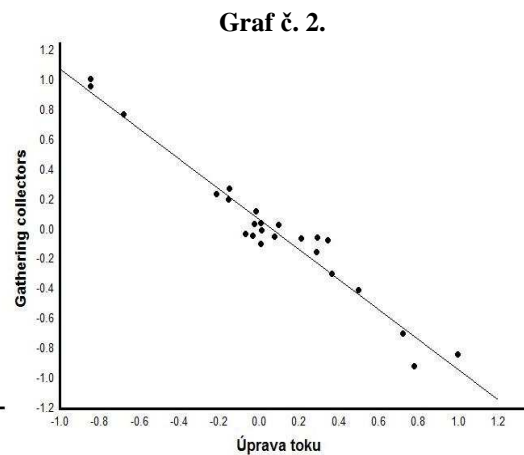
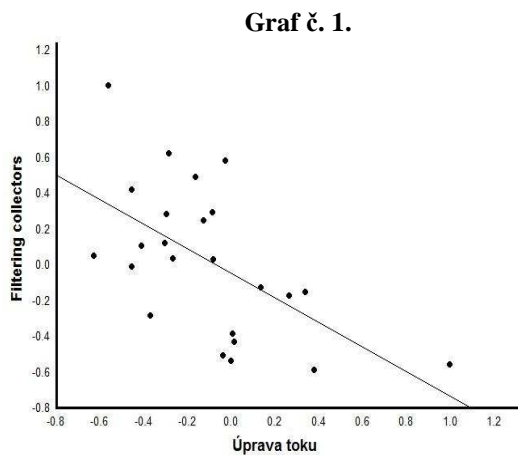
| | |
|---|----|
| Graf č. 1. Korelace mezi abundancí filtering collectors a úpravou toku | 4 |
| Graf č. 2. Korelace mezi abundancí gathering collectors a úpravou toku | 4 |
| Graf č. 3. Korelace mezi abundancí predators a úpravou toku | 4 |
| Graf č. 4. Korelace mezi abundancí scrapers a úpravou toku | 4 |
| Graf č. 5. Korelace mezi celkovou abundancí a počtem shredders | 5 |
| Graf č. 6. Korelace mezi abundancí a počtem vyústění splaškových vod | 5 |
| Graf č. 7. Korelace TC a počet vyústění splaškových vod | 5 |
| Graf č. 8. Korelace mezi abundancí filtering collectors a koncentrací TC | 5 |
| Graf č. 9. Korelace mezi predators a filtering collectors na toku Březnici | 6 |
| Graf č. 10. Korelace mezi predators a gathering collectors na toku Březnici | 6 |
| Graf č. 11. Korelace mezi predators a filtering collectors na toku Salašce | 6 |
| Graf č. 12. Korelace mezi predators a shredders na toku Salašce | 6 |
| Graf č. 13. Průběh teploty a koncentrace rozpuštěného kyslíku na toku Březnici | 7 |
| Graf č. 14. Průběh teploty a koncentrace rozpuštěného kyslíku na toku Salašce | 7 |
| Graf č. 15. Časová řada měrné vodivosti na toku Březnici | 7 |
| Graf č. 16. Časová řada měrné vodivosti na toku Salašce | 8 |
| Graf č. 17. Časová řada hodnot pH na toku Březnici | 8 |
| Graf č. 18. Časová řada hodnot pH na toku Salašce | 8 |
| Graf č. 19. Časová řada koncentrace NH_4^+ na toku Březnici | 9 |
| Graf č. 20. Časová řada koncentrace NH_4^+ na toku Salašce | 9 |
| Graf č. 22. Časová řada koncentrace N-NO_3^- na toku Březnici | 9 |
| Graf č. 23. Časová řada koncentrace N-NO_3^- na toku Salašce | 10 |
| Graf č. 24. Časová řada koncentrace PO_4^{-3} na toku Březnici | 10 |
| Graf č. 25. Časová řada koncentrace PO_4^{-3} na toku Salašce | 10 |
| Graf č. 26. Časová řada BSK_5 na toku Březnici | 11 |
| Graf č. 27. Časová řada BSK_5 na toku Salašce | 11 |
| Graf č. 28. Časová řada CHSK_{Cr} na toku Březnici | 11 |
| Graf č. 29. Časová řada CHSK_{Cr} na toku Salašce | 12 |
| Graf č. 30. Časová řada koncentrace TC na toku Březnici | 12 |
| Graf č. 31. Časová řada koncentrace TC na toku Salašce | 12 |
| Graf č. 32. Procentuální zastoupení FFG | 13 |
| Graf č. 33. Abundance nalezených skupin makrozoobentosu na toku Březnici | 13 |
| Graf č. 34. Abundance nalezených skupin makrozoobentosu na toku Salašce | 14 |

Seznam tabulek

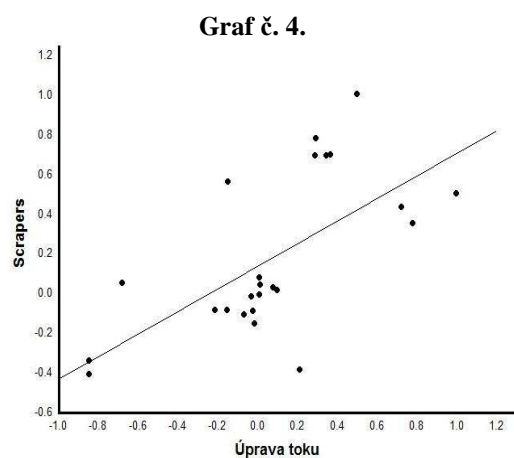
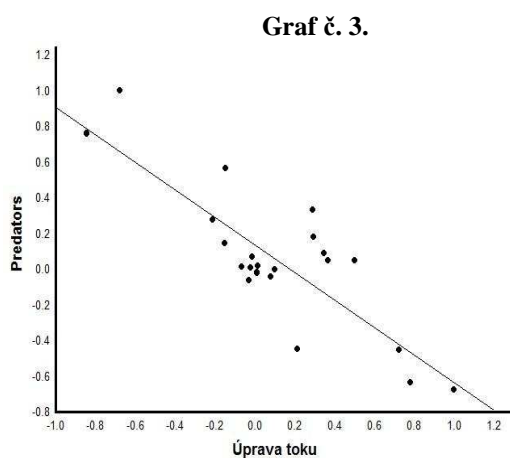
| | |
|--|----|
| Tab. č. 1. Vyhodnocení sledovaných ukazatelů před a po výstavbě ČOV za pomocí Mann Withniho U testu..... | 14 |
| Tab. č. 2. Vyhodnocení sledovaných ukazatelů mezi zkoumanou částí toku Březnice a Salašky za pomocí Mann-Withniho U testu | 15 |
| Tab. č. 3. Základní popisná statistika u sledovaných parametrů na zkoumané části toku Březnice v období před výstavbou ČOV (VII. 2008 – XII. 2009)..... | 15 |
| Tab. č. 4. Základní popisná statistika u sledovaných parametrů na zkoumané části toku Březnice v období po výstavbě ČOV (I. 2010 – XII. 2011)..... | 16 |
| Tab. č. 5. Základní popisná statistika u sledovaných parametrů na referenčním toku Salašce v období po výstavbě ČOV (VI. 2010 – XII. 2011)..... | 17 |
| Tab. č. 6. Naměřené fyzikálně chemické ukazatele na odběrovém stanovišti č. 1..... | 18 |
| Tab. č. 7. Naměřené fyzikálně chemické ukazatele na odběrovém stanovišti č. 2..... | 19 |
| Tab. č. 8. Naměřené fyzikálně chemické ukazatele na odběrovém stanovišti č. 3..... | 20 |
| Tab. č. 9. Naměřené fyzikálně chemické ukazatele na odběrovém stanovišti č. 4..... | 21 |
| Tab. č. 10. Naměřené fyzikálně chemické ukazatele na referenčním stanovišti | 22 |
| Tab. č. 11. Hodnoty chemických i biochemických ukazatelů na výústi z ČOV..... | 22 |
| Tab. č. 12. Celková abundance makrozoobentosu na zkoumaném toku Březnice a Salašky | 23 |
| Tab. č. 13. Hodnocení antropogenních úprav koryta toku. | 24 |
| Tab. č. 14. Zařazení hodnot indexu odpřírodnění toku..... | 25 |

Seznam obrázků

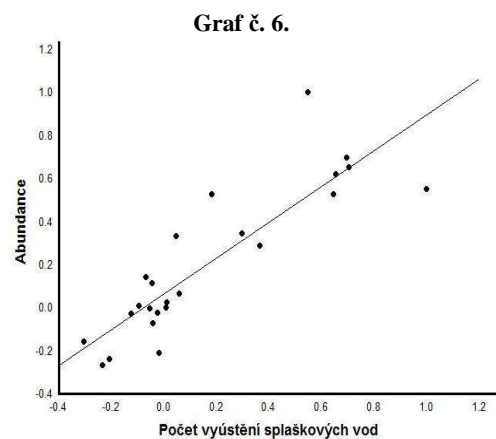
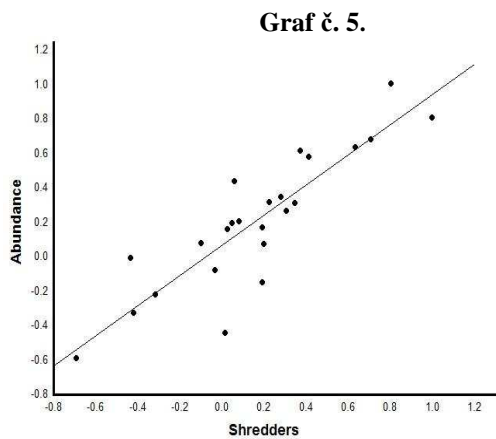
| | |
|--|----|
| Obr. 1. Odběrové stanoviště č. 1 | 26 |
| Obr. 2. Po proudu toku pod odběrovým stanovištěm č. 1 | 26 |
| Obr. 3. Po proudu toku od odběrového stanoviště č. 1 – první Březolupský stupeň..... | 26 |
| Obr. 4. Dolní část úseku č. 1, nad druhým Březolupským stupněm | 27 |
| Obr. 5. Hraniční stupeň oddělující od sebe úsek č. 1 a 2. | 27 |
| Obr. 6. Střední část úseku č. 1..... | 27 |
| Obr. 7. Odběrové stanoviště č. 2, nalézající se v dolní části stejnojmenného úseku..... | 28 |
| Obr. 8. Opevnění paty svahu a vyústění kanalizace na úseku č. 2. | 28 |
| Obr. 9. Horní část úseku č. 3, pod betonovou lávkou u motorestu..... | 28 |
| Obr. 10. Opevnění paty a část svahu pod některými zahradami na toku Březnice | 29 |
| Obr. 11. Vypouštění splaškových vod na střední části úseku č. 3..... | 29 |
| Obr. 12. Výmolná činnost toku Březnice v dolní části úseku č. 3..... | 29 |
| Obr. 13. Odběrové stanoviště č. 3. | 30 |
| Obr. 14. Po proudu toku od odběrového stanoviště č. 3..... | 30 |
| Obr. 15. Zhloubení toku Březnice v dolní části úseku č. 3..... | 30 |
| Obr. 16. Odběrové stanoviště č. 4. | 31 |
| Obr. 17. Po proudu toku od odběrového stanoviště č. 4..... | 31 |
| Obr. 18. Referenční odběrové stanoviště. | 31 |
| Obr. 19. Pohled po proudu toku z referenčního odběrového stanoviště..... | 32 |
| Obr. 20. Vykácené plošky lesních porostů na horním toku říčky Salašky..... | 32 |
| Obr. 21. Rozryté plošky od černé zvěře, v blízkosti referenčního stanoviště | 32 |



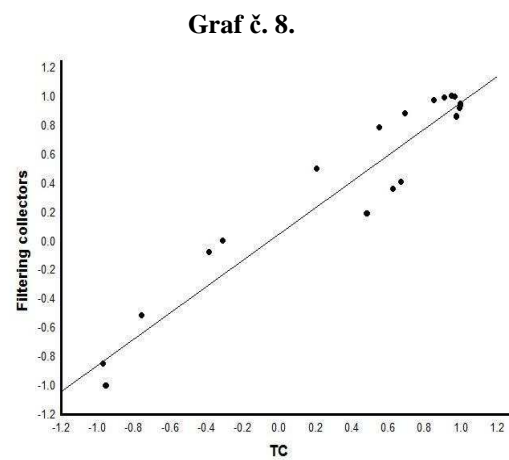
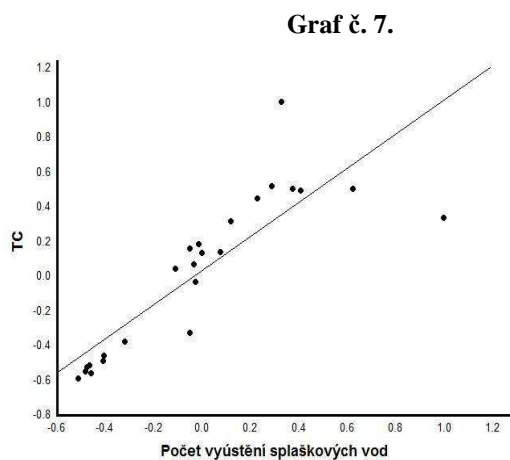
(Graf č. 1.) Negativní korelace mezi abundancí filtering collectors a úpravou toku na zkoumaném úseku toku Březnice. S rostoucí technizací koryta klesá abundance filtering collectors, neboť v technicky upraveném korytě je výrazně menší množství mezohabitatů. (Graf č. 2.) Negativní korelace mezi abundancí gathering collectors a úpravou toku na zkoumaném úseku toku Březnice. S vyšším odpřírodněním toku klesá početnost gathering collectors. S rostoucí technizací koryta roste proud toku a snižuje se množství dostupných CPOM společenstvo makrozoobentosu.



(Graf č. 3.) Vyjadřuje negativní korelaci mezi abundancí predators a technickou úpravou toku na zkoumaném úseku toku Březnice. S rostoucí technizací koryta toku klesá početnost predators, z důvodu nižšího počtu mezohabitatů. (Graf č. 4.) Pozitivní korelace prostřednictvím technické úpravy toku a abundancí scrapers na zkoumaném úseku toku Březnice. S vyšším odpřírodněním koryta toku klesá jeho zastínění a vzrůstá množství nárostů, kterými se živí zástupci z FFG scrapers.

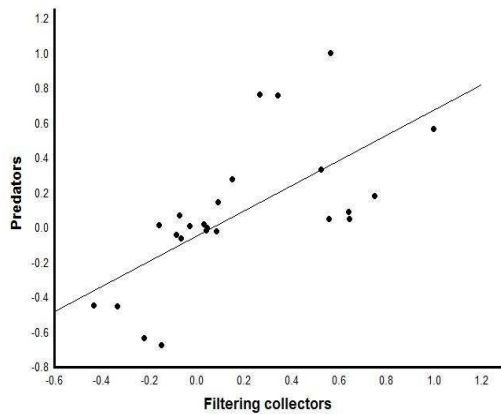


(Graf č. 5.) Pozitivní korelace mezi celkovou abundancí nalezených skupin makrozoobentosu a počtem shredders. Velkou část společenstva makrozoobentosu tvoří právě zástupci z FFG shredders. (Graf č. 6.) Představuje pozitivní korelaci mezi abundancí nalezených skupin makrozoobentosu a počtem vyústění splaškových vod na zkoumaném úseku říčky Březnice. Nejvyšší abundance byla nalezena na stanovišti č. 3, které se nachází v dolní části stejnojmenného úseku, kde byl také nalezen nejvyšší počet vyústění splaškových vod.

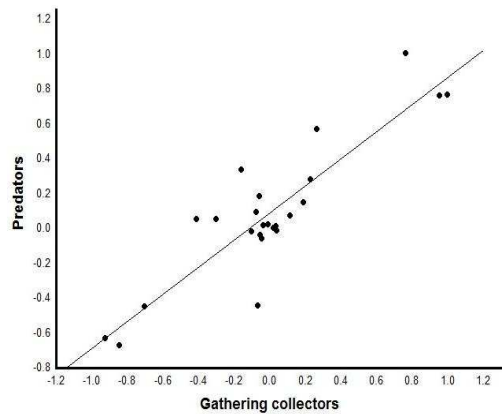


(Graf č. 7.) Vyjadřuje pozitivní korelaci mezi koncentrací celkového uhlíku a počtem vyústění splaškových vod na zkoumaném úseku Březnice. (Graf č. 8.) Pozitivní korelace mezi koncentrací celkového uhlíku a abundancí filtering collectors.

Graf č. 9.

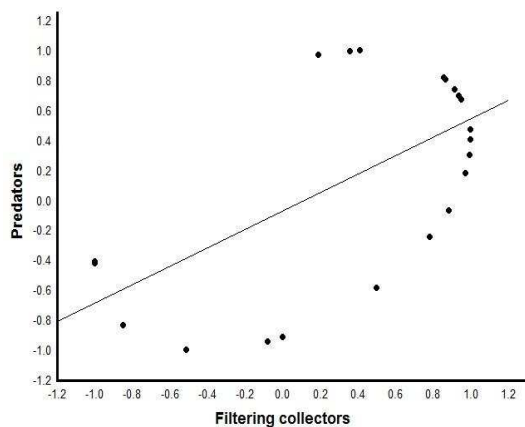


Graf č. 10.

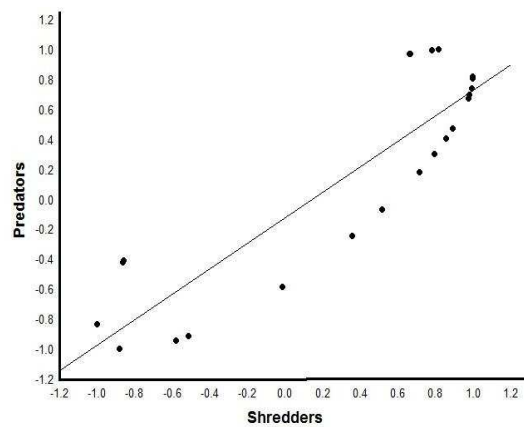


(Graf č. 9.) Představuje pozitivní korelaci mezi abundancí FFG predators a filtering collectors na zkoumaném toku Březnici. (Graf č. 10.) Pozitivní korelace mezi počtem FFG predators a gathering collectors na zkoumaném úseku Březnice. Z obou grafů vyplývá, že filtrátoři a sběrači představují nejspíše hlavní část potravy predátorů v rámci zkoumané části toku Březnice.

Graf č. 11.

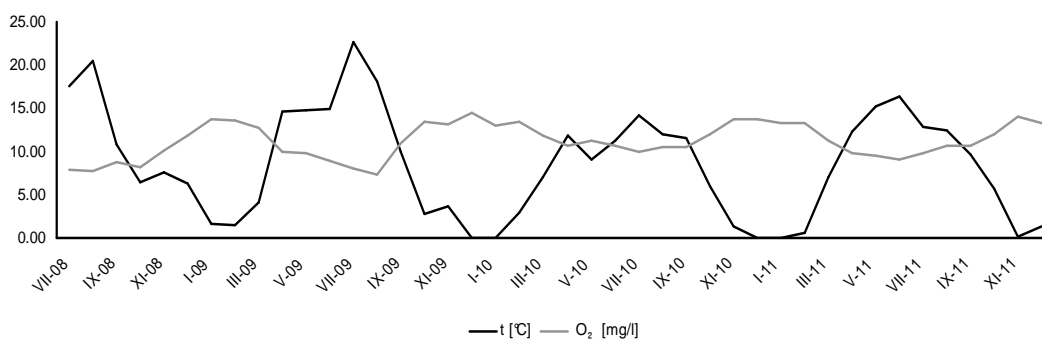


Graf č. 12.



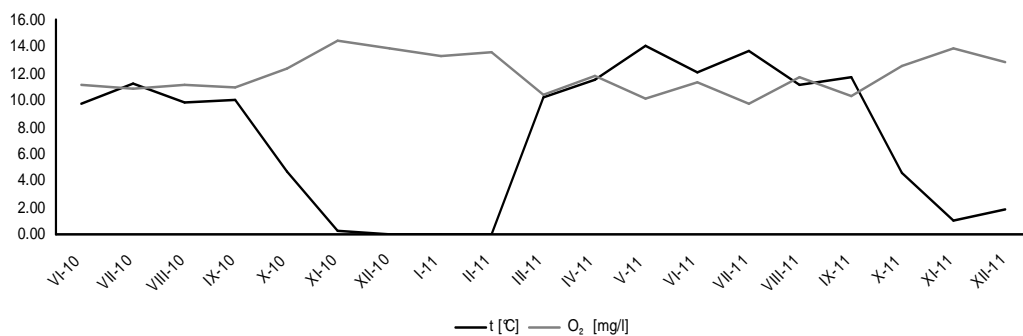
(Graf č. 11.) Vyjadřuje pozitivní korelaci mezi počtem FFG predators a filtrators na referenčním stanovišti. (Graf č. 12.) Pozitivní korelace mezi abundancí FFG predators a shredders na referenčním stanovišti. Oba grafy poukazují, že hlavní část potravy predátorů na referenčním stanovišti budou tvořit zástupci z FFG filtering collectors a shredders.

Graf č. 13.



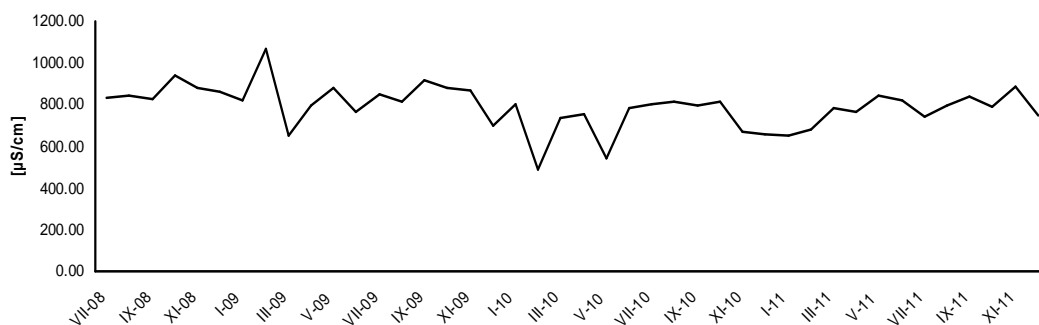
(Graf č. 13.) Průběh teploty a koncentrace rozpuštěného kyslíku na zkoumaném úseku toku Březnice za období VII. 2008 až XII. 2011.

Graf č. 14.



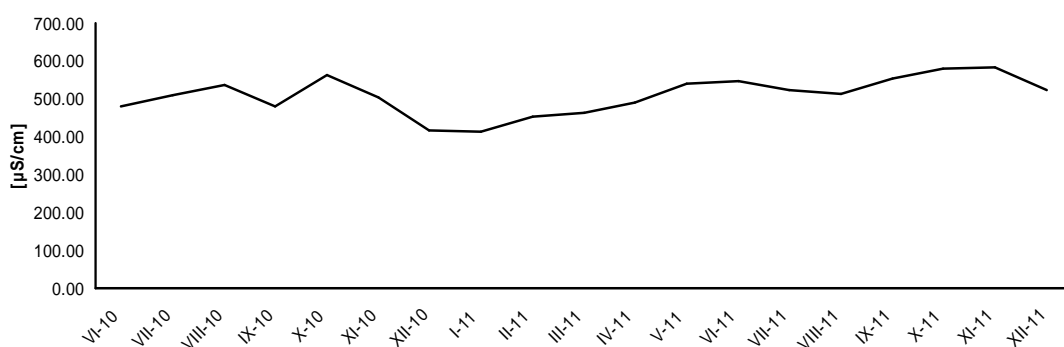
(Graf č. 14.) Průběh teploty a koncentrace rozpuštěného kyslíku na referenčním stanovišti za období VI. 2010 až XII. 2011.

Graf č. 15.



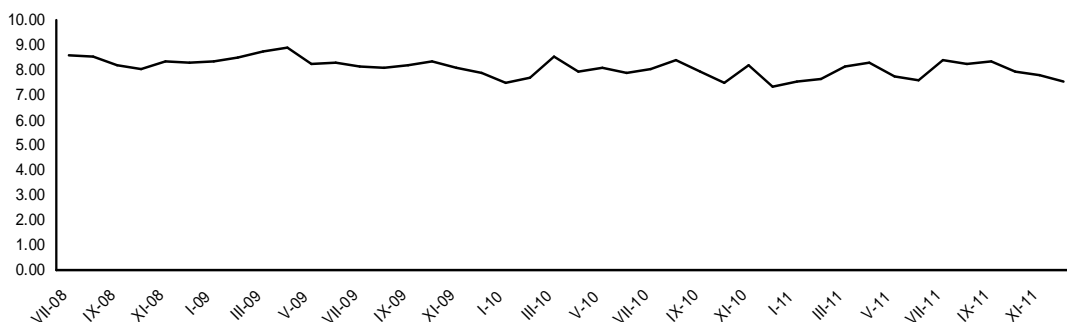
(Graf č. 15.) Časový vývoj měrné vodivosti na zkoumaném úseku toku Březnice za období VII. 2008 až XII. 2011.

Graf č. 16.



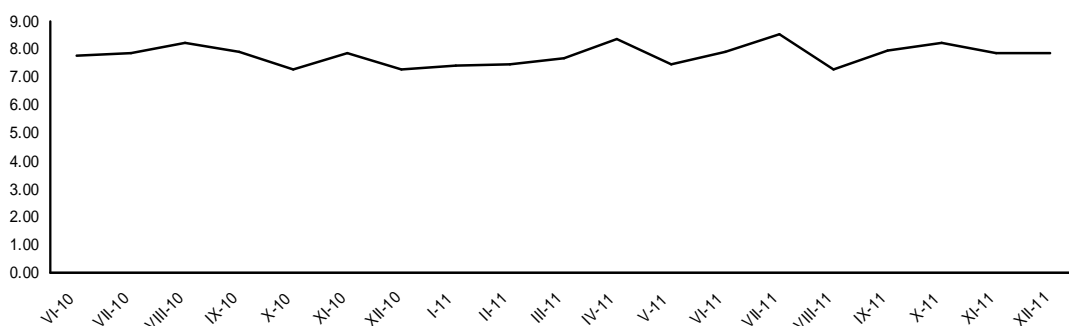
(Graf č. 16.) Časový vývoj měrné vodivosti v rámci referenčního stanoviště za období VI. 2010 až XII. 2011.

Graf č. 17.



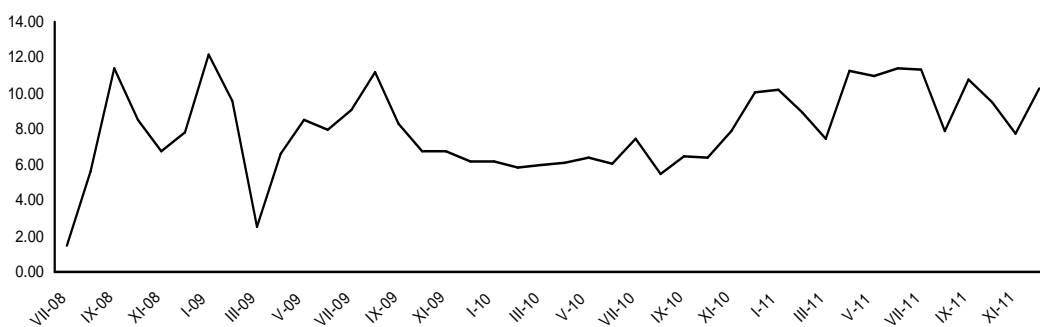
(Graf č. 17.) Časový vývoj hodnot pH na zkoumaném úseku toku Březnice za období VII. 2008 až XII. 2011.

Graf č. 18.



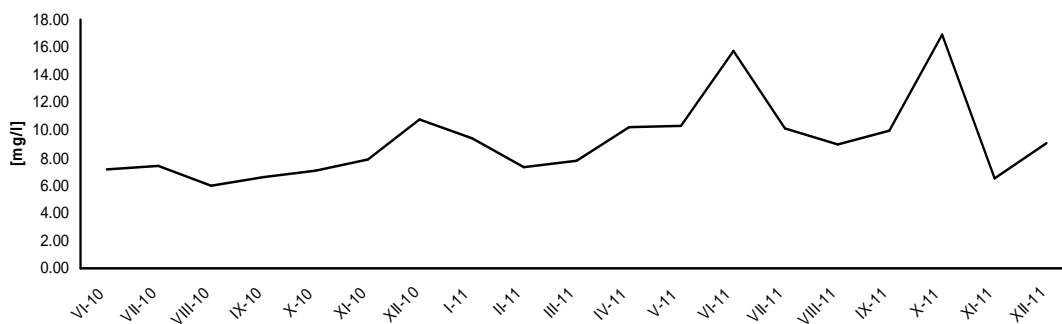
(Graf č. 18.) Časový vývoj hodnot pH na referenčním stanovišti za období VI. 2010 až XII. 2011.

Graf č. 19.



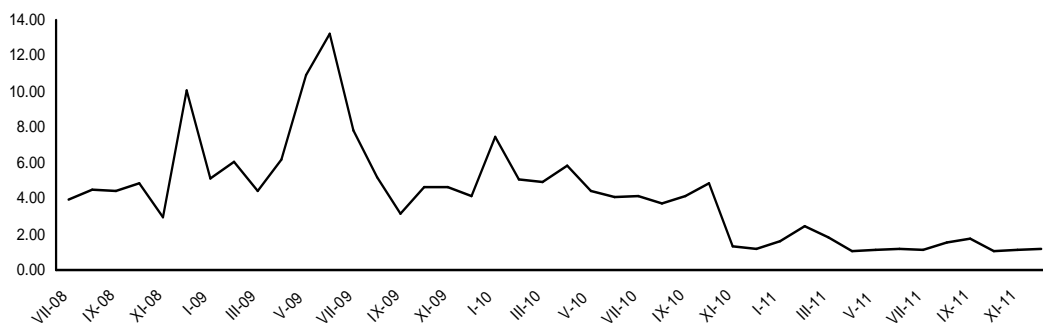
(Graf č. 19.) Časový vývoj koncentrace NH_4^+ na zkoumaném úseku toku Březnice za období VII. 2008 až XII. 2011.

Graf č. 20.



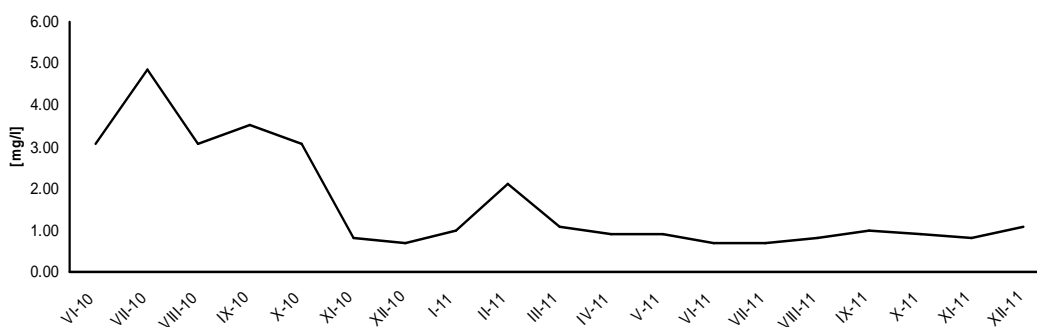
(Graf č. 21.) Časový vývoj koncentrace NH_4^+ na referenčním stanovišti za období VI. 2010 až XII. 2011.

Graf č. 22.



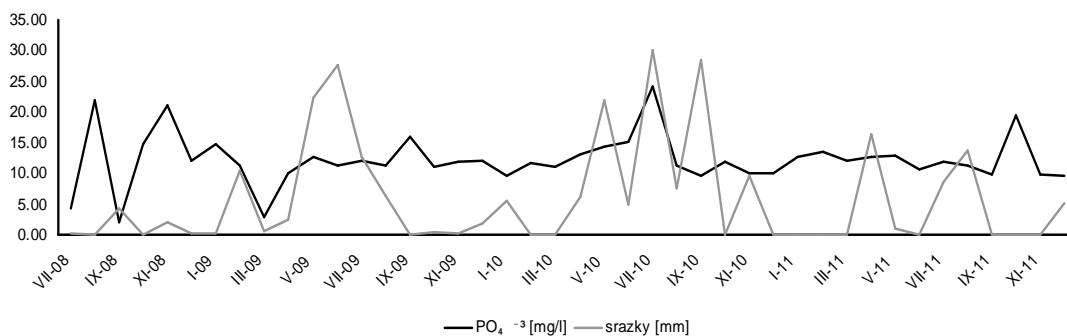
(Graf č. 22.) Časový vývoj koncentrace N-NO_3^- na zkoumaném úseku toku Březnice za období VII. 2008 až XII. 2011.

Graf č. 23.



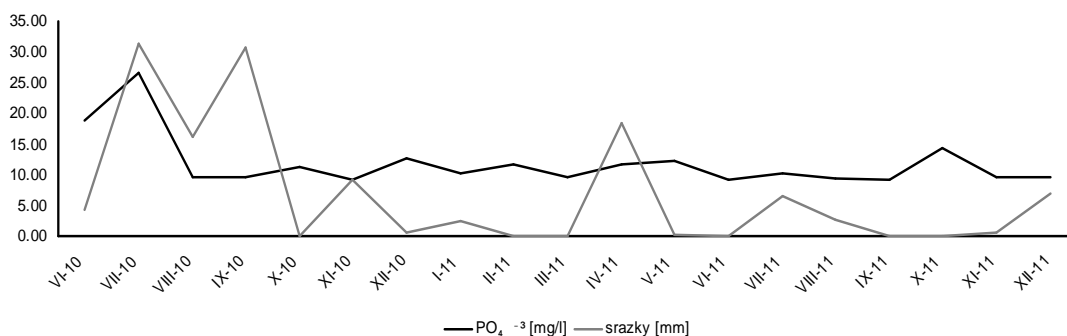
(Graf č. 23.) Časový vývoj koncentrace N-NO_3^- na referenčním stanovišti za období VI. 2010 až XII. 2011.

Graf č. 24.



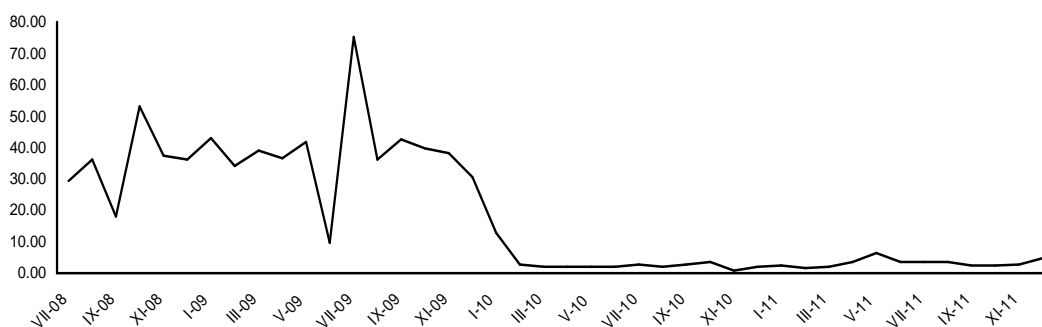
(Graf č. 24.) Časový vývoj atmosférických srážek a koncentrace PO_4^{-3} na zkoumaném úseku toku Březnice za období VII. 2008 až XII. 2011.

Graf č. 25.



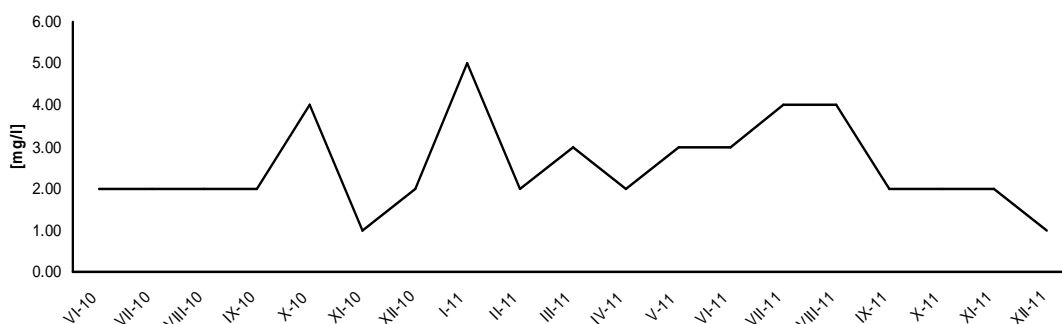
(Graf č. 25.) Časový vývoj atmosférických srážek a koncentrace PO_4^{-3} na referenčním stanovišti za období VI. 2010 až XII. 2011.

Graf č. 26.



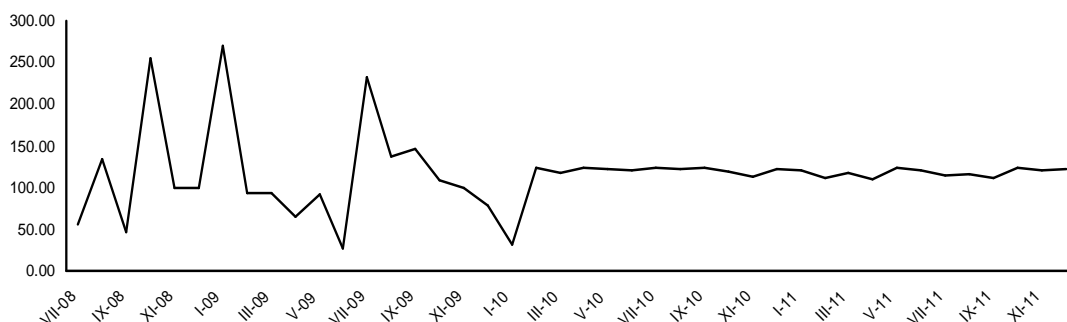
(Graf č. 26.) Časový vývoj BSK₅ na zkoumané části toku Březnice za období VII. 2008 až XII. 2011.

Graf č. 27.



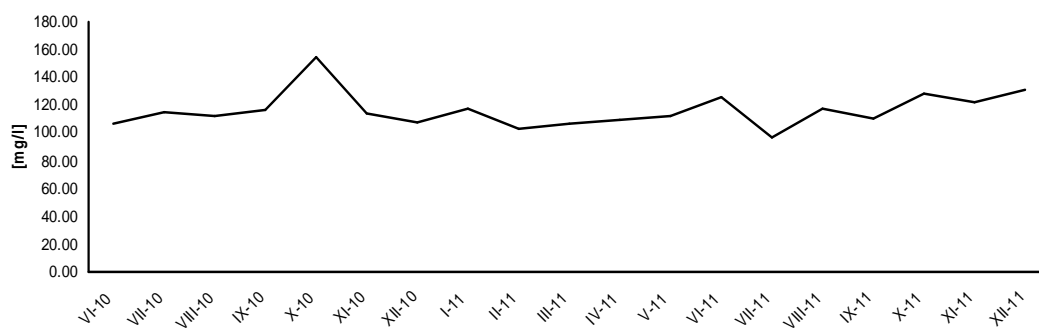
(Graf č. 27.) Časový vývoj BSK₅ na referenčním stanovišti za období VI. 2010 až XII. 2011.

Graf č. 28.



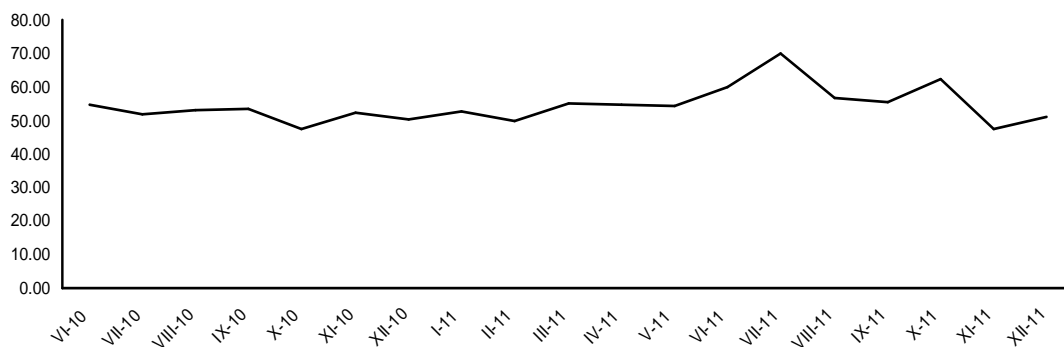
(Graf č. 28.) Časový vývoj CHSK na zkoumaném úseku toku Březnice za období VII. 2008 až XII. 2011.

Graf č. 29.



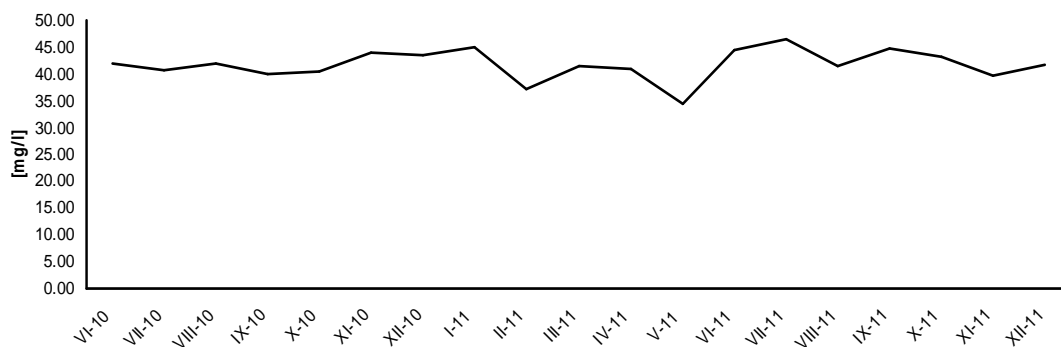
(Graf č. 29.) Časový vývoj CHSK na referenčním stanovišti za období VI. 2010 až XII. 2011.

Graf č. 30.



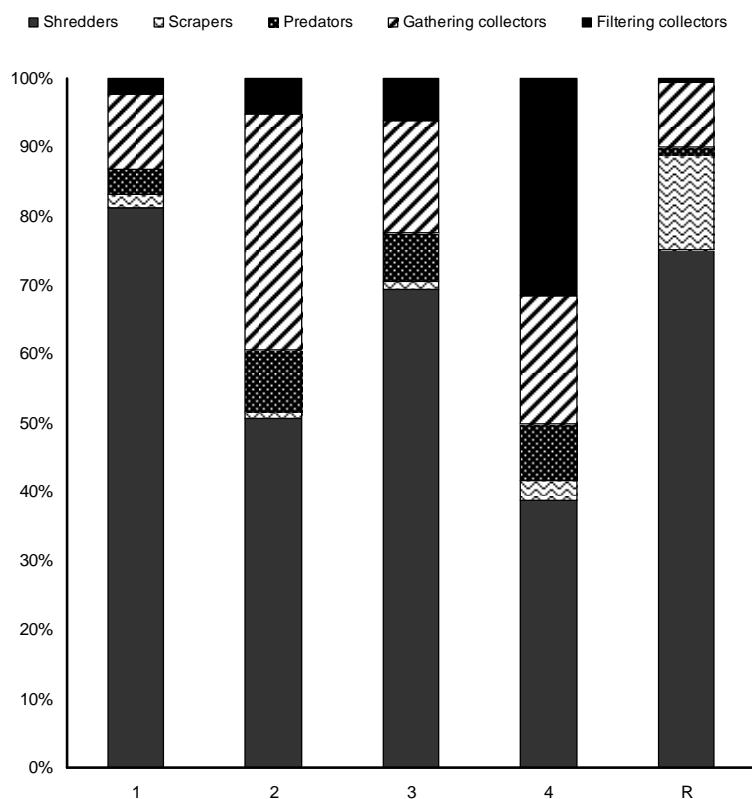
(Graf č. 30.) Časová řada koncentrace TC na zkoumaném úseku toku Březnice za období VII. 2008 až XII. 2011.

Graf č. 31.



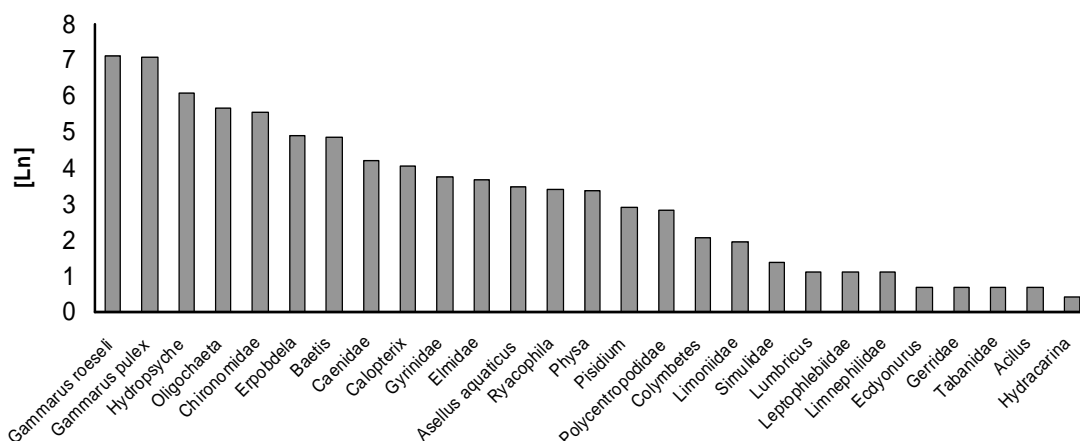
(Graf č. 31.) Časová řada koncentrace TC na referenčním stanovišti za období VI. 2010 až XII. 2011.

Graf č. 32.



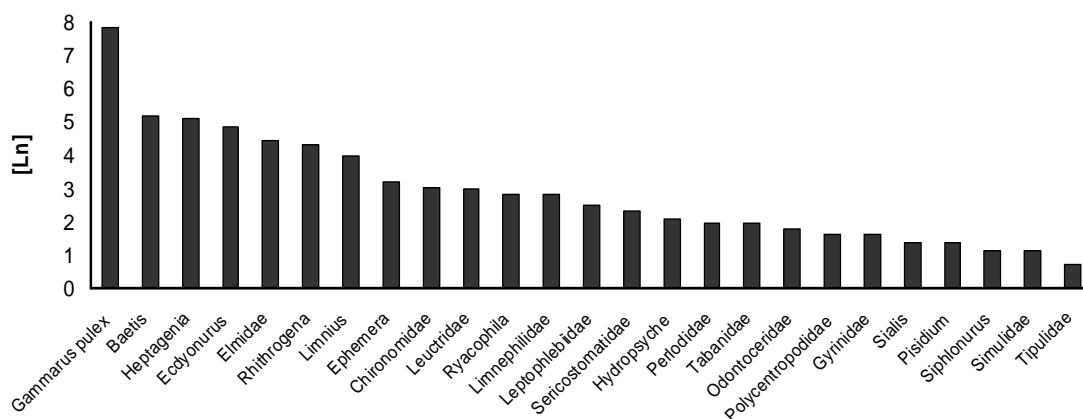
(Graf č. 32.) Procentuální zastoupení funkčních potravních skupin na jednotlivých stanovištích.

Graf č. 33.



(Graf č. 33.) Abundance nalezených skupin makrozoobentosu v rámci zkoumaného toku Březnice.

Graf č. 34.



(Graf č. 34.) Abundance nalezených skupin makrozoobentosu na referenčním stanovišti.

Tab. č. 1. Vyhodnocení sledovaných ukazatelů před a po výstavbě ČOV za pomocí Mann-Withniho U testu.

| Proměnná | Z | p-hodnoty |
|--------------------------------|-------|-----------|
| Teplota | 2.25 | < 0,05 |
| Vodivost | 6.08 | < 0,01 |
| Reakce vody | 5.93 | < 0,01 |
| Obsah rozpuštěného kyslíku | -2.59 | < 0,01 |
| Amoniakální ionty | -1.29 | > 0,05 |
| Dusičnanový dusík | 6.80 | < 0,01 |
| Fosforečnany | 0.77 | > 0,05 |
| Srážky | 0.49 | > 0,05 |
| Biologická spotřeba kyslíku | 11.02 | < 0,01 |
| Chemická spotřeba kyslíku | -2.94 | < 0,01 |
| Úprava toku | 0.00 | > 0,05 |
| Počet vyústění splaškových vod | 2.77 | < 0,01 |

Tab. č. 2. Vyhodnocení sledovaných ukazatelů mezi zkoumanou částí toku Březnice a Salašky za pomoci Mann-Withniho U testu.

| Proměnná | Z | p-hodnoty |
|---------------------------------|----------|------------------|
| Teplota | 0.50 | > 0,05 |
| Vodivost | 5.11 | < 0,01 |
| Reakce vody | 1.17 | > 0,05 |
| Obsah rozpuštěného kyslíku | -0.88 | > 0,05 |
| Amoniakální ionty | 0.23 | > 0,05 |
| Dusičnanový dusík | 2.55 | < 0,05 |
| Fosforečnany | 1.94 | > 0,05 |
| Srážky | -0.34 | > 0,05 |
| Biologická spotřeba kyslíku | 0.93 | > 0,05 |
| Chemická spotřeba kyslíku | 1.68 | > 0,05 |
| Celkový uhlík | 5.26 | < 0,01 |
| Abundance | -2.53 | < 0,05 |
| Počet taxonů | -1.88 | > 0,05 |
| Shannonův index diverzity | 1.52 | > 0,05 |
| Berger-Parkerův index diverzity | -1.95 | > 0,05 |
| BMWP | -2.38 | < 0,05 |
| ASPT | -2.53 | < 0,05 |
| Collector-filter | 0.94 | > 0,05 |
| Collector-gatherer | -1.95 | > 0,05 |
| Predator | 1.08 | > 0,05 |
| Scraper | -2.53 | < 0,05 |
| Shredder | -2.38 | < 0,05 |
| Úprava toku | 5.26 | < 0,01 |
| Počet vyústění splaškových vod | 5.26 | < 0,01 |

Tab. č. 3. Základní popisná statistika u sledovaných parametrů na zkoumané části toku Březnice v období před výstavbou ČOV (VII. 2008 – XII. 2009).

| Proměnná | Symbody | Jednotky | Průměr | Medián | Minimum | Maximum | Sm.Od. |
|--------------------------------|--------------------------------|-----------------|---------------|---------------|----------------|----------------|---------------|
| Teplota | t | °C | 9.64 | 7.80 | 0.00 | 26.50 | 7.15 |
| Vodivost | E.C. | μS/cm | 842.42 | 842.50 | 632.00 | 1073.00 | 91.46 |
| Reakce vody | pH | | 8.30 | 8.30 | 7.25 | 9.01 | 0.34 |
| Obsah rozpuštěného kyslíku | O ₂ | mg/l | 10.65 | 10.50 | 3.56 | 14.93 | 2.63 |
| Amoniakální ionty | NH ₄ ⁺ | mg/l | 7.63 | 7.10 | 0.82 | 21.95 | 3.62 |
| Dusičnanový dusík | N-NO ₃ ⁻ | mg/l | 5.85 | 4.84 | 1.70 | 16.72 | 3.26 |
| Fosforečnany | PO ₄ -3 | mg/l | 11.78 | 11.22 | 0.51 | 29.07 | 5.41 |
| Srážky | | mm | 5.14 | 1.90 | 0.00 | 27.60 | 7.86 |
| Biologická spotřeba kyslíku | BSK ₅ | mg/l | 36.66 | 38.00 | 5.00 | 74.00 | 13.45 |
| Chemická spotřeba kyslíku | CHSK _{Cr} | mg/l | 117.24 | 99.00 | 25.00 | 270.00 | 67.80 |
| Úprava toku | OT | b | 4.59 | 6.38 | 2.46 | 6.42 | 1.88 |
| Počet vyústění splaškových vod | PV | | 10.39 | 8.00 | 0.00 | 22.00 | 8.06 |

Tab. č. 4. Základní popisná statistika u sledovaných parametrů na zkoumané části toku Břežnice v období po výstavbě ČOV (I. 2010 – XII. 2011).

| Proměnná | Symboly | Jednotky | Průměr | Medián | Minimum | Maximum | Sm.Od. |
|---------------------------------|--------------------------------|----------|--------|--------|---------|---------|--------|
| Teplota vody | t | °C | 7.61 | 8.90 | 0.00 | 17.20 | 5.50 |
| Vodivost | E.C. | μS/cm | 750.65 | 779.00 | 486.00 | 950.00 | 96.85 |
| Reakce vody | pH | | 7.93 | 7.96 | 7.03 | 8.81 | 0.41 |
| Obsah rozpuštěného kyslíku | O ₂ | mg/l | 11.57 | 11.32 | 8.83 | 14.45 | 1.56 |
| Amoniakální ionty | NH ₄ ⁺ | mg/l | 8.26 | 7.87 | 4.96 | 12.96 | 2.23 |
| Dusičnanový dusík | N-NO ₃ ⁻ | mg/l | 2.80 | 1.80 | 0.15 | 7.92 | 1.88 |
| Fosforečnany | PO ₄ -3 | mg/l | 12.44 | 11.22 | 7.14 | 29.58 | 4.14 |
| Srážky | | mm | 6.65 | 1.00 | 0.00 | 30.10 | 9.09 |
| Biologická spotřeba kyslíku | BSK ₅ | mg/l | 3.14 | 3.00 | 1.00 | 13.00 | 2.25 |
| Chemická spotřeba kyslíku | CHSK _{Cr} | mg/l | 116.60 | 122.00 | 32.00 | 160.00 | 17.87 |
| Celkový uhlík | TC | mg/l | 54.65 | 53.44 | 40.59 | 84.19 | 8.56 |
| Abundance | | j | 336.08 | 317.00 | 140.00 | 577.00 | 130.41 |
| Počet taxonů | | | 13.42 | 13.00 | 9.00 | 17.00 | 2.47 |
| Shannonův index diverzity | H | | 1.70 | 1.64 | 1.16 | 2.21 | 0.36 |
| Berger-Parkerův index diverzity | d | | 0.43 | 0.42 | 0.19 | 0.72 | 0.17 |
| BMWP | | | 60.08 | 57.50 | 40.00 | 86.00 | 13.03 |
| Collector-filter | c-f | j | 39.83 | 16.50 | 0.00 | 207.00 | 58.17 |
| Collector-gatherer | c-g | j | 62.00 | 57.00 | 20.00 | 112.00 | 29.66 |
| Predator | pre | j | 23.08 | 23.00 | 5.00 | 46.00 | 12.38 |
| Scraper | scr | j | 6.00 | 4.00 | 0.00 | 14.00 | 4.47 |
| Shredder | shr | j | 205.17 | 196.00 | 43.00 | 439.00 | 131.49 |
| Úprava toku | OT | b | 4.56 | 6.38 | 2.46 | 6.42 | 1.87 |
| Počet vyústění splaškových vod | PV | | 6.57 | 9.00 | 0.00 | 13.00 | 4.93 |

Tab. č. 5. Základní popisná statistika u sledovaných parametrů na referenčním toku
Salašce v období po výstavbě ČOV (VI. 2010 – XII. 2011).

| Proměnná | Symboly | Jednotky | Průměr | Medián | Minimum | Maximum | Sm.Od. |
|---------------------------------|--------------------------------|----------|---------|---------|---------|---------|--------|
| Teplota vody | t | °C | 6.97 | 9.75 | 0.00 | 14.00 | 5.24 |
| Vodivost | E.C. | μS/cm | 509.65 | 518.50 | 412.00 | 584.00 | 48.43 |
| Reakce vody | pH | | 7.81 | 7.87 | 7.28 | 8.54 | 0.36 |
| Obsah rozpuštěného kyslíku | O ₂ | mg/l | 11.94 | 11.75 | 9.70 | 14.42 | 1.41 |
| Amoniakální ionty | NH ₄ ⁺ | mg/l | 9.21 | 9.00 | 5.98 | 16.88 | 2.83 |
| Dusičnanový dusík | N-NO ₃ ⁻ | mg/l | 1.61 | 1.00 | 0.70 | 4.84 | 1.22 |
| Fosforečnany | PO ₄ -3 | mg/l | 11.74 | 9.95 | 9.18 | 26.52 | 4.18 |
| Srážky | | mm | 6.87 | 2.55 | 0.00 | 31.40 | 9.85 |
| Biologická spotřeba kyslíku | BSK ₅ | mg/l | 2.45 | 2.00 | 1.00 | 5.00 | 1.10 |
| Chemická spotřeba kyslíku | CHSK _{Cr} | mg/l | 117.00 | 114.50 | 97.00 | 155.00 | 12.81 |
| Celkový uhlík | TC | mg/l | 41.74 | 41.60 | 34.38 | 46.53 | 2.78 |
| Abundance | | j | 1127.67 | 1178.00 | 707.00 | 1498.00 | 397.89 |
| Počet taxonů | | | 19.00 | 21.00 | 14.00 | 22.00 | 4.36 |
| Shannonův index diverzity | H | | 1.20 | 1.22 | 0.78 | 1.61 | 0.42 |
| Berger-Parkerův index diverzity | d | | 0.71 | 0.71 | 0.56 | 0.86 | 0.15 |
| BMWP | | | 114.00 | 125.00 | 76.00 | 141.00 | 33.87 |
| Collector-filter | c-f | j | 6.67 | 10.00 | 0.00 | 10.00 | 5.77 |
| Collector-gatherer | c-g | j | 104.67 | 123.00 | 67.00 | 124.00 | 32.62 |
| Predator | pre | j | 13.33 | 11.00 | 10.00 | 19.00 | 4.93 |
| Scraper | scr | j | 156.33 | 160.00 | 114.00 | 195.00 | 40.62 |
| Shredder | shr | j | 846.67 | 840.00 | 412.00 | 1288.00 | 438.04 |
| Úprava toku | OT | b | 0.64 | 0.64 | 0.64 | 0.64 | |
| Počet vyústění splaškových vod | PV | | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | |

Tab. č. 6. Naměřené fyzikálně chemické ukazatele na odběrovém stanovišti č. 1.

| Datum | Teplota vody [°C] | Vodivost [μS/cm] | pH | O ₂ [mg/l] | NH ₄ ⁺ [mg/l] | N/NO ₃ ⁻ [mg/l] | PO ₄ ⁻³ [mg/l] | BSK ₅ [mg/l] | CHSK _{Cr} [mg/l] | TC [mg/l] |
|---------|----------------------|---------------------|------|--------------------------|--|--|---|----------------------------|------------------------------|--------------|
| VII-08 | 16.20 | 853.00 | 8.71 | 8.72 | 0.82 | 3.52 | 3.70 | 28.00 | 55.00 | |
| VIII-08 | 17.70 | 820.00 | 8.50 | 8.46 | 1.22 | 8.88 | 21.21 | 36.00 | 135.00 | |
| IX-08 | 10.60 | 826.00 | 8.20 | 10.72 | 14.70 | 4.84 | 4.08 | 18.00 | 46.00 | |
| X-08 | 6.70 | 956.00 | 8.04 | 9.40 | 6.79 | 4.40 | 17.34 | 53.00 | 256.00 | |
| XI-08 | 7.10 | 876.00 | 8.48 | 11.16 | 4.29 | 2.64 | 29.07 | 38.00 | 99.00 | |
| XII-08 | 6.40 | 845.00 | 8.19 | 12.07 | 7.05 | 8.88 | 14.79 | 36.00 | 99.00 | |
| I-09 | 1.70 | 775.00 | 8.44 | 14.40 | 9.90 | 4.40 | 19.89 | 43.00 | 270.00 | |
| II-09 | 1.50 | 1063.00 | 8.40 | 14.02 | 9.45 | 4.84 | 11.73 | 34.00 | 94.00 | |
| III-09 | 4.00 | 692.00 | 8.65 | 13.05 | 1.18 | 3.08 | 5.61 | 39.00 | 93.00 | |
| IV-09 | 12.50 | 825.00 | 8.75 | 10.60 | 4.40 | 8.36 | 10.20 | 38.00 | 64.00 | |
| V-09 | 13.40 | 884.00 | 8.30 | 9.95 | 6.75 | 13.20 | 12.24 | 40.00 | 92.00 | |
| VI-09 | 13.60 | 780.00 | 8.29 | 9.90 | 6.24 | 6.16 | 11.73 | 9.80 | 25.00 | |
| VII-09 | 17.90 | 871.00 | 8.21 | 7.87 | 5.98 | 7.48 | 13.77 | 74.00 | 232.00 | |
| VIII-09 | 15.40 | 814.00 | 8.00 | 7.95 | 6.49 | 3.96 | 12.24 | 36.00 | 137.00 | |
| IX-09 | 8.10 | 903.00 | 8.30 | 11.60 | 6.95 | 3.08 | 10.20 | 40.00 | 148.00 | |
| X-09 | 2.00 | 898.00 | 8.05 | 13.66 | 6.13 | 3.52 | 10.20 | 40.00 | 109.00 | |
| XI-09 | 3.20 | 904.00 | 7.98 | 13.41 | 6.59 | 3.96 | 10.20 | 38.00 | 99.00 | |
| IX-09 | 0.00 | 736.00 | 7.92 | 14.93 | 6.11 | 3.96 | 16.32 | 33.00 | 78.00 | |
| I-10 | 0.00 | 835.00 | 7.25 | 12.60 | 5.11 | 6.60 | 9.18 | 13.00 | 32.00 | |
| II-10 | 2.70 | 491.00 | 7.46 | 13.51 | 5.57 | 6.60 | 15.30 | 3.00 | 123.00 | |
| III-10 | 6.20 | 767.00 | 8.54 | 12.13 | 5.16 | 4.40 | 12.75 | 2.00 | 122.00 | |
| IV-10 | 11.70 | 776.00 | 8.03 | 10.61 | 5.72 | 5.28 | 15.81 | 2.00 | 122.00 | |
| V-10 | 8.40 | 556.00 | 8.20 | 11.48 | 6.49 | 3.96 | 16.83 | 2.00 | 122.00 | |
| VI-10 | 10.90 | 797.00 | 7.89 | 10.84 | 6.13 | 3.52 | 12.21 | 2.00 | 122.00 | 52.13 |
| VII-10 | 13.70 | 800.00 | 8.15 | 10.13 | 9.40 | 5.72 | 22.95 | 3.00 | 123.00 | 49.62 |
| VIII-10 | 11.30 | 840.00 | 8.64 | 10.73 | 5.32 | 3.08 | 12.24 | 2.00 | 122.00 | 51.22 |
| IX-10 | 11.30 | 829.00 | 7.82 | 10.57 | 5.27 | 3.52 | 9.69 | 3.00 | 123.00 | 52.46 |
| X-10 | 5.00 | 836.00 | 7.35 | 11.64 | 6.03 | 4.40 | 20.40 | 4.00 | 110.00 | 43.91 |
| XI-10 | 1.10 | 670.00 | 8.41 | 14.17 | 6.73 | 1.40 | 11.22 | 1.00 | 124.00 | 47.37 |
| XII-10 | 0.00 | 690.00 | 7.72 | 14.45 | 8.83 | 1.20 | 9.18 | 1.00 | 122.00 | 51.71 |
| I-11 | 0.00 | 684.00 | 7.21 | 13.73 | 8.67 | 1.40 | 10.20 | 1.00 | 118.00 | 50.44 |
| II-11 | 2.10 | 592.00 | 7.93 | 13.76 | 9.34 | 2.40 | 16.51 | 2.00 | 107.00 | 44.22 |
| III-11 | 5.10 | 793.00 | 8.13 | 11.63 | 6.40 | 1.20 | 13.41 | 2.00 | 117.00 | 47.77 |
| IV-11 | 11.50 | 848.00 | 7.96 | 9.93 | 10.71 | 1.10 | 11.22 | 2.00 | 113.00 | 57.84 |
| V-11 | 14.00 | 874.00 | 7.71 | 9.80 | 11.73 | 1.00 | 12.24 | 5.00 | 142.00 | 49.16 |
| VI-11 | 15.70 | 829.00 | 7.79 | 9.32 | 10.15 | 1.10 | 13.77 | 5.00 | 119.00 | 78.18 |
| VII-11 | 13.20 | 756.00 | 8.49 | 10.21 | 10.36 | 1.00 | 10.71 | 4.00 | 109.00 | 54.22 |
| VIII-11 | 12.30 | 801.00 | 8.11 | 11.44 | 6.87 | 1.40 | 13.25 | 4.00 | 119.00 | 57.12 |
| IX-11 | 9.70 | 841.00 | 7.92 | 10.96 | 12.96 | 1.60 | 9.69 | 2.00 | 113.00 | 52.24 |
| X-11 | 5.00 | 671.00 | 7.35 | 11.79 | 10.92 | 0.80 | 17.34 | 2.00 | 113.00 | 54.22 |
| XI-11 | 0.20 | 950.00 | 7.83 | 14.17 | 7.81 | 1.00 | 10.20 | 3.00 | 113.00 | 47.20 |
| XII-11 | 1.20 | 818.00 | 7.76 | 13.48 | 10.46 | 1.30 | 9.18 | 5.00 | 121.00 | 46.39 |

Tab. č. 7. Naměřené fyzikálně chemické ukazatele na odběrovém stanovišti č. 2

| Datum | Teplota vody [°C] | Vodivost [μS/cm] | pH | O ₂ [mg/l] | NH ₄ ⁺ [mg/l] | N/NO ₃ ⁻ [mg/l] | PO ₄ ⁻³ [mg/l] | BSK ₅ [mg/l] | CHSK _{Cr} [mg/l] | TC [mg/l] |
|---------|----------------------|---------------------|------|--------------------------|--|--|---|----------------------------|------------------------------|--------------|
| VII-08 | 17.40 | 812.00 | 8.76 | 9.95 | 0.88 | 3.96 | 3.50 | 28.00 | 55.00 | |
| VIII-08 | 20.60 | 826.00 | 8.80 | 9.45 | 1.65 | 3.08 | 22.22 | 36.00 | 135.00 | |
| IX-08 | 10.70 | 813.00 | 8.45 | 10.43 | 14.04 | 3.96 | 0.51 | 18.00 | 46.00 | |
| X-08 | 6.30 | 921.00 | 8.21 | 9.21 | 6.74 | 5.28 | 13.26 | 53.00 | 256.00 | |
| XI-08 | 7.50 | 852.00 | 8.48 | 12.60 | 5.47 | 3.52 | 17.18 | 38.00 | 99.00 | |
| XII-08 | 6.20 | 833.00 | 8.44 | 12.33 | 7.20 | 10.12 | 11.22 | 36.00 | 99.00 | |
| I-09 | 1.60 | 825.00 | 8.43 | 14.29 | 11.08 | 5.28 | 12.57 | 43.00 | 270.00 | |
| II-09 | 1.50 | 1071.00 | 8.51 | 13.48 | 8.17 | 5.72 | 11.22 | 34.00 | 94.00 | |
| III-09 | 4.00 | 632.00 | 8.75 | 12.57 | 4.14 | 4.40 | 2.04 | 39.00 | 93.00 | |
| IV-09 | 14.70 | 757.00 | 8.96 | 9.83 | 4.45 | 4.84 | 9.69 | 38.00 | 64.00 | |
| V-09 | 14.40 | 855.00 | 8.45 | 10.30 | 6.44 | 15.84 | 12.75 | 40.00 | 92.00 | |
| VI-09 | 14.80 | 745.00 | 8.61 | 9.74 | 6.34 | 14.96 | 11.22 | 9.80 | 25.00 | |
| VII-09 | 26.50 | 824.00 | 8.52 | 8.10 | 6.80 | 4.84 | 11.73 | 74.00 | 232.00 | |
| VIII-09 | 20.00 | 742.00 | 8.56 | 8.69 | 6.59 | 5.28 | 10.20 | 36.00 | 137.00 | |
| IX-09 | 10.10 | 912.00 | 8.47 | 11.01 | 7.15 | 3.52 | 17.85 | 40.00 | 148.00 | |
| X-09 | 2.40 | 850.00 | 8.72 | 13.68 | 6.54 | 3.96 | 11.22 | 40.00 | 109.00 | |
| XI-09 | 3.80 | 852.00 | 8.21 | 13.15 | 5.78 | 4.84 | 13.26 | 38.00 | 99.00 | |
| XII-09 | 0.00 | 686.00 | 7.95 | 14.56 | 5.11 | 3.96 | 10.71 | 33.00 | 78.00 | |
| I-10 | 0.00 | 781.00 | 7.67 | 13.54 | 5.57 | 7.92 | 9.18 | 13.00 | 32.00 | |
| II-10 | 2.90 | 486.00 | 8.10 | 13.50 | 5.27 | 4.40 | 10.71 | 3.00 | 123.00 | |
| III-10 | 6.90 | 723.00 | 8.37 | 11.95 | 6.27 | 4.84 | 10.71 | 2.00 | 122.00 | |
| IV-10 | 11.90 | 754.00 | 7.85 | 10.61 | 5.62 | 5.28 | 11.22 | 2.00 | 122.00 | |
| V-10 | 8.90 | 555.00 | 7.96 | 11.32 | 6.39 | 4.40 | 10.71 | 2.00 | 122.00 | |
| VI-10 | 11.30 | 766.00 | 7.96 | 10.75 | 6.03 | 4.40 | 11.22 | 2.00 | 122.00 | 54.62 |
| VII-10 | 14.70 | 800.00 | 8.20 | 9.93 | 7.82 | 3.96 | 29.58 | 3.00 | 123.00 | 50.37 |
| VIII-10 | 12.40 | 796.00 | 8.64 | 10.48 | 4.96 | 3.52 | 10.20 | 2.00 | 122.00 | 52.23 |
| IX-10 | 11.60 | 780.00 | 8.22 | 10.67 | 5.52 | 3.96 | 9.18 | 3.00 | 123.00 | 54.76 |
| X-10 | 6.70 | 779.00 | 7.85 | 12.01 | 6.03 | 4.84 | 9.69 | 1.00 | 114.00 | 48.53 |
| XI-10 | 1.40 | 657.00 | 8.06 | 13.82 | 7.86 | 1.20 | 10.20 | 1.00 | 138.00 | 46.25 |
| XII-10 | 0.00 | 637.00 | 7.28 | 13.78 | 9.80 | 1.00 | 10.20 | 2.00 | 138.00 | 48.00 |
| I-11 | 0.00 | 633.00 | 7.75 | 12.82 | 9.42 | 1.60 | 10.20 | 3.00 | 127.00 | 53.64 |
| II-11 | 0.00 | 709.00 | 7.54 | 13.13 | 10.26 | 2.30 | 12.24 | 2.00 | 117.00 | 50.36 |
| III-11 | 5.20 | 771.00 | 8.27 | 11.62 | 6.61 | 2.20 | 11.47 | 2.00 | 129.00 | 56.75 |
| IV-11 | 12.80 | 742.00 | 8.34 | 10.13 | 10.26 | 1.00 | 12.75 | 3.00 | 111.00 | 53.23 |
| V-11 | 15.90 | 820.00 | 8.32 | 9.39 | 10.51 | 1.20 | 11.22 | 6.00 | 107.00 | 55.97 |
| VI-11 | 15.70 | 794.00 | 7.75 | 8.83 | 11.02 | 1.00 | 9.18 | 4.00 | 129.00 | 49.77 |
| VII-11 | 11.90 | 734.00 | 8.52 | 10.03 | 11.07 | 1.10 | 10.20 | 5.00 | 128.00 | 75.83 |
| VIII-11 | 12.56 | 771.00 | 8.27 | 10.42 | 7.09 | 1.30 | 9.68 | 4.00 | 116.00 | 56.75 |
| IX-11 | 8.90 | 827.00 | 8.60 | 10.38 | 8.67 | 1.40 | 9.18 | 3.00 | 111.00 | 58.37 |
| X-11 | 6.20 | 832.00 | 8.07 | 12.13 | 9.03 | 1.10 | 12.75 | 2.00 | 134.00 | 53.69 |
| XI-11 | 0.00 | 856.00 | 7.72 | 13.70 | 7.35 | 1.10 | 9.18 | 3.00 | 125.00 | 56.75 |
| XII-11 | 1.20 | 736.00 | 7.63 | 13.28 | 10.51 | 1.70 | 9.18 | 5.00 | 120.00 | 55.46 |

Tab. č. 8. Naměřené fyzikálně chemické ukazatele na odběrovém stanovišti č. 3.

| Datum | Teplota vody [°C] | Vodivost [μS/cm] | pH | O ₂ [mg/l] | NH ₄ ⁺ [mg/l] | N/NO ₃ ⁻ [mg/l] | PO ₄ ⁻³ [mg/l] | BSK ₅ [mg/l] | CHSK _{Cr} [mg/l] | TC [mg/l] |
|---------|----------------------|---------------------|------|--------------------------|--|--|---|----------------------------|------------------------------|--------------|
| VII-08 | 18.30 | 828.00 | 8.56 | 7.30 | 2.00 | 3.96 | 3.50 | 28.00 | 55.00 | |
| VIII-08 | 22.10 | 864.00 | 8.62 | 7.65 | 9.19 | 3.08 | 22.22 | 36.00 | 135.00 | |
| IX-08 | 10.90 | 839.00 | 8.01 | 7.41 | 9.04 | 4.84 | 0.51 | 18.00 | 46.00 | |
| X-08 | 6.20 | 950.00 | 8.05 | 7.50 | 12.16 | 4.84 | 13.26 | 53.00 | 256.00 | |
| XI-08 | 7.90 | 881.00 | 8.33 | 9.76 | 7.35 | 2.64 | 17.18 | 38.00 | 99.00 | |
| XII-08 | 6.30 | 866.00 | 8.28 | 11.36 | 10.67 | 11.00 | 11.22 | 36.00 | 99.00 | |
| I-09 | 1.90 | 840.00 | 8.30 | 13.36 | 13.79 | 5.58 | 12.57 | 43.00 | 270.00 | |
| II-09 | 1.50 | 1073.00 | 8.55 | 13.28 | 10.32 | 7.04 | 11.22 | 34.00 | 94.00 | |
| III-09 | 4.10 | 634.00 | 8.79 | 12.75 | 2.46 | 5.28 | 2.04 | 39.00 | 93.00 | |
| IV-09 | 15.60 | 796.00 | 9.01 | 9.69 | 9.14 | 3.96 | 9.69 | 38.00 | 64.00 | |
| V-09 | 15.70 | 883.00 | 8.25 | 9.75 | 10.78 | 4.40 | 12.75 | 40.00 | 92.00 | |
| VI-09 | 15.70 | 768.00 | 8.36 | 8.91 | 9.45 | 16.72 | 11.22 | 9.80 | 25.00 | |
| VII-09 | 24.70 | 812.00 | 8.30 | 8.08 | 10.32 | 7.92 | 11.73 | 74.00 | 232.00 | |
| VIII-09 | 20.20 | 787.00 | 8.23 | 9.01 | 9.76 | 6.26 | 10.20 | 36.00 | 137.00 | |
| IX-09 | 12.10 | 920.00 | 8.25 | 10.57 | 9.50 | 3.08 | 17.85 | 40.00 | 148.00 | |
| X-09 | 2.70 | 852.00 | 8.62 | 13.79 | 7.26 | 3.52 | 11.22 | 40.00 | 109.00 | |
| XI-09 | 4.00 | 860.00 | 8.38 | 13.09 | 7.00 | 4.40 | 13.26 | 38.00 | 99.00 | |
| IX-09 | 0.00 | 682.00 | 7.93 | 14.61 | 6.49 | 4.40 | 9.69 | 33.00 | 78.00 | |
| I-10 | 0.00 | 793.00 | 7.55 | 12.72 | 6.39 | 7.92 | 10.20 | 13.00 | 32.00 | |
| II-10 | 2.90 | 490.00 | 7.69 | 13.50 | 5.57 | 4.40 | 9.56 | 3.00 | 123.00 | |
| III-10 | 7.40 | 729.00 | 8.65 | 11.84 | 7.15 | 4.84 | 10.20 | 2.00 | 122.00 | |
| IV-10 | 12.20 | 743.00 | 7.99 | 10.64 | 5.93 | 5.72 | 12.24 | 2.00 | 122.00 | |
| V-10 | 9.40 | 569.00 | 8.04 | 11.21 | 6.24 | 4.40 | 19.38 | 2.00 | 122.00 | |
| VI-10 | 11.40 | 776.00 | 7.68 | 10.50 | 6.44 | 4.84 | 13.26 | 2.00 | 122.00 | 55.56 |
| VII-10 | 14.80 | 807.00 | 7.70 | 9.82 | 6.49 | 3.52 | 27.03 | 3.00 | 123.00 | 53.31 |
| VIII-10 | 12.40 | 805.00 | 8.30 | 10.48 | 6.03 | 4.40 | 11.22 | 2.00 | 122.00 | 52.96 |
| IX-10 | 11.60 | 798.00 | 8.09 | 10.37 | 7.87 | 4.40 | 9.18 | 3.00 | 123.00 | 54.67 |
| X-10 | 6.60 | 807.00 | 7.41 | 11.91 | 6.54 | 3.96 | 7.14 | 5.00 | 91.00 | 46.56 |
| XI-10 | 1.50 | 669.00 | 8.05 | 13.46 | 8.37 | 1.30 | 9.18 | 1.00 | 98.00 | 69.26 |
| XII-10 | 0.00 | 654.00 | 7.28 | 12.81 | 10.97 | 1.10 | 10.20 | 3.00 | 114.00 | 49.32 |
| I-11 | 0.00 | 646.00 | 7.70 | 12.98 | 11.22 | 1.80 | 15.30 | 3.00 | 118.00 | 55.32 |
| II-11 | 0.00 | 717.00 | 7.94 | 12.38 | 8.83 | 2.60 | 13.26 | 1.00 | 111.00 | 56.57 |
| III-11 | 5.20 | 785.00 | 8.15 | 11.02 | 8.28 | 2.20 | 12.47 | 2.00 | 108.00 | 56.39 |
| IV-11 | 12.30 | 754.00 | 8.38 | 9.56 | 12.45 | 1.00 | 13.26 | 5.00 | 110.00 | 55.38 |
| V-11 | 15.10 | 830.00 | 7.52 | 9.48 | 11.58 | 1.20 | 15.30 | 8.00 | 131.00 | 59.90 |
| VI-11 | 16.70 | 812.00 | 7.57 | 9.14 | 11.48 | 1.20 | 9.69 | 1.00 | 122.00 | 52.99 |
| VII-11 | 13.10 | 732.00 | 8.36 | 9.74 | 12.70 | 1.10 | 11.22 | 1.00 | 109.00 | 74.20 |
| VIII-11 | 12.23 | 786.00 | 8.21 | 10.72 | 8.62 | 1.40 | 9.56 | 2.00 | 112.00 | 55.71 |
| IX-11 | 9.50 | 839.00 | 7.96 | 11.12 | 10.20 | 1.60 | 9.18 | 2.00 | 107.00 | 53.69 |
| X-11 | 6.30 | 840.00 | 8.03 | 11.93 | 8.27 | 1.10 | 22.44 | 2.00 | 123.00 | 57.83 |
| XI-11 | 0.08 | 874.00 | 7.83 | 14.22 | 8.16 | 1.00 | 10.20 | 3.00 | 119.00 | 40.59 |
| XII-11 | 1.30 | 728.00 | 7.33 | 13.07 | 10.31 | 0.15 | 10.20 | 5.00 | 123.00 | 49.53 |

Tab. č. 9. Naměřené fyzikálně chemické ukazatele na odběrovém stanovišti č. 4.

| Datum | Teplota vody [°C] | Vodivost [μS/cm] | pH | O ₂ [mg/l] | NH ₄ ⁺ [mg/l] | N/NO ₃ ⁻ [mg/l] | PO ₄ ⁻³ [mg/l] | BSK ₅ [mg/l] | CHSK _{Cr} [mg/l] | TC [mg/l] |
|---------|----------------------|---------------------|------|--------------------------|--|--|---|----------------------------|------------------------------|--------------|
| VII-08 | 18.50 | 825.00 | 8.26 | 5.39 | 2.17 | 4.40 | 6.50 | 28.00 | 55.00 | |
| VIII-08 | 21.70 | 876.00 | 8.27 | 5.68 | 10.37 | 3.08 | 22.22 | 36.00 | 135.00 | |
| IX-08 | 10.80 | 831.00 | 8.01 | 6.77 | 7.76 | 3.96 | 3.06 | 18.00 | 46.00 | |
| X-08 | 6.40 | 933.00 | 7.91 | 6.75 | 8.32 | 4.84 | 14.79 | 53.00 | 256.00 | |
| XI-08 | 7.70 | 906.00 | 8.08 | 6.73 | 10.01 | 3.08 | 20.91 | 38.00 | 99.00 | |
| XII-08 | 6.40 | 901.00 | 8.23 | 11.77 | 6.24 | 10.12 | 11.22 | 36.00 | 99.00 | |
| I-09 | 1.50 | 834.00 | 8.19 | 12.95 | 13.89 | 5.28 | 14.28 | 43.00 | 270.00 | |
| II-09 | 1.50 | 1064.00 | 8.45 | 13.68 | 10.42 | 6.60 | 11.22 | 34.00 | 94.00 | |
| III-09 | 4.20 | 648.00 | 8.72 | 12.43 | 2.46 | 4.84 | 1.53 | 39.00 | 93.00 | |
| IV-09 | 15.40 | 801.00 | 8.82 | 9.61 | 8.48 | 7.48 | 10.20 | 38.00 | 64.00 | |
| V-09 | 15.70 | 901.00 | 7.94 | 9.05 | 10.06 | 10.12 | 12.75 | 40.00 | 92.00 | |
| VI-09 | 15.50 | 778.00 | 7.98 | 6.90 | 9.81 | 14.96 | 11.22 | 9.80 | 25.00 | |
| VII-09 | 21.80 | 897.00 | 7.63 | 7.90 | 13.33 | 11.00 | 10.71 | 74.00 | 232.00 | |
| VIII-09 | 17.10 | 915.00 | 7.63 | 3.56 | 21.95 | 5.28 | 12.75 | 36.00 | 137.00 | |
| IX-09 | 9.50 | 932.00 | 7.81 | 10.40 | 9.50 | 3.08 | 18.36 | 40.00 | 148.00 | |
| X-09 | 4.20 | 915.00 | 8.00 | 12.51 | 7.15 | 7.48 | 11.22 | 40.00 | 109.00 | |
| XI-09 | 3.80 | 863.00 | 7.82 | 12.86 | 7.61 | 5.28 | 10.71 | 38.00 | 99.00 | |
| IX-09 | 0.00 | 684.00 | 7.75 | 14.08 | 7.00 | 4.40 | 11.22 | 33.00 | 78.00 | |
| I-10 | 0.00 | 803.00 | 7.51 | 13.25 | 7.77 | 7.48 | 10.20 | 13.00 | 32.00 | |
| II-10 | 3.00 | 496.00 | 7.55 | 13.30 | 6.85 | 4.84 | 11.22 | 3.00 | 123.00 | |
| III-10 | 7.70 | 720.00 | 8.71 | 11.74 | 5.32 | 5.72 | 10.71 | 2.00 | 122.00 | |
| IV-10 | 11.80 | 743.00 | 7.79 | 10.58 | 7.15 | 7.04 | 12.75 | 2.00 | 122.00 | |
| V-10 | 9.60 | 500.00 | 8.08 | 11.08 | 6.49 | 4.84 | 10.20 | 2.00 | 122.00 | |
| VI-10 | 11.50 | 789.00 | 7.97 | 10.51 | 5.67 | 3.52 | 23.97 | 2.00 | 122.00 | 56.21 |
| VII-10 | 13.50 | 799.00 | 8.10 | 10.12 | 6.13 | 3.52 | 17.34 | 3.00 | 123.00 | 54.59 |
| VIII-10 | 11.80 | 826.00 | 8.05 | 10.45 | 5.78 | 3.96 | 11.22 | 2.00 | 122.00 | 55.25 |
| IX-10 | 11.80 | 781.00 | 7.70 | 10.36 | 7.15 | 4.84 | 10.71 | 3.00 | 123.00 | 52.39 |
| X-10 | 5.80 | 840.00 | 7.29 | 12.35 | 7.00 | 6.16 | 10.20 | 4.00 | 160.00 | 50.78 |
| XI-10 | 1.20 | 681.00 | 8.33 | 13.61 | 8.42 | 1.40 | 9.69 | 1.00 | 92.00 | 46.58 |
| XII-10 | 0.00 | 651.00 | 7.03 | 13.71 | 10.71 | 1.40 | 10.71 | 2.00 | 116.00 | 52.43 |
| I-11 | 0.00 | 643.00 | 7.52 | 13.82 | 11.53 | 1.80 | 15.30 | 3.00 | 118.00 | 51.75 |
| II-11 | 0.00 | 719.00 | 7.14 | 13.97 | 7.35 | 2.60 | 11.73 | 1.00 | 113.00 | 48.72 |
| III-11 | 12.47 | 796.00 | 7.93 | 10.52 | 8.43 | 1.80 | 10.57 | 2.00 | 114.00 | 58.69 |
| IV-11 | 12.61 | 718.00 | 8.41 | 9.62 | 11.68 | 1.00 | 13.26 | 4.00 | 107.00 | 52.53 |
| V-11 | 15.60 | 843.00 | 7.35 | 9.26 | 9.95 | 1.10 | 12.75 | 7.00 | 113.00 | 51.39 |
| VI-11 | 17.20 | 853.00 | 7.34 | 8.94 | 12.91 | 1.50 | 10.20 | 5.00 | 114.00 | 58.58 |
| VII-11 | 13.30 | 745.00 | 8.28 | 9.48 | 11.17 | 1.20 | 15.30 | 5.00 | 115.00 | 75.83 |
| VIII-11 | 12.87 | 832.00 | 8.47 | 10.10 | 8.82 | 2.10 | 12.22 | 4.00 | 117.00 | 56.72 |
| IX-11 | 10.50 | 855.00 | 8.81 | 10.42 | 11.22 | 2.40 | 11.22 | 2.00 | 114.00 | 57.60 |
| X-11 | 5.30 | 822.00 | 8.40 | 12.26 | 9.74 | 1.20 | 24.99 | 3.00 | 124.00 | 84.19 |
| XI-11 | 0.08 | 874.00 | 7.83 | 14.22 | 7.76 | 1.50 | 9.61 | 3.00 | 124.00 | 45.11 |
| XII-11 | 1.50 | 720.00 | 7.38 | 13.12 | 9.89 | 1.60 | 9.69 | 4.00 | 124.00 | 53.24 |

Tab. č. 10. Naměřené fyzikálně chemické ukazatele na referenčním stanovišti.

| Datum | Teplota vody [°C] | Vodivost [$\mu\text{S}/\text{cm}$] | pH | O ₂ [mg/l] | NH ₄ ⁺ [mg/l] | N/NO ₃ ⁻ [mg/l] | PO ₄ ⁻³ [mg/l] | BSK ₅ [mg/l] | CHSK _{Cr} [mg/l] | TC [mg/l] |
|---------|-------------------|--------------------------------------|------|-----------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|--------------------------------------|-------------------------|---------------------------|-----------|
| VI-10 | 9.70 | 481.00 | 7.79 | 11.11 | 7.15 | 3.08 | 18.81 | 2.00 | 107.00 | 41.92 |
| VII-10 | 11.20 | 509.00 | 7.87 | 10.86 | 7.41 | 4.84 | 26.52 | 2.00 | 115.00 | 40.72 |
| VIII-10 | 9.80 | 536.00 | 8.25 | 11.16 | 5.98 | 3.08 | 9.69 | 2.00 | 112.00 | 41.92 |
| IX-10 | 10.00 | 480.00 | 7.91 | 10.91 | 6.59 | 3.52 | 9.69 | 2.00 | 117.00 | 39.98 |
| X-10 | 4.70 | 565.00 | 7.30 | 12.37 | 7.05 | 3.08 | 11.22 | 4.00 | 155.00 | 40.41 |
| XI-10 | 0.30 | 502.00 | 7.87 | 14.42 | 7.86 | 0.80 | 9.18 | 1.00 | 114.00 | 43.95 |
| XII-10 | 0.00 | 416.00 | 7.28 | 13.83 | 10.77 | 0.70 | 12.75 | 2.00 | 108.00 | 43.49 |
| I-11 | 0.00 | 412.00 | 7.43 | 13.32 | 9.45 | 1.00 | 10.20 | 5.00 | 118.00 | 45.08 |
| II-11 | 0.00 | 454.00 | 7.44 | 13.54 | 7.35 | 2.10 | 11.73 | 2.00 | 103.00 | 37.13 |
| III-11 | 10.21 | 462.00 | 7.68 | 10.34 | 7.74 | 1.10 | 9.57 | 3.00 | 107.00 | 41.44 |
| IV-11 | 11.49 | 490.00 | 8.36 | 11.82 | 10.26 | 0.90 | 11.73 | 2.00 | 109.00 | 41.01 |
| V-11 | 14.00 | 539.00 | 7.46 | 10.10 | 10.31 | 0.90 | 12.24 | 3.00 | 112.00 | 34.38 |
| VI-11 | 12.10 | 547.00 | 7.93 | 11.32 | 15.77 | 0.70 | 9.18 | 3.00 | 126.00 | 44.48 |
| VII-11 | 13.70 | 523.00 | 8.54 | 9.70 | 10.15 | 0.70 | 10.30 | 4.00 | 97.00 | 46.53 |
| VIII-11 | 11.18 | 514.00 | 7.29 | 11.68 | 8.92 | 0.80 | 9.42 | 4.00 | 118.00 | 41.44 |
| IX-11 | 11.70 | 552.00 | 7.98 | 10.25 | 9.95 | 1.00 | 9.18 | 2.00 | 110.00 | 44.83 |
| X-11 | 4.60 | 579.00 | 8.24 | 12.56 | 16.88 | 0.90 | 14.28 | 2.00 | 128.00 | 43.20 |
| XI-11 | 1.00 | 584.00 | 7.87 | 13.85 | 6.53 | 0.80 | 9.69 | 2.00 | 122.00 | 39.78 |
| XII-11 | 1.90 | 524.00 | 7.86 | 12.85 | 9.08 | 1.10 | 9.69 | 1.00 | 131.00 | 41.60 |

Tab. č. 11. Množství vypouštěné vody a hodnoty chemických i biochemických ukazatelů na vyústi z ČOV.

| Datum | Bsk ₅ [mg/l] | CHSK _{Cr} [mg/l] | NH ₄ ⁺ [mg/l] | Průtok [m ³] |
|---------|-------------------------|---------------------------|-------------------------------------|--------------------------|
| I-10 | 3.0 | 16.8 | 12.10 | 16 324 |
| II-10 | 3.0 | 20.9 | 0.50 | 15 260 |
| III-10 | 3.0 | 15.0 | 0.50 | 17 761 |
| IV-10 | 3.0 | 15.0 | 0.50 | 18 869 |
| V-10 | 3.0 | 15.0 | 0.50 | 16 698 |
| VI-10 | 3.0 | 15.0 | 0.50 | 18 990 |
| VII-10 | 3.0 | 15.0 | 0.50 | 14 668 |
| VIII-10 | 3.0 | 15.0 | 0.50 | 17 006 |
| IX-10 | 3.0 | 15.0 | 0.50 | 17 581 |
| X-10 | 3.0 | 15.0 | 0.50 | 16 470 |
| XI-10 | 3.0 | 16.3 | 0.63 | 19 059 |
| XII-10 | 3.0 | 15.0 | 0.50 | 18 575 |
| I-11 | 3.0 | 15.0 | 0.50 | 15 757 |
| II-11 | 3.0 | 15.0 | 0.50 | 16 314 |
| III-11 | 3.0 | 15.0 | 0.50 | 18 602 |
| IV-11 | 3.0 | 15.0 | 0.85 | 16 366 |
| V-11 | 3.0 | 15.1 | 0.50 | 15 076 |
| VI-11 | 6.4 | 20.5 | 0.95 | 13 375 |
| VII-11 | 3.3 | 44.7 | 0.50 | 13 534 |
| VIII-11 | 3.0 | 39.2 | 0.63 | 14 962 |
| IX-11 | 3.0 | 15.0 | 0.50 | 7 723 |
| X-11 | 3.0 | 15.0 | 0.50 | 7 737 |
| XI-11 | 3.0 | 15.0 | 1.27 | 7 503 |
| XII-11 | 3.0 | 30.4 | 0.50 | 8 484 |

Tab. č. 12. Celková abundance nalezených skupin makrozoobentosu na zkoumaném toku Březnice a Salašky.

| Taxonomické skupiny | Stanoviště | | | | R |
|--------------------------|------------|------------|-------------|-------------|-------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | |
| <i>Oligochaeta</i> | 36 | 94 | 103 | 52 | |
| <i>Lumbricus</i> | 3 | | | | |
| <i>Erpobdela</i> | 4 | 33 | 63 | 35 | |
| <i>Baetis</i> | 15 | 25 | 37 | 50 | 180 |
| <i>Caenidae</i> | 6 | 22 | 23 | 16 | |
| <i>Leptophlebiidae</i> | 3 | | | | 12 |
| <i>Heptagenia</i> | | | | | 167 |
| <i>Rhithrogena</i> | | | | | 74 |
| <i>Ecdyonurus</i> | 2 | | | | 128 |
| <i>Ephemera</i> | | | | | 24 |
| <i>Siphonurus</i> | | | | | 3 |
| <i>Perlodidae</i> | | | | | 7 |
| <i>Leuctridae</i> | | | | | 20 |
| <i>Gerridae</i> | | 2 | | | |
| <i>Calopteryx</i> | 11 | 22 | 23 | 1 | |
| <i>Sialis</i> | | | | | 4 |
| <i>Hydropsyche</i> | 9 | 18 | 74 | 338 | 8 |
| <i>Ryacophila</i> | 9 | 1 | | 20 | 17 |
| <i>Polycentropodidae</i> | 7 | 9 | | 1 | 5 |
| <i>Limnephilidae</i> | | | 3 | | 17 |
| <i>Odontoceridae</i> | | | | | 6 |
| <i>Sericostomatidae</i> | | | | | 10 |
| <i>Elmidae</i> | 5 | 1 | 5 | 28 | 84 |
| <i>Gyrinidae</i> | 7 | | 4 | 31 | 2 |
| <i>Colymbetes</i> | 4 | | 1 | 3 | |
| <i>Limnius</i> | | | | | 54 |
| <i>Simulidae</i> | | 1 | 2 | 1 | 3 |
| <i>Chironomidae</i> | 45 | 82 | 51 | 81 | 21 |
| <i>Tipulidae</i> | | | | | 1 |
| <i>Limoniidae</i> | | 1 | | 6 | |
| <i>Tabanidae</i> | | | 1 | 1 | 7 |
| <i>Asellus aquaticus</i> | | | 22 | 11 | |
| <i>Gammarus pulex</i> | 426 | 93 | 380 | 271 | 2522 |
| <i>Gammarus roeseli</i> | 380 | 235 | 503 | 131 | |
| <i>Hydracarina</i> | | 1 | | | |
| <i>Pisidium</i> | 7 | 5 | 4 | 2 | 4 |
| <i>Physa</i> | 12 | 5 | 10 | 2 | |
| <i>Acilus</i> | 1 | | | 1 | |
| Celková abundance | 992 | 650 | 1309 | 1082 | 3383 |

Tab. č. 13. Hodnocení antropogenních úprav koryta toku.

| Úpravy trasy toku | Body | Číslo úseků | | | | | R |
|---|------|-------------|---|---|---|---|---|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 | | |
| Původní přirozené koryto | 0 | | | | | | x |
| Polohová úprava toku typu I. | 1 | | | | | | |
| Polohová úprava toku typu II. | 2 | | | x | | | |
| Polohová úprava toku typu III. | 3 | | | | | | |
| Polohová úprava toku typu IV. | 4 | x | | | | x | |
| Polohová úprava toku typu V. | 5 | | x | | | | |
| Příčný profil koryta | | | | | | | |
| Neupravené koryto | 0 | | | | | | x |
| Technicky upravený profil koryta jež je v podobě jednoduchého lichoběžníku | 2 | x | x | x | x | | |
| Technicky upravený profil koryta jež je v podobě jednoduchého dvojitého lichoběžníku | 3 | | | | | | |
| Opevnění koryta | | | | | | | |
| Přirozené opevnění v podobě různorodého vegetačního pokryvu (všechna vegetační patra) | 0 | | | | | | x |
| Vrbový plůtek | 1 | | | | | | |
| Laťový plůtek | 2 | x | | | | | |
| Kamenný pohoz | 3 | x | | x | | | |
| Kamenná rovnanina | 3 | | | | x | | |
| Polovegetační tvárnice | 3 | | | | | | |
| Zához | 4 | | | | | | |
| Drátokamenné roviny | 4 | | | | | | |
| Betonová patka | 5 | | x | | | | |
| Betonová dlažba uložená na sucho < 1/2 svahu | 5 | | | | | | |
| Uložený lomový kámen jako zdivo, zpevněný betonovou směsí < 1/2 svahu | 6 | | x | | | | |
| Betonová dlažba uložená do cementové malty nebo betonu < 1/2 svahu | 6 | | | | | | |
| Betonový blok - panel | 6 | | | | | | |
| Nábřežní zdi | 6 | | | | | | |
| Betonové opevnění dna | 7 | | | | | | |
| Konstrukce v korytě | | | | | | | |
| Konstrukční prvky v korytě vzniklé přirozenými procesy v rámci vývoje daného úseku toku | 0 | | | | x | | x |
| Osamělé balvany | 0 | | | | | | |
| Balvanité skluzy | 1 | | | | | | |
| Uměle vytvořené nízké dřevěné stupně | 2 | x | | | | | x |
| Betonové stupně s výškou do 30 cm (1x) | 3 | x | x | x | | | |
| Betonové stupně s výškou nad 30 cm (1x) | 4 | x | | | | | |
| Břehový porost | | | | | | | |
| Dobře vyvinuté stromové, keřové a bylinné patro | 0 | | | x | x | | x |
| Keřové patro s výskytem stromů | 1 | | | | | | |
| Pouze keřové patro | 2 | | | | | | |
| Bylinné patro s ploškami keřů a stromů | 3 | x | | | | | |
| Bylinné patro s občasným výskytem keřů a stromů | 4 | | | | | | |
| Pouze bylinné patro | 5 | | x | | | | |

Výpočet Indexu odpřírodnění toku

Výpočet indexu je založen na součtu jednotlivých indexů pro dané ukazatele. Dílčí indexy upravenosti toku jsou odvozeny pro jednotlivé ukazatele, mezi které patří polohová úprava toku (**Pt**), typ příčného profilu (**Pp**), opevnění koryta (**Ok**), popřípadě kombinované opevnění (**Ko**) a konstrukce v korytě (**Kk**).

$$OT = \frac{Pt_x}{\sqrt{\sum Pt}} + \frac{Pp_x}{\sqrt{\sum Pp}} + \frac{Ok_x}{\sqrt{(\sum Ok/2)}} + \frac{Kk_x}{\sqrt{\sum Kk}}$$

OT – odpřírodnění toku

Pt_x – jeden z typů polohové úpravy toku

∑Pt – suma bodů za všechny typy polohové úpravy

Pp_x – jeden z typů příčného profilu koryta

∑Pp – suma bodů za všechny typy příčného profilu

Ok_x – jeden z typů opevnění koryta

∑Ok – suma bodů za všechny typy opevnění koryta

Kk_x – jeden z typů konstrukcí v korytě

∑Kk – suma bodů všech konstrukčních prvků

Úsek č. 1. = 6,38 b.

Úsek č. 2. = 6,42 b.

Úsek č. 3. = 2,90 b.

Úsek č. 4. = 2,46 b.

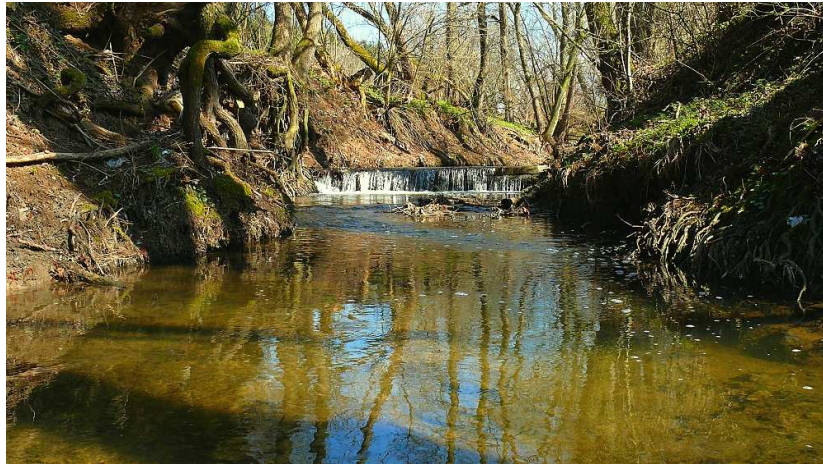
Referenční úsek = 0,64 b.

Tab. č. 14. Zařazení hodnot indexu odpřírodnění toku.

| Upravenost toku | Hodnoty indexu OT | Třída odpřírodnění toku |
|----------------------------|--|-------------------------|
| Přirozený tok | 0 – 1 | <i>I</i> |
| Přírodě blízký | 1 – 2 | <i>II</i> |
| Člověkem málo ovlivněný | 2 – 3 | <i>III</i> |
| Člověkem středně ovlivněný | 3 – 4 | <i>IV</i> |
| Člověkem značně ovlivněný | 4 a více | <i>V</i> |
| Zcela odpřírodněný | nábřežní kamenné, betonové zdi + opevnění dna a nebo zatrubnění toku | <i>VI</i> |

Fotodokumentace

Úsek č. 1.



Obr. 1. Odběrové stanoviště č. 1.



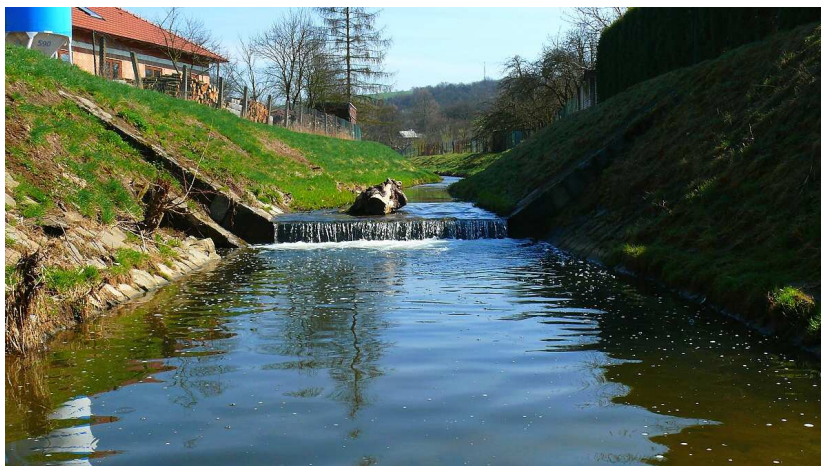
Obr 2. Po proudu toku pod odběrovým stanovištěm č. 1.



Obr. 3. Po proudu toku od odběrového stanoviště č. 1 – první Březolupský stupeň.



Obr. 4. Dolní část úseku č. 1, nad druhým Březolupským stupněm

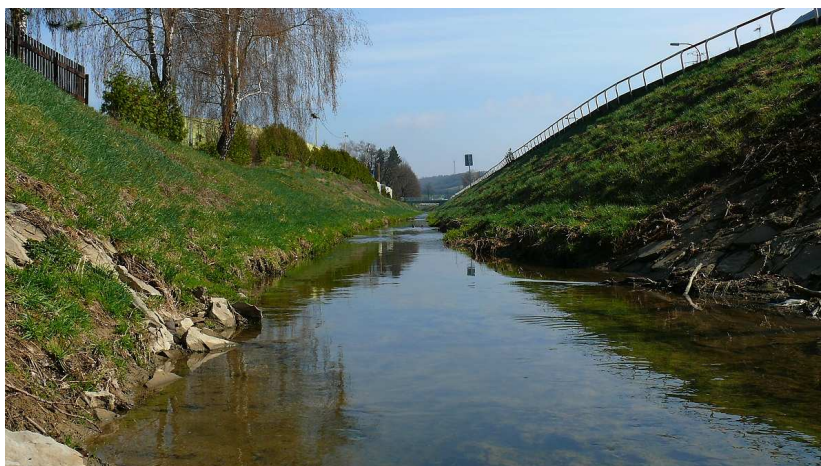


Obr. 5. Hraniční stupeň oddělující od sebe úsek č. 1 a 2.

Úsek č. 2.



Obr. 6. Střední část úseku č. 1.

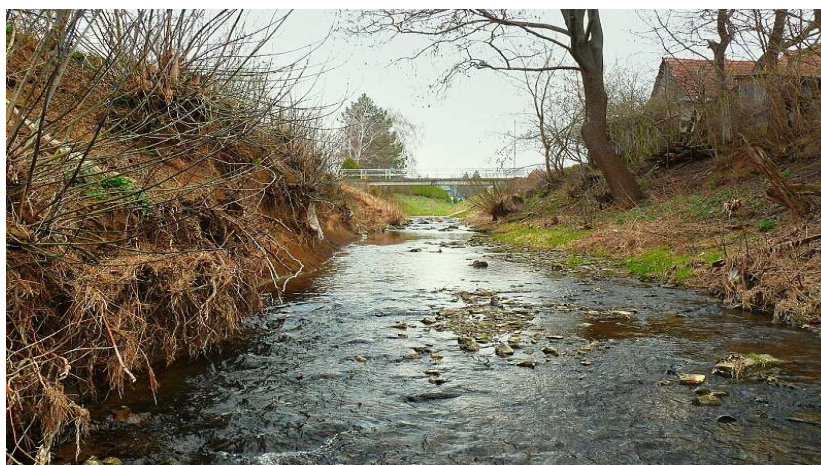


Obr. 7. Odběrové stanoviště č. 2, nalézající se v dolní části stejnojmenného úseku.



Obr. 8. Opevnění paty svahu a vyústění kanalizace na úseku č. 2.

Úsek č. 3.



Obr. 9. Horní část úseku č. 3, pod betonovou lávkou u motorestu.



Obr. 10. V horní části úseku č. 3 si lidé opevňují pod svými zahradami patu svahu a část břehu již tak upraveného toku Březnice



Obr. 11. Vypouštění splaškových vod na střední části úseku č. 3.



Obr. 12. Výmolná činnost toku Březnice v dolní části úseku č. 3.



Obr. 13. Odběrové stanoviště č. 3.



Obr. 14. Po proudu toku od odběrového stanoviště č. 3.



Obr. 15. Zahloubení toku Březnice v dolní části úseku č. 3.

Úsek č. 4.



Obr. 16. Odběrové stanoviště č. 4.

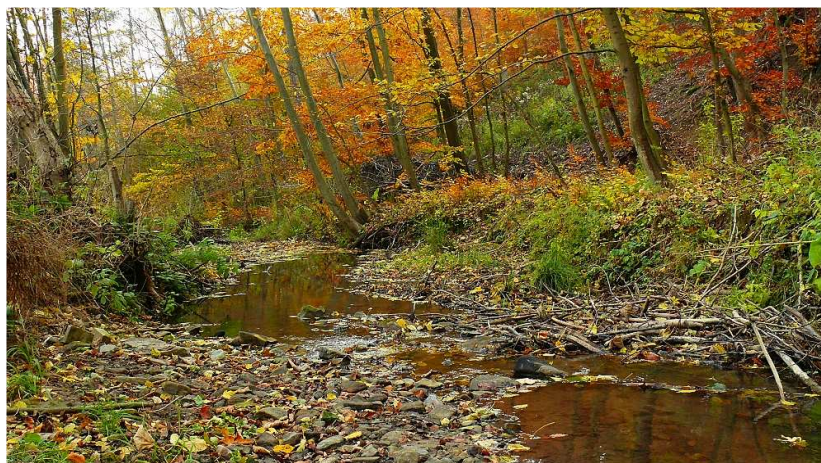


Obr. 17. Po proudu toku od odběrového stanoviště č. 4.

Referenční tok Salaška



Obr. 18. Referenční odběrové stanoviště.



Obr. 19. Pohled po proudu toku z referenčního odběrového stanoviště.



Obr. 20. Vykácené plošky lesních porostů na horním toku říčky Salašky.



Obr. 21. Rozryté plošky od černé zvěře, které se nacházejí v blízkosti toku na horním úseku říčky Salašky.