

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

**Procesy ovlivňující kvalitu vody v malém vodním
toku Březnici na Zlínsku**

Autor:	Libor Mikl
Studijní program:	B1601 Ekologie a ochrana prostředí
Studijní obor:	Ochrana a tvorba životního prostředí
Forma studia:	Prezenční
Vedoucí práce:	RNDr. Petr Hekera, Ph.D.
Termín odevzdání práce:	7.5.2010

© Libor Mikl, 2010

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

V Olomouci dne

Děkuji panu RNDr. Petru Hekerovi, Ph.D za ochotu, trpělivost a odborné vedení mé bakalářské práce. Dále děkuji paní RNDr. Jarmile Měkotové, Ph.D a panu Mgr. Václavu Mikovi za vstřícný přístup při řešení mé bakalářské práce. Rád bych poděkoval i katedře ekologie a ochrany životního prostředí, že mi umožnila řešit danou problematiku.

Bibliografická identifikace

Jméno a příjmení autora	Libor Mikl
Název práce	Procesy ovlivňující kvalitu vody v malém vodním toku Březnici na Zlínsku
Typ práce	Bakalářská
Pracoviště	Katedra ekologie a životního prostředí
Vedoucí práce	RNDr.Petr Hekera, Ph.D.
Rok obhajoby práce	2010

Abstrakt

Tato práce se zabývá dvěma hlavními faktory, které nejvíce ovlivňují kvalitu vody. Prvním z nich jsou úpravy a opevnění toku, které výrazně omezují samočisticí schopnost. Druhým faktorem jsou lidé a jejich činnosti, jež většinou negativním způsobem ovlivňují kvalitu vody v místním toku. V praktické části byly dlouhodobě sledovány základní fyzikální a chemické charakteristiky vody (teplota vody, vzduchu, pH, konduktivita, obsah kyslíku, koncentrace NH_4^+ , NO_3^- a PO_4^{3-}). Jedním z hlavních úkolů této práce bylo stanovit účinnost čistírny odpadních vod a její vliv na vodní tok. Po srovnání hodnocení kvality vody na základě vybraných charakteristik před a po zahájení provozu čistírny odpadních vod Březolupy. Došel jsem k tomuto závěru, že po výstavbě čistírny odpadních vod došlo v průměru ke zlepšení kvality vody u sledovaných ukazatelů o 13,6 %.

Klíčová slova	Vodní tok, kvalita vody, pH, amoniak, fosforečnany, dusičnany, úprava toku a znečištění
Počet stran	56
Počet příloh	10
Jazyk	Český (anglický)

Bibliographical identification

Autor's first name and surname	Libor Mikl
Title	Processes affecting water quality in a small watercourse Březnice in Zlín
Type of thesis	Bachelor
Department	Department of Ecology and environment
Supervisor	RNDr. Petr Hekera, Ph.D.
The year of presentation	2010

Abstrakt

This work deals with two main factors which significantly affect water quality. The first of these are adjustments and fortifications river, which severely restrict the self-cleaning ability. The second factor is the people and their activities, which mostly negative influence water quality in the local stream. In the practical part were long-term monitored basic physical and chemical characteristics of water (water temperature, air, pH, conductivity, oxygen content, concentrations of NH_4^+ , NO_3^- and PO_4^{3-}). One of the main tasks of this study was to determine the effectiveness of wastewater treatment plant and its effect on water flow. After comparing the water quality evaluation based on selected characteristics before and after the launch of wastewater treatment plant Březolupy. Here I came to this conclusion that after the construction of wastewater treatment plant there came to an average improvement of water quality parameters monitored at 13,6 %.

Keywords	Watercourse, water quality, pH, amonia, nitrates, phosphates, change the flow, pollution
Number of pages	56
Number of appendices	10
Language	Czech (English)

Obsah

Seznam tabulek	IX
Seznam obrázků.....	X
Seznam zkratk.....	XI
1 Úvod:	12
2 Cíl Bakalářské práce.....	13
3 Teoretická část.....	14
3.1 Tekoucí vody	14
3.2 Fyzikálně-chemické charakteristiky	17
3.2.1 Vybrané fyzikální vlastnosti	17
3.2.2 Vybrané chemické vlastnosti	20
3.3 Vliv člověka na vodní toky.....	27
3.3.1 Hlavní úpravy toků.....	28
3.3.2 Znečištění vodních toků	34
4 Materiál a metody	38
4.1 Vymezení zkoumaného území:.....	38
4.2 Popis toku.....	39
4.3 Popis vybraných úseků a jednotlivých stanovišť.....	40
4.3.1 Úsek a stanoviště č. 1.....	41
4.3.2 Úsek a stanoviště č. 2.....	42
4.3.3 Úsek a stanoviště č. 3.....	43
4.3.4 Úsek a stanoviště č. 4.....	44
4.4 Březnice a lidé.....	45
4.5 Před-odběrové období	46
4.5.1 Hodnocení antropogenních úprav toku.....	46
4.6 Odběr vzorků a jejich zpracování	47
4.6.1 Terénní stanovení vybraných parametrů a odběr vzorků	47
4.6.2 Laboratorní stanovení vybraných iontů.....	48

5	Výsledky	50
5.1	Hodnocení antropogenních úprav toku.....	50
5.2	Fyzikálně-chemické ukazatele měřené na jednotlivých stanovištích.....	53
5.3	Laboratorní stanovení vybraných chemických ukazatelů	57
5.4	Zařazení jakosti vody na základě fyzikálně-chemického rozboru	59
6	Diskuse	61
7	Závěr	65
8	Použitá literatura	66
9	Přílohy	68

Seznam tabulek

Tab. 1. 100 % nasycení vody kyslíkem při různých teplotách (Pitter, 1999).....	22
Tab. 2. Hodnocení antropogenních úprav, vztažené k přírodnímu stavu malého vodního toku.....	51
Tab. 3. legenda k bodovému hodnocení toku z hlediska antropogenních úprav vztažené k tab. 2	52
Tab. 4. Vyústění splaškových vod přímo na břehu toku	52
Tab. 5. Naměřené hodnoty na stanovišti č. 1.....	53
Tab. 6. Naměřené hodnoty na stanovišti č. 2.....	54
Tab. 7. Naměřené hodnoty na stanovišti č. 3.....	55
Tab. 8. Naměřené hodnoty na stanovišti č. 4.....	56
Tab. 9. Výsledky chemického rozboru vody.....	57
Tab. 10. Průměrná koncentrace sledovaných látek na jednotlivých stanovištích před zahájením činnosti ČOV – Březolupy (od 17.7. 2008 do 27.8.2009).....	57
Tab. 11. Průměrná koncentrace sledovaných látek na jednotlivých stanovištích od zahájení činnosti ČOV Březolupy (od 5.10. 2009 do 29.3.2010)	58
Tab. 12. Porovnání průměrných koncentrací před a po zahájení činnosti ČOV Březolupy na jednotlivých stanovištích	58
Tab. 13. Průměrná koncentrace sledovaných látek na jednotlivých stanovištích za celé odběrové období (od 17.7.2008 do 29.3.2010).....	58
Tab. 14. Hodnocení jakosti povrchových vod (ČSN 75 7221)	59
Tab. 15. zařazení jednotlivých stanovišť do tříd jakosti vody podle průměrných hodnot sledovaných látek za celé odběrové období (od 17.7.2008 do 29.3.2010)	60

Seznam obrázků

Obr. 1. nová trasa upravovaného toku (Jůva, a kol., 1984).....	28
Obr. 2. Hloubkové založení dna koryta toku: a – profil výkopový, b – profil hrázový	29
Obr. 3. lichoběžníkový profil: a – jednoduchý, b – dvojitý (Jůva, a kol., 1984).....	30
Obr. 4. různé typy profilu: a – miskovitý, b – kruhový, c – žlabový, obdélníkový profil: d – s kynetou, e – do tvz. střelky, c – s kruhovým segmentem ve dně (Jůva, a kol., 1984).	31
Obr. 5. způsoby opevnění paty svahů: a – laťový plůtek, b – betonový blok, c – kamenný zához, d – haťoštěrkový zához, e – drátokamenná rovina (Jůva a kol., 1984)	32
Obr. 6. zájmové území vyznačené v rámci ČR (www.zemepis.com, Zemepis.com, 2002-2010).....	38
Obr. 7. mapa zájmového území s vyznačenými úseky a stanovišti odběru vzorků (www.mapy.cz ,Planstudio, 2005-2009).....	40
Obr. 8. polohová úprava trasy koryta (Lusk, 1990).....	74
Obr. 9. stupně sloužící ke zmenšení sklonu nivelety dna koryta: a – dřevěný stupeň s výškou do 30 cm, b – betonový stupeň s výškou nad 30 cm (Jůva a kol., 1984)	74
Obr. 10. Odběrové stanoviště č. 1.....	75
Obr. 11. dolní část úseku jedna (po proudu od stanoviště č. 1).....	75
Obr. 12. hraniční splav, který odděluje od sebe úseky č. 1 a 2.....	75
Obr. 13- horní část úseku č. 2	76
Obr. 14. stanoviště č. 2 (druhý Březolupský splav)	76
Obr. 15. Dolní část úseku č. 2 (po proudu toku od druhého Březolupského splavu)	76
Obr. 16. hraniční splav rozdělující úsek č. 2 a 3.....	77
Obr. 17. horní část úseku č. 3.....	77
Obr. 18. stanoviště č. 3	77
Obr. 19. stanoviště č. 4	78
Obr. 20. znečištění toku domovními odpady.....	78
Obr. 21. dolní část úseku č. 4	78

Seznam zkratek

např. – například

tzv. – takzvaný

aj. – a jiné

stand. – standardní

ČOV – čistírna odpadních vod

1 Úvod:

Ve své bakalářské práci s názvem: „Procesy ovlivňující kvalitu vody v malém vodním toku Březnici na Zlínsku, byly studovány vlivy obce Březolupy na kvalitu vody ve sledovaném toku.

Tuto problematiku jsem si vybral záměrně, jelikož voda je základním prvkem krajiny a nepostradatelnou součástí našich životů. Bez vody by nebyl možný život na Zemi. Voda na Zemi zastává velkou řadu nezbytných úloh a její využití je nutné chápat komplexně, ne jen z úzkého pohledu některých uživatelů. Spousta lidí zastává zkreslený pohled na vodní toky: „že je to jen voda, které je dostatek, můžeme s ní jakkoliv plýtvat a nedá se zničit“. Není divu, že velká část našich vodních toků, především těch malých je velmi negativně ovlivněna lidskou činností.

Problémem posledních několika generací není množství vody ale její kvalita. V průměru se od roku 1989 kvalita vody ve většině našich vodních toků výrazně zlepšila díky modernizaci čistíren odpadních vod (ČOV) ve větších a velkých městech. Dále se začaly budovat ČOV i ve středních a malých obcích. Bohužel i v dnešní době je spousta obcí, které nemají ČOV a u nich se kvalita vody nijak nezlepšila. Těmito malými obcemi většinou protékají malé vodní toky nebo jen pramenné stružky, které jsou do značné míry poznamenány moderní dobou, jsou zregulovány a často mají rovné lichoběžníkovité koryto, které spíše připomíná kanalizaci než vodní tok.

2 Cíl Bakalářské práce

Cílem bakalářské práce bylo zjistit vliv obce Březolupy a výstavby ČOV na kvalitu vody v malém vodním toku Březnice. Prozkoumání, a poznání faktorů, které mají vliv na kvalitu vody v místním toku. V mé práci se dále zabývám popisem vodního toku a jeho začlenění do krajiny, ale i vliv soudobé krajiny na daný vodní tok. Sledoval jsem dva hlavní faktory: prvním z nich jsou úpravy a opevnění toku, které se výrazně podílí na zhoršující se jakosti vody. Druhým faktorem jsou lidé a jejich činnosti, které převážně negativním způsobem ovlivňují kvalitu vody v místním toku. V praktické části byly dlouhodobě sledovány základní fyzikální a chemické charakteristiky vody (teplota vody a vzduchu, pH, konduktivita, obsah kyslíku, koncentrace NH_4^+ , NO_3^- a PO_4^{3-}).

3 Teoretická část

3.1 Tekoucí vody

Vodní toky jsou základní složkou krajiny. Ve svém okolí rozhodují o vzdušné vlhkosti, stejně jak o drenaci podzemních vod či naopak o infiltraci povrchové vody do mělkého podzemí (Štěrba & Rosol, 1998). Území naší republiky má příhodné utváření povrchu, jež umožňuje relativně velmi rovnoměrné rozdělení vodních ekosystémů, zejména říční sítě po celé ploše.

Podle velikosti a charakteru povodí, délky a sklonu toku a podle hydrologických poměrů rozlišujeme pramenné stružky, bystřiny, horské potoky, potoky, říčky, řeky a veletoky (Lellák & Kubíček, 1991).

Jsou to přirozené systémy odvádějící vodu ze zemského povrchu v přirozených, z části nebo zcela technicky upravených korytech z výše položených míst do míst, které jsou níže položené a ve většině případů končících v mořích. Vodní toky tvoří výrazné znaky ve většině typů krajiny a patří mezi hlavní krajino-tvorné faktory, i když jejich celková plocha je asi jedna tisícina zemského povrchu (Hynes, 1970).

Pod pojmem vodní tok rozumíme jak samotnou tekoucí vodu tak i koryto ve kterém voda teče. Vodní toky mohou být přirozené (potoky a řeky) nebo umělé, (kanály, náhony sloužící k zavlažování, odvodnění a k výrobě energie).

Stálá zásoba vody na našem území představuje ve vodních tocích cca 1,5 % z celkové rozlohy České republiky. Celková délka našich vodních toků je 76 000 km, přičemž jejich průměrná hustota činí 0,96 km / km² (www.mzp.cz).

Každý tok je přírodní jedinečností, vznikající po tisíciletí. Je výslednicí působením mnoha faktorů, mezi něž patří podnebí, reliéf, geologické podloží, velikost povodí, stáří říčního systému, nadmořská výška a s tím do jisté míry související spád toku, množství vegetačního pokryvu v povodí a v poslední době v mimořádném rozsahu působení antropogenních faktorů (Štěrba & Rosol, 1998).

Potoky mají malé povodí a tvoří základní odvodňovací systémy. Jelikož se ve většině případů jedná o kratší toky, jejich podélný profil je po celé délce přibližně stejný, šířka koryta nepřesahuje 5 m. Potoky, které mají velmi nevyrovnaný spád, se značně rozkolísanými vodními stavy a silnou výmolvou činností, označujeme jako bystřiny. Větší potoky, u kterých se již liší podélný spád v jednotlivých částech toku a šířka koryta nepřesahuje 10 m, označujeme jako říčky.

Řeky jsou toky s výrazným podélným profilem a s poměrně vyrovnanou spádovou křivkou, šířka koryta se pohybuje v desítkách metrů. Řeky všeobecně představují nejnižší místa z celého povodí, kam odtéká veškerá voda z okolních toků. Vzhledem k většímu počtu přítoků mají řeky většinou vyrovnanější vodní průtoky, než malé toky (Holčík, 1989).

Pro všechny přirozené toky je charakteristické proudění, při kterém vznikají víry a válce, voda teče různými směry v průběhu koryta a různou rychlostí. Proudění vody v tocích je jednosměrné a má vliv jak na fyzikálně-chemické a biologické vlastnosti toku, tak i na jednotlivé organizmy a celá jejich společenstva. Rychlost říčního proudu je přímo závislá na strmosti spádu, na drsnosti dna, hloubce a šířce koryta i na množství protékající vody. Proudění vody také neustále tvaruje morfologii a pozici koryt řek v podélném, příčném i hloubkovém směru. Rychlost vody je proměnlivá, ale k hladině, ke dnu a ke břehům se všeobecně zmenšuje. Mění se také podle průtoků pod vlivem sezónního rozvoje makro vegetace, pod ledovou pokrývkou a v případech zvýšeného množství unášených partikulovaných látek. Rychlostní gradient má v podélném toku obvykle klesající tendenci (Štěrbá a kol., 2008).

Z běžného pohledu na vodní toky můžeme konstatovat, že v něm existují rychle proudící nebo peřejnaté torrentilní úseky (tvz. *riffles*), které jsou typické pro větší spádové profily a pomalu až nezatelně proudivé fluviatilní části (tvz. *pools*). Navzájem se tyto úseky mohou střídát. Delší proudivé toky se označují jako lotické, málospádové a nížinné řeky jako lentické. Společným jmenovatelem všech forem pohybu vody je turbulence, která zahrnuje dvě fáze proudění: laminární neboli přímočaré a turbulentní neboli vířivé. Laminární proudění je počáteční fází turbulentního pohybu. Zatím co laminární proudění je důležité pro funkci mezní vrstvy a pro pohyb hydrobiontů, turbulentní proudění zprostředkovává transportní děje ve vodním prostředí (Lellák & Kubíček, 1991).

Díky nerovnoměrnému proudění vody v korytě i v celém toku se na území celého vodního toku vytvářejí specifické podmínky, které dávají vzniku různým typům stanovišť. V důsledku z čehož vznikají mikro a makrostanoviště, jež jsou osídlována specifickými společenstvy vodních organismů. Z hlediska rybí obsádky je tato různorodost vodního toku nezbytná, neboť jednotlivá věková i vývojová stádia téhož druhu ryb mají rozdílné nároky na prostředí. Jen koryto přirozeného toku s různorodou škálou stanovišť, umožní zachování druhu (Lusk, 1990).

Jednotlivé části vodního toku můžeme rozdělit do několika skupin, podle použitého typu členění. V dnešní době je často používané geomorfologické členění vodního toku, jeho popisný význam je mnohem jasnější než klasická rybí pásma a této klasifikace lze použít i v geograficky odlišných oblastech, kde se dané druhy nevyskytují (Baruš & Oliva, 1995).

Uměle vytvořená klasifikace vodních toků tzv. illies. Rozděluje toky na tři hlavní zóny a to krenon, rhitron, potamon, samozřejmě se spoustou podtypů jednotlivých zón.

KRENON zahrnuje pramenný úsek toku, který se dále dělí na jednotlivé části. Eukrenal je vlastní pramen vyvěrající ze zvodnělého podloží. Hypokrenal představuje pramennou stružku, voda odtéká málo vyvinutým korytem.

RHITRON zastupuje horní a střední část toku, který se dále dělí na tři části. Epirhithra má charakter bystřin, vzniká soutokem dvou a více pramenných stružek. Metarhithral je horský úsek toku, vytváří se soutokem dvou a více bystřin. Hyporhithral představuje horský tok, který utváří po spojení s několika horskými nebo podhorskými potoky.

POTAMON reprezentuje spodní část středního a celou část dolního toku. Epipotamal je přechodná podzóna mezi středním a dolním úsekem toku. Metapotamal zaujímá horní část nížinných řek, případně zaústění do veletoku. Hypopotamal je nejspodnější část velkých řek, které navazují na zónu moří (Štěrba a kol., 2008).

3.2 Fyzikálně-chemické charakteristiky

3.2.1 Vybrané fyzikální vlastnosti

TEPLOTA VODY je jedním z nejvýznamnějších fyzikálních činitelů ovlivňující životní děje ve vodním prostředí a jakost vody (Hartman, a kol., 2005).

U vnitrozemských povrchových vod závisí na ročním období, počasí, slunečním záření, množství obsažených koloidních látek, průhlednosti, barvě vody, mocnosti vodního sloupce. Teplota vody v tocích vykazuje denní a sezónní oscilace. Někdy podléhá více výkyvům teploty vzduchu (osvětlené mělké toky). Kolísání teploty toku závisí i na dalších hydrologických a geografických faktorech a i na antropogenních vlivech (Lellák & Kubíček, 1991).

Roční průběh teploty v tocích se poněkud zpožďuje za vývojem teploty vzduchu. V našich tocích je dlouhodobý roční průměr 5,4 až 11,9 °C, nejčastěji se průměrná teplota v tocích pohybuje okolo 9 °C (Dub a kol., 1969).

Denní teploty v průběhu roku se pohybují od 0 do 34 °C. Denní amplituda teploty vody u malých toků se pohybuje v rozmezí 3 – 6 °C, u větších a velkých toků je jen kolem 1 °C. Pro převážně turbulentní charakter proudění vody je ve většině toků stálá vertikální homoiothermie. Jen u velkých a hlubokých řek může docházet ke krátkodobé stratifikaci s nepatrnými rozdíly (0,5 až 1 °C). V podélném profilu toku se voda od pramenů po proudu otepluje přibližně o 0,7 °C na každých 100 m poklesu nadmořské výšky (Lellák & Kubíček, 1991).

V příčném profilu toku je výrazná teplotní rozkolísanost. V létě se břehové části prohřívají a v zimě zamrzají rychleji než voda v proudnici. Teplotní rozdíl těchto partií může dokonce v řekách činit 2 až 3 °C (Dub, 1957).

Teplota vody je jeden z mezních faktorů, který ovlivňuje rozšíření a početnost všech vodních živočichů, tedy i ryb. Má především vliv na jejich životní pochody (rychlost trávení, intenzita metabolismu, rychlost dozrávání gonád, rychlost růstu) a areál rozšíření. Teplota je rovněž nezbytným faktorem při aktivaci ryb ke tření a k potravním migracím. (Pivnička, 1981).

SVĚTLO je jedním ze základních faktorů, které má přímý podíl na primární produkci nejen ve vodním ekosystému. Základní podmínky světelného režimu a vlivu světla na vodní organismy jsou v tocích stejné jako ve stojatých vodách. Průnik světla do vodního prostředí zejména ovlivňuje lokalizace toku, okolní vegetace, zákal, zvýšená koncentrace rozpuštěných a koloidních látek a znečištění. Světlo vstupující do vodního prostředí je kvantitativně i kvalitativně ovlivněno trojím způsobem: odrazem, adsorpcí a rozptylem ve vodním sloupci. Ztráty světla se mění v důsledku ročního období, postavení slunce na obloze i stavu hladiny (zvlněná, klidná hladina). Kvalita světla se směrem ke dnu mění vlivem selektivní sorpce jednotlivých složek slunečního spektra (Lellák & Kubíček, 1991).

Kolísání intenzity osvětlení a délky světelné části dne se odráží v biologických rytmech vodních organismů. Délka fotoperiody má zásadní vliv na dobu rozmnožování ryb, obojživelníků, vodního hmyzu i vodních rostlin. To se následně promítá do periodicity vodních ekosystémů. Cirkadiální rytmy se projevují např. migracemi planktonních organismů mezi hladinou a dnem a hlavně v aktivitě vodních živočichů v různé denní době (Hartman, a kol., 2005).

Pokud jde o ryby, je pro ně světlo důležité k vyhledávání potravy, k orientaci v hejnu, má vliv na dozrávání pohlavních buněk, ovlivňuje vývoj rybích embryí (Peňáz, 1971).

Světlo má vliv i na pohybovou aktivitu ryb, ale nutné jsou i orientační body na dráze po které se ryba pohybuje. Například zvýšením počtu orientačních bodů z 0 – 50 na 1 m, vzroste rychlost slunky *Leucaspius delineatus* z 32 na 47 cm / sec. (Pavlov & Saburenkov, 1974).

BARVA VODY u různých typů vod je značně rozdílná. Skutečná barva čisté vody v silné vrstvě je modrá, jak se tomu např. u vysokohorských jezer. Se stoupajícím obsahem různých rozpuštěných látek se však propustnost vody pro dopadající světlo mění. Na barvu vody také mají vliv rozpuštěné huminové látky, které dávají vodě zabarvení, od modré, přes žlutozelenou až po odstíny hnědé. Skutečná barva vody bývá často překryta druhotným zabarvením různého původu tvořící tak zdánlivou barvu vody.

Organogenní zabarvení vody způsobené barvou suspendovaných organických látek a barvou planktonních organismů značně překrývá původní zabarvení vody. Patří sem vegetační zabarvení řasami, vodními květy sinic, přemnožení bakterií. Druhotné přirozené zbarvení vody působí přívaly, tající sněh, splaveniny. Druhotné zbarvení vody vzniká často lidskou činností (vypouštění odpadních vod chemického, papírenského, textilního a potravinářského průmyslu). Z ekologického hlediska ovlivňuje barvu vody spektrální složení i celkové množství pronikajícího fotosynteticky aktivního světla a tím nepřímo limituje růst rostlin (Lellák & Kubíček, 1991).

3.2.2 Vybrané chemické vlastnosti

HODNOTA pH má mimořádný význam, protože ovlivňuje většinu fyzikálně-chemických, chemických a biochemických procesů probíhajících ve vodách. Hodnota pH velmi silně závisí na teplotě vody. Destilovaná voda má při teplotě 25 °C hodnotu pH 7, avšak při teplotě 100 °C je hodnota pH 6,1. Naopak při 0 °C má destilovaná voda hodnotu pH 7,47. V přirozených povrchových vodách s výjimkou rašelinišť a acidifikovaných vodních nádrží a jezer bývají hodnoty pH v rozmezí od 6,0 do 8,5 (Pitter, 1999).

V přirozených vodách je reakce vody určována rovnovážnými stavy mezi kyselinou uhličitou a jejími solemi, ale především mezi volným oxidem uhličitým a hydrogenuhličitanem. Jakákoli změna v koncentraci jednoho z těchto iontů, má z následek změnu v koncentraci druhého (Lellák & Kubíček, 1991).

Hodnotu pH vody a její neutralizační tlumivou kapacitu mohou výrazně ovlivnit některé, chemické a biologické pochody v ní probíhající. Je buď přímo ovlivňována uvolňováním nebo spotřebou iontů H^+ a OH^- , eventuálně nepřímo uvolňováním nebo spotřebou volného oxidu uhličitého. Mezi procesy snižující hodnu pH a neutrální tlumivou kapacitu patří oxidace železa a manganu, nitrifikace, vylučování uhličitanů v podobě uhličitanu vápenatého, respirace. Procesy zvyšující hodnotu pH a neutrální tlumivou kapacitu vody jsou denitrifikace, fotosyntéza, redukce železa a manganu (Pitter, 1999).

Optimální rozmezí hodnot pH pro většinu vodních organismů je totožné jako pH vyskytující se v přirozených povrchových vodách, které je 6,5 až 8,5. Extrémní hodnoty pH mohou negativně působit na organismy a to přímo i nepřímo. Poškození a úhyn ryb lze pozorovat u lososovitých, hlavně u pstruha obecného při hodnotách pH nad 9,2 a pod 4,8. Lososovité ryby jsou ve srovnání s kaprovitými citlivější k vysokým hodnotám pH, ale naopak jsou odolnější k působením nízkého pH. Velmi tolerantní k nízkým hodnotám pH je siven americký (*Salvelinus fontinalis*), který snáší pH 4,5 až 5,0 (Svobodová a kol., 1987).

KONDUKTIVITA je mírou koncentrace ionizovatelných anorganických a organických součástí vody. Konduktivita závisí na koncentraci iontů, jejich nábojovém čísle, jejich pohyblivosti a teplotě. Vzrůst nebo naopak pokles teploty o 1 °C má za následek změnu konduktivity nejméně o 2 %. Také hodnota pH má velký význam při měření elektrolytické konduktivity. Značné odchylky se zjišťují u vod s hodnotami pH pod 6 a nad 9, tehdy se začíná uplatňovat mimořádně veliká pohyblivost iontů H⁺ a OH⁻, takže výsledky měření konduktivity neodpovídají základnímu kvantitativnímu složení přírodních vod.

V rámci klasifikace jakosti povrchových vod, patří konduktivita mezi základní chemické ukazatele. Její mezní hodnota je pro I. třídu jakosti < 400 μS / cm a pro V. třídu jakosti >1600 μS / cm. Elektrolytická konduktivita slouží také jako kontrola výsledků chemického rozboru vody. Pomocí ní lze posoudit úplnost rozboru iontových složek.

Předností stanovení konduktivity je, že její hodnotu lze získat poměrně snadno a rychle. Umožňuje téměř okamžitý odhad koncentrace iontově rozpuštěných látek a celkové mineralizace. Dále umožňuje získat okamžitou představu o časových změnách v koncentraci anorganických rozpuštěných látek v přírodních, užitkových a odpadních vodách, protože měření lze provádět kontinuálně. To má velký význam při průběžné kontrole jakosti těchto vod (Pitter, 1999).

KYSLÍK je nezbytný pro řadu důležitých chemických i biologických procesů. Relativní podíl kyslíku je oproti dusíku ve vodě podstatně větší než v ovzduší, protože absorpční koeficient kyslíku při teplotě vody 20 °C je 1/32, zatímco absorpční koeficient dusíku je 1/65. V jednom litru vody je v nasyceném stavu obsaženo 8,84 mg / l O₂ a 17,6 mg / l N₂ (Lellák & Kubíček, 1991).

Kyslík se do vody dostává prostou difúzí z atmosféry, při fotosyntetické asimilaci z vodních rostlin a řas a také pomocí mechanické aerace. Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě, závisí na teplotě, atmosférickém tlaku, koncentraci rozpuštěných látek.

V povrchových vodách kolísá koncentrace kyslíku podle toho, zda jde o tok nebo o nádrž či jezero. Ve vodních tocích, vzhledem k neustálému promíchávání vrstev, není vertikální zonace rozpuštěného kyslíku výrazná. Nasycení vody kyslíkem se obvykle pohybuje v rozmezí 85 % až 95 %. Koncentrace kyslíku ve vodách kolísá v závislosti na teplotě vody viz. tabulka č. 1.

Tab. 1. 100 % nasycení vody kyslíkem při různých teplotách (Pitter, 1999)

Teplota [°C]	Rozpustnost [mg / l]
0	14,63
2	13,84
4	13,11
6	12,45
8	11,84
10	11,28
12	10,77
14	10,29
16	9,86
18	9,46
20	9,08
22	8,74
24	8,42
26	8,12
28	7,84
30	7,57
35	6,98

Ovšem za určitých podmínek může dojít i k přesycení vody kyslíkem, které mohou dosáhnout i několika desítek procent. K přesycení vody kyslíkem může dojít dvěma způsoby při mimořádné turbulenci vody (v peřejích, pod jezy nebo vodopády) a při intenzivní fotosyntetické asimilaci organismů.

Kyslík se ve vodě spotřebovává při aerobním biologickém rozkladu organických látek, respiraci, nitrifikaci, oxidaci železa, manganu a sulfidů. Přítomnost či nepřítomnost indikuje stav jakosti vod a rozhoduje o tom, zda ve vodě budou probíhat anaerobní nebo aerobní pochody. Je-li z vody vyčerpán kyslík, začnou jej mikroorganismy pro biochemickou oxidaci získávat redukcí některých anorganických látek např. dusičnanů. Po vyčerpání těchto zdrojů mikroorganismy redukují sírany až na organolepticky závadný a toxický sulfan (Pitter, 1999).

K deficitům kyslíku dochází nejčastěji v zimních měsících, kdy je hladina pokryta ledem, a je znemožněna difuze z atmosféry. Dalším obdobím kdy je značně snížen obsah kyslíku, jsou letní měsíce s vysokými teplotami vody, nízkými průtoky a velkým množstvím vodních mikro i makrofyt. K deficitům kyslíku dochází v noci a brzy ráno, kdy je zvýšená respirace těchto organismů.

Kyslík je limitujícím faktorem pro existenci vodních živočichů a tedy i ryb. Nároky na koncentraci rozpuštěného kyslíku jsou u jednotlivých ryb různé (např. velmi náročné jsou ryby lososovité, pro které je optimální koncentrace kyslíku 8 až 10 mg / l, při snížení koncentrace kyslíku pod 3 mg / l, lze u těchto ryb pozorovat dušení).

Nejenom snížený obsah kyslíku ve vodě vyvolává poruchy u vodních organismů, ale i několikanásobné překysličení vody (250 až 300 %) je pro ryby nebezpečné (obzvláště pro plůdek). Po vysazení může dojít k sekundárnímu zaplísnění a úhynu ryb. To se především týká u převážených ryb v nádobách s kyslíkovou atmosférou (Svobodová a kol., 1987).

AMONIAKÁLNÍ DUSÍK se vyskytuje ve vodách jako kation amonný kation (NH_4^+) a v neiontové formě jako (NH_3). Při rozpouštění amoniaku ve vodě vzniká hydrát $\text{NH}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$, který přímo disociuje na ionty NH_4^+ a OH^- . Poměr mezi amonným iontem NH_4^+ a molekulárním NH_3 značně závisí na teplotě, pH a množstvím rozpuštěného kyslíku.

Obecně se zvyšující se alkalitou, teplotou vody a snižujícím se nasycením kyslíkem roste koncentrace neionizované formy NH_3 . Volný molekulární NH_3 je těkavý a lze ho odstranit z vody provzdušňováním, amoniakální dusík je ve vodách za oxických podmínek značně nestálý a velmi snadno podléhá biochemické oxidaci (nitrifikaci).

V nezatížených povrchových vodách nepřevyšují koncentrace amoniakálního dusíku 1 mg / l. Jako minerály se jednoduché amonné soli v přírodě nevyskytují a nejsou proto ve vodách přírodního charakteru. Amoniakální dusík je primárním produktem rozkladu organických dusíkatých látek živočišného a rostlinného původu (Pitter, 1999).

Zbylé zatížení povrchových vod amoniakálním dusíkem je antropogenního charakteru, převážně organického původu, např. vypouštění odpadních vod do recipientů, splachy z polí a ze zemědělských objektů. Z hlediska toxického působení především na ryby a vodní organismy je velmi významný poměr mezi NH_4^+ a NH_3 . Vzhledem k toxickému působení na organismy je důležité, že stěna buněk je poměrně nepropustná pro amonný iont NH_4^+ , ale molekulární amoniak NH_3 proniká přes tkáňové bariéry velmi snadno.¹

¹ Nedisociovaný amoniak je látka pro ryby velmi silně toxická. Hodnota LC_{50} zjištěna v testu akutní toxicity se u kaprovitých ryb pohybuje v rozmezí 1 až 1,5 mg / l NH_3 , u lososovitých ryb je v rozmezí 0,5 až 0,8 mg / l NH_3 (Svobodová a kol., 1987).

DUSIČNANOVÝ DUSÍK vzniká hlavně sekundárně při nitrifikaci amonného dusíku. Jsou konečným stupněm rozkladu dusíkatých organických látek v oxickém prostředí. Dusičnany se vyskytují téměř ve všech vodách a patří mezi čtyři hlavní aniony. Za oxických podmínek jsou dusičnany stabilní, ale za anoxických podmínek podléhají denitrifikaci za vzniku elementárního dusíku resp. oxidu dusného.

Kromě biochemické redukce je za určitých podmínek možná i chemická redukce, která může ve vodě probíhat působením Fe^{II} ve formě oxidů nebo hydroxidů.

V přírodních vodách se koncentrace dusičnanů mění také v závislosti na vegetačním období. Maximální koncentrace dusičnanů ve vodách se nacházejí mimo vegetační období, kdy se vyluhují z půdy, protože jsou jen velmi slabě zadržovány v půdním sorpčním komplexu. V letních měsících tj. vegetačním období je koncentrace dusičnanů ve vodách nejmenší, protože jsou odčerpávány vegetací (Pitter, 1999).

Jak ve své práci uvádějí (E.I. Lord a kol., 2002) obsah dusíku ve vodách závisí i na typu pěstované plodiny na okolních zemědělských pozemcích. Např. u kuřice jako širokořádkové plodiny hrozí v průběhu vegetační sezóny dosti vysoké splachy a tím pádem i vzrůst koncentrace dusíku v okolních povrchových vodách. Naproti tomu pěstování bobovitých rostlin obohacuje půdu o dusík, který je v průběhu vegetační sezóny zadržován samotnými rostlinami i půdním komplexem. Mimo vegetační sezónu se dusík (dusičnany) uvolňují a jejich koncentrace ve vodách je mnohem vyšší.

Dusičnanový dusík se v čistých vodách vyskytuje nejčastěji v jednotkách $mg / l N-NO_3$, ve znečištěném zatížených vodách jsou ho desítky mg / l (Lellák & Kubíček, 1991).

Hlavním zdrojem znečištění povrchových vod dusičnany je hnojení zemědělsky obdělávané půdy dusíkatými hnojivy, jelikož dusičnany jsou půdním sorpčním komplexem jen z malé části zadržovány. Dusičnany jsou látky pro ryby jen slabě jedovaté. Toxické letální účinky se projevují až v koncentracích 1000 mg / l.² (Pitter, 1999)

FOSFOR hraje významnou úlohu v přírodním koloběhu látek, je nezbytný pro nižší i vyšší organismy, které jej přeměňují na organicky vázaný fosfor. Přírodním zdrojem fosforu ve vodách je rozpouštění a vyluhování některých minerálů a zvětralých hornin, zejména apatit (Pitter, 1999).

Fosfor do vodních ekosystémů přichází především ve formě rozpustných orthofosforečnanů, nebo jejich sraženin (Lellák & Kubíček, 1991).

Nerozpuštěný anorganicky vázaný fosfor je tvořen různými fosforečnany Ca^{II+} , Mg^{II+} , Fe^{III+} , Al^{III+} , které jsou volně rozptýleny, nebo chemicky či sorpčně vázány na jiných anorganických látkách.

Nerozpuštěný organicky vázaný fosfor je přítomen v různých organismech jako fosfolipidy, fosfoproteidy, nukleové kyseliny, fosforylované polysacharidy aj. Po smrti těchto organismů se zabudovaný fosfor v jejich tělech dostává opět do koloběhu, a mohou jej využít jiné organismy.

Rozpuštěný anorganicky vázaný fosfor se vyskytuje ve vodách ve formě jednoduchých nebo komplexních orthofosforečnanů nebo polyfosforečnanů v iontové či neiontové formě. Z jednoduchých a komplexních orthofosforečnanů se ve vodách vyskytují PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- a jejich sloučeniny. Ionty PO_4^{3-} se začínají uplatňovat teprve při hodnotách pH vyšších než 12.

Antropogenním zdrojem anorganického fosforu je především aplikace průmyslových hnojiv s fosforem a odpadní vody z prádelen. Dalším zdrojem jsou polyfosforečnany používané v čistících a odmašťovacích prostředcích. Zdrojem organického fosforu je fosfor obsažený v živočišných odpadech, člověk denně vyloučí asi 1,5 g fosforu. Fosforečnany se ve vodách vyskytují jen v malých koncentracích.

² Jako nejvyšší přípustná koncentrace dusičnanů pro kapra se uvádí 80 mg / l (Schreckenbach, 1982). Negativním působením dusičnanů je jejich nepřímá toxicita, která spočívá v tom, že mohou být prekurzory dusitanů, které reagují v gastrointestinálním traktu s aminy za vzniku N-nitrosoaminů (Pitter, 1999).

Průměrná koncentrace orthofosforečnanového fosforu v neznečištěných vodách je 0,16 mg / l. Bohatší na fosforečnany jsou vody z rašelinišť, kde může být koncentrace fosforu i 0,4 mg / l, který je původem z rozkladu rostlinné biomasy. Podstatě vyšší koncentrace se nacházejí ve splaškových odpadních vodách, kde fosfor pochází z fekálií a z pracích prostředků.

Koncentrace celkového fosforu v těchto vodách se obvykle pohybují v jednotkách miligramů na litr. Průměrná celková koncentrace fosforu ve splaškových vodách je asi 5 mg / l. Obzvláště bohaté splaškové vody na fosfor jsou z provozoven velkoprádelen, pokud se používají prací prostředky s polyfosforečnany. Zde se nacházejí koncentrace celkového fosforu řádově v desítkách mg / l. Z hygienického hlediska je význam fosforečnanů malý, jsou zdravotně nezávadné. Avšak fosfor je limitujícím faktorem eutrofizace našich povrchových vod (Pitter, 1999).

3.3 Vliv člověka na vodní toky

Lidé využívali říční krajinu spolu s vodními toky již odnepaměti, ale jejich závažné destrukce se odehrávají v průběhu posledních 150 let. Využívání říční krajiny v současné době je prakticky vždy spojeno s určitým odpřírodněním řeky.

S největší pravděpodobností první ovlivnění říční krajiny sahá do neolitu, kdy byl přechod k usedlému způsobu zemědělství. S jeho zavedením souvisí likvidace původních porostů, což se v našich podmínkách rovná likvidaci místních lesů. Zemědělci se o říční krajinu zajímali od počátku civilizace, ale jejich vliv na samotný vodní tok nebyl z počátku tak drastický jako dnes.

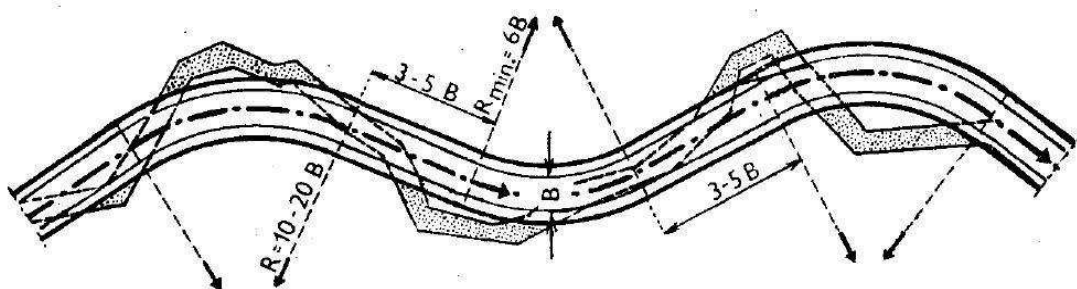
První velmi závažné ovlivnění říční krajiny se odehrálo v průběhu 19. a 20. století. Tehdy došlo k masové přeměně našich lesů, luk a pastvin na ornou půdu, tento negativní jev byl ještě umocňován v průběhu druhé poloviny 20. století.

Změna lesních ploch na pastviny nebo louky, není tak drastická, jako jejich přeměna na ornou půdu. V důsledku těchto změn narůstá protipovodňová ochrana zemědělských ploch a sídel, která již tak umocňuje značné narušení říční krajiny (Štěrbá, a kol., 2008).

3.3.1 Hlavní úpravy toků

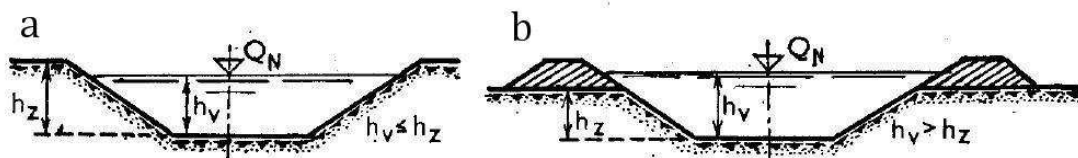
Člověk odedávna zasahoval do přirozeného vodního koryta. Problémem posledních desetiletí je zejména přehnanost těchto zásahů a nárůst zásahů zcela nevhodných. Samotná regulace toku v tehdejší pojetí představuje spoustu technicko-stavebních úprav, které byly prováděny aby se odstranily škody způsobené vodními toky při vyšších průtocích. Nosnými a charakteristickými prvky tzv. klasického systému úprav toků jsou, kamenné či betonové stupně, tvrdá a trvalá opevnění břehů (Lusk, 1989).

POLOHOVÁ ÚPRAVA TOKU je výchozí úpravou malých vodních toků, která představuje polohové ustálení založením nové trasy, vyznačující geometrickou střednici nové směrové polohy upravovaného koryta (Nová trasa koryta vedená ve vlnovce s pravidelně se střídajícími protisměrnými oblouky o přibližně stejné velikosti a délce, které jsou od sebe odděleny kratšími přímými úseky). Toho se dosáhne průkopy mezi jednotlivými meandry řeky nebo zcela vytvořením nového koryta (Jůva, a kol., 1984).



Obr. 1. nová trasa upravovaného toku (Jůva, a kol., 1984)

ÚPRAVA PODÉLNÉHO PROFILU navazuje na návrh nové trasy upravovaného toku, jejím úkolem je určit hloubkové založení koryta a podélný sklon nivelety dna koryta, zajišťující odtok největšího navrhovaného průtoku. Úpravou podélného profilu do stabilního sklonu nivelety dna lze dosáhnout pomocí výstavby nízkých stupňů (Jůva, a kol., 1984).

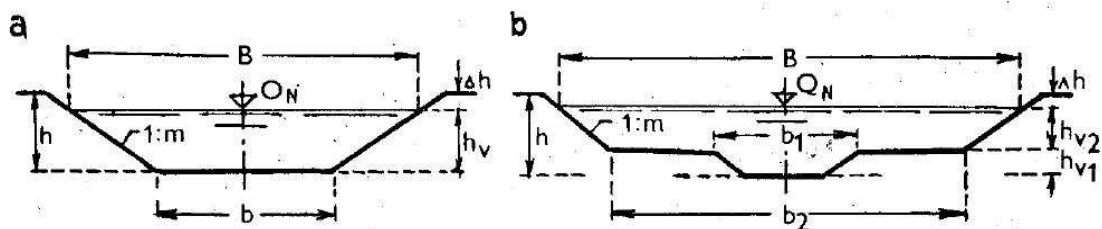


Obr. 2. Hloubkové založení dna koryta toku: a - profil výkopový, b - profil hrázový (Jůva, a kol., 1984)

ÚPRAVA PŘÍČNÉHO PROFILU musí být navrhována tak, aby zabezpečila „neškodné odvádění“ největšího navrhovaného průtoku pro který je tok upravován. Požadovaný stupeň ochrany se obvykle vyjadřuje velikostí N-letého povodňového průtoku, na který se má tok upravit (Jůva, a kol., 1984).

Průtočná kapacita profilu se určuje podle požadavků na ochranu okolních pozemků. Nejvyšší ochranu a tudíž největší odpřírodnění vodního toku nastává u pozemků sídel, průmyslových areálů, silnic a železnic. Zpravidla vodní toky v zastavěných oblastech jsou upravovány tak aby bez rizika odvedli průtok větší než Q_{50} (Lusk, 1989).

Tvarové uspořádání příčného profilu se navrhuje o dané průtočné kapacitě, velikosti, tvaru a rozměrech koryta, které se nemění pokud jsou konstantní hodnoty podélného sklonu nivelety dna a průtoku. Základním tvarem příčného profilu vodních toků je lichoběžník, určený šířkou dna, hloubkou koryta a sklonem svahů (Jůva, a kol., 1984)

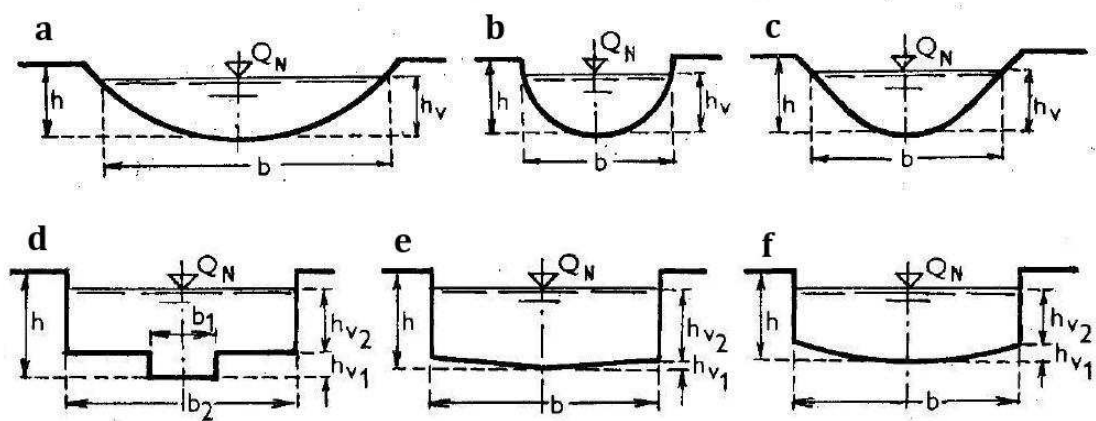


Obr. 3. lichoběžníkový profil: a - jednoduchý, b - dvojitý (Jůva, a kol., 1984).

Jednoduchý lichoběžníkový profil se používá jestliže průtoky v toku jsou v průběhu roku vyrovnané, koryto je dostatečně hluboké a neusazují se v něm splaveniny.

Dvojitý lichoběžníkový profil se skládá ze dvou částí lichoběžníkovitého tvaru, z nichž menší tzv. *kyneta*, slouží k odvádění malých setrvalých průtoků a větší část odvádí povodňové průtoky (Jůva, a kol. 1984).

Jiné tvary profilu koryta



Obr. 4. různé typy profilu: a – miskovitý, b – kruhový, c – žlabový, obdélníkový profil: d – s kynetou, e – do tvz. střelky, f – s kruhovým segmentem ve dně (Jůva, a kol., 1984).

Miskovitý profil se používá u toků, u kterých se z hloubkou zmenšuje sklon břehů. Kruhový a žlabový profil je používán u malých koryt, zvláště bystřin a horských potoků, které jsou opevněny v celém příčném profilu.

Obdélníkový profil v němž jsou šikmé svahy nahrazeny kolmou betonovou nebo kamennou nábrežní zdí se často používá v místech s nedostatkem místa např. v intravilánech obcí (Jůva, a kol., 1984).

STAVEBNÍ ÚPRAVY TOKŮ se ve většině případů skládá ze dvou celků opevnění a výstavba technických objektů. Ty mají za úkol zmírnit dopad negativních vlastností, které vznikly při regulaci toku.

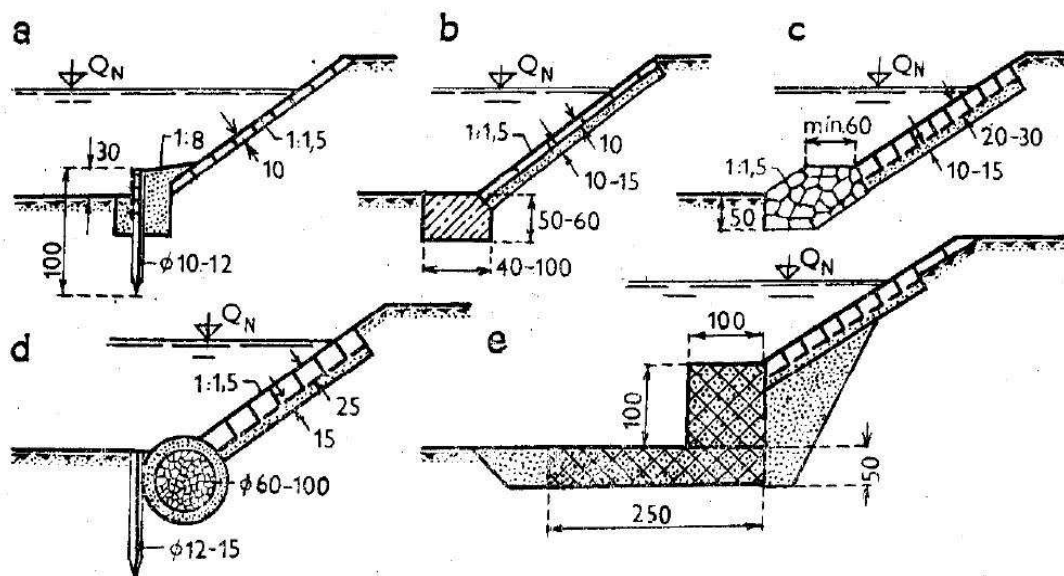
Opevnění koryta má zajistit jeho stabilitu a odolnost vůči účinkům proudící vody, včetně působení unášených předmětů. K opevnění svahů koryt se používají tři konstrukční prvky a jejich vzájemná kombinace.

Vegetační opevnění má za úkol vytvořit na břehu vodního koryta takový vegetační pokryv, který v dostatečné míře chrání břehy před erozí a narušením. Vegetační opevnění svým přírodním charakterem je nejbližší původnímu přirozenému opevnění vodních toků a jako takové nejlépe vyhovuje ekologickým a biologickým požadavkům společenstev organismů v okolí vodního toku. Zejména na menších tocích by toto opevnění mělo být preferováno (Lusk, 1989).

Opevnění z kamene je nejrozšířenější konstrukčním opevňovacím typem. Používá se především ke zpevnění paty svahu břehu a na nárazovém břehu, ale i k opevnění celého svahu, případně i dna koryta.

Opevnění z betonu se v současné době stále používá spolu v kombinaci s různými betonovými doplňky, které se dají dále kombinovat s vegetačním opevněním např. zarůstací tvárnice. V poslední době se setkáváme s použitím plných betonových doplňků, jako jsou plné dlaždice, které se uplatňují při zpevňování paty svahů a dna (Lusk, 1989).

Opevnění paty svahů tzv. patky mají zajistit stabilitu svahu, aby neujížděl a nebyl narušován proudem vody. Vegetační opevnění bylo rozšířeno při opevňování patek svahů vodních toků především v minulosti. K opevnění patek byly používány laťové a proutěné plůtky. Kamenné patky mohou být volně sypané nebo postupně ukládané jako zdivo. Při ukládání lomového kamene jako zdivo jsou mezery vyplněny drobným kamením, štěrkem nebo betonovou směsí. Dále se při zpevňování patek svahů užívají haťoštěrkové válce a drátokamenné roviny, což není nic jiného než drátěné pletivo svinuté do příslušného tvaru a vyplněné hrubým štěrkem nebo kamením (Lusk, 1989).



Obr. 5. způsoby opevnění paty svahů: a - laťový plůtek, b - betonový blok, c - kamenný zához, d - haťoštěrkový zához, e - drátokamenná rovina (Jůva a kol., 1984)

Konstrukce v korytě stojí v rovných úsecích toku, aby nebyly rozrušovány proudem při vyšších vodních stavech. Jsou tvořeny z různých materiálů, menší konstrukce jsou tvořeny převážně přírodním materiálem, větší jsou tvořeny železobetonovou konstrukcí.

Osamělé balvany rozmístěné v profilu koryta vytvářejí proudové stíny, přispívají k tvorbě menších výmolů a rozčleňují vlastní profil toku. Osamělé balvany jsou vhodné pro větší mělké toky o šířce koryt nad 5 m. Kameny jsou osazeny tak, aby 30 cm vyčnívaly nad niveletu dna.

Stupně jejich účelem je zvýšit výšku vodního sloupce v toku nad stupněm a vytvořit výmol s hlubší vodou pod stupněm. Účelem výstavby stupňů je vyrovnaní spádové křivky toku, která byla regulací značně zprudčena. Jednoduché stupně jsou budovány ze dřeva, kamení, nebo kombinací obou materiálů. Složité, vyšší stupně než 50 cm jsou stavěny z betonu a kamení.

Balvanité skluzy jsou menší a přírodě bližší obdobou stupně. Jejich účel je vyrovnaní spádové křivky. V korytě toku tvoří šikmou rovinu s podélným sklonem, která je vyložena balvany. Šikmá plocha balvanitého skluzu není kompaktní, ale je tvořena proudy a malými výmoly, ve kterých si migrující ryby mohou odpočinout. Značná výhoda balvanitých skluzů oproti stupňům je, že nenarušují tak krajinný ráz, a netvoří překážku pro migraci ryb (Lusk, 1989).

NEGATIVNÍ DOPADY ÚPRAV VODNÍCH TOKŮ se projevují jak na kvalitě vody, tak i na abundanci vodních organismů. Mezi nepřímé vlivy regulace vodních toků patří značné zhoršení kvality vody. Regulace vodního toku sama osobě nezhoršuje kvalitu vody, ale má za následek výrazné napřímení a tím pádem i zkrácení vodního toku.

Zmenšení velikosti aktivního povrchu na kterém dochází za pomoci fyzikálních, chemických a biochemických procesů k odbourávání znečišťujících látek, má za následek snížení samočisticí schopnosti toku.

Regulace v kombinaci s opevňovacími prvky svahů a dna omezuje až znemožňuje komunikaci vodního toku s hyporealem, který hraje jednu z klíčových rolí v samočisticí schopnosti toku. Regulace se neomezuje jen na samotný vodní tok, ale ve většině případů redukuje i okolní břehové porosty stromů a keřů. Tyto vegetační prvky se neméně významným způsobem podílejí na samočisticí schopnosti toku a kvalitě vody. Mezi přímé vlivy úpravy vodních toků

patří snížení druhové diverzity a abundance vodních organismů. Již při realizaci úpravy toku dochází ke značnému úbytku vodních organismů, které jsou usmrceni při stavebních pracích. Dalším z negativních dopadů na početnost vodní fauny má naprosto přímé a homogenní koryto toku, které jen stěží umožňuje úkryt vodním organismům, především rybám. Důvodem proč dochází k poklesu početnosti a druhové diverzity ichtyofauny v horních úsecích toku jsou příčné překážky, zejména vysoké stupně, které znemožňují zpětnou rekolonizaci horních partií toku.

3.3.2 Znečištění vodních toků

Pod pojmem znečištění vodních toků si lze představit jakékoliv nežádoucí změny ať už fyzikálního, chemického nebo biologického charakteru, které negativně působí na jakost vody. Podle původu je možno rozlišit znečištění povrchových vod na přirozené a antropogenní. Příkladem přirozeného znečištění je zakalení v důsledku silných dešťových srážek, okyselení vody následkem náhlých odtoků sněhových vod. Příčinou antropogenního znečištění je ve velké míře odtok odpadních vod z průmyslu, zemědělské činnosti a domácností do recipientů. Pro posuzování znečištění povrchových vod je možné ho rozdělit do několika kategorií. První členění je založeno na rozsahu znečištění.

Bodové znečištění je pro něho charakteristický rozpoznatelný zdroj znečištění, odpadní vody se dostávají v úzce lokalizovaném prostoru do recipientu např. jednotlivé vyústění septiků.

Plošné znečištění nastává jako důsledek odtoku atmosférických srážek v podobě povrchových vod. Tyto vody obsahují velké množství rozpuštěných i nerozpuštěných látek a ty se dostávají do vodních toků povrchovým odtokem z velkých ploch.

Trvalé nebo dlouhodobé znečištění je možno definovat jako opakující se znečištění, které je většinou ze stejného zdroje. Ovšem tento typ znečištění může v průběhu času měnit intenzitu vypouštění odpadních vod do recipientu (Svobodová, 1987).

Kampaňové znečištění lze charakterizovat jako náhlé, přechodné znečištění po dobu několika málo měsíců, které je spojeno s výrobou jednoho produktu, např. odpadní vody z cukrovarů a ze škrobáren. Po ukončení činnosti se zastaví zdroj znečištění a vodní tok se za nedlouho opět vyčistí (Štěrba & Rosol, 1989).

Havárie je možno definovat jako náhlé, nepředvídatelné a obvykle krátkodobé zhoršení jakosti povrchových vod, které má vliv na zhoršení některých vlastností vody a způsobuje hygienické, estetické a biologické závady. Nejsnáze lze účinky havárie pozorovat na úhynu rybí obsádky, ale havárie nepostihují jen rybí obsádku, dokáží zdecimovat celé společenstvo vodního toku (Vučka a kol., 1984).

TYPY ZNEČIŠTĚNÍ POVRCHOVÝCH VOD rozdělují znečišťovatele do několika skupin podle původu znečišťujících látek.

Splaškové odpadní vody jsou zřejmě nejstarším a zároveň nejrozšířenějším typem odpadních vod. Jejich producenti jsou výhradně domácnosti. Množství vypouštěných látek obvykle nepřesahuje z jednotlivých domácností několik málo desítek litrů na osobu a den. I v dnešní moderní době se setkáváme s přímým vypouštěním nečištěných splaškových vod do recipientu. Tento typ znečištění je charakteristickým rysem malých obcí, které nemají čistírnu odpadních vod a občané těchto obcí většinou bez jakýkoliv zábran vypouští své splaškové vody přímo do vodního toku. Ve skutečnosti není toto většinou rozptýlené a bodové znečištění tak závažné pro vodní tok jak se může na první pohled zdát. Díky tomu, že intenzita vypouštěných látek je malá a relativně rovnoměrně časově i prostorově rozvržena. Ve splaškových vodách bývá vždy přítomno velké množství hlinitých nečistot, písku, papíru, kusových a rozptýlených organických látek. Přítomné organické látky jsou nejdůležitější, neboť podléhají prudkému rozkladu, na který je zapotřebí velké množství kyslíku a může snáze dojít ke kyslíkovým deficitům (Štěrba & Rosol, 1989).

Odpadní vody ze zemědělské činnosti hodně závisí na zaměření daného zemědělského podniku. K rozvoji znečištění povrchových vod tímto hospodářským odvětvím začalo docházet v druhé polovině 20. století spolu s jeho intenzifikací. Hlavním znečišťovatelem tohoto hospodářského odvětví je živočišná produkce, z níž odchází především moč, kejda a silážní šťávy.

Neméně významným znečišťovatelem jsou podniky zaměřené na rostlinou produkci, ze kterých se dostávají do vodních toků především pesticidy a hnojiva a to díky splachům ze zemědělských pozemků a objektů.

Nejvíce znečišťující látkou povrchových vod v rámci Evropy jsou právě dusičnany, za nimi těsně následují fosforečnany a rezidua pesticidů (Heinz a kol., 2002)

Odpadní vody z průmyslu se odvíjejí od typu průmyslové činnosti. Všeobecně lze říci, že obsahují nejširší spektrum znečišťujících látek (od organických látek přes těžké kovy až po látky různé chemické povahy a ropné deriváty). Znečištění z průmyslové činnosti můžeme rozdělit na trvalé a přechodné tzv. kampaňové. Většina odpadních vod z průmyslu spadá pod trvalé znečištění, které negativně ovlivňuje jakost vody v průběhu celého roku. Mezi kampaňové znečišťovatele patří potravinářský průmysl obzvláště cukrovarnictví, škrobárny. Odpadní vody z průmyslu většinou způsobují jen primární znečištění, ale jsou i odvětví, které kromě primárního znečištění vyvolávají i sekundární znečištění.³ (Štěrba & Rosol, 1989).

Tepelné znečištění je v posledních letech velkým problémem, který negativně ovlivňuje samotný vodní tok i organismy v něm žijící. Tento typ znečištění je převážně způsoben z odpadního tepla splaškových, chladírenských vod z jaderných elektráren, tepláren, ale i přečištěné vody z čistíren odpadních vod. Tepelné znečištění vodních toků sebou nese řadu problémů. Jedním z problémů je nižší nasycení vody kyslíkem. Dalším problémem je změna druhové diverzity vodních organismů a ichtyofauny (Cassie D., 2006).

³ Sekundární znečištění je velmi těsně spjato s cukrovarnictvím. Pro odpadní vody z cukrovarů je typické velké množství organických látek především cukrů. Následně v těchto tocích dochází k velkému rozvoji vláknité bakterie *Sphaerotilus natans*, která postupně pokryje celé dno. Po ukončení kampaně, které je obvykle koncem prosince, končí i přísun živin bakteriím. Kolonie chřadnou, postupně se odtrhují a hromadí se v klidných úsecích řek, kde dochází k jejich vyhnívání (Štěrba & Rosol, 1989).³

VLIV ZNEČIŠTĚNÍ POVRCHOVÝCH VOD negativně působí na celé společenstvo vodních organismů, vyvolávají přímé nebo nepřímé škody. Přímé škody lze relativně snadno a rychle vyčíslit. Jedná se především o úhyn vodních organismů a ryb. Nepřímé škody lze jen stěží vyčíslit, patří k nim pokles druhů vodních organismů a ichtyofauny jen na tolerantní druhy k danému znečištění, snížení růstu, náchylnosti k onemocnění, omezení reprodukce ryb a ovlivnění estetické složky která působí na citové vnímání vodního toku lidmi.

Jedním z hlavních důsledků znečištění povrchových vod je eutrofizace, která způsobuje značný rozvoj mikro a makro flóry. V důsledku čehož dochází k deficitům kyslíku v nočních a brzkých ranních hodinách. Dalším negativním vlivem eutrofizace je hromadění toxických metabolitů sinic.

Vlivem dlouhodobého znečištění se v povrchových vodách mění druhové složení rybí obsádky, snižuje se zastoupení citlivějších druhů ryb (především lososovitých a dravých druhů ryb) a zvyšuje se zastoupení odolnějších, rybářsky méně ceněných druhů ryb (plotice, cejn, karas, ouklej, jelec). Znečištění povrchových vod se ve značné míře promítá do kvality rybího masa, které má výrazně zhoršenou chuť. Nejčastější příčinou vyvolávající organoleptické změny masa ryb jsou fenoly, ropné produkty a splaškové vody. Maso ryb žijících v těchto vodách zapáchá a má chuť 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. Mírné organické znečištění zvyšuje saprobitu oligotrofních vod v důsledku čehož se zvyšuje abundance a diverzita druhů. Díky tomu se zvýší množství potravy pro ryby, které vykazují vyšší hmotnostní i délkový přírůstek (Adámek, a kol., 1995).⁴

⁴ Samozřejmě nesmíme zapomenout, že i mírné organické zatížení snižuje kvalitu vody, která se projeví ve zhoršené kvalitě rybího masa. Toho jsou si rybáři vědomi a na vodách tohoto typu se ve větší míře provozuje sportovní rybolov („chyt' a pust'“).

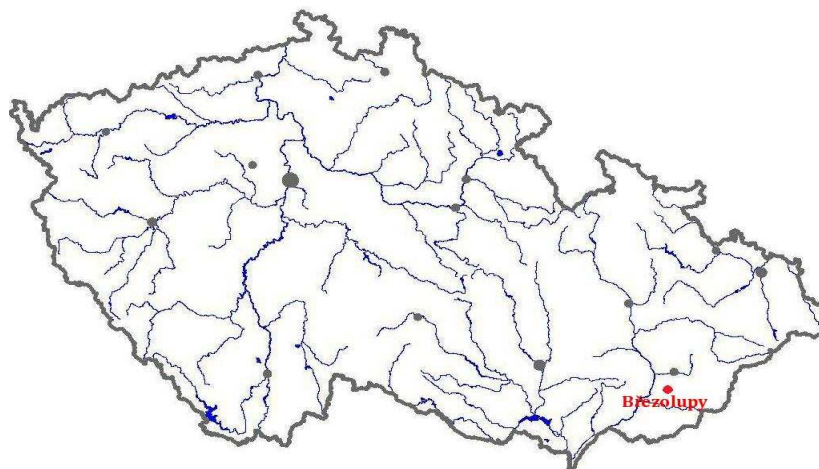
4 Materiál a metody

4.1 Vymezení zkoumaného území:

Vybrané území zahrnuje vesměs jen nejbližší prostor podél říčky Březnice. Ten je tvořen samotným vodním tokem a nivou, která zaujímá místy podstatnou část údolí, kterým vodní tok Březnice protéká. Zkoumané území vodního toku je součástí katastrálního území obce Březolupy.

Obec Březolupy se nachází na jihovýchodní Moravě, ve Zlínském kraji, leží na spojnici mezi Uherské Hradiště a Zlín. Zkoumaná část vodního toku Březnice začíná prvním stanovištěm měření, které se nalézá cca 600 m proti proudu toku před obcí Březolupy a končí čtvrtým stanovištěm měření, které se nalézá cca 600 m po proudu za obcí Březolupy směrem na Uherské Hradiště. Délka vybraného území podél vodního toku je asi 4 km.

Z geomorfologického pohledu se vymezené území nalézá na okraji Dolnomoravského úvalu. Na západní straně sousedí s Chřiby a ze severovýchodu zasahuje jihozápadní okraj Vizovické vrchoviny. Z geomorfologických regionů největší délkou protéká daný vodní tok členitými pahorkatinami, které se vyskytují od pramenné části až do poloviny obce Březolupy. Od druhé poloviny obce Březolupy až po obec Kněžpole teče Březnice plochými pahorkatinami. Odkud již teče rovinami až k soutoku s řekou Moravou. Téměř po celé délce toku Březnice teče ve svých vlastních sedimentech.



Obr. 6. zájmové území vyznačené v rámci ČR (www.zemepis.com, Zemepis.com, 2002-2010)

4.2 Popis toku

Říčka Březnice pramení v nadmořské výšce 390 m nad stejnojmennou obcí v Březnickém háji. Odtud teče jihozápadním směrem poměrně hlubokým a úzkým údolím. Od obce Březolupy se údolí i niva začíná postupně rozšiřovat, až po dolní konec obce Bílovice, kde je šířka údolí maximální. Dále již říčka Březnice teče mezi rozlehlými lány polí k nedalekému soutoku s řekou Moravou.

Březnice měří po soutoku s řekou Moravou asi 29 km, plocha samotného vodního toku je cca 5,8 ha. Březnice má 25 přítoků, kde Nedachelbický a Hlubocký potok patří mezi největší a nejvýznamnější.

V horní části toku převažuje kamenité dno s občasnými výstupy pískovcových bloků, které jsou nedílnou součástí flyšového podloží. Vystupující pískovcové bloky, často přetínají vodní tok a tvoří malé přirozené jízky, které se vyskytují téměř od pramenné části toku až po tzv. dolní konec obce Šarovy.

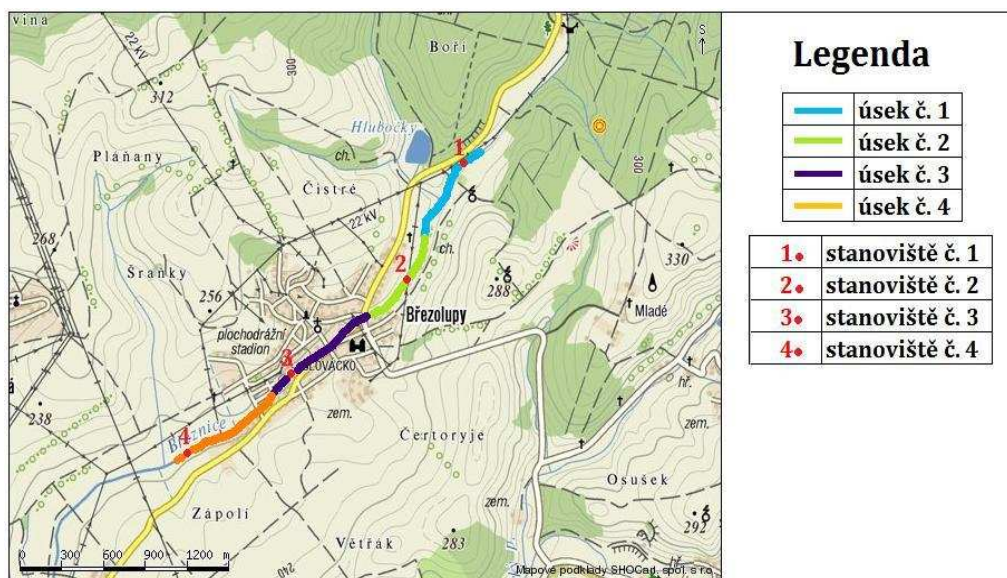
Od Šarov se postupně mění charakter dna i celého toku. Ubývá kamenitého substrátu přibývá jílu, který nakonec převládne. Postupně se zde začíná vodní tok zařezávat do měkkého jílovitého podloží. Profil koryta se začíná měnit z písmene V, (který převažuje v horní části toku) na písmeno U se strmými hlinitými břehy.

Hloubka zařezání vodního toku do jílovitého podloží je v některých místech více než 4 m pod úrovní místního terénu. Břehy v těchto místech jsou strmé až kolmé, i jesep je zde poměrně příkrý s prudkými přechody mezi souší a vodním prostředím. Tyto místa s hlubokým zařezáním vodního toku do podloží se především nacházejí směrem po proudu toku pod obcí Březolupy. Na říčce Březnici se střídají proudné místa s táhlými hlubokými tůněmi. S přibývajícím délkou toku se častěji vyskytují táhlé hluboké tůně, které jsou ohraničeny krátkými proudnými úseky.

Hloubka vodního sloupce i šířka toku značně kolísá. Na většině toku je poznamenána proběhlou regulací. Průměrná šířka profilu koryta, kde dosahuje vodní hladina za normálního stavu vody je 2,5 až 3 m (min. 1 m, max. 6 m). Průměrná hloubka toku se pohybuje od 0,35 – 1 m. Minimální výška vodního sloupce je 15 cm, maximální hloubka je i přes 2,5 m.

4.3 Popis vybraných úseků a jednotlivých stanovišť

Zkoumaná část toku byla rozdělena na čtyři zhruba stejně dlouhé úseky, na kterých probíhalo hodnocení antropogenních úprav a vlivů. V každém úseku bylo zřízeno jedno odběrové stanoviště, jednotlivá čísla stanoviště odpovídají číslu daného úseku.



Obr. 7. mapa zájmového území s vyznačenými úseky a stanovišti odběru vzorků (www.mapy.cz, Planstudio, 2005-2009)

4.3.1 Úsek a stanoviště č. 1.

Úsek č. 1. začíná asi 700 m proti proudu před obcí Březolupy u bývalého kamenného splávku a končí směrem po proudu třetím Březolupským splavem. Stanoviště č. 1. leží v horní části úseku č. 1. v nadmořské výšce 190 m.n.m. asi 600 m, proti proudu před obcí Březolupy směrem na Zlín. Přesněji se nachází nedalekého malého „ranče“ mezi menším mostem přes 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 a šterku. Profil dna není hladký, je zvrásněný výčnělky a propadlinami vytvořenými vodním proudem. Vodní tok se v těchto místech zařezává do měkkého jílovitého podloží a tvoří zde hluboké místy proudné tůně. Šířka spodní části koryta v kterém protéká voda je zde v rozmezí 2 až 3 m.

Hloubka vody v pomaleji tekoucích tůních je 1,3 až 1,5 m, zatímco v proudnějších úsecích toku, které ohrazují jednotlivé tůně je mocnost vodního sloupce do 30 cm.

Břehový porost je tady hodně hustý místy až neprostupný. Je převážně tvořen: *Alnus glutinosa*, *Salix fragilis*, *Fraxinus excelsior*, *Cornus sanguinea*, *Prunus spinosa*, *Euonymus europaeus*, *Sambucus nigra*. Bylinné patro je značně chudší díky hustému keřovému a stromovému patru, je tvořeno: *Urtica dioica*, *Stachys sylvatica*, *Galeobdolon luteum*, *Lamium maculatum*, *Impatiens parviflora*.

4.3.2 Úsek a stanoviště č. 2.

Úsek č. 2. se nachází po proudu toku v horní části obce Březolupy, začíná třetím a končí prvním Březolupským splavem. Stanoviště č. 2. leží zhruba uprostřed úseku č. 2. Toto je stanoviště tvořeno „druhým Březolupským splavem“, který je největší (co do objemu jímané vody i do velikosti) ze všech Březolupských splavů tak i splavů na říčce Březnici vůbec. Celý splav je vybetonovaný. Výška splavu, přes kterou přepadá voda je 50 až 60 cm, jeho šířka je asi 2 m.

Mocnost vodního sloupce v nejhlubším místě splavu (u vývařiště) je přes dva metry. V dnešní době je značná část objemu splavu zmenšena, díky velkému množství uloženého sedimentu (který se ve splavu uložil po letních bouřkách 2009) Nad i pod splavem je koryto zregulované, bez jediné zákruty či tůňky. Samotný vodní tok je navíc sevřen dřevěným hrazením, které tak dovršuje bytelnou regulaci. Příčný profil koryta má tvar pravidelného lichoběžníku. Šířka koryta pod i nad splavem je v rozmezí 1,5 až 2 m, hloubka vodního sloupce v těchto místech kolísá mezi 20 a 40 cm.

Substrát dna v proudných úsecích toku je převážně kamenitý, tvořený drobným kamením do průměru 10 cm a štěrkem. V místech kde se proud zpomaluje jsou nánosy drobného sedimentu.

Břehový porost na tomto stanovišti je hodně zredukovaný, díky regulaci toku se omezuje zde jen na bylinné patro, které je tvořeno především rostlinami z čeledi *Poaceae* a *Asteraceae* s občasnými výskyty: *Mentha longifolia*, *Sedum acre*, *Geum urbanum*, *Trifolium pratense*, *Cardamine pratensis* a devětsilovými lemy.

4.3.3 Úsek a stanoviště č. 3.

Úsek č. 3. se nalézá ve středu obce začíná od prvního Březolupského splavu a končí kamennou lávkou u motorestu „Koliba“. Stanoviště č. 2. leží v dolní části tohoto úseku pod motorestem Koliba. V těchto místech Březnice protéká téměř centrem obce, podél silnice číslo 497, která ji protíná před prvním Březolupským splavem. I zde je koryto toku zregulované a napřímené. Profil koryta má opět tvar pravidelného lichoběžníku. Koryto je přímé, jednolitě a neměnné od prvního Březolupského splavu až po konec tohoto úseku.

Spodní část koryta ve kterém proudí voda je široké asi 2 až 2,5 m. Hloubka vodního sloupce se pohybuje v rozmezí 20 až 40 cm. Substrát dna je tvořen splavenou hlínou a sedimenty z kanalizace, která ještě donedávna vypouštěla splaškové vody přímo do toku.

V současné době je tato kanalizace napojena na čističku odpadních vod. Příkré stěny regulovaného koryta jsou vydlážděny kamením, které je skryto pod tenkou vrstvičkou vegetace, jenž je omezena jen na bylinné patro. Ve kterém převažují rostliny z čeledi: *Poaceae*, *Asteraceae* a *Lamiaceae*.

4.3.4 Úsek a stanoviště č. 4.

Poslední úsek protéká tzv. dolním koncem obce Březolupy, začíná pod motorestem „Koliba“ a končí cca 300 m pod ČOV Březolupy. Stanoviště č. 4. se nachází v dolní části stejnojmenného úseku, asi 600 m po proudu toku za obcí Březolupy. Stanoviště je umístěno asi 50 m pod vyústěním čističky odpadních vod. Břehy jsou tady velmi strmé, místy až kolmé. Pod obcí Březolupy se říčka Březnice poměrně hluboce zařezává do jílovitého podloží, v některých místech teče asi 4 až 6 m pod okolním terénem. Často se zde vyskytují kolmé stěny s obnaženými kořeny stromů a keřů. Přirozený substrát dna je v těchto místech tvořen převážně jílovitým podložím a s občasnými splaveninami půd z okolních polí.

Přirozený substrát dna se ve většině případů liší s tím, který se zde nyní vyskytuje. Na většině místech je dominující substrát antropogenního charakteru, který se skládá ze zbytků po stavebních činnostech, ze zahrad, polí a domovního odpadu (jako jsou: pneumatiky snad na všechny typy vozidel a kovového šrotu). V těchto místech se proudné úseky toku plynule střídají s dlouhými hlubokými tůňemi. Šířka toku v průměru dosahuje 3 m.

Mocnost vodního sloupce záleží hlavně na typu úseku toku. V proudných místech hloubka vody se pohybuje okolo 20-40 cm, zatímco v pomaleji tekoucích úsecích a tůňích hloubka vody dosahuje i přes 2 m. V úsecích, kde proud vody ztrácí na síle se hromadí splavovaný materiál v podobě nezpevněných lavic a agradačních valů. Tyto místa usnadňují šíření nepůvodních rostli jako jsou: *Impatiens parviflora* a *Impatiens glandulifera*. Na březích od tohoto stanoviště až po zbytek délky toku, je velké zastoupení invazního druhu *Helianthus tuberosus*. Složení břehové vegetace je velmi podobné jako u stanoviště č. 1.

4.4 Březnice a lidé

První osídlení lokality v okolí nynější obce Březolupy se datuje do čtvrtého století před našim letopočtem. Osídlení bylo založeno nad boční obchodní cestou podél toku Březnice. Obchodní stezka vedla od Uherského Hradiště k Velkému Ořechovu až do horních Uher (Stigler & Kopal, 2001).

Obec Březolupy se rozkládá na obou březích říčky Březnice. V okolí obce byly velmi úrodné půdy, vhodné k pěstování obilovin, zeleniny i vinné révy. Jednalo se především o hnědozemě a nivní půdy, které se vyskytovali na svazích. Již první obyvatelé lokality nynější obce Březolupy se živili zemědělstvím, které se postupem času značně rozvinulo.

Během posledních padesáti let člověk měnil ekosystémy rychleji, než v kterémkoliv srovnatelném období lidské historie. Po roce 1945 došlo k výrazné změně celého zemědělského systému. Klasické zemědělství se přetransformovalo na zemědělský systém s velkoprůmyslovými rysy. Tím pádem z české krajiny zmizela klasická mozaikovitost, a začala dominovat jednolitá zemědělská krajina s rozlehlými poli a monokulturami.

Na většině území po roce 1989 došlo k další změně zemědělství, upouští se od obrovských lánů monokultur, soustřeďuje se pozornost na krajinnou mozaiku s co největší mírou heterogenity.

V okolí Březolup je zemědělský systém velmi podobný jako po roce 1945. Často se zde setkáme s rozsáhlými polními systémy, kde dominuje jedna plodina, špatně provedenými agrotechnickými opatřeními, výsadbou širokořádkových plodin i na svazích, nedodržování osevních postupů, pěstují se jen plodiny, které jsou „v kurzu“ (řepka, pšenice, kukuřice).

Říčku Březnici neovlivňuje jen zemědělství, ovlivňují ji hlavně samotní lidé. Někteří z nich považují Březnici ne jako vodní tok, ale jako úložiště nepotřebného materiálu. Začíná to ukládání rostlinných zbytků na břehy, nebo do samotného vodního toku, pokračuje to přes vyhazování nepotřebného domovního odpadu, (jakou jsou staré pneumatiky od všech typů vozidel, staré jízdní kola, stavební suť a mnoho dalšího materiálu). Nakonec to dovršuje přímé vypouštění splaškových vod z jednotlivých domů přímo do toku. To vše značným způsobem ovlivňuje kvalitu vody v říčce Březnici.

4.5 Před-odběrové období

Před-odběrové období proběhlo před rokem 2007. Mělo za účel: podrobný průzkum toku a následné vytipování míst pro pravidelný odběr vzorků. Zjištění a označení všech zdrojů znečištění, zjištění druhů a zastoupení všech vyskytovaných typů úprav a opevnění na vodním toku Březnice a jejich vliv na vodní režim a kvalitu vody. Dále mělo za úkol prozkoumat typy substrátu na dně toku a stanovení příčných profilů koryta na sledovaných místech.

4.5.1 Hodnocení antropogenních úprav toku

Tabulka k hodnocení antropogenních úprav, vztažené k přirozenosti daného toku byla sestrojena na základě rešerše dvou publikací (Jůva, a kol., 1084) a (Lusk, 1990). Hodnocení odpřírodnění toku probíhalo na čtyřech zhruba stejně dlouhých úsecích (od úseku č. 1 až po úsek č. 4). Hodnoceny byly typy úprav trasy koryta, příčný profil, opevnění koryta a konstrukce v korytě. Nejmenší délka opevnění koryta od které probíhalo hodnocení byla 10 m. Přehled všech hodnocených kategorií antropogenních úprav se nachází v tab. č. 2.

4.6 Odběr vzorků a jejich zpracování

Monitorování kvality vody ve vodním toku Březnice bylo prováděno v období od 17.7.2008 do 29.3.2010 v pravidelných jednoměsíčních intervalech.. Vzorky byly odebírány směrem po proudu toku od stanoviště č. 1 po stanoviště č. 4 a odběry byly provedeny v souladu s ČSN 75 7051. Na místě vždy byly také změřeny následující parametry: obsah kyslíku, vodivost, pH, teplota vody a vzduchu. Laboratorní stanovení koncentrace amoniakálního dusíku (N-NH_4^+), dusičnanového dusíku (N-NO_3^-) a fosforečnanů (PO_4^{3-}) ve vzorcích bylo provedeno pomocí absorpční spektrofotometrie vždy do 24 hodin od odběru, přičemž byly vzorky mezi odběrem a stanovením skladovány při teplotě 4 – 7 °C.

4.6.1 Terénní stanovení vybraných parametrů a odběr vzorků

Pro vlastní měření 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 vzorku byly nejprve změřeny dané charakteristiky. pH bylo změřeno pH-metrem, který byl nakalibrován pomocí stand. pufrů pH 7 a 9, následovalo měření vodivosti pomocí konduktometru.

Obsah rozpuštěného kyslíku byl změřen přenosným oximetrem, membránová elektroda byla ponořena v proudnici v hloubce cca 10 cm pod hladinou vody. Před zahájením měření byl oximetr nakalibrován podle teploty vody na 100% tabulkovou hodnotu obsahu kyslíku.

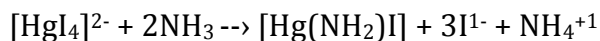
Dále byl odebrán vzorek do polyethylenové 250 ml vzorkovnice. Při vlastním odběru byla čistá vzorkovnice nejprve vypláchnuta vodou z toku a poté ponořena v proudnici cca 30 cm pod hladinou vody. Každé stanoviště mělo svou vlastní vzorkovnici s daným pořadovým číslem. Posledním krokem bylo stanovení okolní teploty ve výšce 10 cm nad povrchem půdy za pomocí digitálního teploměru.

4.6.2 Laboratorní stanovení vybraných iontů

Pro vlastní stanovení 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 (NH₄⁺)

Do 10 ml skleněných Hach kyvet bylo napipetováno 0,5 ml vzorku a 4,5 ml destilované vody (díky vysoké koncentraci amoniaku nad mezí detekce přístroje byly pokaždé vzorky naředěny destilovanou vodou 1 : 10). Po homogenizaci byly ke vzorku přidány tři kapky Nesslerova činidla (tetrajodortuřnatan sodný). Po promíchání byl vzorek na 10 min. odstaven a po homogenizaci v něm byla změřena absorbance při vlnové délce 425 nm proti blanku (destilovaná voda se 3 kapkami Nesslerova činidla). Z naměřené absorbance byla vypočítána hodnota koncentrace amonných iontů pomocí programu Windowchem Standard Curves. Nesslerovo činidlo reaguje s amonnými ionty za vzniku žlutohnědého komplexu (Horáková a kol., 2007).



Stanovení dusičnanového dusíku (N-NO₃⁻)

Měření probíhalo ve 25 ml skleněných Hach kyvetkách, do kterých bylo odpipetováno 2,5 ml vzorku a 22,5 ml destilované vody (díky vysoké koncentraci dusičnanového dusíku nad mezí detekce přístroje byly pokaždé vzorky naředěny destilovanou vodou 1 : 10). Ke vzorku byl přidán sáček NitraVer6 a po promíchání byl přidán sáček NitraVer3. Po homogenizaci byl vzorek na 5 min. odstaven a poté v něm byla změřena absorbance při vlnové délce 507 nm proti blanku (destilovaná voda s přídatkem 1 balení NitraVer6 a NitraVer3) Pro stanovení dusičnanů byla použita nepřímá spektrofotometrická metoda. Princip stanovení spočíval v redukci dusičnanů na dusitany pomocí kadmiového redukčního činidla obsaženého v NitraVer6 v prostředí chloridu amonného (NH₄Cl).

Dusitanové ionty následně reagovaly s kyselinou sulfanilovou za vzniku diazoniové soli, která s kyselinou 4,5-dihydroxynaftalen-2,7-disulfonovou (obsaženou v NitraVer3) poskytla produkt červené barvy (Horáková, a kol., 2007). Používaný spektrofotometr HACH DR2000 s vnitřní kalibrací udával výsledky koncentrace N-NO_3^- v mg / l přímo na displeji.

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

Pro stanovení bylo nutné vzorek přefiltrovat přes papírový filtr o poréznosti 0,45 μm . Do 100 ml kádinky byl odpipetován 1 ml přefiltrovaného vzorku a 50 ml destilované vody (díky vysoké koncentraci fosforečnanů nad mezí detekce přístroje byly pokaždé vzorky naředěny destilovanou vodou 1 : 51).

Po homogenizaci bylo odebráno 25 ml naředěného vzorku do skleněné Hach kyvety. 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 (destilovaná voda). Ke spektrofotometrickému stanovení byla použita metoda, která je založena na reakci orthofosforečnanů s molybdenanem amonným. V kyselém prostředí reagují orthofosforečnany s nadbytkem molybdenanových iontů za vzniku žlutého heterokomplexu polykyseliny molybdátosfosforečné ($\text{H}_3\text{P}(\text{Mo}_{12}\text{O}_{40})$). Redukcí kyselinou askorbovou přechází komplex na molybdenanovou modř. (Horáková a kol., 2007). Používaný spektrofotometr HACH DR2000 s vnitřní kalibrací udával výsledky koncentrace fosforečnanů v mg / l přímo na displeji.

5 Výsledky

5.1 Hodnocení antropogenních úprav toku

Tabulka č. 2 popisuje pouze antropogenní úpravy vztažené k přirozenosti daného toku, bez vztahu k okolní krajině. Komplexní určení všech antropogenní vlivů v říční krajině by již bylo na samostatnou práci.

Každá úprava toku, typ opevnění nebo konstrukce v korytě má přiřazený určitý počet bodů, které představují míru odpřírodnění toku. Každý přirozený parametr toku je ohodnocen jedním bodem. Vztah mezi počtem bodů a přirozeností malého vodního toku je nepřímo úměrný. Čím více bodů dosáhne v součtu daný vodní tok, tím je více vzdálen od přirozeného stavu. Do jaké kategorie z hlediska přirozenosti bude malý vodní tok spadat, záleží na zvolené velikosti a umístění daného úseku, kde bude probíhat hodnocení antropogenních změn.

Pokud budeme hodnotit části toků v intravilánech obcí je samozřejmé že toky budou natolik ovlivněné člověkem, že jejich přiřazení bude spadat do kategorie IV. až VI. Naproti tomu pokud hodnotíme odpřírodnění malého vodního toku nad a pod obcí je velmi pravděpodobné, že zde toky budou minimálně upraveny a ve většině případů budou spadat do kategorie s menším odpřírodněním.

Dále je nutné uvědomit si pro jaké účely zkoumáme odpřírodnění toku, a v závislosti na tom je nutné zvolit vhodnou velikost úseku na němž bude prováděno hodnocení antropogenních úprav.

Je několik možností jak si zvolit úseky na kterých bude probíhat hodnocení: Za první, hodnocení bude probíhat jen na konkrétní části toku a všechny úseky budou mít zhruba stejnou délku. Za druhé, klasifikace úprav bude probíhat na celém toku v rámci pravidelně dlouhých úsecích. Za třetí vyhodnocení antropogenních úprav bude probíhat na celém toku, v nepravidelných úsecích, podle charakteru změn.

Tab. 2. Hodnocení antropogenních úprav, vztažené k přírodnímu stavu malého vodního toku

Úpravy trasy toku ⁶	body	Číslo úseků			
		1	2	3	4
Původní přirozené koryto	1				
Polohová úprava toku typu I.	2				
Polohová úprava toku typu II.	3				
Polohová úprava toku typu III.	4	4			4
Polohová úprava toku typu IV.	5		5		
Polohová úprava toku typu V.	6			6	
Příčný profil koryta					
Neupravené koryto	1				
Výkopový profil	2		2	2	2
Hrázový profil	3	3	3		
Technicky upravený profil koryta jež je v podobě jednoduchého nebo dvojitého lichoběžníku	4	4	4	4	4
Opevnění koryta					
Přirozené opevnění v podobě různorodého vegetačního pokryvu (všechna vegetační patra)	1	1			1
Vrbový plůtek	2				2
Laťový plůtek	3	3	3		3
Volně sypaný lomový kámen	4	4	4	4	
Betonové dlaždice	5				
Uložený lomový kámen jako zdivo, zpevněný betonovou směsí < 1/2 svahu	5		5	5	
Kamenný zához v podobě lichoběžníkovitého profilu, jež je zpevněný betonovou směsí	6			6	
Betonový blok	7			7	
Betonové opevnění dna	8			8	
Konstrukce v korytě					
Konstrukční prvky v korytě vzniklé přirozenými procesy v rámci vývoje daného úseku toku	1				
Osamělé balvany	2		2	2	
Uměle vytvořené nízké dřevěné stupně	3	3	3		
Uměle vytvořené nízké kamenné stupně (1x)	4				
Betonové stupně s výškou do 30 cm (1x)	5		5	5	5
Betonové stupně s výškou nad 30 cm (1x)	6		12		
Celkem	max. 68	22	48	49	21

⁵ Typizace úprav trasy toku byla odvozena podle schématu, které vytvořil (Lusk, 1990) viz přílohy.
Polohová úprava typu: I. = D, II. = C, III. = E, IV. = A, V. = B

Tab. 3. legenda k bodovému hodnocení toku z hlediska antropogenních úprav vztažené k tab. 2

Přirozený tok	4	I
Přírodě blízký	5 - 11	II
Člověkem málo ovlivněný	12 - 25	III
Člověkem středně ovlivněný	26 - 44	IV
Člověkem značně ovlivněný	45 - 68	V
Zcela odpřírodněný	nábřežní kamenné, betonové zdi + opevnění dna a nebo zatrubnění toku	VI

Textové vysvětlivky k tab. č. 3

Kategorie I. přirozený tok – není doposud ovlivněný lidskou činností, nebo tok, který byl ovlivněn lidskou činností a navrátil se do svého přirozeného stavu.

Kategorie II. přírodě blízký tok – nebyl významně zasažen lidskou činností. Tok se zachovalou morfologií koryta, dna, hojným počtem zákrut i rybích úkrytů a přirozeným vegetačním pokryvem. Nebo tok, který je v předposledním stádiu znovu navrácení do svého přirozeného stavu.

Kategorie III. člověkem málo ovlivněný tok – úpravy, opevnění, konstrukce v korytě nejsou trvalého charakteru (vrbové plůtky, nízké dřevěné jízky s výškou do 20 cm). Morfologie dna i koryta je jen z malé části ovlivněna lidskou činností s ještě dostatečným množstvím zákrutů a rybích úkrytů. Toky této kategorie nejsou pravidelně udržovány správci povodí.

Kategorie IV. Člověkem středně ovlivněný tok – morfologie koryta je již ovlivněna ve prospěch pravidelného lichoběžníkovitého koryta s malým počtem zákrutů. Opevnění a konstrukce v korytě jsou trvalejšího rázu. Heterogenita dna je výrazně narušena. Břehový porost je značně pozměněn, nebo redukován až na bylinné patro.

Kategorie V. člověkem značně ovlivněný tok – voda teče v nepůvodním (nově navrženém), nebo jen z malé části původním korytem. Tvar profilu koryta je jednoduchý nebo dvojitý stejnoramenný lichoběžníku, který je navržen tak aby tok byl schopen bezpečně odvést Q_{50} a více. Typy opevnění jsou trvalého charakteru, které odolají beze změn i vysokým průtokům. Dno je relativně homogenní, s přibližně stejnou výškou vodního sloupce a s minimem úkrytů pro ryby a vodní organismy. Břehový porost je značně ovlivněný člověkem, který se většinou omezuje jen na bylinné patro. Tato kategorie se většinou nachází v inravilánech obcí a opevnění břehů je pravidelně udržováno správci povodí.

Kategorie VI. zcela odpřírodněný tok – tento typ toku nemá nic společného s vodním tokem, voda je sváděna v betonovém korytě, nebo je v horším případě odvedena potrubím.

Tab. 4. Vyústění splaškových vod přímo na břehu toku

	úsek 1	úsek 2	úsek 3	úsek 4
Počet vyústění splaškových vod	1	6	13	22

5.2 Fyzikálně-chemické ukazatele měřené na jednotlivých stanovištích

Tab. 5. Naměřené hodnoty na stanovišti č. 1.

Datum	Teplota vzduchu [°C]	Teplota vody [°C]	Vodivost [μS / cm]	pH	Obsah O ₂ [mg / l]
07.2008	21,70	16,20	853,00	8,71	8,72
08.2008	22,40	17,70	820,00	8,50	8,46
09.2008	15,00	10,60	826,00	8,20	10,72
10.2008	8,30	6,70	956,00	8,04	9,40
11.2008	7,80	7,10	876,00	8,48	11,16
12.2008	6,70	6,40	845,00	8,19	12,07
01.2009	5,50	1,70	775,00	8,44	14,40
02.2009	-0,90	1,50	1063,00	8,40	14,02
03.2009	5,70	4,00	692,00	8,65	13,05
04.2009	18,00	12,50	825,00	8,75	10,60
05.2009	15,50	13,40	884,00	8,30	9,95
06.2009	16,40	13,60	780,00	8,29	9,90
07.2009	27,70	17,90	871,00	8,21	7,87
08.2009	23,00	15,40	814,00	8,00	7,95
09.2009	16,60	8,10	903,00	8,30	11,60
10.2009	7,40	2,00	898,00	8,05	13,66
11.2009	9,80	3,20	904,00	7,98	13,41
12.2009	-1,30	0,00	736,00	7,92	14,93
01.2010	-1,50	0,00	835,00	7,25	12,60
02.2010	9,00	2,70	491,00	7,46	13,51
03.2010	15,50	6,20	767,00	8,54	12,13

Tab. 6. Naměřené hodnoty na stanovišti č. 2.

Datum	Teplota vzduchu [°C]	Teplota vody [°C]	Vodivost [μS / cm]	pH	Obsah O ₂ [mg / l]
07.2008	24,20	17,40	812,00	8,76	9,95
08.2008	25,10	20,60	826,00	8,80	9,45
09.2008	12,90	10,70	813,00	8,45	10,43
10.2008	7,00	6,30	921,00	8,21	9,21
11.2008	15,00	7,50	852,00	8,48	12,60
12.2008	6,40	6,20	833,00	8,44	12,33
01.2009	3,80	1,60	825,00	8,43	14,29
02.2009	-0,40	1,50	1071,00	8,51	13,48
03.2009	5,70	4,00	632,00	8,75	12,57
04.2009	21,00	14,70	757,00	8,96	9,83
05.2009	21,20	14,40	855,00	8,45	10,30
06.2009	17,90	14,80	745,00	8,61	9,74
07.2009	27,60	26,50	824,00	8,52	8,10
08.2009	22,70	20,00	742,00	8,56	8,69
09.2009	25,90	10,10	912,00	8,47	11,01
10.2009	7,40	2,40	850,00	8,72	13,68
11.2009	9,90	3,80	852,00	8,21	13,15
12.2009	-1,90	0,00	686,00	7,95	14,56
01.2010	-0,30	0,00	781,00	7,67	13,54
02.2010	11,50	2,90	486,00	8,10	13,50
03.2010	16,30	6,90	723,00	8,37	11,95

Tab. 7. Naměřené hodnoty na stanovišti č. 3.

Datum	Teplota vzduchu [°C]	Teplota vody [°C]	Vodivost [μS / cm]	pH	Obsah O ₂ [mg / l]
07.2008	23,70	18,30	828,00	8,56	7,30
08.2008	24,30	22,10	864,00	8,62	7,65
09.2008	12,40	10,90	839,00	8,01	7,41
10.2008	6,40	6,20	950,00	8,05	7,05
11.2008	9,90	7,90	881,00	8,33	9,76
12.2008	6,90	6,30	866,00	8,28	11,36
01.2009	3,80	1,90	840,00	8,30	13,36
02.2009	-0,30	1,50	1073,00	8,55	13,28
03.2009	3,40	4,10	634,00	8,79	12,75
04.2009	21,00	15,60	796,00	9,01	9,69
05.2009	18,10	15,70	883,00	8,25	9,75
06.2009	18,70	15,70	768,00	8,36	8,91
07.2009	28,40	24,70	812,00	8,30	8,08
08.2009	21,80	20,20	787,00	8,23	9,01
09.2009	22,30	12,10	920,00	8,25	10,57
10.2009	7,80	2,70	852,00	8,62	13,79
11.2009	8,90	4,00	860,00	8,38	13,09
12.2009	-2,60	0,00	682,00	7,93	14,61
01.2010	-0,80	0,00	793,00	7,55	12,72
02.2010	11,00	2,90	490,00	7,69	13,50
03.2010	14,00	7,40	729,00	8,65	11,84

Tab. 8. Naměřené hodnoty na stanovišti č. 4.

Datum	Teplota vzduchu [°C]	Teplota vody [°C]	Vodivost [μS / cm]	pH	Obsah O ₂ [mg / l]
07.2008	20,60	18,50	825,00	8,26	5,39
08.2008	22,30	21,70	876,00	8,27	5,68
09.2008	14,20	10,80	831,00	8,01	6,77
10.2008	8,10	6,40	933,00	7,91	6,75
11.2008	8,40	7,70	906,00	8,08	6,73
12.2008	6,80	6,40	901,00	8,23	11,77
01.2009	2,50	1,50	834,00	8,19	12,95
02.2009	-1,10	1,50	1064,00	8,45	13,68
03.2009	3,90	4,20	648,00	8,72	12,43
04.2009	19,00	15,40	801,00	8,82	9,61
05.2009	17,60	15,70	901,00	7,94	9,05
06.2009	18,10	15,50	778,00	7,98	6,90
07.2009	28,10	21,80	897,00	7,63	7,90
08.2009	21,40	17,10	915,00	7,63	3,56
09.2009	18,40	9,50	932,00	7,81	10,40
10.2009	5,90	4,20	915,00	8,00	12,51
11.2009	7,60	3,80	863,00	7,82	12,86
12.2009	-2,70	0,00	684,00	7,75	14,08
01.2010	-1,00	0,00	803,00	7,51	13,25
02.2010	9,10	3,00	496,00	7,55	13,30
03.2010	12,80	7,70	720,00	8,71	11,74

5.3 Laboratorní stanovení vybraných chemických ukazatelů

Tab. 9. Výsledky chemického rozboru vody

Datum	Stanoviště 1			Stanoviště 2			Stanoviště 3			Stanoviště 4		
	NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	PO ₄ ⁻³	NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	PO ₄ ⁻³	NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	PO ₄ ⁻³	NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	PO ₄ ⁻³
	[mg / l]			[mg / l]			[mg / l]			[mg / l]		
07.2008	0,82	0,80	3,70	0,88	0,90	3,50	2,00	0,90	3,50	2,17	1,00	6,50
08.2008	1,22	2,00	21,21	1,65	0,70	22,22	9,19	0,70	22,22	10,37	0,70	22,22
09.2008	14,70	1,10	4,08	14,04	0,90	0,51	9,04	1,10	0,51	7,76	0,90	3,06
10.2008	6,79	1,00	17,34	6,74	1,20	13,26	12,16	1,10	13,26	8,32	1,10	14,79
11.2008	4,29	0,60	29,07	5,47	0,80	17,18	7,35	0,60	17,18	10,01	0,70	20,91
12.2008	7,05	2,00	14,79	7,20	2,30	11,22	10,67	2,50	11,22	6,24	2,30	11,22
01.2009	9,90	1,00	19,89	11,08	1,20	12,57	13,79	1,20	12,57	13,89	1,20	14,28
02.2009	9,45	1,10	11,73	8,17	1,30	11,22	10,32	1,60	11,22	10,42	1,50	11,22
03.2009	1,18	0,70	5,61	4,14	1,00	2,04	2,46	1,20	2,04	2,46	1,10	1,53
04.2009	4,40	1,90	10,20	4,45	1,10	9,69	9,14	0,90	9,69	8,48	1,70	10,20
05.2009	6,75	3,00	12,24	6,44	3,60	12,75	10,78	1,00	12,75	10,06	2,30	12,75
06.2009	6,24	1,40	11,73	6,34	3,40	11,22	9,45	3,80	11,22	9,81	3,40	11,22
07.2009	5,98	1,70	13,77	6,80	1,10	11,73	10,32	1,80	11,73	13,33	2,50	10,71
08.2009	6,49	0,90	12,24	6,59	1,20	10,20	9,76	1,40	10,20	21,95	1,20	12,75
09.2009	6,95	0,70	10,20	7,15	0,80	17,85	9,50	0,70	17,85	9,50	0,70	18,36
10.2009	6,13	0,80	10,20	6,54	0,90	11,22	7,26	0,80	11,22	7,15	1,70	11,22
11.2009	6,59	0,90	10,20	5,78	1,10	13,26	7,00	1,00	13,26	7,61	1,20	10,71
12.2009	6,11	0,90	16,32	5,11	0,90	10,71	6,49	1,00	9,69	7,00	1,00	11,22
01.2010	5,11	1,50	9,18	5,57	1,80	9,18,00	6,39	1,80	10,20	7,77	1,70	10,20
02.2010	5,57	1,50	15,30	5,27	1,00	10,71	5,57	1,00	9,56	6,85	1,10	11,22
03.2010	5,16	1,00	12,75	6,27	1,10	10,71	7,15	1,10	10,20	5,32	1,30	10,71

Tab. 10. Průměrná koncentrace sledovaných látek na jednotlivých stanovištích před zahájením činnosti ČOV – Březolupy (od 17.7. 2008 do 27.8.2009)

	Stanoviště č. 1	Stanoviště č. 2	Stanoviště č. 3	Stanoviště č. 4
Reakce vody	8,37	8,57	8,40	8,15
Konduktivita [μS/cm]	848,57	822,00	844,36	865,00
Obsah O₂ [mg / l]	10,59	10,78	9,67	8,51
NH₄⁺ [mg / l]	6,09	6,43	9,03	9,66
N-NH₄⁺ [mg / l]	4,73	4,99	7,02	7,51
N-NO₃⁻ [mg / l]	1,37	1,48	1,41	1,54
PO₄⁻³ [mg / l]	13,40	10,67	10,67	11,67
P-PO₄³⁻ [mg / l]	4,37	3,48	3,48	3,80

Textové vysvětlivky k tab. č. 10

P-PO₄³⁻ byl přepočítán z PO₄⁻³ ze vztahu 1 mg PO₄⁻³ = 0,326 mg P

N-NH₄⁺ byl přepočítán 0,777 · NH₄⁺

Tab. 11. Průměrná koncentrace sledovaných látek na jednotlivých stanovištích od zahájení činnosti ČOV Březolupy (od 5.10. 2009 do 29.3.2010)

	Stanoviště č. 1	Stanoviště č. 2	Stanoviště č. 3	Stanoviště č. 4
Reakce vody	7,93	8,21	8,15	7,88
Konduktivita [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	790,57	755,71	760,86	773,29
Obsah O_2 [mg / l]	13,12	13,06	12,87	12,59
NH_4^+ [mg / l]	5,95	5,96	7,05	7,31
N-NH_4^+ [mg / l]	4,62	4,63	5,48	5,68
N-NO_3^- [mg / l]	1,04	1,09	1,06	1,24
PO_4^{-3} [mg / l]	12,02	11,95	11,71	11,95
P-PO_4^{3-} [mg / l]	3,92	3,90	3,82	3,90

Tab. 12. Porovnání průměrných koncentrací před a po zahájení činnosti ČOV Březolupy na jednotlivých stanovištích

	Stanoviště č. 1	Stanoviště č. 2	Stanoviště č. 3	Stanoviště č. 4
Konduktivita [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	6,83	8,06	9,89	10,60
Obsah O_2 [mg / l]	19,28	17,46	24,86	32,41
NH_4^+ [mg / l]	2,23	11,51	21,92	24,33
N-NO_3^- [mg / l]	24,09	26,35	24,82	19,48
PO_4^{-3} [mg / l]	10,30	- 10,71	- 8,88	- 2,34

Textové vysvětlivky k tabulce č. 12.

Modrou barvou je znázorněno procentuální zlepšení kvality vody

Červenou barvou je zvýrazněno procentuální zhoršení kvality vody

Tab. 13. Průměrná koncentrace sledovaných látek na jednotlivých stanovištích za celé odběrové období (od 17.7.2008 do 29.3.2010)

	Stanoviště č. 1	Stanoviště č. 2	Stanoviště č. 3	Stanoviště č. 4
Reakce vody	8,22	8,44	8,31	8,06
Konduktivita [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	829,24	799,90	816,52	834,43
Obsah O_2 [mg / l]	11,43	11,54	10,73	9,87
NH_4^+ [mg / l]	6,04	6,27	8,37	8,87
N-NH_4^+ [mg / l]	4,69	4,87	6,50	6,90
N-NO_3^- [mg / l]	1,26	1,35	1,30	1,44
PO_4^{-3} [mg / l]	12,94	11,08	11,01	11,76
P-PO_4^{3-} [mg / l]	4,22	3,62	3,59	3,83

5.4 Zařazení jakosti vody na základě fyzikálně-chemického rozboru

Tab. 14. Hodnocení jakosti povrchových vod (ČSN 75 7221)

Ukazatel	Symbol	Jednotka	Třída				
			I.	II.	III.	IV.	V.
Rozpuštěný kyslík	O ₂	mg / l	> 7	> 6	> 5	> 3	< 3
Reakce vody	pH		6,0 - 8,5	6,0 - 8,5	6,0 - 8,5	5,5 - 9,0	5,5 - 9,0
Tepnota vody	t	°C	< 22	< 23	< 24	< 26	> 26
Konduktivita	x	μS / cm	< 400	< 700	< 1100	< 1600	> 1600
Amoniakální dusík	N-NH ₄ ⁺	mg / l	< 0,3	< 0,5	< 1,5	< 5,0	> 5,0
Dusičnanový dusík	N-NO ₃ ⁻	mg / l	< 1,0	< 3,4	< 7,0	< 11,0	> 11
Veškerý fosfor	P	mg / l	< 0,03	< 0,15	< 0,4	< 1,0	> 1,0

Textové vysvětlivky k tab. č. 14

třída I. – velmi čistá voda: stav vody nebyl ovlivněn lidskou činností, přičemž ukazatele nepřesahují hodnoty, odpovídající přirozenému pozadí v tocích. Voda je vhodná pro všechna užití, zejména pro: vodárenské účely, chov lososovitých ryb, potravinářský průmysl.

třída II. – čistá voda: stav povrchové vody byl minimálně ovlivněn lidskou činností. Voda je vhodná pro většinu užití: vodárenské účely, sodní sporty, chov ryb, průmysl.

třída III. – znečištěná voda: stav povrchové vody byl ovlivněn lidskou činností tak, že její využití je částečně omezeno, a před jejím použitím je nutné vodu přefiltrovat.

třída IV. – silně znečištěná voda: stav povrchové vody byl značně ovlivněn lidskou činností že její použití je jen pro omezené účely

třída V. – velmi silně znečištěná voda: stav vody byl ovlivněn lidskou činností natolik, že se nehodí pro žádný účel (ČSN 75 7221)

Tab. 15. zařazení jednotlivých stanovišť do tříd jakosti vody podle průměrných hodnot sledovaných látek za celé odběrové období (od 17.7.2008 do 29.3.2010)

	Stanoviště č. 1	Stanoviště č. 2	Stanoviště č. 3	Stanoviště č. 4
Reakce vody	I.	I.	I.	I.
Konduktivita	III.	III.	III.	III.
Obsah O₂	I.	I.	I.	I.
N-NH₄⁺	IV.	IV.	V.	V.
N-NO₃⁻	II.	II.	II.	II.
P-PO₄³⁻	V.	V.	V.	V.

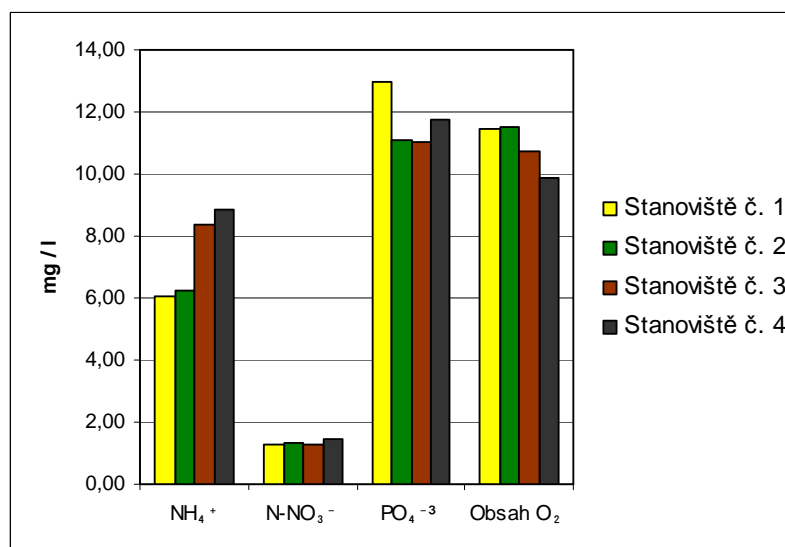
Textové vysvětlivky k tab. č. 15.

Vzhledem k tomu, že PO₄³⁻ nejsou zařazeny mezi ukazatele kvality vody v rámci ČSN 75 7221, byl jsem nucen je přepočítat na P-PO₄³⁻. Celkový fosfor jsem hodnotil jako P-PO₄³⁻. Jelikož hodnoty P-PO₄³⁻ jsou dosti vysoké a několikanásobně překračují normu pro celkový fosfor, který bude mít ještě vyšší koncentraci.

6 Diskuse

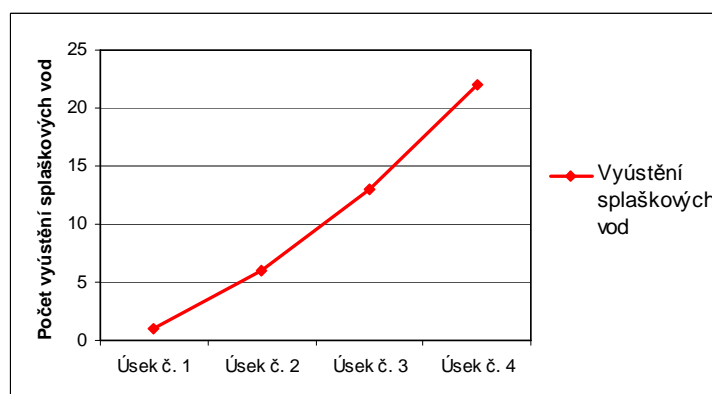
S přibývajícím délkou vymezeného úseku toku (tedy od stanoviště č. 1. po stanoviště č. 4.) dochází k výraznému zhoršení kvality vody. Směrem po proudu toku narůstá průměrná koncentrace amoniaku a dochází ve většině případů k poklesu rozpuštěného kyslíku (graf 1).

Graf. 1. znázorňuje průměrnou koncentraci sledovaných látek na jednotlivých stanovištích



Projevy zhoršující se jakosti vody souvisí s vypouštěním splaškových vod a regulací spolu s bytelným opevněním toku. S přibývajícím délkou vymezeného úseku toku narůstá zástavba, odpřírodnění toku a přibývá počet vyústí splaškových vod na březích toku.

Graf. 2. Počet vyústění splaškových vod na jednotlivých stanovištích



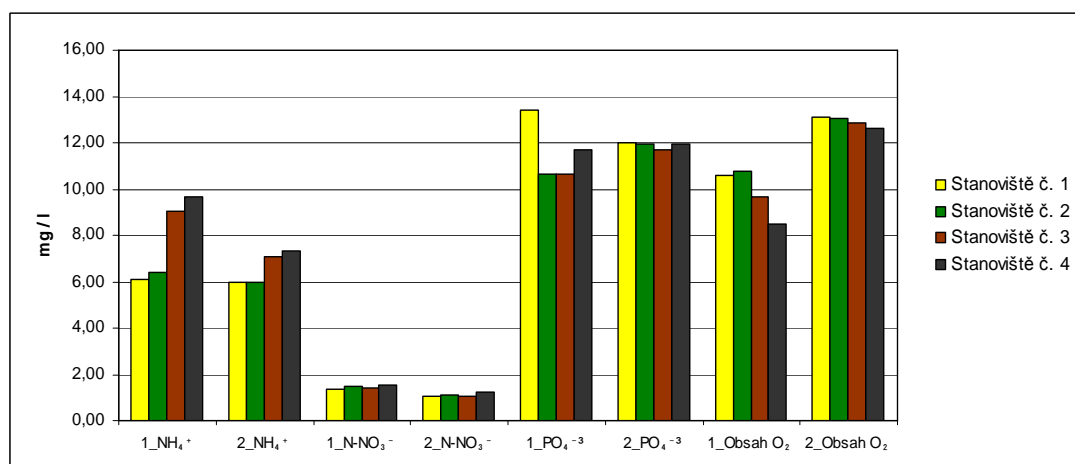
Tyto odpadní vody jsou bez jakéhokoliv čištění vypouštěny přímo do říčky Březnice. Vyústi splaškových vod jsou často doplňovány o systém drenáží a kanálků, které slouží ke snadnému odvedení splaškových vod do recipientu bez hromadění organických zbytků na březích toku. Každá výúst splaškových vod představuje jeden bodový zdroj znečištění. Na úsek č. 4. kde převládá stará zástavba a jehož délka je cca 1 km se nachází 22 vyústění splaškových vod, v tomto případě se dá hovořit o až liniovém znečištění.

Na celém toku je značně vysoká koncentrace fosforečnanů. Nejvyšší průměrná koncentrace a maximální hodnoty fosforečnanů bylo dosaženo na stanovišti č. 1.

To je s velkou pravděpodobností způsobeno dvěma faktory. Prvním z faktorů je intenzivně využívané a hnojené pole, které se nachází se na pravém břehu toku, druhým je fekální znečištění, pocházející od hospodářských zvířat (hlavně z chovu koní), jež mají ohradu nad levým břehem toku. I na dalších stanovištích převládá vysoká koncentrace fosforečnanů, ta je způsobena přímým vypouštěním splaškových vod do toku. Nadprůměrná koncentrace fosforečnanů na stanovišti č. 4. je způsobena nejen vypouštěním splaškových vod, ale i přílehlými intenzivně obhospodařovanými zemědělskými pozemky, které se rozkládají na obou březích.

Všechna stanoviště na kterých byly odebírány vzorky, mají podle daných parametrů téměř stejné zařazení do třídy jakosti vody. Totožné vyhodnocení kvality vody na všech stanovištích je u ukazatelů: rozpuštěný kyslík, reakce vody, konduktivita, dusičnanový dusík a celkový fosfor. Do I. třídy jsou zařazeny ukazatele rozpuštěný kyslík a reakce vody. N-NO₃⁻ spadá do II. třídy, konduktivita náleží do III. třídy a celkový fosfor je zařazen do V. třídy. Jediný ukazatel u kterého se stanoviště rozcházejí je amoniakální dusík, ten na stanovištích č. 1 a 2 náleží do IV. třídy, ale na stanovištích č. 3 a 4 spadá do V. třídy, což je způsobeno vysokým počtem vyústí splaškových vod.

Graf. 3. znázorňuje srovnání průměrných hodnot sledovaných látek na jednotlivých stanovištích před a po zahájení provozu ČOV – Březolupy



Textové vysvětlivky ke grafu č. 2

1_ = před zahájení provozu ČOV, 2_ = po zahájení provozu ČOV

ČOV Březolupy zahájila provoz v září 2009. Bohužel pro nedostatek dat po výstavbě, a jen 70 % napojení obyvatelstva na ČOV nemohu dělat přesné závěry. Ale vybudování ČOV se momentálně jeví jako pozitivní na kvalitu vody, jejím přínosem je zejména snížení průměrné koncentrace amoniaku o 15 % a dusičnanového dusíku o 23,7 %. Dalším nepochybně pozitivním vlivem výstavby ČOV je vzrůst rozpuštěného kyslíku v průměru o 23,5 % a nižší měrné vodivost o 8,9 %.

ČOV – Březolupy patří mezi malé čistírny odpadních vod, které nemají terciární čištění (chemické nebo biologické odstraňování fosfátu).

Při srovnávání období před a po zahájení provozu na místní ČOV jednoznačně vyplývá, že po zahájení činnosti ČOV v průměru vzrostla koncentrace fosforečnanů na stanovištích č. 2, 3 a 4. Což může být důsledek ekonomické krize, která dopadla i na obyvatelstvo obce Březolupy. Nejspíše díky nižším příjmům lidé kupují levnější prací a čistící prostředky, které mohou obsahovat fosfáty, ty se dostávají v podobě splaškových vod do vodního toku. Nižší obsah fosforečnanů na stanovišti č. 1. může být z největší pravděpodobností také důsledkem ekonomické krize, jelikož přilehlé pozemky obhospodařuje místní zemědělské družstvo, kterému se nejspíše snížily příjmy a následkem čehož snížily dávky průmyslových hnojiv.

Jedním z neméně významným problémem nepřímo vztahující se ke kvalitě vody a života ichtyofuny je technická úprava vodního toku. Příčné konstrukce v korytě, především kamenné stupně nad 30 cm, znemožňují migraci ryb a rekolonizaci horních partií toku. Z rybářského hlediska nízké kamenné stupně ztraktivňují daný tok a usnadňují přežívání ryb v období nízkých stavů. Jenže příčné stavby jsou stavěny v narovnaných jednotvárných úsecích, z toho důvodu aby docházelo co nejméně jejich narušení vodním proudem.

Při dosavadních úpravách toků, jež se provádí zastaralým způsobem, který nezohledňuje ekologické požadavky. Dochází k výrazné druhové změně ichtyofauny, narušení nebo až zničení trdlišť a tím pádem i omezení ryboprodukční schopnosti, usnadnění lovu ryb predátory a snížení estetické funkce toku.

Odpřírodnění toku narůstá s přibývajícím zástavbou, je nejvyšší v intravilánu obce což odpovídá úsekům č. 2 a 3. V těchto místech odpřírodnění dosáhlo takové úrovně, že jsem byl nucen je začlenit do kategorie V. Naproti tomu úseky č. 1 a 4, které se nacházejí z větší či menší části mimo obec, jsou nejméně zasaženy technickými úpravami, jejich dosavadní stav odpovídá kategorii III.

Velkým problémem posledních let na daném vodním toku je jeho zanášení jílovitými, organickými částicemi a kalem ze splaškových vod. Nánosy sedimentovaného materiálu jsou na některých místech mocné až desítky centimetrů. Příčinou jílovitých sedimentů v toku jsou špatné agrotechnické opatření a výsadba širokořádkových plodin na okolních zemědělských pozemcích.

Antropogenním zdrojem celistvého organického materiálu jsou především zahrádkáři, kteří se zbavují organického odpadu ze svých zahrad formou uskladnění na březích, nebo přímým vyhazováním do toku. Díky jejich počínání se na některých místech hromadí organický materiál, který svým rozkladem výrazně ovlivňuje kvalitu vody. Usazené vrstvy kalu ze splaškových vod se podílejí na snížené koncentraci kyslíku na některých místech. Tento problém se vyřeší tehdy, kdy bude i stará zástavba napojena na ČOV.

7 Závěr

V rámci provedeného hodnocení antropogenních úprav toku, považuji úseky č. 1 a 4 za nejméně ovlivněné člověkem. Oba tyto úseky spadají do kategorie III. (člověkem středně ovlivněný tok). Naproti tomu úseky č. 2 a 3 se nachází v intravilánu obce a jsou člověkem natolik ovlivněné, že spadají do kategorie V. (člověkem značně ovlivněný tok).

Na základě provedeného výzkumu daného toku a vyhodnocení dat podle ČSN 75 7221. Zařazuji jednotlivá stanoviště a tím pádem i celý vybraný úsek toku do V. třídy jakosti vody, kvůli nejhorším ukazatelům což jsou $P-PO_4^{3-}$ a $N-NH_4^+$. Vysoká koncentrace rozpuštěného kyslíku v návaznosti na biochemické pochody snižuje toxicitu amoniaku a umožňuje snadnější přežívání vodních organismů a ichtyofauny ve vodním toku.

Výstavba čistírny odpadních vod výrazně přispěla ke snížení koncentrací sledovaných chemických ukazatelů a proto i ke zlepšení kvality vody. V průměru se snížila se koncentrace NH_4^+ o 15 %, $N-NO_3^-$ o 23 %, a snížila se konduktivita o 8,85 %. Vzrostla v průměru koncentrace rozpuštěného kyslíku o 23,5 % a PO_4^{3-} o 2,91 %. Ale to bohužel nestačí, aby sledovaná část toku Březnice byla zařazena do kategorie vyšší jakosti vody.

8 Použitá literatura

- Adámek, a kol.: Rybářství ve volných vodách, East publishing, Praha, 1995, str. 10 – 128.
- Caissie, D. (2006) The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater biol.* 51, 1389–1406
- 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.
- Dub, O.: Hydrobiológia. Bratislava, SVTL, 1957, str. 484.
- Dub, O., a kol.: Hydrobiologie. Praha, SNTL, 1969, str. 383
- Hartman, P., Přikryl, I., Štědranský, E.: Hydrobiologie, Informatorium, Praha, 2005, str. 22 – 284.
- Heinz, I., Brouwer, F. and Zabel, T.: 2002, Interrelationships between voluntary approaches and mandatory regulations in the EU to control diffuse water pollutions cause by agriculture, *Proceedings of IWA 6th International Conf. On Diffuse Pollution*, Amsterdam, 30 Sept. – 4 Oct. 2002, pp. 21 – 28
- Horáková, M., a kol.: Analytika vody, VŠCHT Praha 2007, str. 154 – 174.
- Hynes, H. B. N.: The ecology of running waters. Liverpool Univ. Press, Liverpool, 1970, pp. 555
- Jůva, K., Hrabal, A., Tlapák, V.: Malé vodní toky, Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 1984, str. 101 – 155.
- Lellák, J., Kubíček, F.: Hydrobiologie, Univerzita Karlova, Vydavatelství Karolinum, Praha 1991, str. 31 – 91.
- Lusk, S.: Rybářství a úpravy vodních toků, Brno, Hydroprojekt, 1990, str. 79 – 103.
- Schreckenbach, K.: Die Bedeutung von Umweltfaktoren bei der Fischproduktion in Binnengewässer. *Mh. Vet.-Med.*, 1982, str. 220-230.
- Svobodová, Z., a kol.: Toxikologie vodních živočichů, Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 1987, str. 5 – 106.
- Štěrba, O., a kol.: Říční krajina a její ekosystémy, Univerzita Palackého, Olomouc 2008, str. 43 – 311.
- Štěrba, O. & Rosol, J.: Znečišťování a ochrana vod, Univerzita Palackého, Olomouc, 1989, str. 71 – 148.
- Stigler & Kopal, M.: Kronika Březolupy, Obecní úřad Březolupy, 2001, str. 52 – 59.
- Pavlov, D. S., Saburenkov, E.N.: Sporosti i osobnosti dviženija ryb. In: *Osnovnye osobnosti povedenija i orientaci ryb*, 1974, str. 155 – 187 .
- Peňáz, M.: Pohybová aktivit plůdku hrouzka obecného, Sb. Přírodovědecký klub západomoravského muzea v Třebíči, 1971, str. 67 – 72.
- Pivnička, K.: Ekologie ryb, Univerzita Karlova, Státní pedagogické nakladatelství, Praha, 1984, str. 207.

Pitter, P.: Hydrochemie, Vydavatelství VŠCHT, Praha, 1999, str. 24 – 218.

Vodrážka, Z.: Fyzikální chemie pro biologické vědy, Academia, Praha, 1982, str. 565.

Vučka, J., a kol.: Havarijní stavy v čistotě vod, Státní zemědělské nakladatelství,
Praha, 1984, str. 207.

Internetové zdroje:

Ministerstvo životního prostředí, 2008, ČR www.mzp.cz

Planstudio, 2005-2009, http://www.mapy.cz/#mm=TP@sa=s@st=s@ssq=B%C5%99ezolupy@sss=1@ssp=120380524_127561420_150199404_150073036@x=140417792@y=132617984@z=2

Zemepis.com, 2002-2010, <http://www.zemepis.com/images/slmapy/reky2.jpg>

9 Přílohy

Seznam příloh

Grafy:

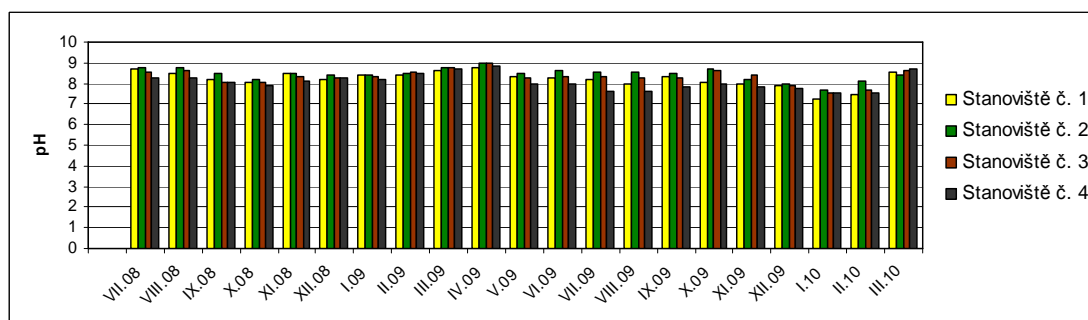
Graf. 4. hodnoty pH na jednotlivých stanovištích za celé odběrové období (od 17.7.2008 do 28.3.2010)	70
Graf. 5. měrná vodivost na jednotlivých stanovištích v rámci celého odběrového období (od 17.7.2008 do 28.3.2010)	70
Graf. 6. teplota vody na jednotlivých stanovištích v průběhu celého odběrového období (od 17.7.2008 do 28.3.2010)	71
Graf. 7. obsah kyslíku na jednotlivých stanovištích v rámci celého odběrového období (od 17.7.2008 do 28.3.2010)	71
Graf. 8. koncentrace amoniaku na jednotlivých stanovištích v průběhu celého odběrového období (od 17.7.2008 do 28.3.2010)	72
Graf. 9. koncentrace dusičnanového dusíku na jednotlivých stanovištích za celé odběrové období (od 17.7.2008 do 28.3.2010)	72
Graf. 10. koncentrace fosforečnanů na jednotlivých stanovištích v rámci celého odběrového období (od 17.7.2008 do 28.3.2010)	73
Příčné stavby a polohová úprava toku:	
Obr. 8. polohová úprava trasy koryta (Lusk, 1990)	74
Obr. 9. stupně sloužící ke zmenšení sklonu nivelety dna koryta: a – dřevěný stupeň s výškou do 30 cm, b – betonový stupeň s výškou nad 30 cm (Jůva a kol., 1984)	74

Fotodokumentace:

Obr. 10. Odběrové stanoviště č. 1.....	75
Obr. 11. dolní část úseku jedna (po proudu od stanoviště č. 1).....	75
Obr. 12. hraniční splav, který odděluje od sebe úseky č. 1 a 2.....	75
Obr. 13- horní část úseku č. 2	76
Obr. 14. stanoviště č. 2 (druhý Březolupský splav)	76
Obr. 15. Dolní část úseku č. 2 (po proudu toku od druhého Březolupského splavu)	76
Obr. 16. hraniční splav rozdělující úsek č. 2 a 3.....	77
Obr. 17. horní část úseku č. 3.....	77
Obr. 18. stanoviště č. 3	77
Obr. 19. stanoviště č. 4	78
Obr. 20. znečištění toku domovními odpady.....	78
Obr. 21. dolní část úseku č. 4	78

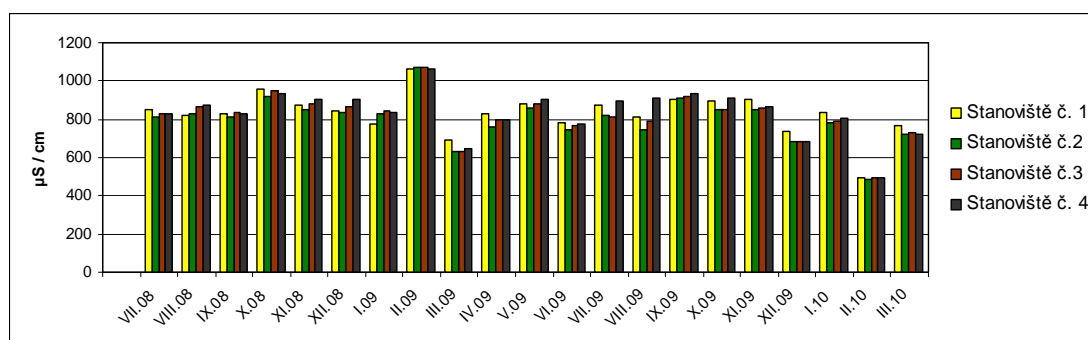
Grafy

Graf. 4. hodnoty pH na jednotlivých stanovištích za celé odběrové období (od 17.7.2008 do 28.3.2010)



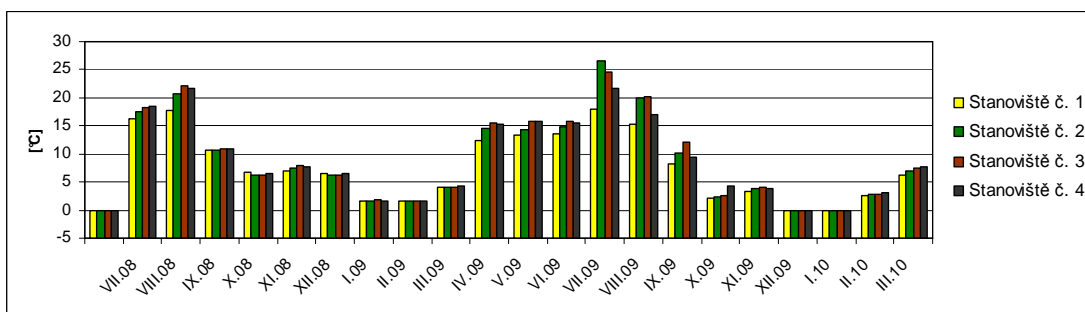
Hodnoty pH jsou vyrovnané rámci celého odběrového období, nejmenší hodnota byla naměřena na stanovišti č. 1, 01.2010. Naopak nejvyšší hodnota byla zjištěna 04.2009 na stanovišti č. 3.

Graf. 5. měrná vodivost na jednotlivých stanovištích v rámci celého odběrového období (od 17.7.2008 do 28.3.2010)



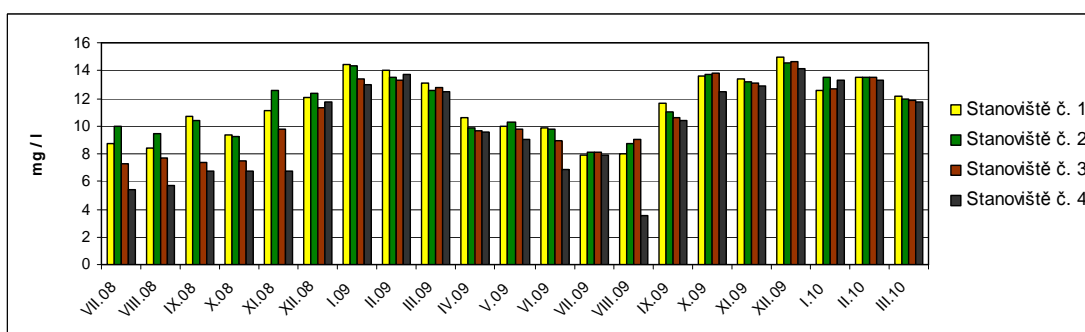
Hodnoty konduktivity jsou více rozkolísané. Kolísání je pravděpodobně sezónního charakteru, nejvyšší hodnoty jsou v zimních měsících, naopak nejnižší hodnoty se vyskytují v rámci vegetačního období. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny na všech stanovištích 02.2009, nejnižší hodnoty byly zjištěny také na všech stanovištích 03.2010

Graf. 6. teplota vody na jednotlivých stanovištích v průběhu celého odběrového období (od 17.7.2008 do 28.3.2010)



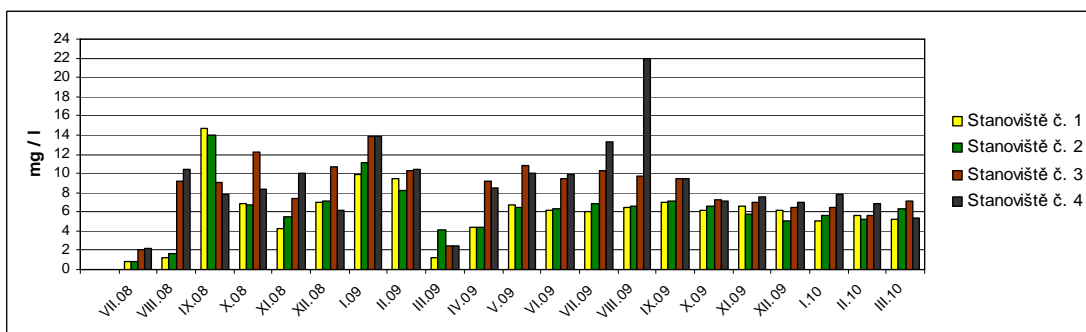
Teplota vody samozřejmě nejvíce závisí na ročním období. V průběhu vegetačního období je teplota vody nejvyšší na stanovištích č. 2 a 3. Na těchto stanovištích, které se nacházejí v intravilánu obce je značně redukován a pozměněn vegetační pokryv, a ten se promítá ve vyšších teplotách vody.

Graf. 7. obsah kyslíku na jednotlivých stanovištích v rámci celého odběrového období (od 17.7.2008 do 28.3.2010)



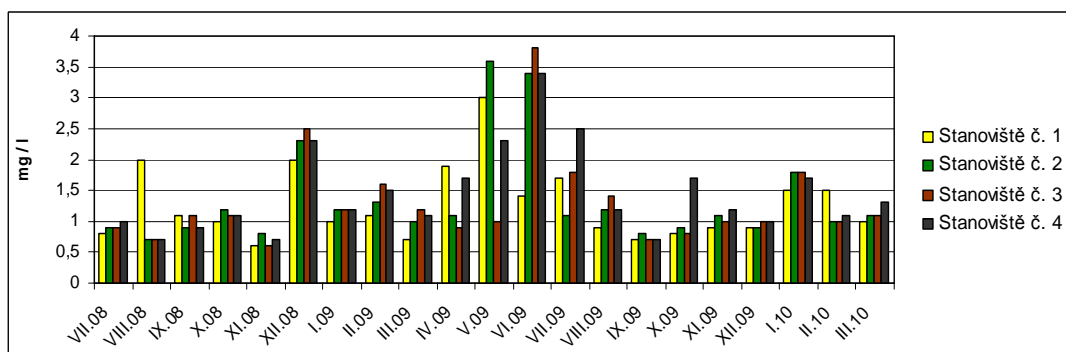
Obsah rozpuštěného kyslíku nejvíce závisí na teplotě vody a na množství vypouštěných splaškových vod. Nejnižší hodnota byla naměřena na stanovišti č. 4. 08.2009. Tak nízká koncentrace kyslíku byla způsobena únikem velkého množství splaškového kalu z ČOV Březolupy v důsledku poruchy zařízení. Naopak nejvyšší hodnoty byly zjištěny 01.2010 na stanovišti č. 1.

Graf. 8. koncentrace amoniaku na jednotlivých stanovištích v průběhu celého odběrového období (od 17.7.2008 do 28.3.2010)



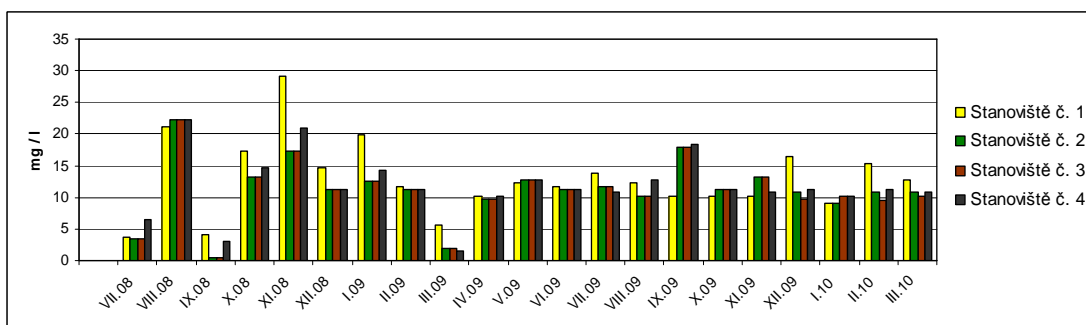
Koncentrace amoniaku kolísá v závislosti na ročním období a počtem vyústění splaškových vod. Nejvyšší hodnota byla naměřena na stanovišti č. 4. 08.2009. Rovněž to bylo způsobeno únikem velkého množství splaškového kalu z ČOV Březolupy v důsledku poruchy zařízení. Nejnižší koncentrace amoniaku byla naměřena 07.2008 na stanovišti č. 1.

Graf. 9. koncentrace dusičnanového dusíku na jednotlivých stanovištích za celé odběrové období (od 17.7.2008 do 28.3.2010)



Koncentrace $N-NO_3^-$ kolísá v závislosti na ročním období a vegetačním krytu okolních zemědělských pozemků. Nejvyšší koncentrace bylo dosaženo 06.2009 na stanovišti č. 3. Tato vysoká koncentrace je z největší pravděpodobnosti způsobena úpravou břehů a výstavba kanalizace v úseku č. 3.

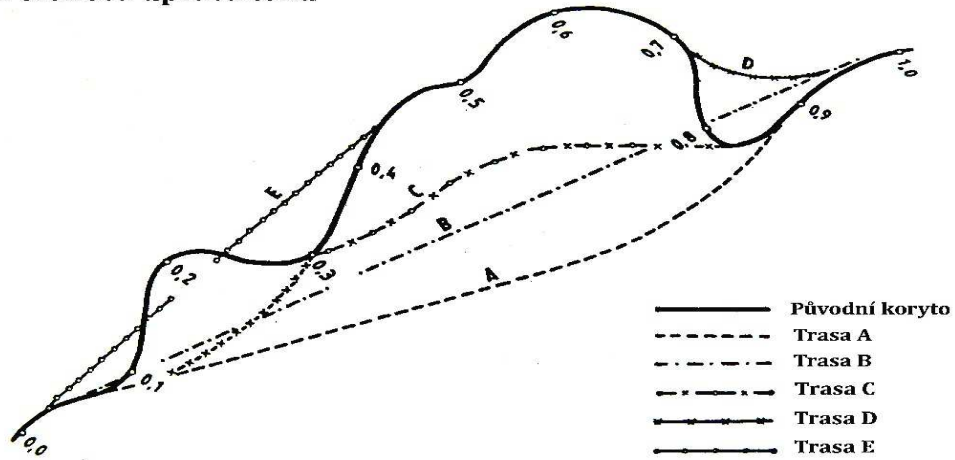
Graf. 10. koncentrace fosforečnanů na jednotlivých stanovištích v rámci celého odběrového období (od 17.7.2008 do 28.3.2010)



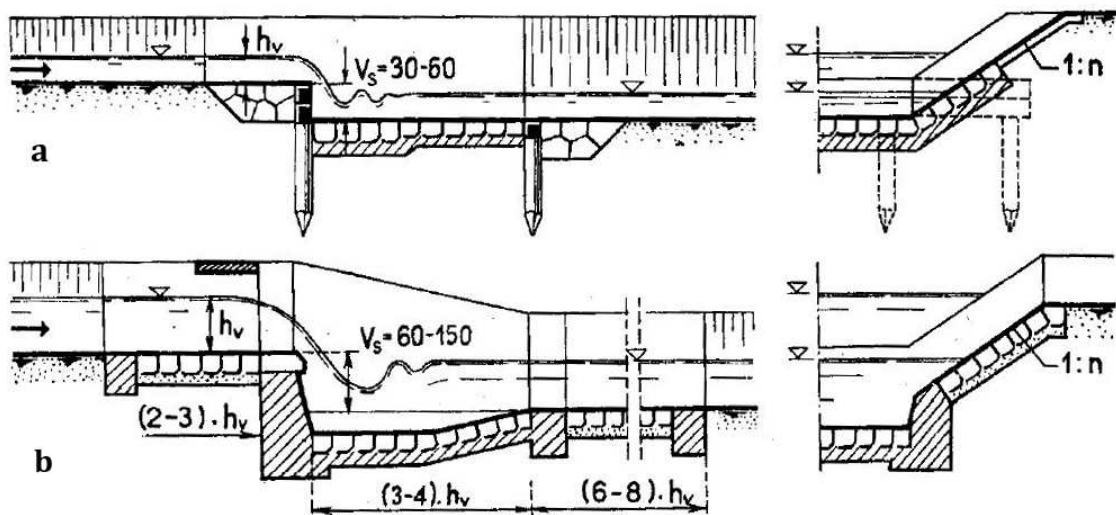
Koncentrace fosforečnanů kolísá v souvislosti s ročním období a aplikací průmyslových hnojiv na okolních zemědělských pozemcích. Nejnižší hodnoty jsou na stanovištích č. 2, 3 a 4. Nejvyšší hodnoty byly dosaženy na stanovišti č. 1. Z největší pravděpodobností je to zapříčiněno intenzivně využívaným a hnojeným polem, které se nachází se na pravém břehu a fekálním znečištěním, pocházejícím od hospodářských zvířat, jejichž ohrada je zakončena těsně u svahu levého břehu.

Příčné stavby a polohová úprava toku

Polohová úprava toku



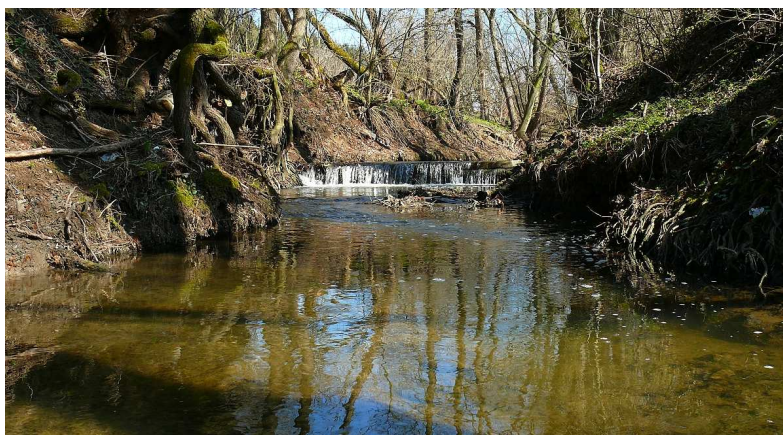
Obr. 8. polohová úprava trasy koryta (Lusk, 1990)



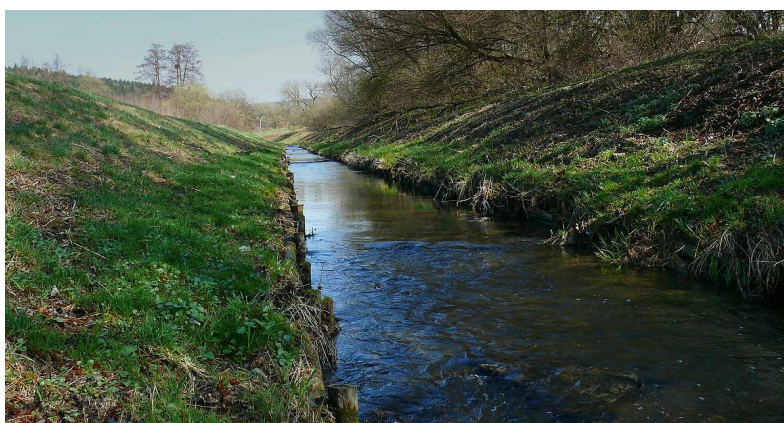
Obr. 9. stupně sloužící ke zmenšení sklonu nivelety dna koryta: a - dřevěný stupeň s výškou do 30 cm, b - betonový stupeň s výškou nad 30 cm (Jůva a kol., 1984)

Fotodokumentace

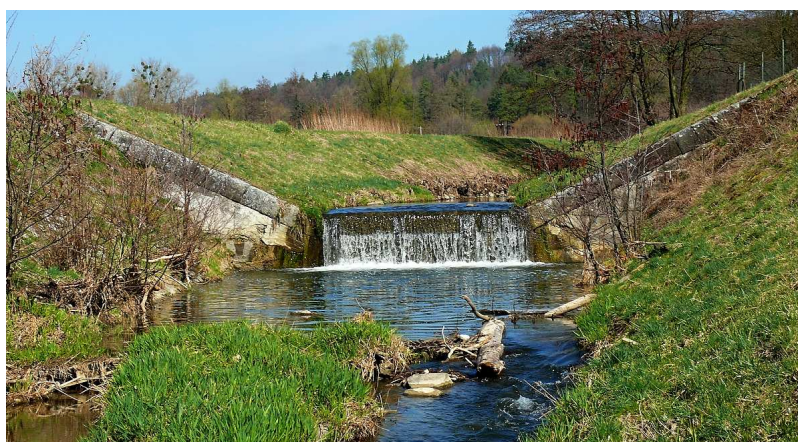
Úsek č. 1



Obr. 10. Odběrové stanoviště č. 1

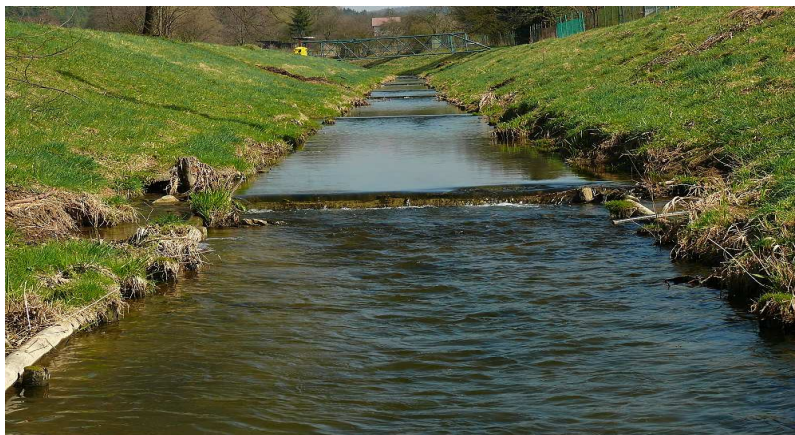


Obr. 11. dolní část úseku jedna (po proudu od stanoviště č. 1)

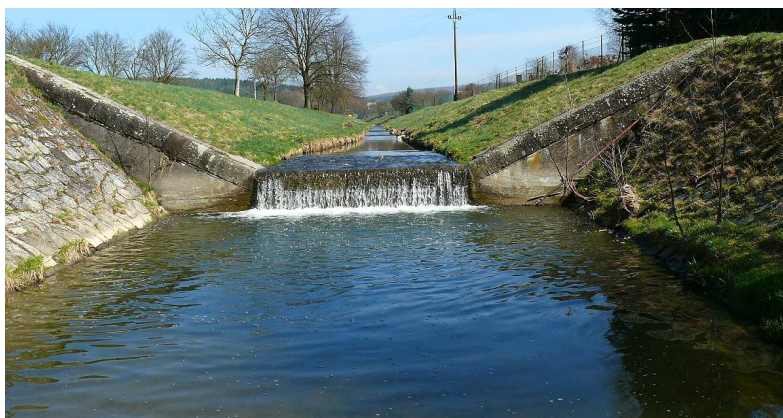


Obr. 12. hraniční splav, který odděluje od sebe úseky č. 1 a 2

Úsek č. 2



Obr. 13- horní část úseku č. 2



Obr. 14. stanoviště č. 2 (druhý Březolupský splav)



Obr. 15. Dolní část úseku č. 2 (po proudu toku od druhého Březolupského splavu)

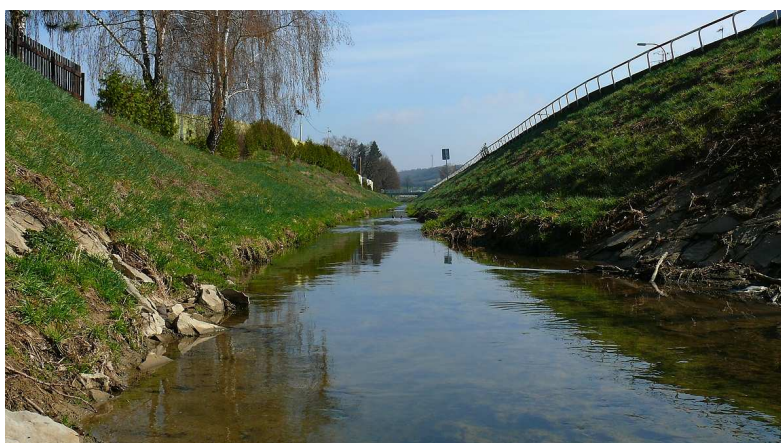


Obr. 16. hraniční splav rozdělující úsek č. 2 a 3

Úsek č. 3

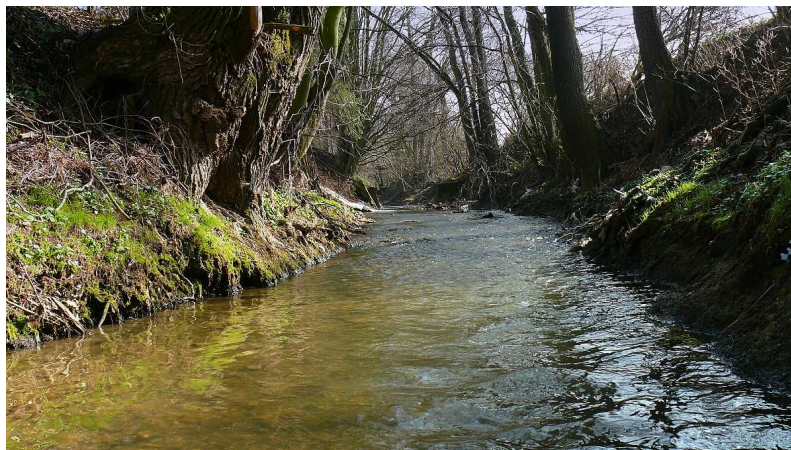


Obr. 17. horní část úseku č. 3



Obr. 18. stanoviště č. 3

Úsek č. 4



Obr. 19. stanoviště č. 4



Obr. 20. znečištění toku domovními odpady



Obr. 21. dolní část úseku č. 4