

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Katedra fyzické geografie a geoekologie

Studijní program: Geografie

Studijní obor: Geografie a kartografie



Pavla Špringerová

**KONCENTRACE ORGANICKÉHO UHLÍKU V
HORSKÝCH A PODHORSKÝCH VODNÍCH TOCÍCH**

Concentration of organic carbon in mountain and submountain watercourses

Bakalářská práce

Praha 2016

Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Milada Matoušková, Ph.D.

Zadání bakalářské práce

Název práce

Koncentrace organického uhlíku v horských a podhorských vodních tocích

Cíle práce

Cílem bakalářské práce je rozbor odborné literatury na téma změn v koncentracích organického uhlíku v povrchových vodách. Důležitou část tvoří hledání příčin a důsledků těchto změn, se zaměřením na změny srážko-odtokových vztahů. Praktická část je věnována vlastnímu výzkumu v experimentálních povodích Katedry fyzické geografie a geoekologie (KFGG) v povodí Otavy, konkrétně v povodí Vydry a horní Blanice.

Použité pracovní metody, zájmové území, datové zdroje

- rešerše zahraniční a domácí odborné literatury na danou problematiku
- terénní průzkum, odběr vzorků vody, měření základních fyzikálně-chemických parametrů
- laboratorní analýza TOC
- příprava dalších vstupních datových podkladů
- diskuse a shrnutí výsledků

Datové zdroje

Odborná literatura, mapové a datové podklady, terénní průzkum, laboratorní analýzy, data KFGG z experimentálních povodí.

Datum zadání: 2. prosince 2015

Vedoucí práce: RNDr. Mílada Matoušková, Ph.D.

Student: Pavla Špringerová

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem svou bakalářskou práci na téma Koncentrace organického uhlíku v horských a podhorských vodních tocích vypracovala samostatně a s použitím uvedených zdrojů.

Svoluji k zapůjčení této práce pro studijní účely a souhlasím s tím, aby byla řádně vedena v evidenci knihovny.

V Praze dne 15.5.2016

.....

Pavla Špringerová

Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala RNDr. Miladě Matouškové, Ph.D. za cenné rady a připomínky při vypracování této práce. Dále děkuji doc. RNDr. Zdeňku Klimentovi, CSc. a RNDr. Lukáši Vlčkovi za pomoc při pracích v terénu a kompletaci dat.

ABSTRAKT

Bakalářská práce se ve své teoretické části zabývá rešerší odborné literatury na téma změn v koncentracích organického uhlíku v povrchových vodách. Důležitou část tvoří hledání příčin a důsledků těchto změn, které by mohly mít velký vliv na celé globální vodní ekosystémy. Jednotné mechanismy řídící proces zvyšování koncentrací organického uhlíku totiž ještě nebyly zcela jasně definovány, a proto i v predikci budoucích následků existují neshody. Praktická část je věnována vlastnímu výzkumu v experimentálních povodích Katedry fyzické geografie a geoekologie (KFGG) Přírodovědecké fakulty (PřF) Univerzity Karlovy (UK) v Praze v povodí Otavy (centrální Šumava a povodí horní Blanice). Výzkum spočíval v terénním průzkumu zájmového území, odběrech vzorků vody a měření základních fyzikálně-chemických parametrů vody. Vzorky vody, odebrané v rámci několika kampaní, byly poté laboratorně analyzovány za účelem stanovení hodnot organického uhlíku v jednotlivých odběrných profilech. Současně probíhala příprava a zpracování dalších dat KFGG z experimentálních povodí se zaměřením na srážko-odtokové procesy. Tato data byla dáována do souvislosti s naměřenými hodnotami organického uhlíku. Výsledky výzkumu ukazují na silnou závislost organického uhlíku na úhrnech srážek a průtocích.

Klíčová slova: organický uhlík, srážkové úhrny, průtok, změna

ABSTRACT

Bachelor thesis in its theoretical part is focused on the literature study of changes in concentrations of organic carbon in surface waters. The important part is finding the causes and consequences of these changes that could have a big impact on the entire global ecosystems. Uniform mechanisms controlling the process of increasing the concentration of organic carbon is not clearly defined yet, and therefore in the prediction of future consequences there exist disagreements. The practical part is devoted to research in experimental basins of the Department of Physical Geography and Geoecology (KFGG) of Faculty of Science, Charles University in Prague in the Otava river basin (central part of Šumava and upper basin of Blanice). The research was based on field survey of the area, water sampling and measurements of basic physical-chemical parameters. Samples of water, taken in several campaigns, were then analyzed in laboratory for determination of organic carbon in each sampling profiles. Simultaneously the preparation and processing of other data of KFGG from experimental basins took a place, focusing especially on rainfall-runoff process. This data has been linked to the measured values of organic carbon. Research results show a strong dependence of organic carbon concentration on precipitations and discharge rates.

Key words: organic carbon, rainfall, run-off, change

Obsah

Seznam obrázků.....	8
Seznam tabulek.....	9
1 Úvod a cíle práce.....	10
2 Organický uhlík ve vodních ekosystémech	11
2.1 Role organického uhlíku ve vodních ekosystémech.....	11
2.2 Změny v koncentracích organického uhlíku	11
2.2.1 Příčiny změn v koncentracích organického uhlíku	12
2.2.2 Důsledky změn v koncentracích organického uhlíku	12
2.3 Hlavní faktory ovlivňující koncentrace organického uhlíku v povrchových vodách ..	13
2.3.1 Acidifikace	13
2.3.2 Změny v hydrologických vlastnostech.....	14
2.3.3 Změna teploty.....	15
2.3.4 Změna land-use.....	16
2.3.5 Míra zapojení rašelinišť	16
2.4 Geografické rozložení trendů v koncentracích organického uhlíku	17
2.4.1 Norsko	17
2.4.2 Švédsko	18
2.4.3 Finsko.....	19
2.4.4 Velká Británie.....	20
2.4.5 Severní Amerika	24
2.4.6 Střední Evropa	26
2.5 Zhodnocení.....	27
3 Charakteristika zájmového území	29
3.1 Centrální Šumava	29
3.2 Horní Blanice	31
4 Zdroje dat a metody.....	33
4.1 Charakteristika profilů centrální Šumavy	35
4.2 Charakteristika profilů horní Blanice	40
5 Výsledky.....	43
5.1 Centrální Šumava	43

5.2	Horní Blanice	50
6	Diskuze	54
7	Závěr	57
8	Seznam použité literatury	58
9	Přílohy	67

Seznam obrázků

Obr. 1 - Koncentrace organického uhlíku v přítocích a odtocích jezer (Evans et al., 2005)	22
Obr. 2 - Dlouhodobý vývoj koncentrace rozpuštěného organického uhlíku (mg/l) v povrchovém odtoku z povodí Lysina v hydrologických letech 1993-2010 (Fottová et al., 2011)	26
Obr. 3 - Výškové poměry a 3D model terénu v povodí Vydry (Kocum, 2012)	29
Obr. 4 - Změny krajinného pokryvu v pramenné oblasti Vydry v letech 1990-2006 (Kocum, 2012)	30
Obr. 5 - Poloha povodí horní Blanice a lokalizace zájmových vodních toků (pojmenované) (Altmann, 2013)	31
Obr. 6 - Změny krajinného pokryvu v povodí horní Blanice mezi roky 1990 a 2006 (Kodádková, 2010)	32
Obr. 7 - Výskyt rašelinišť v povodí Vydry (Kocum, 2012) s doplněnými lokalitami měření organického uhlíku (vlastní) (1=Javoří potok, 2=Temavý potok, 3=Cikánský potok, 4=Ptačí potok, 5=Březnický potok, 6=Rokytky (R), 7=Rokytky-soutok (R1), 8=Rokytky-revitalizace (R2), 9=Rokytky-pramen (PR1))	36
Obr. 8 - Měřené profily v povodí Rokytky (ČÚZK, 2016, vlastní zpracování) (6=Rokytky (R), 7=Rokytky-soutok (R1), 8=Rokytky-revitalizace (R2), 9=Rokytky-pramen (PR1))	39
Obr. 9 - Měřený profil v povodí Těťřívčího potoka (ČÚZK, 2016, vlastní zpracování)	41
Obr. 10 - Měřené profily v povodí horní Blanice (ČÚZK, 2016, vlastní zpracování) (6=nad Zbytinami, 7=pod Zbytinami, 8=Sviňovický potok, 11=levostranný přítok, 12=nad revitalizací)	42
Obr. 11 - Graf vztahu hodnot organického uhlíku a pH při jednotlivých odběrech na odběrném profilu Cikánského potoka (data KFGG)	44
Obr. 12 - Graf vztahu hodnot organického uhlíku a aktuálního průtoku při jednotlivých odběrech na odběrném profilu Rokytky (data KFGG)	45
Obr. 13 - Graf vývoje průtoků a srážek na odběrném profilu Cikánského potoka 19.-20.5.2015 (data KFGG PŘF)	49
Obr. 14 - Graf vztahu hodnot organického uhlíku a aktuálního průtoku při jednotlivých odběrech na odběrném profilu Těťřívčího potoka (data KFGG PŘF)	50
Obr. 15 - Graf vztahu hodnot organického uhlíku a pH při jednotlivých odběrech na odběrném profilu Těťřívčího potoka (data KFGG PŘF)	51
Obr. 16 - Spektrofotometr Hach Lange DR 3900	67
Obr. 17 - Kyvetové testy Hach Lange pro stanovení koncentrace organického uhlíku, limit 3-30 mg.l ⁻¹	67
Obr. 18 - Ptačí potok, 50 metrů nad odběrným profilem (Vlček, 2016)	68
Obr. 19 - Březnický potok, odběrný profil (Vlček, 2016)	68
Obr. 20 - Povodí Rokytky (Vlček)	69
Obr. 21 - Rokytky - soutok (R1), odběrný profil (Vlček, 2016)	69
Obr. 22 - Rokytky - revitalizace (R2), odběrný profil (Vlček, 2016)	70
Obr. 23 - Těťřívčí potok, odběrný profil (vlastní)	70
Obr. 24 - Nad Zbytinami (6) (vlastní)	71
Obr. 25 - Pod Zbytinami (7) (vlastní)	72
Obr. 26 - Levostranný přítok (11) (vlastní)	72
Obr. 27 - Sviňovický potok (8), v pozadí revitalizovaný úsek (vlastní)	73
Obr. 28 - Revitalizace (12) (Hintnaus, 2008)	73

Seznam tabulek

Tab. 1 - Rozloha a podíl plochy rašelinišť na ploše povodí (Kocum, 2012)	30
Tab. 2 - Přehled odběrů uskutečněných v období od května 2014 do října 2015 v oblasti centrální Šumavy (odběr označen symbolem "X") (data KFGG PŘF).....	33
Tab. 3 - Přehled odběrů uskutečněných v období od května 2014 do října 2015 v oblasti horní Blanice (odběr označen symbolem "X") (data KFGG PŘF)	34
Tab. 4 - Vybrané vlastnosti experimentálních povodí KFGG PŘF (data Bartůňková, 2011 a Fialová, 2012)	35
Tab. 5 - GPS souřadnice odběrných profilů (data Vlček, 2016)	35
Tab. 6 - GPS souřadnice odběrných profilů (data mapy.cz)	40
Tab. 7 - Průměrné koncentrace organického uhlíku na zkoumaných profilech v období od května 2014 do října 2015 (data KFGG PŘF)	47
Tab. 8 - Nejnižší a nejvyšší koncentrace organického uhlíku na jednotlivých profilech (data KFGG PŘF)	47
Tab. 9 - Změny měřených parametrů Cikánského potoka 19.-20.5.2015 (data KFGG PŘF)	49
Tab. 10 - Průměrné koncentrace organického uhlíku na zkoumaných profilech v období od května 2014 do října 2015 (data KFGG PŘF)	52
Tab. 11 - Nejnižší a nejvyšší koncentrace organického uhlíku na jednotlivých profilech (data KFGG PŘF)	53

1 Úvod a cíle práce

Během posledních několika desetiletí byly napříč celou severní polokoulí, zejména v boreálních oblastech Skandinávie a Severní Ameriky, pozorovány změny v hodnotách koncentrací organického uhlíku v půdních a vodních ekosystémech. Koncentrace organického uhlíku jsou v povrchových vodách boreálních oblastí důležitými toky koloběhu uhlíku na Zemi. Jsou důležité pro transport živin, látek a energie. Vzhledem k tomu, že změny v koncentracích organického uhlíku mohou vést k nevyočitatelným změnám nejen v chemickém složení povrchových vod, je důležité se tímto tématem intenzivně zabývat, nalézt příčiny těchto změn a navrhnout budoucí důsledky. Je nutné si uvědomit a kvalifikovat procesy k určování pozorovaných změn v koncentracích, změnách a budoucích scénářích, zejména ve vztahu ke změně klimatu a znečištění ovzduší a vod (Evans et al., 2005).

Zvyšující se koncentrace organického uhlíku v jezerech a řekách jsou spojovány zejména se změnou klimatu a chemismu atmosférické depozice. Především koncentrace v jezerech jsou ovlivňovány změnou klimatu a současným zvyšováním teploty vzduchu (Weyhenmeyer, Karlsson, 2009). Nedostatek porozumění efektům způsobujícím změny v koncentracích organického uhlíku a globální klimatické změny limituje naši schopnost predikovat hodnoty organického uhlíku v měnícím se životním prostředí.

Změnu v koncentracích organického uhlíku v povrchových vodách můžeme v posledních desetiletích pozorovat i ve Střední Evropě (Hejzlar et al., 2003). Jeden z výzkumů koncentrací organického uhlíku v povrchových vodách probíhá i na Katedře fyzické geografie a geoekologie (KFGG) Přírodovědecké fakulty (PřF) Univerzity Karlovy v Praze v experimentálních povodích v centrální části Šumavy a v povodí horní Blanice.

Bakalářská práce je rozdělena do dvou částí. První část se zabývá studiem a následnou diskuzí dosavadní zahraniční i domácí odborné literatury. Jsou zde uvedeny výsledky studií z oblastí s největšími změnami v koncentracích organického uhlíku a možné příčiny těchto změn z výzkumů vyplývající. Cílem je souhrnná informace o možných příčinách a důsledcích změn v koncentracích organického uhlíku v povrchových vodách. Druhá část se zabývá vlastním výzkumem naměřených koncentrací organického uhlíku v experimentálních povodích KFGG PřF v souvislosti s dalšími ukazateli hydrologického a atmosférického prostředí, jako jsou například průtoky toků v experimentálních povodích nebo atmosférické srážky. Cílem je zjistit možnou souvislost mezi těmito ukazateli, zda existuje vliv průtoků nebo srážek na koncentrace organického uhlíku v experimentálních povodích.

2 Organický uhlík ve vodních ekosystémech

2.1 Role organického uhlíku ve vodních ekosystémech

Uhlík je vysoce rozpustný, nejrozšířenější biogenní prvek, složka živé hmoty. Hlavním úložištěm oxidu uhličitého (CO₂) na Zemi jsou oceány a atmosféra. Do vodních ekosystémů je uhlík transportován prosakující půdou, splachem z pevniny a z atmosféry (Brönmark a Hansson, 2005, in Sýkorová, 2010). Množství organického uhlíku dodávané do vodních systémů je spojeno s produktivitou terestrických ekosystémů, produkce a rozklad organického materiálu ve vodách jsou poté procesy závislé na teplotě (Schiff et al., 1997, in Keller, 2008). Transport organického uhlíku z terestrických ekosystémů je umožněn hlavně za vysokých průtoků (například letní přívalové deště), při jarním tání sněhu (nejčastěji květen) a při dlouhodobějších podzimních deštích (Laudon et al., 2004). Z vodních ekosystémů se největší část uhlíku vrací ve formě CO₂ zpět do atmosféry (Brönmark a Hansson, 2005, in Sýkorová, 2010).

Organický uhlík hraje klíčovou roli ve vodních ekosystémech - ovlivňuje produktivitu, biodiverzitu a metabolismus organismů (Jansson et al., 2000, in Weyhenmeyer, 2009), globální transport uhlíku (Cole et al., 2007), dostupnost rozpuštěných živin (Franco, Heath, 1983, in Weyhenmeyer, Karlsson, 2009), teplotní stratifikaci (Fee et al., 1996, in Weyhenmeyer, 2009) a optické vlastnosti vody (Morris et al., 1995). Organický uhlík je klíčovou proměnnou hlavně v boreálních jezerech, mimo jiné určuje propustnost vodního sloupce pro záření a termální stratifikaci jezer (Fuentetaja et al., 1999, in Keller et al., 2008). Při vyšších koncentracích zabarvuje vodu do hněda a je zdrojem energie pro potravní sítě (Arvola et al., 1996, in Bartošíková, 2015).

2.2 Změny v koncentracích organického uhlíku

Růst koncentrací organického uhlíku ve velkých regionech severní hemisféry byl pozorován v posledních desetiletích (Monteith et al., 2007). Worrall a Burt (2005) provedl rozsáhlý výzkum ve Skotsku, kde se koncentrace organického uhlíku zvýšily na 77 % (153 z 198) stanovišť. I Hejzlar et al. (2003) pozoroval zvýšení koncentrací organického uhlíku v České republice od poloviny 80. let 20. století. Ve Spojených státech bylo ve čtyřech z pěti pozorovaných území zaznamenáno zvýšení hodnot organického uhlíku v průměru o 10 % za deset let (Stoddard et al., 2003, in Evans et al., 2005).

2.2.1 Příčiny změn v koncentracích organického uhlíku

Předchozí výzkumy a změny životního prostředí za posledních 15 let navrhuji několik příčin zvyšující se koncentrace organického uhlíku, jako jsou například snižující se kyselost půdy, snížení iontové síly (měřítko celkové koncentrace iontů v roztoku), zvýšení teploty a cykly střídajících se such a vlhkých období. Podle současných studií jsou změny v hodnotách organického uhlíku přisuzovány změnám v odtoku (Erlandsson et al., 2008, Schindler et al., 1997, in Evans et al., 2005), teplotě (Freeman et al., 2001, Evans et al., 2006), slunečním záření (Worrall et al., 2004), zvlhčení půdy (Worrall et al., 2006, in Weyhenmeyer, Karlsson, 2009), a složení chemismu atmosférické depozice (Freeman et al., 2004, in Weyhenmeyer, Karlsson, 2009, Evans et al., 2006, Monteith et al., 2007). Také změny v období tání sněhu a ledu a tím pádem v posunu jarních povodní byly zaznamenány jako efekty ovlivňující koncentrace organického uhlíku ve vodních tocích (Weyhenmeyer, 2008, in Weyhenmeyer, Karlsson, 2009). Při posuzování změn v koncentracích organického uhlíku je také důležitou proměnnou nadmořská výška a stále se zmírňující ráz zimních období, což může koncentrace uhlíku také zvyšovat (Sobek et al., 2007, in Weyhenmeyer, Karlsson, 2009). Potenciálními vlivy na zvýšení koncentrace uhlíku mohou být globální oteplování (Freeman et al., 2001, Evans et al., 2005), změny v hydrologické síti (Tranvik, Jansson, 2002), zvýšená frekvence výskytu letních suchých období (Worrall et al., 2004), zvýšení obsahu CO₂ v atmosféře (Freeman et al., 2004, in Weyhenmeyer, Karlsson, 2009), atmosférická depozice dusíku (Findlay, 2005) nebo snížení kyselé depozice v atmosféře (Vuorenmaa et al., 2006).

Role těchto činitelů je zkoumána jednak s ohledem na prostorové vzory ve sledovaných trendech, a také regresní analýzou hodnot organického uhlíku jednotlivých lokalit s využitím celé řady potenciálních chemických a klimatických předpovědí. Přesné příčiny zvýšení koncentrací organického uhlíku nejsou příliš objasněny, ale rozšíření zvýšených koncentrací ukazuje spíše na jeden regionální, než více lokálních mechanismů. Globálně diskutované téma zvyšování teploty označil Evans et al. (2005) pouze jako vedlejší příčinu, která se na zvýšení koncentrací podílí jen asi z 10-20 %. Hydrologické faktory, jako je například změna variability odtoku, byly definovány jako málo významné. Můžeme říci, že příčinou zvyšujících se koncentrací organického uhlíku je soubor více mechanismů, které nezávisle na sobě i ve vzájemném působení a návaznosti jeden na druhého vytváří podmínky pro zvýšení koncentrací organického uhlíku v povrchových vodách.

2.2.2 Důsledky změn v koncentracích organického uhlíku

Jezera a vodní toky prošly během posledních 15 let zásadními chemickými změnami. Je zřejmé, že zvýšené koncentrace organického uhlíku budou mít vliv i na jiné chemické proměnné. Především transport kovů může být zvýšen v důsledku zvýšení množství komplexů organických sloučenin. Významné mohou být i změny v koncentracích rozpuštěného organického materiálu. Zvýšené koncentrace organických látek mohou způsobit problémy s úpravou pitné vody

(Vuorenmaa et al., 2006). V regionech s povrchovými zdroji pitné vody to může mít za následek zvýšení ceny vody z důvodu nutnosti intenzivního čištění vody (Hongve et al., 2004, in de Wit et al., 2007). Huminové látky, z velké části tvořené uhlíkem, dávají vodě hnědé zbarvení. Ačkoliv vysoké hodnoty huminových látek nejsou přímo škodlivé, bývají většinou odstraněny z pitné vody z estetických důvodů. Alarconherrera et al. (1994, in Evans et al., 2005) navrhli, že přítomnost huminových látek ve vodě v průběhu úpravy vody chlorem může vést ke snížení zbytkového chloru vedoucí ke zvýšenému riziku bakteriální kontaminace a k tvorbě karcinogenních sloučenin.

Zvýšené koncentrace organického uhlíku zvyšují transport asociovaných znečišťujících látek a živin v tekoucích vodách a příbřežních zónách. To může ovlivnit bakteriální produkci, zvýšit růst řas a sinic a snížit dostupnost kyslíku (Smith, 2003, in de Wit et al., 2007). Zvýšení exportu rozpuštěného uhlíku z terestrických ekosystémů může snížit následnou schopnost ukládání uhlíku v těchto ekosystémech (Siemens, 2003, in de Wit et al., 2007). Mění se koncentrace organického uhlíku ovlivňují dýchání organismů, což může také ovlivnit emise oxidu uhličitého uvolňujícího se z vodních ploch do atmosféry (Cole, 1994, in Cunningham et al., 2010). Organický uhlík může zvýšit obsah oxidu uhličitého v atmosféře a ovlivnit tím celou řadu aspektů, mimo jiné skleníkový efekt a globální oteplování (Worrall et al., 2007, in Cunningham et al., 2010).

2.3 Hlavní faktory ovlivňující koncentrace organického uhlíku v povrchových vodách

2.3.1 Acidifikace

Acidifikace (okyselení prostředí, kyselá atmosférická depozice) zasáhla hlavně boreální oblasti - Skandinávii a Severní Ameriku (Schindler, 1988, in Bartošiková, 2015), zejména v druhé polovině 20. století. Nyní nastává proces zotavení z acidifikace. V současné době probíhá rychlejší zotavení chemismu vod, než organismů v nich žijících (Nedbalová et al., 2006, in Bartošiková, 2015). Proces návratu z acidifikace spočívá ve snižování síranové (xSO_4) depozice. Spolu se změnami v odtoku by tyto činitele mohli potenciálně ovlivňovat změny v koncentracích organického uhlíku (Vuorenmaa et al., 2006).

Snížení koncentrací xSO_4 v atmosféře a kyselosti půd během poklesu acidifikace ukazuje na zvýšenou mobilizaci organických kyselin. Vlivem snižujícího se zastoupení minerálních kyselin tím pádem dochází i ke zvýšení koncentrací organického uhlíku (Hejzlar et al., 2003, Evans et al., 2005). V reakci na rostoucí množství minerálních kyselin tvořící acidifikaci mohly půdy během acidifikace uvolňovat menší množství organických kyselin a tím pádem snižovat koncentrace organického uhlíku ve vodních tocích (Rosenqvist, 1978, in Evans

et al., 2005). Koncentrace organického uhlíku v povrchových vodách se snižují, když stoupá koncentrace kyselých aniontů a naopak. Pro podporu této hypotézy byl navrhnut paleolimnologický výzkum pracující se souvislostí koncentrací organického uhlíku a zbarvení vody, kdy se v jezerech nacházejí shluky rozsivek charakteristické pro méně zbarvené vody, které zde byly přítomny během maximální úrovně acidifikace (Davis et al., 1985, in Evans et al., 2005).

Důsledkem acidifikace byl pokles hodnot pH, což mělo vliv na početnost a druhové složení organismů. Acidifikace způsobuje snížení koncentrací organického uhlíku. Vodní sloupec s nižší koncentrace organického uhlíku propouští více UV záření. To má vliv na některé druhy žijící ve vodách, na jejich chování a skladbu (Yan et al., 2008, in Bartošíková, 2015), například perloočky čeledi *Daphnia*. Kennedy et al. (1996, in Evans et al., 2005) provedl laboratorní experimenty organických půd, kde prokázal pozitivní závislost hodnot pH s koncentracemi organického uhlíku. Čím více se hodnota pH zvedala na přirozenou úroveň, tím více se zvyšovaly i koncentrace organického uhlíku. Studie odlišných podzolových minerálních půdních horizontů provedena Davidem (1989, in Evans et al., 2005) ukazuje spíše na negativní závislost. Ve většině studií byla pozitivní závislost organického uhlíku a hodnot pH potvrzena a shoduje se s Keneddym et al. (1996, in Evans et al., 2005). Výjimku tvoří studie Clarkové et al. (2008), jejímž výsledkem bylo tvrzení, že s acidifikací v experimentálně vytvořených suchých podmínkách je spojen velký úbytek koncentrací organického uhlíku v půdách (v některých případech o více než 60 %). Nejasnou roli pH zmiňuje i Schindler et al. (1997, in Evans et al., 2005). Experimenty s acidifikací povodí v Norsku (Hessen et al., 1997, in Evans et al., 2005) a Maine (David et al., 1999, in Evans et al., 2005) neukázaly žádné jasné změny v koncentracích organického uhlíku v povrchové vodě, i když v Maine byly pozorovány určité důkazy o klesající koncentraci organických aniontů. Silnější závislost můžeme zaznamenat v severní Evropě (Skjelkvale, 2003, in Evans et al., 2005).

2.3.2 Změny v hydrologických vlastnostech

Dlouhodobý vzrůstající trend organického uhlíku souvisí s dlouhodobými změnami v odtoku, hlavně velké sezonní výkyvy v odtoku by mohly ovlivňovat koncentrace organického uhlíku již po mnoho let (Vuorenmaa et al., 2006). Existují dva hlavní možné mechanismy, kterými by mohly mít hydrologické procesy vliv na zvýšenou koncentraci organického uhlíku ve vodě. Pokud při absenci jakýchkoliv změn v toku organického uhlíku říční síť dojde ke snížení odtoku, může to vést ke zvýšeným koncentracím uhlíku. To znamená, že při nižších průtocích nemusí docházet ke změně množství organického uhlíku, pouze koncentrace se zvýší v menším objemu vody. Zvýšený průtok může zvýšit koncentraci i tok organického uhlíku pozměňováním dráhy směru vodního toku do mělkých půdních horizontů bohatých na organický materiál, ze kterých se organický uhlík lépe vymývá. V hlubších minerálních horizontech bývá absorpce organického uhlíku naopak vysoká (McDowell, Wood, 1984, in Evans et al., 2005).

Hydrologické změny v trajektorii toku byly zkoumány v souvislosti s koncentracemi organického uhlíku ve Švédsku (Tranvik and Jansson, 2002) a v Kanadě (Schindler et al., 1997, in Evans et al., 2005). Procesy probíhající v jezerech a vodních tocích, které by mohly mít vliv na koncentrace organického uhlíku, nezůstaly bez povšimnutí v oblastech Severní Ameriky a Skandinávie, kde je dlouhodobě pozorován vysoký nárůst koncentrací organického uhlíku. Okyselování jezer a delší doba zdržení vody v povodí mají tendenci snižovat koncentrace organického uhlíku. To je také spojeno s klimatickými faktory (Schindler et al., 1997, in Evans et al., 2005). Krátká doba zdržení vody v řekách a zároveň přetrvávání vysokých úrovní koncentrací organického uhlíku tedy naznačují, že vliv toku je kvantitativně menší (Worrall et al., 2003, in Evans et al., 2005).

2.3.3 Změna teploty

V poslední době se v souvislosti s globálním oteplováním spojeným s nárůstem teplot hovoří o teplotě jako o jednom z hlavních možných vlivů způsobující zvyšování koncentrací organického uhlíku. Výzkumy jsou však teprve na začátku a ve výzkumech z různých částí světa se můžeme setkat se zcela odlišnými závěry. Teplota vzduchu má s koncentracemi organického uhlíku obecně negativní vztah. Maximální koncentrace organického uhlíku se vyskytují ve vodách odvodňujících rašeliniště charakteristické pro studené severní zeměpisné šířky a tedy i nízkou teplotu (Meybeck, 1982, in Evans et al., 2005).

Vliv teploty se ovšem na individuálních pozorováních velmi liší. Laboratorní studie ukázaly pozitivní vliv teploty na produkci organického uhlíku v půdě (Fenner, 2002, in Evans et al., 2005) a pozitivní korespondování mezi organickým uhlíkem a teplotou byl pozorován také v terénních studiích v půdních vodách (Chapman et al., 1995, in Evans et al., 2005). Studie Tippinga et al. (1999, in Evans et al., 2005) ukazuje na zvýšené vyplavování organického uhlíku z rašelinných půd do teplejších a sušších lokalit. To prokázal i norský experiment (Wright, Jenkins, 2001, in Evans et al., 2005), kdy bylo v odtoku vyprodukováno více organického uhlíku při zdánlivém ohřátí povodí o 4 °C. Laboratorní experimenty se zahříváním rašeliny ukázaly zvyšující se koncentraci organického uhlíku (Freeman et al., 2001). Také Clark et al. (2008) pozorovala zvýšenou produkci organického uhlíku z rašeliny v návaznosti na oteplování. Červi rodu *Oligochaeta*, kteří jsou dominantními zástupci půdní fauny v pahorkatých částech Velké Británie, zvyšují svoji hojnost při vyšších teplotách a tím ovlivňují mikrobiální aktivitu a provzdušnění půdy. I tento proces může ovlivnit produkci organického uhlíku a jeho následný splach do vodních ekosystémů (Cole et al., 2002, in Evans et al., 2005).

2.3.4 Změna land-use

Na hodnoty organického uhlíku ve vodě by mohl působit i větší rozklad půdního organického materiálu způsobený změnou land-use a disturbancemi v krajině (Vuorenmaa et al., 2006). Výzkumy zaměřené na vliv úpravy rašelinišť, rozsáhlé pastviny, vysazování smrkových monokultur a kácení vykazují jisté lokální změny v koncentracích organického uhlíku, avšak na dostupných důkazech se nezdá, že by existovaly nějaké významné trendy ve využívání půdy, které by mohly ovlivnit koncentrace organického uhlíku. Těmito nevýznamnými lokálními změnami koncentrací organického uhlíku v závislosti na změnách land-use absolutně nelze vysvětlit trendy v rámci celé globální sítě (Evans et al., 2005).

2.3.5 Míra zapojení rašelinišť

Vzhledem k vysokému podílu rašeliništních ploch v experimentálních povodích KFGG byla nutnost zahrnout studie zabývající se mírou zapojení rašelinišť do odtoku z povodí a tím pádem i intenzitou dodávek organického materiálu do vodních ekosystémů. Jak již bylo zmíněno v kapitole 2.3.3., rašeliništní plochy velmi výrazně reagují na změny teplot, kdy můžeme při zvýšených teplotách pozorovat vyšší koncentrace organického uhlíku.

Hydrologická funkce vrchovišť byla dříve chápána hlavně jako retenční schopnost. Po druhé světové válce probíhaly rozsáhlé výzkumy, které ukázaly, že rašeliniště nelze považovat za regulátory průtoků. Vodní toky z nich vytékající jsou značně rozkolísané. Odtoky v létě závisí na srážkách, protože je rašeliniště nenapájejí v suchu a při nadbytku srážek průtoky ještě zvyšují (Ferda, 1963, in Kocum, 2012). Kocum (2012) ve své práci sledoval reakci odtoku z rašelinišť v závislosti na srážkách v oblasti centrální Šumavy, konkrétně Rokytecké slati. Zde se nachází i jedno z experimentálních povodí KFGG PŘF. Variabilita odtoku stoupala, když se v povodí nacházely rašeliništní půdy. To znamená, že rašelina má negativní vliv, tvoří samostatné hydrologické celky s vlastním odtokovým režimem a už vůbec nepřispívá k vyrovnání odtoku. Co se týče kvality vody, působí zde rašeliniště celkem negativně. V suchých obdobích, kdy je odtok nízký, dochází v tocích zásobovaných rašeliništi ke zvýšení jakosti vody, naopak při jarním tání sněhu nebo letních přívalemých dešťových periodách a tedy vyšším zapojení rašeliništního systému jakost vody prudce klesá.

2.4 Geografické rozložení trendů v koncentracích organického uhlíku

Změny v koncentracích organického uhlíku postihly chladné oblasti severní polokoule. Mezi nejvýznamnější země zkoumající tyto trendy patří Spojené státy americké, Kanada, Norsko, Švédsko, Finsko a Velká Británie. V následující kapitole jsou uvedeny výzkumy z jednotlivých zemí, často přinášející rozdílné výsledky, které jsou závěrem diskutovány.

2.4.1 Norsko

Hodnoty koncentrací organického uhlíku v Norsku zaznamenaly nárůst o 10-53 % od začátku pozorování v roce 1985 do roku 2003. Sezonní výkyvy v koncentracích jsou způsobeny sezonní změnou klimatu. Vliv zde uplatňuje i dnes již ustupující acidifikace. Součástí Norského monitorovacího programu pro transport znečišťovatelů vzduchu byl i výzkum ve třech malých povodích na jihu Norska. Všechna tři povodí jsou citlivá na okyselení. Povrch tvoří především lesy, mokřady a holé pustiny. Výzkum zde probíhá od 70. let 20. století, kdy byly všechna povodí vybrána jako silně acidifikovaná a zároveň nezasažená člověkem (pouze v povodí Birkenes 7 % lesa vytěženo) (de Wit et al., 2007).

Birkenes je nízko položené příbřežní povodí ovlivněné depozicí mořské soli. Je ze všech povodí nejkyselejší. Krajinový pokryv zde tvoří starý produktivní smrkový les, mezi půdami se vyskytují nejčastěji podzoly a kyselé hnědozemě. Podloží tvoří granit. V málo odvodňovaných oblastech se mohou vyskytovat rašeliny, kterých je zde ovšem ze všech povodí nejméně (7 %). Povodí Storgama a Langtjern jsou položeny výše, více ve vnitrozemí. Při delších zimách se zde nachází stabilní sněhová pokrývka. Povodí Storgama je tvořeno obnaženými skálami, pustinami a křovinami, kde nejvýznamnějšími zástupci jsou vřes, bříza a borovice. Mezi půdami se opět nejčastěji vyskytují podzoly a podloží je tvořeno granitem. V neodvodňovaném území se nachází rašeliniště, které tvoří 22 % plochy povodí (de Wit et al., 2007). Povodí Langtjern je ze všech největší, i toto může mít vliv na největší koncentrace organického uhlíku (Vuorenmaa et al., 2006). Krajinový pokryv tvoří borovice, mezi půdami jsou nejvýraznější organické a minerální půdy. Podloží je zde opět granitické. V neodvodňovaných depresích poblíž toků a jezer se nacházejí rozsáhlá rašeliniště (30 % povodí). Ve všech třech povodích může vodní tok během dlouhotrvajících such v létě vyschnout (de Wit et al., 2007).

Po získání dlouhé řady údajů koncentrací organického uhlíku v tocích, atmosférických, meteorologických a půdních údajů byly vypracovány trendy v ročním chodu koncentrací organického uhlíku. Sezonní výkyvy v koncentracích mají své maximum v pozdním létě až brzkém podzimu. Naopak minimum v koncentracích organického uhlíku se v povodích vyskytuje na jaře během tání sněhu. Rozdíl mezi těmito výkyvy během roku může činit 10 až 15

mg.l⁻¹. Průměrné roční koncentrace se v povodí Storgama pohybují kolem 4,9 mg.l⁻¹, v povodí Birkenes kolem 5,3 mg.l⁻¹ a v povodí Langtjern kolem 11,6 mg.l⁻¹, což je přibližně dvojnásobek ostatních povodí. Tento vysoký rozdíl může být způsoben vysokým zastoupením mokřin a organických půd v povodí Langtjern (největší zastoupení rašelinišť) obsahujících vysoký podíl uhlíku. Vliv rašelinišť na koncentrace uhlíku je velmi diskutovaným tématem, ovšem najdou se i výsledky výzkumů, které vliv rašelinišť nepotvrdily (Vuorenmaa et al., 2006). Průměrné roční zvýšení koncentrace organického uhlíku bylo od 1 % v povodí Langtjern (0,13 mg.l⁻¹ za rok) a Birkenes (0,06 mg.l⁻¹ za rok) do 1,8 % v povodí Storgama (0,09 mg.l⁻¹ za rok). Během období 1985-2003 se koncentrace v povodích (odchylka od průměrné koncentrace) zvýšila o 14 % (Langtjern), 22 % (Birkenes) a 36 % (Storgama), což je výrazně menší nárůst než ve Velké Británii. Podobné výsledky jako v tomto experimentu vykazují i ve Finsku. Zde se nejvýznamnější koncentrace organického uhlíku nacházejí v květnu a na přelomu léta a podzimu (Vuorenmaa et al., 2006).

Z výsledků výzkumu vyplývá, že největší koncentrace organického uhlíku se ve vodních tocích v jižním Norsku vyskytují obecně v období od srpna do října. V povodí Birkenes jsou nejvyšší koncentrace posunuty od srpna až do prosince, v povodí Langtjern jsou rozloženy během celého léta a podzimu. Povodí Storgama vykazuje nejvyrovnanější koncentrace ze zkoumaných povodí. Jako zajímavý poznatek můžeme určit největší koncentrace organického uhlíku a zároveň nejmenší nárůst koncentrací ve zkoumaném období v povodí Langtjern, které je ze tří zkoumaných povodí největší. Naopak nejmenší koncentrace a zároveň největší nárůst koncentrací organického uhlíku ve zkoumaném období vykazuje nejmenší povodí Storgama. Tento jev ještě nebyl zcela objasněn, avšak svou roli by mohla hrát velikost povodí (Vuorenmaa et al., 2006) nebo rozdílný krajinný pokryv ovlivňující transport uhlíku do vodních toků (60 % lesů v povodí Langtjern vůči 11 % lesů v povodí Storgama, 59 % obnažených skal, pustin a křovin v povodí Storgama a jen 3 % v povodí Langtjern).

2.4.2 Švédsko

Střední roční růst organického uhlíku ve Švédsku dosahuje přibližně 0,27 % od roku 1987. Mezi hlavní vlivy působící na hodnoty organického uhlíku patří teplota, velikost průtoku a acidifikace. Provedený experiment na vzorku 1041 boreálních jezer s gradientem 13° z.š., kde probíhala měření v letech 1995, 2000 a 2005 a 90 jezer na 68° s.š. s rozdílnou nadmořskou výškou ukazují, že koncentrace DOC rostou nelineárně v souvislosti s teplotním gradientem jak výškovým, tak zeměpisně šířkovým (Weyhenmeyer, Karlsson, 2009, Erlandsson et al., 2008).

2.4.3 Finsko

Zvyšování koncentrací organického uhlíku bylo pozorováno skrze celé Finsko, u deseti z třinácti jezer se koncentrace v pozorovaném období rapidně zvýšila. Výzkum ukázal, že hodnoty organického uhlíku nemají žádnou souvislost s velikostí rašelinišť v povodí, ale velikost povodí jako taková by mohla být významným ukazatelem koncentrací organického uhlíku ve vodních tocích (Vuorenmaa et al., 2006).

Rašelina pokrývá třetinu rozlohy Finska, což je největší podíl na světě. Výskyt rašeliny zde charakterizuje i mnoho povodí, která jsou zdrojem uhlíku mnoha mělkých jezer charakteristických pro finskou krajinu. Byl zde proveden experiment na třinácti jezerech citlivých na okyselení nacházejících se v zalesněné horské krajině. Jezera jsou zde ponechána bez vlivu člověka. Na začátku pozorování byly v jezerech odlišné počáteční koncentrace organického uhlíku. Během pozorování v letech 1987 až 2003 se průměrné koncentrace v jednotlivých jezerech pohybovaly v rozmezí 1,5 až 11,3 mg.l⁻¹. Také se zvýšila chemická spotřeba kyslíku (indikátor přítomnosti huminových látek) v devíti ze třinácti pozorovaných jezer, byly zde pozorovány identické trendy s ukazatelem koncentrace organického uhlíku (Vuorenmaa et al., 2006). Ve finských jezerech byl také zaznamenán pokles v koncentraci sulfátů, což jsou indikátory snižující se sírové depozice a tím pádem acidifikace (Mannio, 2001, in Vuorenmaa et al., 2006).

V experimentálních povodích byly měřeny koncentrace v tocích přitékajících do jezer, vytékajících z jezer i přímo v jezerech. V několika případech byly v toku vytékajícím z jezera naměřeny až o 70 % větší koncentrace organického uhlíku, než v samotném jezeře (vytékající vodní tok průměrně 19 mg.l⁻¹, jezero průměrně 11 mg.l⁻¹). Roční nárůst koncentrace organického uhlíku ve vodních tocích byl jednou takový, než v jezerech. Vliv na to mohla mít i nedaleká rašeliniště, která jsou přirozenými zásobníky organického uhlíku. Naopak v toku přitékajícím do jezera nebyl nalezen žádný výrazný trend v koncentracích organického uhlíku, ani žádný rozdíl mezi koncentracemi v toku a jezeře. Nejvyšší koncentrace se na sledovaných stanovištích vyskytovaly hlavně v květnu z důvodu tání sněhu a na podzim (Vuorenmaa et al., 2006).

Variabilita měsíčních koncentrací v jezerech nevykazuje příliš výrazný trend, sezonní variabilita zde není tolik rozvinuta. Například i na jaře během tání sněhu může tající voda téct do jezera přes zmrzlou půdu a tím pádem se nevyplavuje téměř žádný uhlík, který je jinak pro jarní tání sněhu typický (Laudon et al., 2004). Na podzim mohou mít deště tzv. ředící efekt na koncentrace organického uhlíku. Průměrné měsíční koncentrace ve vodních tocích ukazují na rozdíl od jezer rozvinutou sezonalitu se zimním minimem a nárůstem v teplém půlroce. V povodích s vysokým obsahem huminových látek a rychlým koloběhem vody mohou být dodávky organického uhlíku z terestrických ekosystémů ovlivněny sezonním charakterem nejvíce (Hessen et al., 1997, in Evans et al., 2005). Vysoká korelace mezi zdržením vody v povodí a retencí organického uhlíku byla zjištěna především v pramenných jezerech

(Schindler et al., 1997, in Evans et al., 2005). Intenzivní vztah je rovněž mezi koncentrací organického uhlíku a velikostí jezer a povodí, naopak korelace s výskytem rašelinišť nebyla potvrzena. Vuorenmaa et al. (2006) označuje snižující se atmosférickou depozici síry a s tím spojené snižující se množství minerálních kyselin v půdách za hlavní činitele v procesu mobilizace organických kyselin a uhlíku. Intenzivně diskutované téma vlivu rašelinišť zde nebylo potvrzeno, naopak vliv velikosti povodí by mohl být jednou z příčin trendů organického uhlíku.

2.4.4 Velká Británie

Ve Velké Británii je nárůst organického uhlíku největší ze všech zemí, za posledních patnáct let zde ve výzkumu 22 horských toků vzrostla koncentrace průměrně o 91 %. Zvýšená koncentrace organického uhlíku má vliv na druhovou bohatost vod, kvalitu pitné vody, pobřežní a mořské ekosystémy a koloběh uhlíku. Plné porozumění významu zvyšující se koncentrace vyžaduje širší vědomosti o rozsahu dlouhodobé přírodní rozmanitosti (Evans et al., 2005).

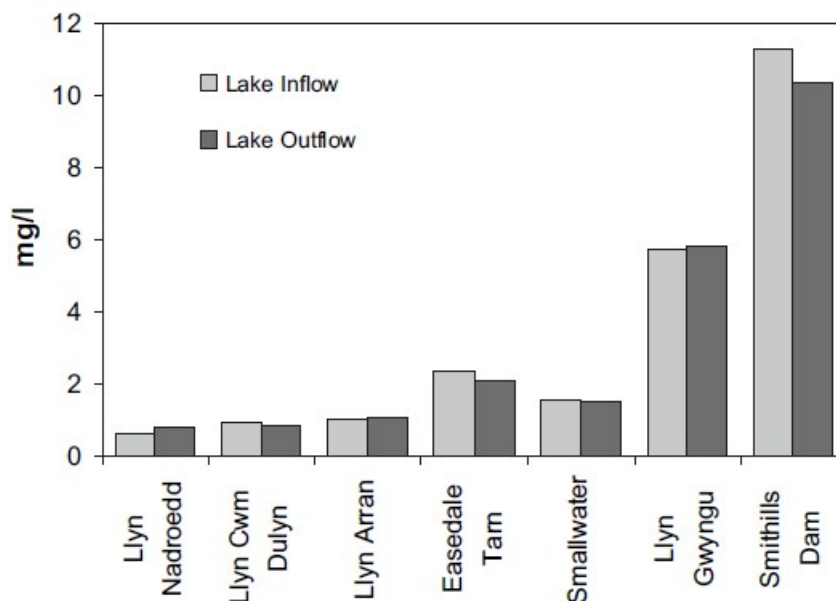
Pozitivní závislost byla zjištěna mezi koncentracemi organického uhlíku v tocích a velikostí zamokřených ploch a množstvím organické hmoty (převážně rašeliniště) v půdách ve Velké Británii (Hope et al., 1997, in Evans et al., 2005). Zvýšení koncentrací organického uhlíku zde bylo pozorováno v 17 z 22 povrchových vod. Zároveň zde bylo pozorováno snížení sírové depozice opět v 17 vodách a zvýšení hodnot pH v 8 z nich, což můžeme považovat za ukazatele snižování acidifikace. K růstu koncentrací organického uhlíku v pozorovaném 15letém období (1988-2002) docházelo v rozmezí 0,06-0,51 mg.l⁻¹ za rok (Evans et al., 2005). Od snížení emisí okyselujících sloučenin ve Velké Británii od roku 1988 mohly pozitivní změny kyselosti přispět k pozorovaným změnám v koncentracích organického uhlíku. Laboratorní výsledky ukazují poměrně jednotné snížení uvolňování organického uhlíku z půdy v souvislosti se zvyšující se mírou acidifikace jak v organických, tak minerálních půdách (Evans et al., 1988, in Evans et al., 2005).

Změny v průběhu roku v množství a intenzitě srážek a odtoku mohou ovlivnit koncentrace a transport organického uhlíku. Hlavním vlivem, co se týče srážek ve Velké Británii, byly zjištěny cykly such a znovu navlhčení, charakterizované zvýšeným rozkladem organické hmoty v důsledku provzdušnění nasycených organických půd a splachem naakumulovaného organického uhlíku do vodních toků při opětovném navlhčení (McDonald et al., 1991, in Evans et al., 2005). Případové studie suchých a mokrých cyklů ukazovaly na zvýšené koncentrace organického uhlíku, které následovaly po zvlhčení (Tipping et al., 1999, in Evans et al., 2005), často s potlačením během suchých period (Clark et al., 2010). Výzkum v bažinatých oblastech (Hughes, 1998, in Evans et al., 2005) přinesl další výsledky týkající se období such, kdy opakovaná sucha mohou generovat dlouhodobé zvýšení organického uhlíku, ale následující data ze stejné zájmové oblasti (Freeman et al., 2004 in Weyhenmeyer, Karlsson, 2009) to nepotvrdila.

Velmi diskutovaným tématem ve Velké Británii je změna land-use. Britské polo-přírodní ekosystémy s celou řadou typů využívání půdy jsou významnými činiteli, kteří mohou ovlivnit změny v koncentracích organického uhlíku. Velké procento britských vrchovin bylo spásáno především ovci, které ovlivňují vegetační pokryv, zhutnění půdy a odtok (Holman et al., 2002, in Evans et al., 2005). Údaje ze sčítání lidu ukazují, že celková úroveň chovu v horských oblastech Anglie se od roku 1980 zvyšuje (English Nature, 2001, in Evans et al., 2005). Vysazování jehličnanů bylo rozsáhlé v průběhu minulého století a mohlo ovlivnit tvorbu organického uhlíku například prostřednictvím zvýšené produkce materiálu ze stromů. Za nejvýznamnější součást lesnictví ovlivňující hodnoty organického uhlíku je ovšem považováno především kácení (Hughes et al., 1990, in Evans et al., 2005). Odvodňování rašelinišť, které bylo v minulém století rozšířené, bylo identifikováno jako možný přispěvatel v trendech hodnot organického uhlíku (Worrall et al., 2003, in Evans et al., 2005), stejně jako řízené vypalování vřesů, které má zásadní vliv na koloběh uhlíku (Garnett et al., 2000, in Evans et al., 2005).

Z 22 zkoumaných povodí bylo v experimentu 17 z nich určeno jako mokřiny a kyselé pastviny, ale povaha a intenzita využití půdy se liší, přičemž na několika místech jsou do značné míry nebo zcela spásané. Na většině míst nejsou žádné náznaky vypalování nebo rozsáhlých odvodnění mokřin z minulosti. Navzdory potenciálu lesů na dopad na export organického uhlíku, trendy pro zalesněná území nevykazují žádnou systematickou odchylku od nedalekých pustých míst (Evans et al., 2005). Podobný výzkum se stejnými výsledky, ovšem na větší monitorovací sadě, byl proveden ve Walesu (Forestry Commission, nepublikovaná data, in Evans et al., 2005) v lesních povodích. Ve Skotsku, ačkoli Grieve a Marsden (2001, in Evans et al., 2005) zjistili vyšší koncentrace organického uhlíku v lesích oproti mokřinám, Harriman (2003, in Evans et al., 2005) došli k závěru, že lesní dopady na distribuci organického uhlíku byly relativně malé při zkoumání vod vypouštěných z lesů a rašelinišť.

Okyselování jezer a delší doba zdržení vody v jezerech mají tendenci snižovat koncentrace organického uhlíku (Schindler et al., 1997, in Evans et al., 2005). Avšak kvantitativní význam těchto procesů v jezerních vodách Velké Británie je diskutabilní vzhledem k typicky krátké době zdržení vody způsobené kombinací vysokých dešťových srážek a velké rozloze povodí (průměrná doba zdržení vody ve zkoumaných jezerech jsou 2 měsíce). Údaje o hodnotách průtoků nevykazují konzistentní rozdíly mezi přítoky a odtoky v jezerech v souvislosti s koncentracemi organického uhlíku, což naznačuje, že vliv jezera na změnu koncentrace je malý. To lze potvrdit i z dat Evans et al. (2005) na Obr. 1, kde lze vidět, že rozdíly mezi koncentracemi organického uhlíku v přítocích a odtocích jezer nejsou nijak odlišné.



Obr. 1 - Koncentrace organického uhlíku v přítocích a odtocích jezer (Evans et al., 2005)

Nárůsty hodnot organického uhlíku byly velmi podobné na různých lokalitách, v průměru o 6,1 % ročně, tj. 91 % za 15 let. Průměrná koncentrace do značné míry odráží organický uhlík zachycený v půdách v povodí, což naznačuje zvýšené uvolňování uhlíku z půdy, a to rovnoměrně po celé Velké Británii. Z toho vyplývá, že zde působí řídicí mechanismus trvale ve stejném velkém měřítku. Pokud by měla být příčinou zvýšené koncentrace organického uhlíku snižující se kyselá depozice (hlavně síra), dala by se očekávat korelace mezi trendy organického uhlíku a xSO_4 . Tento princip navrhli Stoddard et al. (2003, in Evans et al., 2005). Korelace mezi uhlíkem a xSO_4 je významná, ale relativně slabá. Dvě lokality s největšími koncentracemi organického uhlíku se nacházejí na severozápadě Severního Irsku, což je obecně oblast s malou kyselou depozicí a tím pádem i malými úbytky xSO_4 . Stejná situace nastává i na severozápadě Skotska, kde jsou jedny z nejvyšších přírůstků organického uhlíku v oblasti malé sírové depozice s pouze menšími pozorovanými změnami v xSO_4 depozici. Tato pozorování naznačují, že kyselá depozice může pouze částečně vysvětlit trendy ve změnách hodnot organického uhlíku (Evans et al., 2005).

Trendy v součtu koncentrací kyselých minerálních aniontů SAA (Sum of Acid Anions), který je daný součtem aniontů chloru, síranů a dusičnanů, byly brány v potaz jako indikátory iontové síly (suma všech elektricky nabitých částic v roztoku), která by měla být řízena právě změnami v SAA. Kromě snížení koncentrací xSO_4 byl SAA ovlivněn také sníženou depozicí mořské soli na začátku 90. let 20. století. Korelace mezi SAA a trendy organického uhlíku je rovněž poměrně slabá, tím pádem nemohou samotné změny v iontové síle ovlivnit trendy organického uhlíku (Evans et al., 2005).

Časové řady hodnot organického uhlíku byly analyzovány jednoduchými statistickými metodami. Byla provedena analýza jedenácti jezer vykazujících větší krátkodobou chemickou stabilitu než vodní toky, které mají tendenci částečně zakrýt dlouhodobé trendy epizodickými změnami. Ačkoliv se hodnoty vybraných proměnných velmi mění, mohou být vytvořeny určité všeobecné zákonitosti: na většině místech existuje pozitivní vztah mezi hodnotami organického uhlíku a teplotou a negativní vztah mezi hodnotami organického uhlíku a iontovou silou. Jakýkoliv vztah organického uhlíku k zotavení jezer z acidifikace je nejasný, stejně jako vztah ke srážkám. Ačkoliv výsledky studie označily za hlavní proměnné teplotu a iontovou sílu, tento závěr podléhá několika hlavním výhradám. Použité naměřené proměnné nejsou příliš podrobné, aby mohly zachytit přesný chod hodnot a nemusí adekvátně odrážet podmínky ovlivňující tvorbu organického uhlíku. Například měsíční průměry srážek jen těžko vystihnou stav půdní vlhkosti a výskyt such. Navíc výskyt organického uhlíku v povrchové vodě je závislý na složení zdrojové vody a na podílu a složení vody z různých zdrojů (přítoky, průsak podzemní vody, srážky, atd.). Všechna jezera vykazují sezonnost. Hodnoty organického uhlíku jsou typicky nejvyšší v září, kdy jsou teploty vyšší a nejnižší v březnu, kdy je koncentrace mořské soli a tedy i iontové síly na maximální hodnotě. Z této průzkumné analýzy nebylo možné identifikovat jeden jednoduchý mechanismus, který by způsoboval změny v koncentracích organického uhlíku (Evans et al., 2005). Pozdější studie Evanse et al. (2006) označuje za příčiny změn snižující se acidifikaci, potažmo snižující se koncentraci xSO_4 , spolu se snižující se iontovou silou, která je spojena se snižující se depozicí mořské soli.

Vysoký nárůst pozorujeme u koncentrací organického hliníku, spolehlivě na 8 místech, zatímco toxický anorganický hliník se snižuje (10 míst). Celkový obsah železa se zvýšil na třinácti místech. Přestože monitoring rozpuštěného organického sodíku začal až v roce 1995 a trendy tedy ještě nejsou příliš zřejmé, opět se zde očekává korelace s organickým uhlíkem. Očekávat můžeme také biologickou odezvu a změny v přívodu živin v důsledku snížené hloubky průhlednosti vodního sloupce. Biologické změny nebyly potvrzeny na místech, kde se hodnoty organického uhlíku zvyšují a zároveň tento růst není spojen s poklesem acidity, která se zde příliš neobjevila, jako například v severním Skotsku. Vzhledem k tomu, že složitost faktorů ovlivňujících biotu ve vodě je zřejmá, bude identifikace biologických reakcí na měnící se koncentrace organického uhlíku vyžadovat další sledování (Evans et al., 2005). Vysoké hodnoty organických látek jsou ve vodních tocích a malých jezírcích považovány za poměrně nereaktivní co se týče zdejší doby zdržení vody ve Velké Británii. Hodně rozpuštěného organického materiálu je však transportováno do ústí řek a do oceánů, kde mohou významně ovlivnit energii, živiny a propustnost světla (Raymond, Bauer, 2001, in Evans et al., 2005).

Bez ohledu na přímé krátkodobé následky zvýšené koncentrace organického uhlíku, dlouhodobé následky bude velmi obtížné zjistit. Vzhledem k tomu, že pre-industriální podmínky povrchových vod ve Velké Británii jsou v podstatě neznámé a přírodní variabilitu nelze jednoduše kvantifikovat, zůstává nejasné, zda nedávné změny představují návrat k podmínkám existujícím před antropogenním narušením životního prostředí, nebo zda se jedná o přirozené výkyvy přírodního rozsahu a nebo o zvýšení koncentrací organického uhlíku

na úplně novou úroveň. Pokud by byly změny v hodnotách poháněny snižující se kyselou depozicí, může být současný stav chápán jako návrat k pre-industriálnímu stavu. Pokud jsou změny spjaty s přirozenou proměnlivostí klimatu, můžeme to stále považovat za přirozené. Vzhledem k současné předpokládané klimatické změně, představované zvyšující se teplotou a změnami v rozložení a objemu srážek, mohou aktuálně pozorované změny svědčit o budoucích reakcích na klimatické změny. Pozorované změny v klimatu přičítané lidskému zavinění mohou být příčinami reakce trendů organického uhlíku na tyto změny (Evans et al., 2005). Potenciální následky v koloběhu uhlíku na Zemi mohou být významné. V roce 1995 bylo množství organického uhlíku v řekách ve Velké Británii odhadnuto na 0,69 Mt za rok, což je srovnatelné se zásobami uhlíku uloženými například v britských rašeliništích. V roce 2000 se tato hodnota pohybovala již kolem 0,86 Mt za rok (Worrall and Burt, 2005). Vzhledem k neporovnatelnosti velikostí mezi britskými rašeliništi a většími boreálními a subarktickými komplexy v Rusku, Severní Americe a Skandinávii by bylo vhodné provést extrapolaci hodnot z britského měřítka do globální predikce toku organického uhlíku. Touto metodou by bylo možné zjistit, že dopady způsobené zvýšeným převodem organického uhlíku z terestrických ekosystémů do aktivnější rozpuštěné formy a následně na CO₂ do atmosféry by byly velmi rozsáhlé (Evans et al., 2005).

Ve studii Worralla a Burta (2007) byl zjištěn zajímavý jev v jihozápadní Anglii, kde se na přelomu tisíciletí objevil rozsáhlý pokles koncentrací organického uhlíku. Tento pokles byl zaznamenán hlavně v povodích, kde je nejdominantnějším krajinným pokryvem rašelina. Stejný jev byl zaznamenán i ve Skandinávii, kde byla za hlavní příčinu označena významná rozsáhlá sněhová pokrývka v zimním období (Skjelkvale, 2001, in Worrall and Burt, 2007), což je ovšem neaplikovatelné na oblast jihozápadní Anglie, kde se nevykytuje žádný nebo jen velmi málo sněhu během zimního období. Vzhledem k tomu, že se jedná o opačný jev, než který je předmětem výzkumu, mohly by i příčiny poklesů v koncentracích organického uhlíku být opačné od těch, které způsobují zvýšené koncentrace. Potenciálními příčinami by mohla být nízká hloubka rašelinišť obsahující menší množství uhlíku, výrazná změna land-use nebo vypouštění zemědělských a průmyslových kalů, což mohou být příčiny nižšího splachu uhlíku z rašeliny. Co doopravdy stojí za tímto zvratem snad ukáží budoucí výzkumy.

2.4.5 Severní Amerika

Podobné trendy koncentrací organického uhlíku jako v Evropě můžeme pozorovat i v Severní Americe. Za posledních šestnáct let se koncentrace v Hudson River poblíž New Yorku zdvojnásobila. Tok uhlíku ve vodním toku se změnil z původních 1,1 kg uhlíku za sekundu v roce 1988 na 2,4 kg uhlíku za sekundu v roce 2003. Stejně jako v Evropě, ani zde neexistuje jednoduché vysvětlení příčin. Situace v tomto výzkumu je odlišná, protože se jedná o velký vodní tok a přesto jsou zde stejné trendy jako v malých povodích zkoumaných například ve Skandinávii (Findlay, 2005).

Kanadský výzkum dvanácti boreálních jezer v provincii Ontario byl zaměřen především na vztah mezi koncentracemi organického uhlíku s počasím a acidifikací. Při tomto experimentu se zkoumaly 16-26 let dlouhé řady naměřených hodnot různých proměnných ve dvanácti jezerech. Hodnoty organického uhlíku se zde pohybují maximálně kolem 5 mg.l^{-1} a další růst vykazují všechny lokality. Jezera jsou ve výzkumu rozdělena do dvou oblastí, poblíž měst Sudbury a Dorset. Jezera nedaleko průmyslového města Sudbury byla v minulosti velmi nepříznivě ovlivněna acidifikací. Nyní probíhá proces zotavení z acidifikace, stejně jako v ostatních zájmových oblastech severní hemisféry. Zvýšené koncentrace organického uhlíku se zde přisuzují zotavení z acidifikace, respektive změnám v hodnotách pH. Oblast kolem města Dorset nikdy nebyla acidifikací nijak výrazně zasažena a tak zde nyní ani neprobíhá žádné zotavení a tím pádem výrazná změna hodnot pH a depozice síry (Keller et al., 2008).

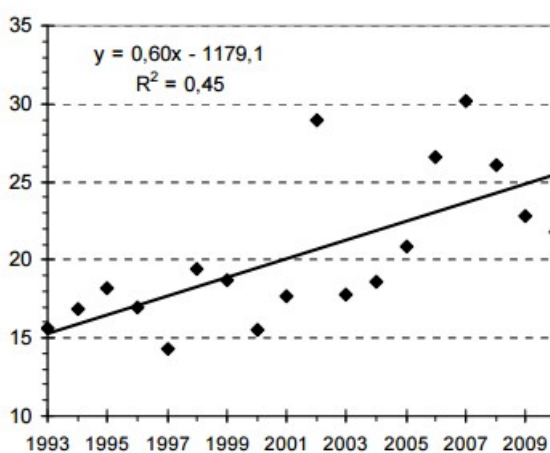
Ke zkoumaným příčinám zvýšení koncentrací organického uhlíku v tomto výzkumu patřily především srážky a změna teploty vzduchu. V souvislosti s úhrnem srážek a zvýšením koncentrací organického uhlíku nebyla zjištěna žádná významná korelace. Souvislost s průměrnou dlouhodobou teplotou vzduchu a jejími změnami zde byla významná na třech čtvrtinách stanovišť. Teplota se tedy zdá být mnohem lepším ukazatelem trendů organického uhlíku než srážky. Autoři to dokonce považují za první důkaz, že by změna teploty mohla být hlavním činitelem působícím na koncentrace uhlíku. Platí zde pravidlo, že s rostoucí teplotou vzduchu a potažmo i vody roste i hodnota organického uhlíku ve vodě. V experimentu se ukázalo, že v jezerech, kde byla za hlavního činitele působícího na organický uhlík označena teplota, by zvýšení tohoto ukazatele o $1 \text{ }^\circ\text{C}$ přineslo zvýšení organického uhlíku o $0,8\text{-}2,3 \text{ mg.l}^{-1}$. Individuálně to v těchto jezerech znamená zvýšení organického uhlíku o $22\text{-}70 \%$. Můžeme tedy předpokládat, že podle vytvořených klimatických scénářů a prognóz se budou koncentrace organického uhlíku v závislosti na teplotě dále markantně zvyšovat. Jedinými stanovišti, kde se projevil vliv úhrnů srážek na zvýšení hodnot organického uhlíku, bylo v povodí s vyšším zastoupením močálových a rašelinných ploch, stejně jako je tomu v jiných oblastech světa s vysokou koncentrací zamokřených ploch v povodí. Obecně ale můžeme konstatovat, že při vyšších úhrnech srážek dochází ke snížení koncentrací organického uhlíku, kde svůj podíl na tomto stavu může mít zvýšený efekt ředění vody srážkami (Keller et al., 2008).

Keller et al. (2008) mají za to, že zaměření se pouze na extrémní krátkodobé události, jako jsou například vlny veder a such, nelze samostatně považovat za možné ukazatele trendů, je potřeba zaměřit se na tuto problematiku komplexněji. Kromě krátkodobých událostí je vhodné do výzkumu zapojit také dlouhodobé ukazatele různých potenciálních příčin z různých prostředí, ať už činitele z fyzickogeografické sféry (například mění se vlastnost atmosféry, hydrosféry nebo pedosféry) nebo i antropogenní ovlivnění (například acidifikace nebo globální oteplování).

2.4.6 Střední Evropa

Zvyšování koncentrací organického uhlíku v Evropě bylo kromě Skandinávie zaznamenáno také ve střední Evropě. Výzkumy zde uskutečněné vykazují shodné výsledky s ostatními studii z jiných oblastí. Za příčiny zvýšených koncentrací jsou zde považovány teplota, hydrologický režim odtoku a změny v acidifikaci. Roční chod koncentrací organického uhlíku se shoduje s chodem teplot a srážek - nejmenší koncentrace byla zjištěna v zimě při mrznutí a největší v létě, zejména při příválových srážkách (Hejzlar et al., 2003).

V českých podmínkách proběhla rozsáhlá studie Fottové et al. (2011) v rámci dotačního projektu České geologické služby (ČGS) v síti lesních povodí GEOMON napříč celým územím státu. Pro všechna povodí v rámci sítě nebyl za sledované období zjištěn žádný trend pro koncentrace organického uhlíku v souvislosti s jinými parametry. Dvě nejvyšší koncentrace organického uhlíku byly paradoxně zjištěny v povodích s nejnižšími a nejvyššími hodnotami pH v oblasti Slavkovského lesa. V těchto povodích bylo v průběhu let zároveň zjištěno velmi výrazné zvyšování koncentrací organického uhlíku, tak jako například ve Skandinávii nebo Severní Americe (Obr. 2). Nízké koncentrace organického uhlíku ve vodních tocích se vyskytovaly hlavně v Krkonoších a Beskydech, vysoké ve Slavkovském lese, Jizerských a Orlických horách (Kráš, 2011, in Fottová et al., 2011).



Obr. 2 - Dlouhodobý vývoj koncentrace rozpuštěného organického uhlíku (mg/l) v povrchovém odtoku z povodí Lysina v hydrologických letech 1993-2010 (Fottová et al., 2011)

V Krušných horách proběhl projekt, který měl za cíl najít možné způsoby snižování neustále se zvyšujících koncentrací organických látek ve zdrojích pitné vody. V tomto případě se jedná hlavně o huminové látky, které se při úpravě vody chlorací na pitnou mohou měnit na látky karcinogenní. Výsledky studie ukazují, že největší koncentrace organických látek, potažmo uhlíku, se zde vyskytuje hlavně po intenzivnějších deštích a tání sněhu, stejně jako v některých výzkumech provedených v jiných částech světa. Tyto vysoké koncentrace se obvykle objeví s 1-2 denní prodlevou za zvýšenými úhrny srážek. V 80. letech byl spolu s poklesem zalesnění povodí pozorován i pokles koncentrací organického uhlíku v povrchových

vodách z 8 na 4 mg.l⁻¹. Od počátku 90. let se naopak koncentrace zvyšují, což je přisuzováno zamokření odlesněných ploch a expanzi rašeliníku na těchto lokalitách spolu s odvodňováním mokřadů. Hodnoty organického uhlíku se zde nyní pohybují nad hranicí 10 mg.l⁻¹ (Novák, 2012).

2.5 Zhodnocení

Zvýšení koncentrací organického uhlíku v posledních desetiletích vyvolalo diskuze o ještě dlouhodobějších trendech, konkrétněji o změnách hodnot ve vzdálenější minulosti. I výzkum minulých změn v koncentracích organického uhlíku by mohl pomoci k odhalení příčin současných změn v koncentracích. Mohlo by jít i o přirozený stav, který se v historii Země běžně opakuje. Záznamy o hodnotách koncentrací organického uhlíku jsou dostupné pouze z posledních pár desetiletí, kdy se tento jev dostal do popředí zájmu. I proto je velmi obtížné určit činitele nebo soubor činitelů a vývoj, když není znám předchozí vývoj koncentrací a je k dispozici pouze omezený soubor dat. Nelze ani zjistit, jaký podíl na změnách ve vývoji koncentrací má antropogenní ovlivnění, protože nemáme žádné informace o vývoji organického uhlíku ve vodách před tímto ovlivněním. Autoři švédského výzkumu jezerních sedimentů zjistili hluboký pokles hodnot organického uhlíku v minulých dvou století, ještě dávno před zásahem acidifikací a pozorovanými změnami klimatu ve 20. století. Zároveň variabilita hodnot byla mnohem vyšší, než se předpokládalo. Další výzkum příčin tohoto minulého vývoje ještě nebyl vypracován, ovšem autoři výzkumu poukázali na možný vliv změny land-use (Cunningham et al., 2010).

Provedené studie v různých částech světa přicházejí s odlišnými pohledy na možné příčiny změn v hodnotách organického uhlíku obsaženého v povrchových vodách. Ačkoliv by sedalo očekávat, že skandinávské země přinesou stejné výsledky, výzkumy ukazují na odlišné příčiny. V Norsku je podle de Wita a kol. (2007) za hlavní důvody považována snižující se acidifikace, podíl rašelinišť v povodí a typ krajinného pokryvu. S acidifikací pracují i ve Švédsku, ovšem další dvě hlavní příčiny jsou zcela odlišné, a to změna teploty a hodnota průtoku (Erlandsson et al., 2008, Weyhenmeyer, Karlsson, 2009). Finský výzkum Vuorenmaa et al. (2006) přinesl překvapující poznatky. Závislost mezi hodnotami koncentrací organického uhlíku a rašeliništi byla vyvrácena a za hlavní příčiny jsou zde považovány velikost povodí a snižující se acidifikace. Nejrozsáhlejší výzkumy prováděné ve Velké Británii, která je nejvíce zasažena zvyšujícími se koncentracemi organického uhlíku, nabízí celou řadu možných příčin. Jako hlavní činitelé jsou zde označovány teplota a iontová síla. Se zvyšující se teplotou hodnoty organického uhlíku stoupají, a stoupají i v důsledku snižující se iontové síly. Jako další méně významní činitelé byly označeny cykly sucha a znovu navlhčení, srážky, změna land-use, acidifikace a podíl rašeliny v povodí (Evans et al., 2005). Pozdější studie Evanse et al. (2006) za hlavní příčiny považuje snižující se acidifikaci a iontovou sílu. V Severní Americe je největší důraz kladen na změny teploty, méně na srážky a acidifikaci (Keller et al., 2008). Srážky

a ustupující acidifikace jsou hlavním tématem také ve Střední Evropě, spolu se změnami teploty (Hejzlar et al., 2003).

Výzkum příčin a budoucích důsledků zvyšujících se koncentrací organického uhlíku je na začátku. Pro schopnost odhadnout další kroky ve vývoji obsahu organického uhlíku v jednotlivých ekosystémech na Zemi, toky organického uhlíku mezi nimi a s tím související dopady, je zde nutnost dalších výzkumů k objasnění příčin ve změnách těchto koncentrací. Je potřeba navrhnout mechanismy, které by mohly řídit koncentrace a toky organického uhlíku v povrchových vodách, testovat různé hypotézy a zjistit, co může tento jev znamenat pro život na Zemi. Důležitou součástí výzkumu organického uhlíku se také kromě pohledu do budoucnosti a simulování různých scénářů musí stát návrat do minulosti, který zajisté pomůže objasnit nynější nevyřešené otázky týkající se tohoto tématu. Je potřeba uskutečnit rozsáhlé paleolimnologické a paleohydrologické průzkumy a rekonstrukce scénářů koncentrací organického uhlíku v historii Země. Minulé změny koncentrací organického uhlíku v povrchových vodách by mohly napovědět, zda se zde neprojevuje jen přirozený průběh koloběhu uhlíku ve vodách založený na více či méně pravidelných výkyvech hodnot. Důležitou roli hrají i různé historické varianty klimatu na Zemi a jejich vliv na koncentrace organického uhlíku. S pomocí výzkumu koncentrací organického uhlíku v minulosti lze mnohem lépe simulovat budoucí scénáře a dopady těchto změn. To je ovšem běh na dlouhou trať. Jediný závěr, který dnes můžeme po provedených výzkumech učinit, je, že neexistuje jeden jediný mechanismus a ani jedna jediná příčina zvyšujících se koncentrací organického uhlíku v povrchových vodách (Evans et al., 2005).

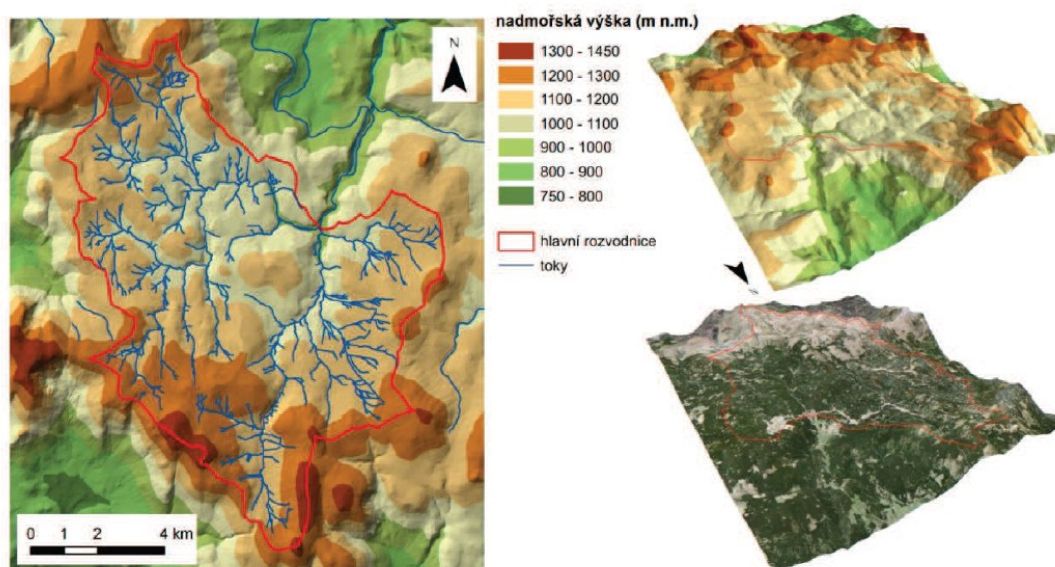
Je zde vidět optimistický přístup vědců k problematice, podle nichž jsou dramatické scénáře spojené s intenzifikací exportu organického uhlíku z globálních rašelinišť pesimistické. Je potřeba podívat se na věc realisticky a přijít s více scénáři, které je potřeba prozkoumat a vyhodnotit, zda vůbec přichází v úvahu, aby byly reálné (Evans et al., 2006). Nedostatek porozumění efektům snižujícím kyselost a globální klimatické změny limituje naši schopnost predikovat hodnoty organického uhlíku v měnícím se životním prostředí.

3 Charakteristika zájmového území

Vlastní výzkum probíhal v experimentálních povodích centrální Šumavy a horní Blanice v jihozápadních Čechách. Tyto lokality byly vybrány z důvodu zde již probíhajících výzkumů KFGG PřF, tudíž bylo možné využít některá již naměřená data z monitorovací sítě katedry i výjezdů pracovníků KFGG PřF do terénu. Důležitým fenoménem je také spojitost koncentrací organického uhlíku s rašeliništi, které jsou v oblasti centrální Šumavy hojně zastoupeny. Poměrně podrobnou charakteristikou zájmového území se již zabývala řada prací, proto zde budou vytyčeny pouze základní charakteristiky spjaté s měřením koncentrací organického uhlíku, zejména sklonitostní, klimatické, pedologické a krajinného pokryvu. Pro rozsáhlejší charakteristiky je možné v případě centrální Šumavy nahlédnout do prací Kocuma (2012) nebo Fialové (2012), výzkumy v případě horní Blanice prováděli Bímová (2010), Kodádková (2010), Altmann (2013), Stříbrný (2014) a Kozáková (2015).

3.1 Centrální Šumava

Jedná se o pramennou oblast Otavy - horní Vydrů. Patří ke chladné klimatické oblasti, v inverzních polohách nad 1 000 m n.m. se průměrné roční teploty pohybují kolem 3 °C (Tolasz et al., 2007). Obecně se zde projevuje charakter náhorní plošiny se zarovnaným povrchem a nízkou sklonitostí svahů, 68 % povodí se nachází ve sklonitostní kategorii do 5° (Kocum, 2012). Výškové poměry jsou znázorněny na Obr. 3.



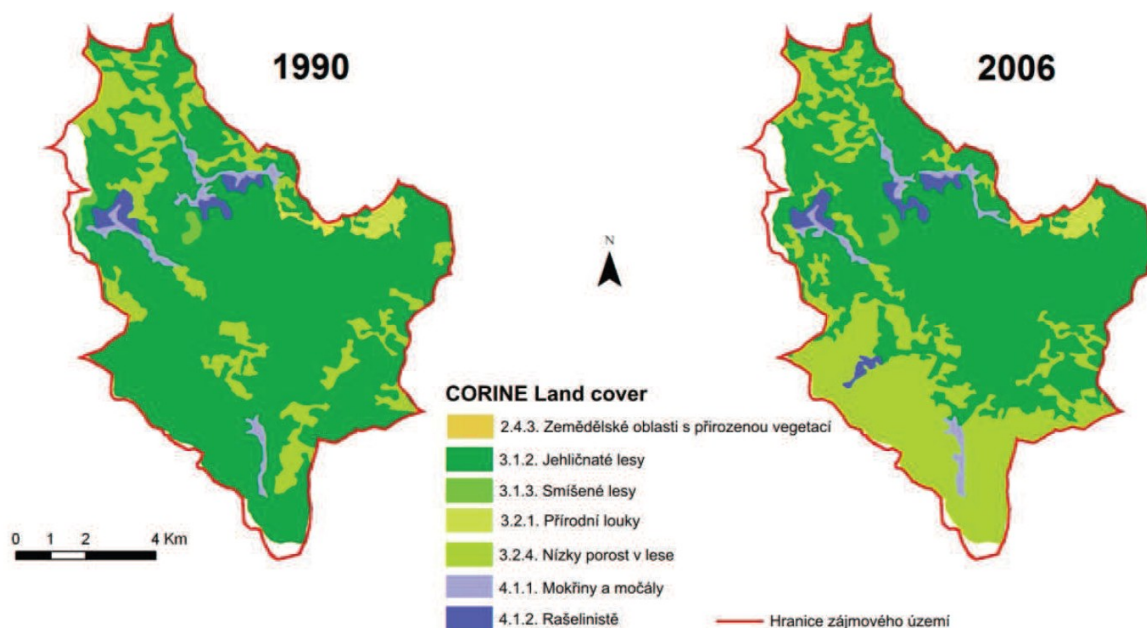
Obr. 3 - Výškové poměry a 3D model terénu v povodí Vydrů (Kocum, 2012)

Podle Ferdy et al. (1971, in Kocum, 2012) má vyšší podíl méně ukloněných ploch pozitivní vliv na tvorbu a tím pádem i vyšší zastoupení zrašelinění v povodí. Rašeliníšní plochy jsou v povodí poměrně hojně zastoupeny (Obr. 7, Tab. 1). Rašelinná ložiska jsou zejména svahového a hřebenového typu.

Tab. 1 - Rozloha a podíl plochy rašeliníšť na ploše povodí (Kocum, 2012)

povodí	plocha rašeliníšť (km ²)	podíl rašeliníšť (%)
Rokytká	1,541	24,8
Ptačí p.	0,916	16,6
Javoří p.	0,804	5,7
Tmavý p.	0,112	2,3
Březnický p.	0,507	14,9
Cikánský p.	0,673	31,0

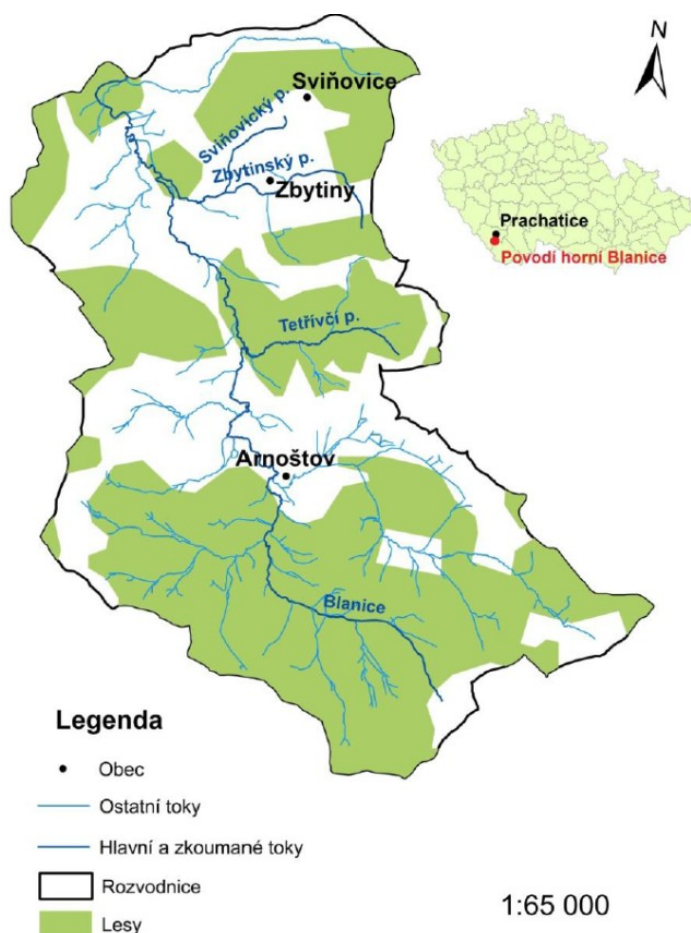
Na území lze zaznamenat vysokou heterogenitu a kontrast půdních typů (Šefrna, 2004, in Kocum, 2012). Půdy zde mají vysokou infiltrační schopnost, nicméně malá retenční schopnost zejména nasycených organosolů způsobuje rychlý odtok srážkové vody. Mezi hlavní půdní typy zde můžeme zařadit již zmíněné hydrogenní organosoly, dále pak k celkové vodní bilanci a odtokovým poměrům pozitivní hnědé lesní půdy a humusové podzoly. Celé území pramenné oblasti Vydry je značně zalesněno a neosídleno a proto zde neprobíhají ani významnější antropogenní změny land-use (Obr. 4). Mezi největší změny krajinného pokryvu patří kůrovcová kalamita a s tím spojený úbytek lesních ploch, z minulosti snaha o odvodnění rašeliníšť stavbou odvodňovacích kanálů a výstavba klauzů pro plavení dřeva. Mezi významné biotopy patří vrchoviště a klečové porosty (Kocum, 2012).



Obr. 4 - Změny krajinného pokryvu v pramenné oblasti Vydry v letech 1990-2006 (Kocum, 2012)

3.2 Horní Blanice

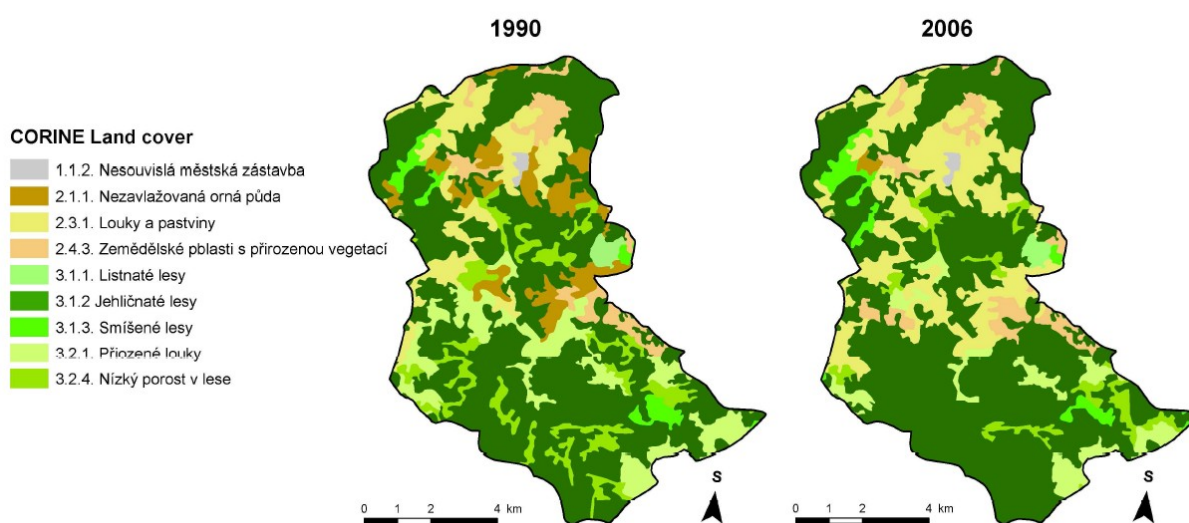
Oblast horního toku řeky Blanice se nachází v podhůří Šumavy, západně od Českých Budějovic v ORP Prachatice a Český Krumlov mezi městy Volary a Prachatice. Výzkum probíhal na malých experimentálních povodích Zbytinského a Tetřivčího potoka. Území patří ke chladné klimatické oblasti, průměrné roční teploty se zde pohybují kolem 4-6 °C. Průměrné roční úhrny srážek činí 734 mm/rok, přičemž nejvíce srážek spadne v letním období (36,5 %) a nejméně v zimě (18,8 %) (Bímová, 2010). 50 % rozlohy povodí Zbytinského potoka tvoří kambizemě, dále podzoly a kryptopodzoly. Lesní povodí Tetřivčího potoka tvoří především glej (20 %), pseudoglej, stagnoglej, kambizem a kryptopodzol. Podél koryt obou vodních toků se vyskytují hydromorfní gleje a pseudogleje (Bímová, 2010, Královec et al., 2015, in Kozáková, 2015). V obou případech se jedná o poměrně malá povodí s rozlohou 9,72 km² a délkou toku 4,9 km u Zbytinského potoka a rozlohou 6,13 km² a délkou toku 3,9 km u Tetřivčího. Oba dva vodní toky proudí víceméně západním směrem a do Blanice se vlévají v nadmořské výšce 772 m n.m. (Zbytinský) a 798 m n.m. (Tetřivčí) (Obr. 5).



Obr. 5 - Poloha povodí horní Blanice a lokalizace zájmových vodních toků (pojmenované) (Altmann, 2013)

Významným přítokem Zbytinského potoka je Sviňovický potok s plochou povodí 1,59 km² a délkou toku 1,83 km (Malý, 2006, in Bímová, 2010). Koryto Sviňovického potoku bylo revitalizováno a také zde probíhají měření KFGG PřF. Revitalizace toku spočívala v návratu do přírodě blízkého stavu, kdy bylo odstraněno betonové opevnění, břehy byly zpevněny kamenem, byla vysázena doprovodná vegetace a vytvořeny dvě mokřadní plochy pro zlepšení retence vody v krajině (Obr. 28) (Hintnaus, 2008, in Bímová, 2010).

Ze sklonitostních stupňů jsou v povodích nejvíce zastoupené sklonitosti 4-6° (29,3%), 2-4° (27,2 %) a 6-8° (16,4 %) (Kodádková, 2010). Rozdíly mezi povodími lze nalézt v určení krajinného pokryvu (Obr. 6). Zatímco povodí Zbytinského potoka je tvořeno loukami a pastvinami (55,1 %) a jsou zde patrné známky lidské činnosti, povodí Tetřivčího potoka je přírodě blízké lesní povodí (72,2 %) (Hintnaus, 2008, in Bímová, 2010). Vyskytuje se zde klimaticky nepůvodní smrkový les a bukovým až bukovojedlovým klimaxem. Nejvýraznějším bodovým znečištěním v povodí Zbytinského potoka je obec Zbytiny (313 obyvatel). Obec je zaměřena na zemědělskou činnost, primární sektor zde naprosto převažuje. Mezi hlavní odvětví patří extenzivní chov dobytka a lesní hospodářství (Altmann, 2013). Na celém území je patrný malý vliv člověka, 80 % území tvoří CHKO Šumava. Vyskytuje se zde zvláště chráněná perlorodka říční, která je druhem bezprostředně ohroženým vyhynutím v evropském měřítku a kriticky ohroženým druhem v rámci České republiky. Perlorodka vyžaduje nejkvalitnější vodu a má vysoké nároky na její kvalitu (Hannsmann, 1996, in Bímová, 2010).



Obr. 6 - Změny krajinného pokryvu v povodí horní Blanice mezi roky 1990 a 2006 (Kodádková, 2010)

4 Zdroje dat a metody

Odběr vzorků organického uhlíku probíhal v patnácti odběrných profilech - devíti v oblasti centrální Šumavy (kap. 4.1) a šesti v oblasti horní Blanice (kap. 4.2). Odběrové kampaně probíhaly od května 2014 a probíhají i nadále, ovšem do této práce jsou zahrnuty odběry zpracované do října 2015, přehledně zpracovány pro centrální Šumavu (Tab. 2) i horní Blanici (Tab. 3). Spolu s odběry vody pro analýzu koncentrací organického uhlíku byly v terénu zároveň měřeny další parametry pomocí multiparametrické sondy Hach Lage HQD - pH, konduktivita, teplota vody a rozpuštěný kyslík. Na profilech, které nejsou vybaveny automatickým hladinoměrem, byl také hydrometrován aktuální průtok, na ostatních profilech zařazených v monitorovací síti KFGG PřF byl aktuální průtok odečten z pořízených dat. V analýze dat se dále pracovalo i s údaji o pětidenním průměrném průtoku před odebíráním vzorků pro analýzu organického uhlíku. Tato data byla na profilech vybavených měřicí stanicí vypočítána zprůměrováním hodnot průtoků z pěti předešlých dní, pětidenní denní průměrný průtok pro profily bez měřicí stanice poskytl kolega Vlček z dostupných konsumpčních křivek (Vlček, 2016). Údaje o denním a pětidenním úhrnu srážek pro jednotlivé profily byly získány ze srážkoměrů KFGG PřF, v případě profilů bez měřících stanic k nim byly vztaženy údaje z nejbližších dostupných stanic měřících úhrny srážek.

Tab. 2 - Přehled odběrů uskutečněných v období od května 2014 do října 2015 v oblasti centrální Šumavy (odběr označen symbolem "X") (data KFGG PřF)

datum/profil	J	P	C	B	R	R2	T	PR1	R1
27.5.2014	X	X	X	X	X				
2.10.2014					X				X
4.2.2015	X					X	X	X	X
4.3.2015	X				X	X	X	X	X
5.3.2015		X	X	X					
19.5.2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X
20.5.2015		X	X	X		X		X	X
22.6.2015					X	X		X	X
22.7.2015						X		X	X
27.7.2015					X	X		X	X
10.8.2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X
20.10.2015	X	X	X	X	X	X	X	X	X

(J=Javoří potok, P=Ptačí potok, C=Cikánský potok, B=Březnický potok, R=Rokytká, R2=Rokytká-revitalizace, T=Tmavý potok, PR1=Rokytká-pramen, R1=Rokytká-soutok)

Tab. 3 - Přehled odběrů uskutečněných v období od května 2014 do října 2015 v oblasti horní Blanice (odběr označen symbolem "X") (data KFGG PřF)

Datum/profil	4	6	7	8	11	12
28.5.2014	X	X	X			
1.10.2014				X	X	X
3.3.2015	X	X	X	X	X	X
19.5.2015	X					X
10.8.2015	X				X	
21.10.2015	X			X	X	

(4=Tetřivčí potok, 6=nad Zbytinami, 7=pod Zbytinami, 8=Sviňovický potok, 11=levostranný přítok, 12=nad revitalizací)

Laboratorní analýzy pořízených vzorků vody pro zjištění koncentrací organického uhlíku probíhaly k laboratoři Ekohydrologie KFGG PřF UK v Praze certifikovanou metodou pomocí kyvetových testů podle norem EN 1484 a DIN 38409-H3 (Obr. 17) a vyhodnocením ve spektrofotometrickém přístroji Hach Lange DR 3900 (Obr. 16).

4.1 Charakteristika profilů centrální Šumavy

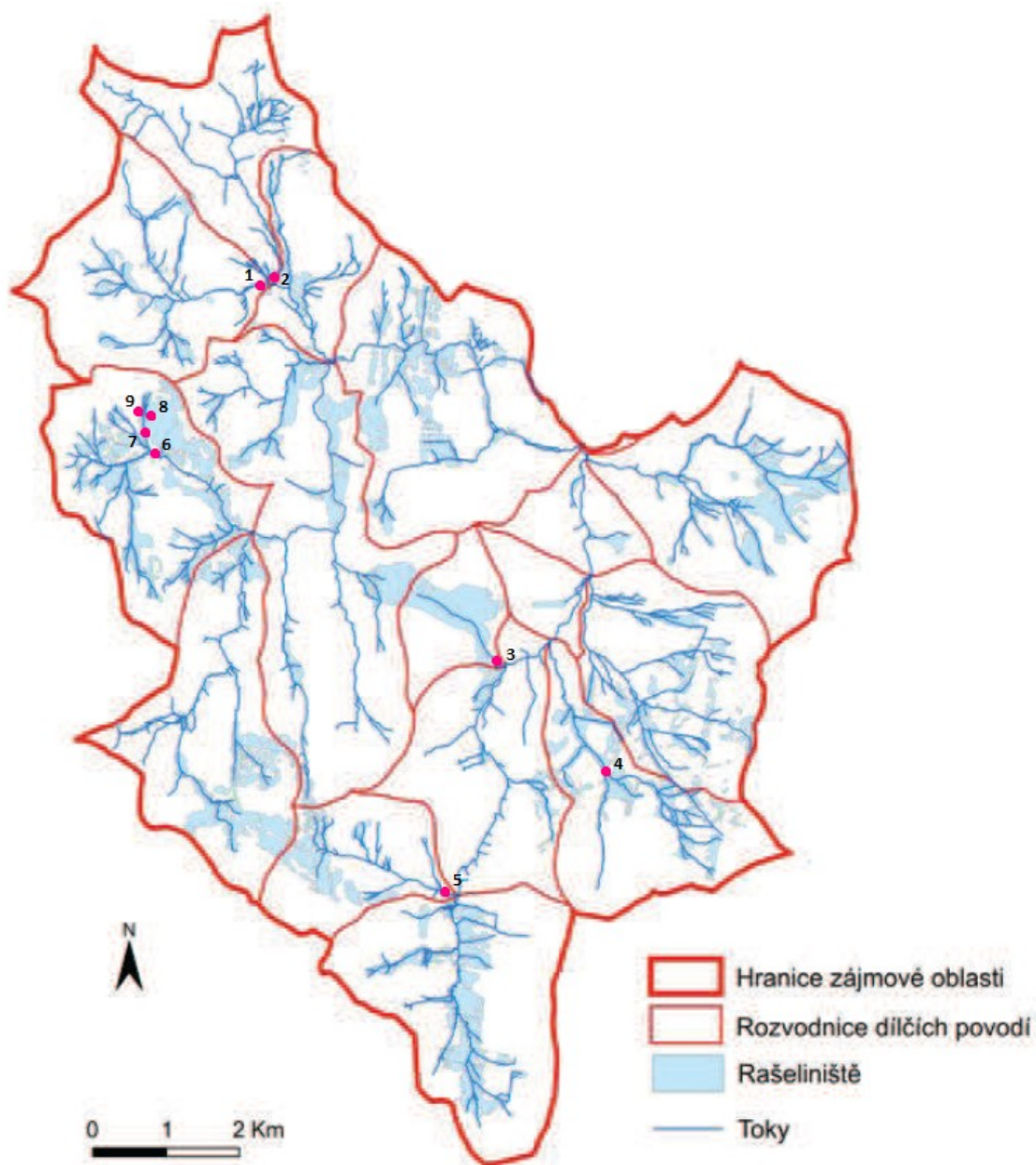
V této kapitole jsou stručně charakterizovány odběrné profily, na kterých probíhá výzkum KFGG PŘF. Profily jsou lokalizovány na mapě (Obr. 7) a je zde přiložena i tabulka GPS souřadnic jednotlivých profilů (Tab. 5). V tabulce 4 jsou uvedeny základní charakteristiky jednotlivých povodí, jako je délka toku, rozloha povodí nebo například průměrný průtok. Hodnoty průměrného průtoku v tabulce jsou průměrem hodnot vztažených k jednotlivým odběrným kampaním. Mezi vodní toky s nejmenší plochou povodí patří Cikánský potok a Rokytka, naopak rozlohou největší jsou potoky Javoří a Tmavý. Největší průtoky lze zaznamenat na Javořím potoce a Rokytce a naopak nejnižší vykazuje Cikánský a Březnický potok. Sklonitostní poměry celkem korespondují se zastoupením ploch rašelinišť v povodí - nejvyššího sklonu dosahují povodí s nejmenším zastoupením rašelinišť a naopak.

Tab. 4 - Vybrané vlastnosti experimentálních povodí KFGG PŘF (data Bartůňková, 2011 a Fialová, 2012)

vodní tok	délka toku (km)	rozloha povodí (km ²)	průměrný průtok (m ³ .s ⁻¹)	sklon (°)	prům. nadm. v. (m n.m.)
Javoří p.	17,76	14,15	0,18533	5,20	1117
Tmavý p.	15,16	4,87	0,09060	6,37	1173
Cikánský p.	1,61	2,17	0,06467	4,54	1106
Ptačí p.	5,00	5,52	0,08833	4,38	1229
Březnický p.	8,00	3,40	0,06650	8,70	1258
Rokytka	4,40	6,21	0,12838	4,00	1157

Tab. 5 - GPS souřadnice odběrných profilů (data Vlček, 2016)

Odběrný profil	zem. š. (° s.š.)	zem. délka (° v.d.)
Javoří p.	49.0382803N	13.4347667E
Tmavý p.	49.0384344N	13.4351742E
Cikánský p.	48.9970808N	13.4883800E
Ptačí p.	48.9865042N	13.5101594E
Březnický p.	48.9686039N	13.4833158E
Rokytka	49.0162747N	13.4172033E
Rokytka - soutok (R1)	49.0201553N	13.4146392E
Rokytka - revitalizace (R2)	49.0203631N	13.4151489E
Rokytka - pramen (PR1)	49.0208867N	13.4138614E



Obr. 7 - Výskyt rašelinišť v povodí Vydry (Kocum, 2012) s doplněnými lokalitami měření organického uhlíku (vlastní) (1=Javoří potok, 2=Tmavý potok, 3=Cikánský potok, 4=Ptačí potok, 5=Březnický potok, 6=Rokytká (R), 7=Rokytká-soutok (R1), 8=Rokytká-revitalizace (R2), 9=Rokytká-pramen (PR1))

1 - Javoří potok (J)

Odběrný profil Javořího potoka se nachází nad soutokem s Tmavým potokem v lesním prostředí. Sklon svahů v povodí je převážně mírný, do 3°. Z půd jsou zde v největší míře zastoupeny podzoly a organozemě, podél vodních toků jsou to gleje. Krajinný pokryv je zde tvořen podmáčenou smrčinou, jehličnatými lesy a rašeliništi (Skrčená, 2013). Javoří potok je jedním z nejméně zrašeliněných povodí, rašelina zde tvoří 5,7 % plochy povodí (Obr. 7) (Kocum, 2012).

2 - Tmavý potok (T)

Odběrný profil Tmavého potoka se nachází nad soutokem s Javořím potokem v lesním prostředí. Sklonitost povodí je mírně vyšší než u Javořího potoka, kolem 5°. Z půd jsou zde opět nejvíce zastoupeny podzoly, organozemě a gleje. Krajinný pokryv je tvořen především jehličnatými lesy (Skrčená, 2013). Rašeliniště jsou v povodí zastoupeny jen omezeně na dolním toku, Tmavý potok se vyznačuje nejmenší plochou rašelinišť v povodí ze všech zkoumaných profilů v oblasti centrální Šumavy, pouze 2,3 % (Obr. 7, Tab. 1). Tmavý potok se také vyznačuje nejvyrovnanějším průtokem (Kocum, 2012).

3 - Cikánský potok (C)

Odběrný profil Cikánského potoka se nachází v lesním porostu. Toto povodí je vůbec nejvíce rašelinným ze všech zkoumaných, plocha rašelinných ložisek zde tvoří až 31 % plochy povodí a rašelina je přítomna po celé délce toku (Obr. 7). Ačkoliv by se dala předpokládat vysoká rozkolísanost odtoku kvůli vysokému zastoupení rašelinišť, po proběhlé revitalizaci je zde odtok mnohem vyrovnanější než v ostatních povodích rašelinného typu (Kocum, 2012). Krajinný pokryv zde kromě rašelinných ploch tvoří převážně podmáčená smrčina.

4 - Ptačí potok (P)

Povodí Ptačího potoka patří v rámci našich profilů ke středně rašelinnému povodí (16,6 % plochy povodí) (Obr. 7) (Kocum, 2012). 64 % plochy povodí spadá do sklonitostní kategorie od 3° do 7° (Obr. 18). Nejrozšířenějším půdním typem jsou podzoly. Povodí Ptačího potoka bylo zasaženo kůrovcovou kalamitou, zdravý les tvořil v roce 2011 pouze 24 % plochy povodí oproti 41,3 % z roku 2008 a mrtvý les tvořil 16 % povodí. Celková plocha povodí tvořená zdravým porostem dřevin činila v roce 2011 44 % (Fialová, 2012).

5 - Březnický potok (B)

Toto povodí je extrémně postiženo kůrovcovou kalamitou, situace je zde ze všech povodí nejhorší. Odlesnění a vysoký podíl mrtvého lesa v povodí se také projevilo na rozkolísanosti průtoku (Kocum, 2012). Změna krajinného pokryvu je patrná i na Obr. 6. V horní části povodí se nacházejí rašeliniště (14,9 % povodí) (Obr. 7), nad měřeným profilem nezalesněná louka (Obr. 19).

6 - Rokytka (R)

Odběrný profil se nachází na konci zatrubněného úseku procházejícího hrází bývalé klauzy, kde je i experimentální povodí ukončeno hladinoměrným zařízením (Obr. 8). Průměrný sklon povodí kolem 4° je vhodný pro tvorbu rašelin, kterých se zde po Cikánském potoku nachází nejvíce (24,8 %) (Obr. 7). Vysoké zastoupení rašelinišť zde má opět vliv na rozkolísanost průtoků. Půdy jsou zde tvořeny zejména organozeměmi (přes 23 % území), humusovými podzoly a zrašeliněnými gleji. Povodí je kromě vrchovišť tvořeno podmáčenými smrčínami (Obr. 20). Jedna třetina lesních ploch je zničena kůrovcovou kalamitou, 36 % území tvoří zdravý les (Kocum, 2012, Fialová, 2012).

7 - Soutok (R1)

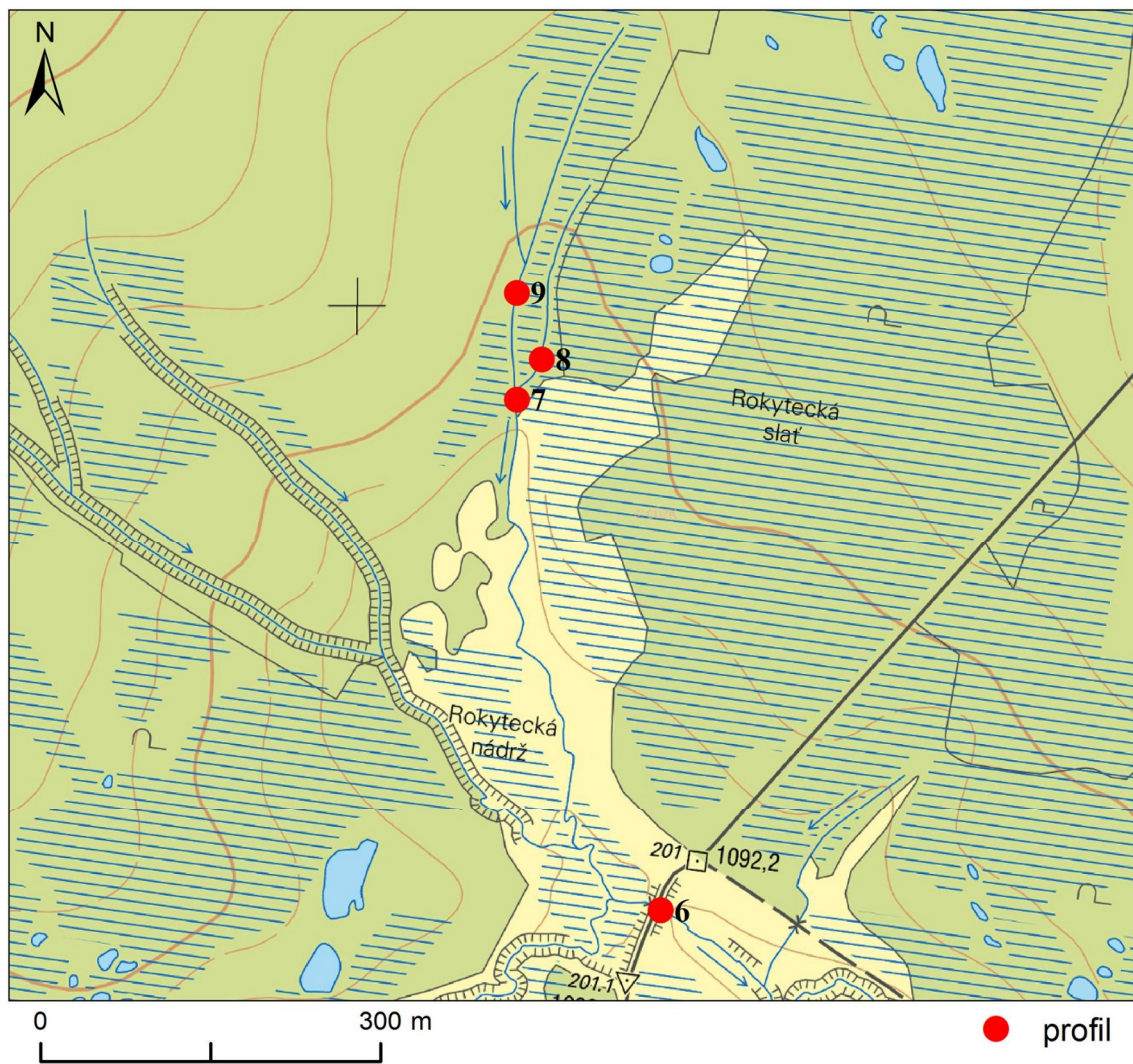
Odběrný profil se vyskytuje na Rokytce přibližně 400 metrů proti proudu od profilu Rokytka (R) (Obr. 8). Profil se nachází pod soutokem dvou pramenů Rokytky - 8 (R2) a 9 (PR1) (Obr. 21). Povodí jednoho pramenného toku je lesního typu, krajinný pokryv zde tvoří především kleč a podmáčená smrčina, povodí druhého toku je čistě rašelinné.

8 - Rev (R2)

Povodí vodního toku je tvořeno především rašelinnými ložisky, ze kterých vodní tok vytéká (Obr. 22). Lokalizace v povodí Rokytky na Obr. 8.

9 - Pramen 1 (PR1)

Toto povodí je lesního typu, krajinný pokryv tvoří kleč a podmáčená smrčina. Slouží především k porovnání výsledků měření s rašelinným profilem 8 (R2) (Obr. 8).



Obr. 8 - Měřené profily v povodí Rokytky (ČÚZK, 2016, vlastní zpracování) (6=Rokytky (R), 7=Rokytky-soutok (R1), 8=Rokytky-revitalizace (R2), 9=Rokytky-pramen (PR1))

4.2 Charakteristika profilů horní Blanice

V následující kapitole jsou opět stručně charakterizovány odběrné profily, na kterých probíhá výzkum KFGG PŘF. Profily jsou lokalizovány na mapě (Obr. 10) a je zde přiložena i tabulka GPS souřadnic jednotlivých profilů (Tab. 6).

Tab. 6 - GPS souřadnice odběrných profilů (data mapy.cz)

profil	zem. šířka (° s.š.)	zem. délka (° v.d.)
4 - Tetřívčí potok	48.9200036N	14.0001628E
6 - nad Zbytinami	48.9413678N	13.9816542E
7 - pod Zbytinami	48.9407442N	13.9718481E
8 - Sviňovický potok	48.9455097N	13.9697075E
11 - levostranný přítok	48.9405539N	13.9796800E
12 - nad revitalizací	48.9503169N	13.9745569E

4 - Tetřívčí potok

Odběrné místo se nachází 800 metrů od pramene u instalovaného automatického hladinoměru. Krajinný pokryv je tvořen nepůvodním smrkový a smíšeným lesem. Koryto vodního toku je ponecháno bez úprav a přirozeně meandruje, z antropogenních úprav se zde nachází jen lesní cesta (Obr. 9). Tetřívčí potok by se dal označit jako přírodě blízký úsek (Obr. 23).

6 - nad Zbytinami

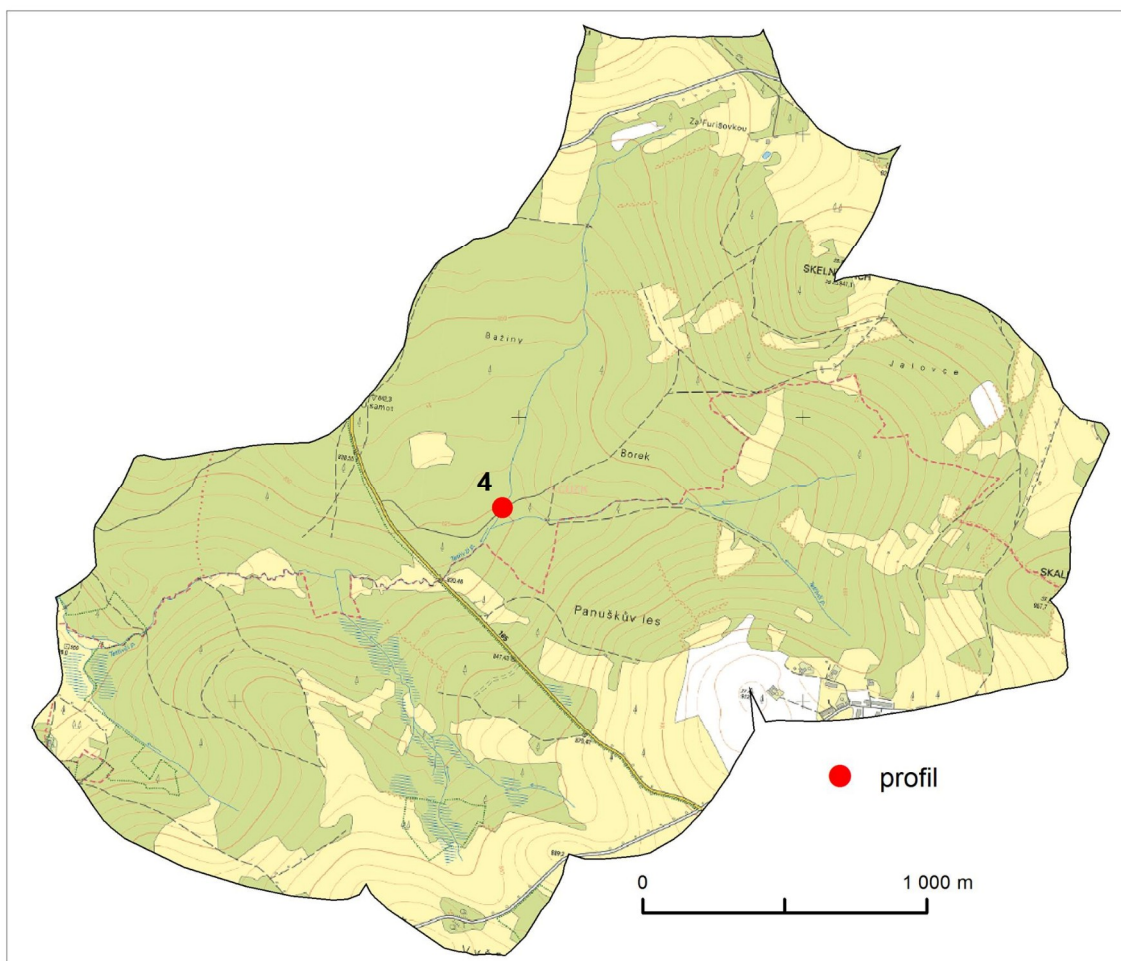
Profil se nachází u přemostění Zbytinského potoka nad obcí (Obr. 24). Úsek od pramene k profilu prochází pastvinami a loukami, pasoucí se skot podél vodního toku může také způsobit potenciální změnu chemismu povrchové vody. Zalesněným úsekem vodního toku je pouze jeho prameniště, kde se nachází smrková monokultura. Od pramene k měřenému profilu se nenachází žádné osídlení ani bodové znečištění vodního toku.

7 - pod Zbytinami

Profil se opět nachází u přemostění Zbytinského potoka (Obr. 25). Oproti profilu 6 - nad Zbytinami zde lze hovořit o potenciálním bodovém znečištění, kdy Zbytinský potok protéká zástavbou obce Zbytiny.

8 - Sviňovický potok

Je největším přítokem Zbytinského potoka, do kterého se vlévá přibližně 600 metrů pod obcí Zbytiny (Obr. 10). Toto povodí je ovlivněno lidskou činností, vodní tok byl v minulosti napřímen a vybetonován, avšak v roce 2004 zde proběhla revitalizace (kap. 3.2). Nad profilem se nacházejí louky a pastviny, horní část povodí je tvořena podmáčenými plochami a částečně lesem (Obr. 26).



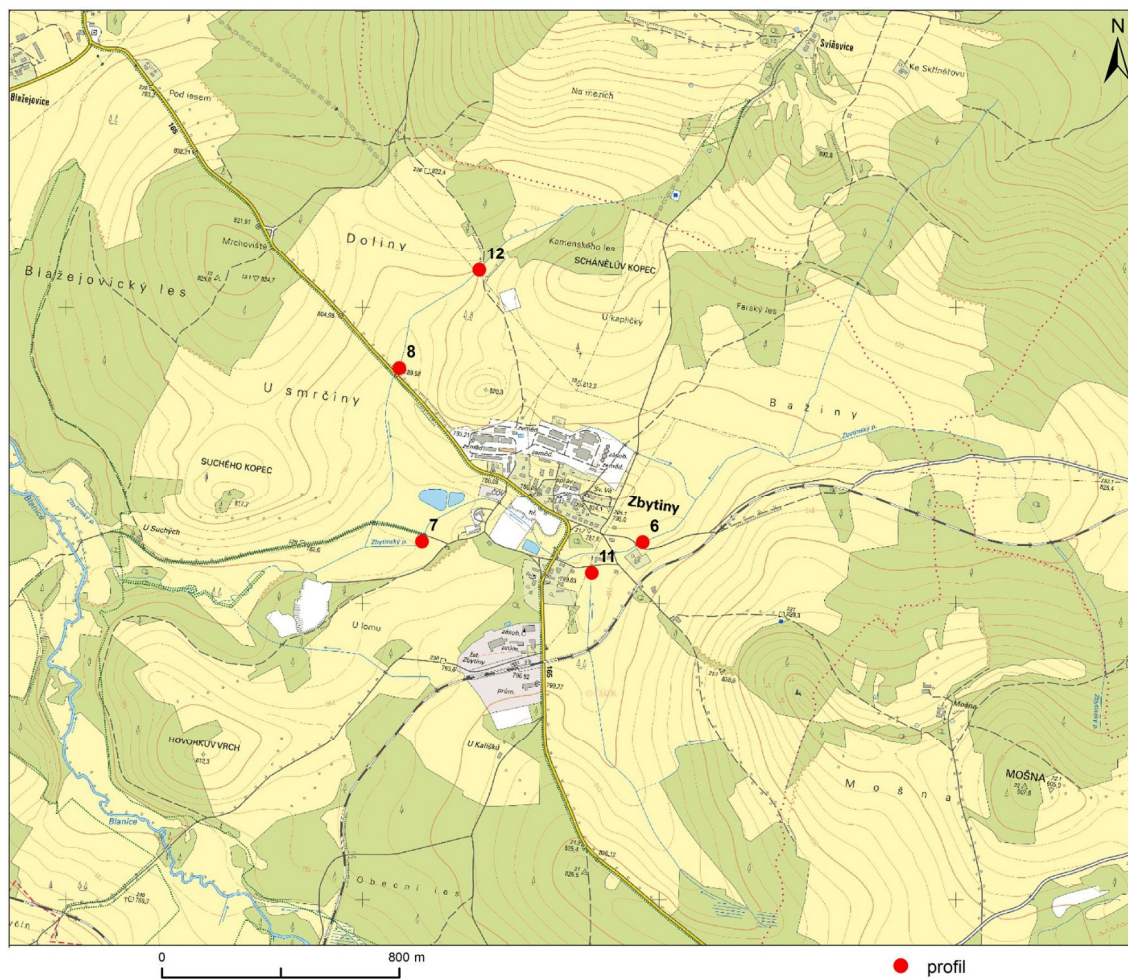
Obr. 9 - Měřený profil v povodí Těřivčického potoka (ČÚZK, 2016, vlastní zpracování)

11 - levostranný přítok

Odběrný profil levostranného přítoku Zbytinského potoka se nachází přímo v obci Zbytiny mezi zastavěnými pozemky (Obr. 27). Přítok pramení v jehličnatém lese a prochází přes louky. Nad profilem podél vodního toku roste převážně vrba. Profil je opatřen automatickým hladinoměrem (Altmann, 2013).

12 - nad revitalizací

Odběrné místo se nachází na Sviňovickém potoce, asi 400 metrů nad odběrným místem 8 (Sviňovický potok) kde vodní tok vychází z lesa (Obr. 10). Profil zde vznikl pro porovnání parametrů vodního toku nad a pod revitalizací (Obr. 28).



Obr. 10 - Měřené profily v povodí horní Blanice (ČÚZK, 2016, vlastní zpracování) (6=nad Zbytinami, 7=pod Zbytinami, 8=Sviňovický potok, 11=levostranný přítok, 12=nad revitalizací)

5 Výsledky

5.1 Centrální Šumava

1 - Javoří potok (J)

Průměrná koncentrace organického uhlíku ve sledovaném období je zde jedna z nejnižších na pozorovaných profilech, $8,37 \text{ mg.l}^{-1}$ (Tab. 7). Fyzicko-geografickými parametry by se dalo povodí Javořího potoka přirovnat k Tmavému potoku nebo Rokytce, avšak oproti Rokytce je v povodí obsaženo výrazně méně rašelinišť. Tím může být způsobeno i nižší vyplavování organického uhlíku. Nejnižší koncentrace byly naměřeny, stejně jako na většině profilů, 10.8.2015, tedy v případě největšího sucha beze srážek a za nízkých průtoků. V tento den se také na Javořím potoce naměřily nejvyšší hodnoty pH (7,63), teploty vzduchu ($17,41^\circ\text{C}$) i vody ($14,3^\circ\text{C}$). Datum nejvyšší naměřené koncentrace se od většiny profilů liší pravděpodobně pouze z důvodu absence odběru Javořího potoka v tento den. Nejvyšší koncentrace se zde udává 27.5.2014, což byla, stejně jako v den nejvyšších koncentrací většiny ostatních profilů, situace s vytrvalými dešti a vyššími průtoky (Tab. 8). Naměřená hodnota pH byla na Javořím potoce za této situace nejnižší (6,55), stejně jako konduktivita ($26,9 \mu\text{S.cm}^{-1}$).

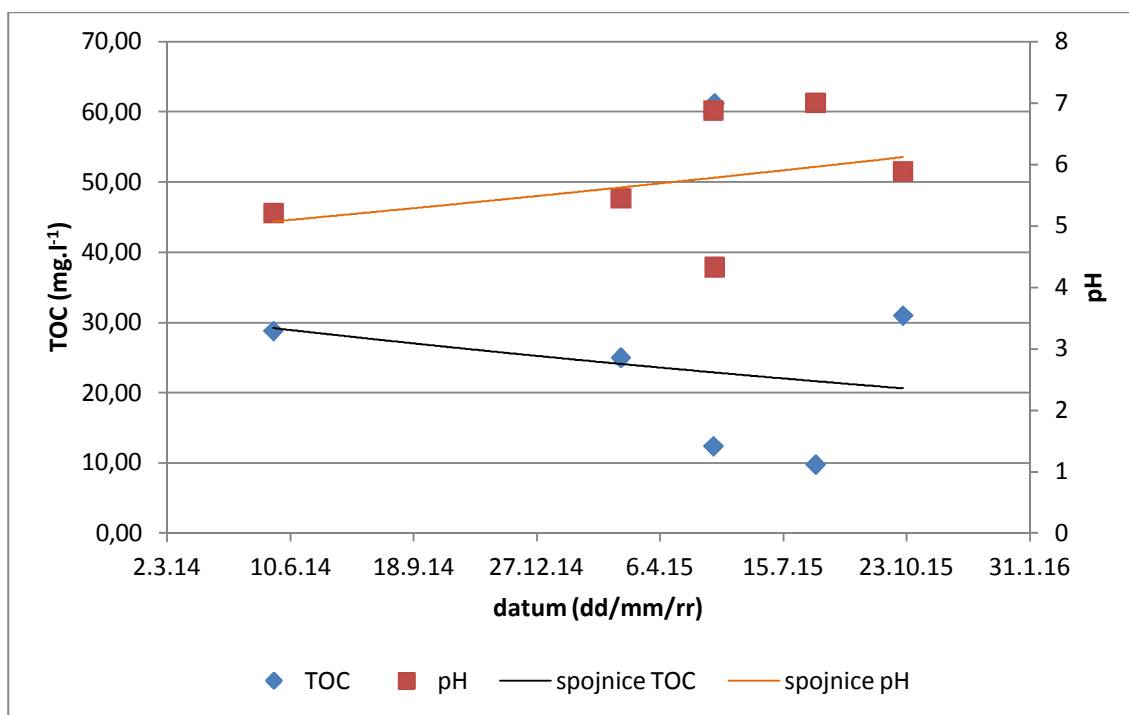
2 - Tmavý potok (T)

Průměrná koncentrace organického uhlíku je jedna z nejnižších ze všech sledovaných profilů centrální Šumavy, $5,40 \text{ mg.l}^{-1}$ (Tab. 7). Fyzickogeografická situace je zde podobná jako na Javořím potoce a Rokytce, ovšem podíl rašeliništních ploch je zde nejmenší ze všech profilů, což je nejspíše důvodem pro nejnižší koncentrace organického uhlíku. Povodí Tmavého potoka by se dalo nejlépe přirovnat k Javořimu potoku. Nejnižší koncentrace byla opět naměřena 10.8.2015, ovšem ostatní parametry jako jsou srážky a průtoky se s tímto výsledkem neshodují - nebyly naměřeny nejnižší jako na ostatních profilech. Nejvyšší koncentrace byla naměřena 4.3.2015 opět z důvodu absence měření v den nejčtetnějších maximálních koncentrací (Tab. 8). Tento výsledek je poněkud diskutabilní, protože v tento den se nevyskytují žádné extrémní nebo výrazné hodnoty v ostatních určovaných parametrech, příčina této zvýšené koncentrace tedy bude vyžadovat hlubší a dlouhodobější průzkum lokality.

3 - Cikánský potok (C)

V povodí Cikánského potoka se vyskytuje nejvyšší zastoupení ploch rašelinišť. To má pravděpodobně vliv i na jedny z nejvyšších průměrných koncentrací organického uhlíku v oblasti centrální Šumavy, a to $28,03 \text{ mg.l}^{-1}$ (Tab. 7). Díky vysokému podílu zalesněnosti a proběhlé revitalizaci bylo povodí označeno za jedno s nejvyrovnanějšími průtoky, ovšem výzkum koncentrací organického uhlíku tuto domněnku nepotvrdil, naměřené průtoky vykazovaly vysokou variabilitu. Ta je zřejmě způsobena vysokým podílem rašelinišť v povodí a jejich mírně negativní hydrologickou funkcí v povodí (Kocum, 2012). Nejnižší koncentrace organického uhlíku byla opět naměřena v období nejnižších průtoků a srážek a nejvyšších teplot

vzduchu i vody 10.8.2015. V tento den bylo opět naměřeno i nejvyšší pH (7). Nejvyšší koncentrace organického uhlíku se vyskytovaly v den, kdy byly maximální koncentrace naměřeny i na ostatních měřených lokalitách, tj. 20.5.2015 (Tab. 8). V tento den byly hodnoty průtoku až čtyřnásobně vyšší než při běžné situaci a úhrn srážek za 24 hodin činil 28,2 mm. Zaznamenáno bylo opět nejnižší pH (4,33) a nejvyšší konduktivita ($37,6 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Na Obr. 11 lze vidět negativní závislost mezi hodnotami organického uhlíku (TOC) a pH při jednotlivých měřeních.



Obr. 11 - Graf vztahu hodnot organického uhlíku a pH při jednotlivých odběrech na odběrném profilu Cikánského potoka (data KFGG)

4 - Ptačí potok

Povodí Ptačího potoka by se dalo označit za poměrně nedotčené a s vysokým zastoupením lesních ploch. Zastoupení rašelinišť je zde průměrné (Tab. 1), stejně jako naměřené koncentrace organického uhlíku ($15,94 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ - Tab. 7). Nejnižší koncentrace byly opět naměřeny 10.8.2015, ovšem tento údaj zde nekoreluje s ostatními parametry. Nevyskytuje se zde nejnižší průtok ani nejvyšší pH, pouze nejmenší úhrn srážek a nejvyšší teploty. Nejvyšší koncentrace organického uhlíku byly opět naměřeny 20.5.2015 při nejvyšším průtoku, úhrnu srážek, konduktivitě ($27,6 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) a nejnižším pH (4,74) (Tab. 8).

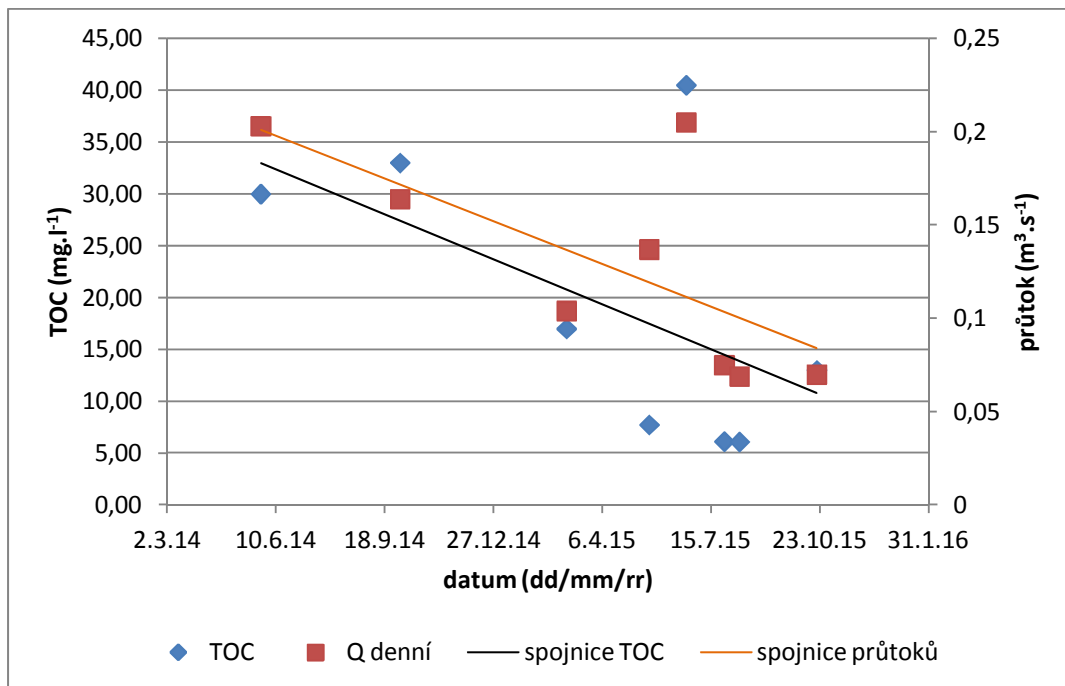
5 - Březnický potok

Povodí Březnického potoka bylo označeno jako nejrozkolísanější z důvodu postižení kůrovcovou kalamitou a následným odlesněním. Z těchto výsledků naopak vyplývá, že variabilita měřených parametrů, zejména průtoku, je mnohem menší než u jiných profilů. Z hlediska průměrné koncentrace organického uhlíku ($16,91 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) patří mezi průměrné profily (Tab. 7). Nejnižší i nejvyšší koncentrace souhlasí s ostatními profily (Tab. 8), avšak při nejnižší

koncentraci organického uhlíku 10.8.2015 nebyla naměřena zároveň nejvyšší hodnota pH, která se vyskytuje v jiných dnech druhých a třetích nejmenších koncentrací organického uhlíku a průtoků. Ostatní parametry průtoků, srážek a nejnižší hodnoty pH (5,21) při nejvyšších průtocích, srážkách a koncentracích organického uhlíku souhlasí. Ze vztahu konduktivity k ostatním parametrům zde nelze vyčíst žádný jasný vztah. Hodnoty konduktivity jsou mírně vyšší při nižších průtocích a hodnotách koncentrací organického uhlíku.

6 - Rokytky

Povodí Rokytky patří k jednomu z nejrozkolísanějších a nejvíce heterogenních povodí co se krajinného pokryvu týče. Podíl rašelinišť je zde druhý nejvyšší. Hodnoty koncentrací organického uhlíku patří k průměrným ($19,19 \text{ mg.l}^{-1}$), ovšem variabilita hodnot během měření je poněkud vyšší (Tab. 7). Nejnižší hodnota koncentrace organického uhlíku v povrchové vodě byla naměřena 10.8.2015 při nejnižších průtocích a srážkách a nejvyšších teplotách vzduchu a vody. Zvláštností zůstává, že nejvyšší hodnota pH nebyla měřena tento den, ale v den s jedním z nejvyšších průtoků a koncentrací organického uhlíku, což znamená naprosto opačnou situaci. Nejvyšší koncentrace byla naměřena 22.6.2015, protože 20.5.2015 se profil Rokytky nenabíral (Tab. 8). Situace 22.6.2015 byla charakteristická nejvyššími průtoky a srážkami na Rokytky, bohužel ostatní parametry zde nebyly měřeny, nelze tedy tento údaj dát do hlubších souvislostí s hodnotou pH a konduktivitou. Obecně lze Rokytku považovat za velmi variabilní povodí, ze kterého nelze na základě našich dostupných dat vyčíst hlubší souvislosti mezi parametry, pouze vztah mezi průtokem a hodnotami organického uhlíku jako téměř na všech ostatních profilech (Obr. 12).



Obr. 12 - Graf vztahu hodnot organického uhlíku a aktuálního průtoku při jednotlivých odběrech na odběrném profilu Rokytky (data KFGG)

7 - Rokytka - soutok (R1)

Koncentrace organického uhlíku se zde měří po soutoku pramenů odvodňující rašeliniště (R2) a les (PR1) a lze ji považovat za průměrnou (21,19 mg.l⁻¹ - Tab. 7). Je zde vidět proces charakteristický pro horská rašelinná povodí. Pramen odvodňující rašeliniště vykazuje vysoké koncentrace organického uhlíku, pramen z lesa naopak nízké. Po soutoku se smíchají a celková koncentrace organického uhlíku se sníží. Směrem po toku se voda dál ředí a na profilu 6 - Rokytka je koncentrace opět o něco nižší. Nejnižší koncentrace organického uhlíku zde byla naměřena 10.8.2015 spolu s jedněmi z nejnižších průtoků a srážek, nejvyššími teplotami a nejvyšší konduktivitou (39,4 μS.cm⁻¹). Hodnota pH zde byla naopak jedna z nejnižších a nekorelovala s ostatními parametry. Nejvyšší koncentrace organického uhlíku byla naměřena 20.5.2015 stejně jako nejvyšší průtoky, srážky a nejnižší pH (4,82). Hodnoty průtoků jsou na tomto profilu velmi variabilní.

8 - Rokytka - rev (R2)

Tento pramen odvodňující rašelinná ložiska je charakteristický vůbec nejvyššími hodnotami organického uhlíku, koncentrace zde neklesly pod 30 mg/l (Tab. 7). Profil R2 je velmi proměnlivý a proto je zde velmi obtížné zaznamenat nějaký trend v chodu parametrů. Má nejnižší průměrné pH ze všech profilů (5,72), což je dáno tím, že odvodňuje rašeliniště. Druhá nejvyšší průměrná hodnota pH se vyskytuje na odběrném profilu Cikánského potoka (5,79), jehož povodí je tvořeno rašelinou nejvíce ze všech povodí. Průtok dobře reaguje na úhrn srážek a je velmi variabilní. Nejnižší pH (4,23) bylo naměřeno 20.5.2015 při nejvyšších průtocích a srážkách, ovšem nejvyšší koncentrace organického uhlíku byla naměřena 22.6.2015, kdy byly úhrny srážek a průtoky také vysoké. Nejnižší koncentrace organického uhlíku byla opět naměřena 10.8.2015 při nejnižších průtocích a srážkách a nejvyšších teplotách vzduchu a vody. Hodnota pH byla naměřena nejvyšší (6,85).

9 - Rokytka - pramen 1 (PR1)

Tento profil odvodňující lesní prostředí vykazuje vůbec nejnižší koncentrace organického uhlíku (3,95 mg.l⁻¹) ze všech sledovaných profilů centrální Šumavy (Tab. 7) a nejvyšší průměrné hodnoty konduktivity (38,84 μS.cm⁻¹). Zajímavá je zde situace, kdy byla nejnižší hodnota organického uhlíku naměřena 19.5.2015 a nejvyšší hodnota 20.5.2015 (Tab. 8). To je způsobeno velkou přivalovou srážkou, která se v noci z 19. na 20.5.2015 přehnala přes území Šumavy a výrazně zvedla hodnoty průtoků, na což nejvýrazněji co se týče koncentrací organického uhlíku zareagoval právě tento profil. Další zajímavostí je jen minimální změna hodnot pH při této situaci, z čehož vyplývá pomalejší reakce hodnot pH na tyto náhlé změny počasí. Hodnota pH činila 5,79 (19.5.2015) a 5,70 (20.5.2015), což jsou nejnižší hodnoty za celé sledované období. Nejvyšší hodnoty pH (6,40) tento profil dosáhl 4.3.2015, přičemž tato hodnota nejeví žádnou návaznost na ostatní měřené parametry, a 10.8.2015 (6,32) při nejnižších srážkách a průtoku a nejvyšších teplotách. Pramen PR1 odvodňuje podložní vrstvy a tím pádem vykazuje nižší reakci na změny zkoumaných parametrů a také celkově nižší hodnoty koncentrací organického uhlíku, které závisí na hloubce hladiny podzemní vody. Zdroj pramene v podložních vrstvách může mít také vliv na nejvyšší měřené hodnoty konduktivity.

Tab. 7 - Průměrné koncentrace organického uhlíku na zkoumaných profilech v období od května 2014 do října 2015 (data KFGG PřF)

profil	TOC (mg.l ⁻¹)
Javoří potok	8,37
Tmavý potok	5,40
Cikánský potok	28,03
Ptačí potok	15,94
Březnický potok	16,91
Rokytky	19,19
Rokytky - soutok	21,19
Rokytky - rev	44,16
Rokytky - pramen 1	3,95

Tab. 8 - Nejnižší a nejvyšší koncentrace organického uhlíku na jednotlivých profilech (data KFGG PřF)

profil	min. TOC (mg.l ⁻¹)	datum	max. TOC (mg.l ⁻¹)	datum
Javoří potok	4,37	10.8.2015	12,20	27.5.2014
Tmavý potok	4,13	10.8.2015	8,81	4.3.2015
Cikánský potok	9,77	10.8.2015	61,20	20.5.2015
Ptačí potok	4,20	10.8.2015	52,30	20.5.2015
Březnický potok	4,75	10.8.2015	44,60	20.5.2015
Rokytky	6,11	10.8.2015	40,50	22.6.2015
Rokytky - soutok	5,36	10.8.2015	51,60	20.5.2015
Rokytky - rev	24,10	4.2.2015	74,30	22.6.2015
Rokytky - pramen 1	1,94	19.5.2015	7,44	20.5.2015

Z uvedených výsledků měření je zřejmé, že míra koncentrace organického uhlíku v povrchových vodách závisí zejména na zastoupení rašelinišť v povodí. Největší koncentrace organického uhlíku byly měřeny na profilu Rokytky - revitalizace (R2) a na profilu Cikánského potoka, což jsou nejvíce zrašelinělá zkoumaná povodí. Na profilu R2 dokonce ani jednou neklesla koncentrace organického uhlíku pod 30 mg.l⁻¹. Nejnižší koncentrace byly měřeny na profilu Rokytky - pramen (PR1), Tmavém a Javořím potoce. To jsou povodí s nejmenším zastoupením rašelinišť a největším zastoupením podzolů a lesních porostů. Profil PR1 odvodňuje pouze les. Tyto výsledky potvrzují hypotézu, že se nejnižší koncentrace organického uhlíku na Šumavě vyplavují z jehličnatých lesů rostoucích na podzolech. Téměř většina profilů je charakteristická reakcí koncentrace organického uhlíku na změny v průtoku a srážkách, nejvýraznější korelace je zřejmá na profilu Javořím, Cikánského, Březnického potoka a na profilech Rokytky R, R1 a R2. Třetina profilů (Tmavý a Ptačí potok, Rokytky - PR1) nemá

jasnou odezvu mezi průtoky a srážkami a organickým uhlíkem, tyto parametry se shodují pouze u nejvyšší nebo nejnižší měřené koncentrace organického uhlíku, ale v žádném případě se neshodují u obou extrémů. Ze všech zkoumaných parametrů je zřejmé, že změna průtoků a úhrnů srážek má jasný vliv na změny koncentrací organického uhlíku. Čím vyšší jsou úhrny srážek a průtoky, tím vyšší jsou i koncentrace organického uhlíku. V odborné literatuře se ovšem objevuje poznatek, že tento vztah platí pouze do určité velikosti přivalové srážky. Po dosažení této velikosti se hodnoty organického uhlíku dále již nezvyšují (Kocum, 2012).

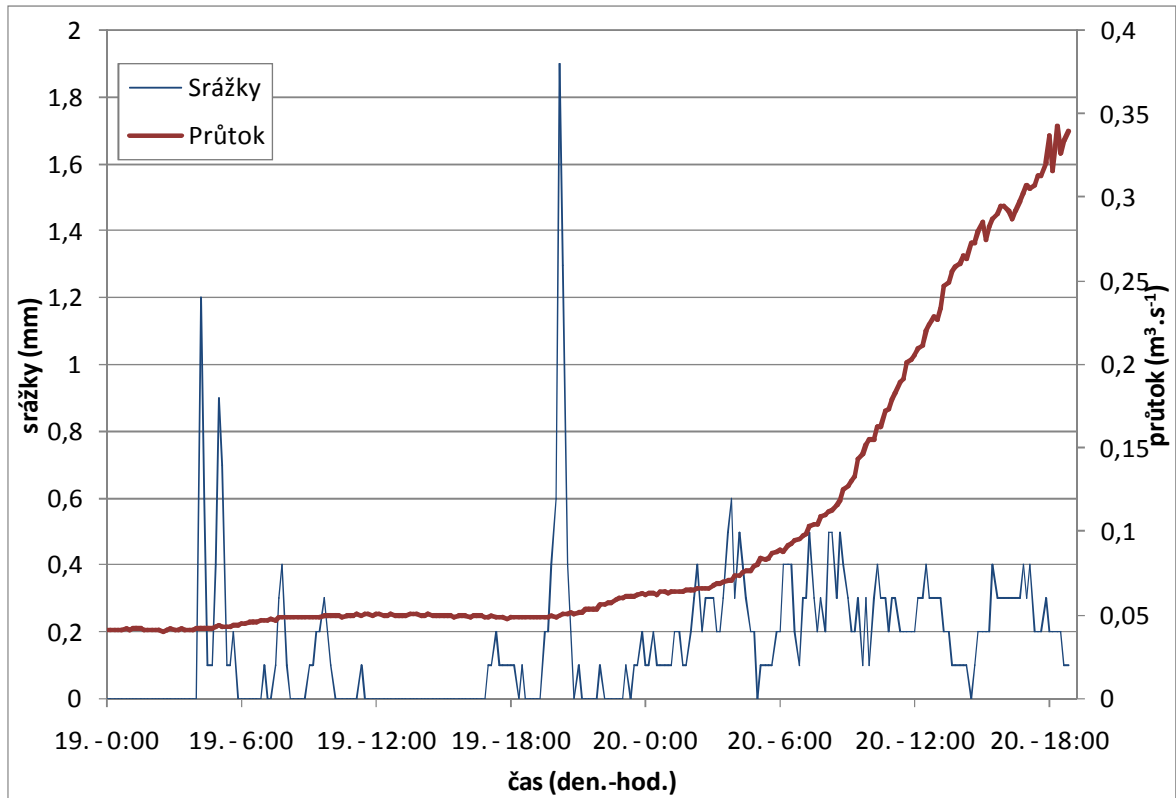
Hodnota pH je poněkud proměnlivým doprovodným parametrem. Na polovině profilů koreluje se vztahy průtoků, srážek a koncentrací organického uhlíku, na druhé polovině není jasný žádný zřejmý vztah. Obecně by mělo platit, že čím vyšší jsou průtoky, srážky a koncentrace organického uhlíku, tím nižší by měly být hodnoty pH a opačně. Toto tvrzení platí pouze v případě Javořího a Cikánského potoka a profilu Rokytka - revitalizace (R2), pravděpodobně z důvodu vysokého podílu rašelišť v povodí Cikánského potoka a Rokytky, v případě Javořího potoka se jedná nejspíše o celkovou vyrovnanost a spojitost parametrů v povodí. Na profilech Ptačího a Březnického potoka a Rokytka - soutok (R1) toto tvrzení platí pouze v polovině případů, a to ve dnech s nejvyššími koncentracemi organického uhlíku. Na profilech Tmavého potoku, Rokytka a Rokytka - pramenu (PR1) toto tvrzení neplatí v žádném případě. Vliv na tom může mít i malý počet odběrů a tím pádem vzorek měření z profilů není reprezentativní a bude vyžadovat delší a četnější odběry vzorků. Hodnota pH závisí také na zdroji vodního toku, nejnižší hodnoty pH se nalézají na profilech odvodňujících rašeliště.

Co se týče konduktivity, nelze zde najít žádný určitý trend, nebyla vyzorována žádná jasná souvislost mezi hodnotami konduktivity a jinými parametry. Na některých profilech se nejvyšší hodnoty konduktivity vyskytují ve dnech s nejvyššími hodnotami organického uhlíku, na jiných profilech je to opačně a na některých neexistuje vůbec žádná souvislost. Obecně nejvyšší hodnoty konduktivity byly měřeny na profilu PR1 vyvěrajícího z podložních vrstev a odvodňujícího les a nejčastěji se vyskytovaly ve dnech s nejvyššími průtoky.

Z hlediska nejvyšší korelace hodnot organického uhlíku s dalšími měřenými parametry by byl označen Javoří potok, nejhorší korelace byla nalezena u Tmavého potoka a profilu PR1. Tato tvrzení však bude zapotřebí dále zkoumat. Pro ilustraci reakce hodnot organického uhlíku na změny v úhrnech srážek a průtocích je zde uveden graf situace na profilu Cikánského potoka ve dnech 19. - 20.5.2015, tedy před přivalovou srážkou a po ní (Obr. 13) a doprovodné změny v koncentracích organického uhlíku, hodnot pH a konduktivity (Tab. 9).

Tab. 9 - Změny měřených parametrů Cikánského potoka 19.-20.5.2015 (data KFGG PřF)

19.5.2015		20.5.2015	
TOC (mg.l ⁻¹)	12,4	TOC (mg.l ⁻¹)	61,2
pH	6,88	pH	4,33
Konduktivita (μS.cm ⁻¹)	15,73	Konduktivita (μS.cm ⁻¹)	37,60

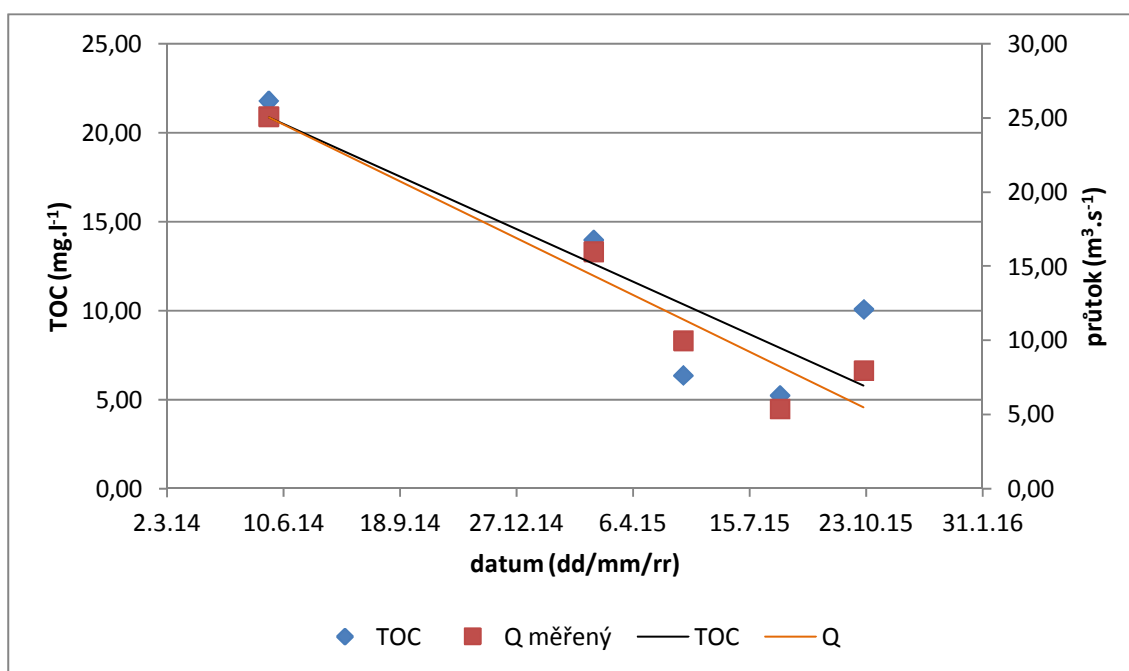


Obr. 13 - Graf vývoje průtoků a srážek na odběrném profilu Cikánského potoka 19.-20.5.2015 (data KFGG PřF)

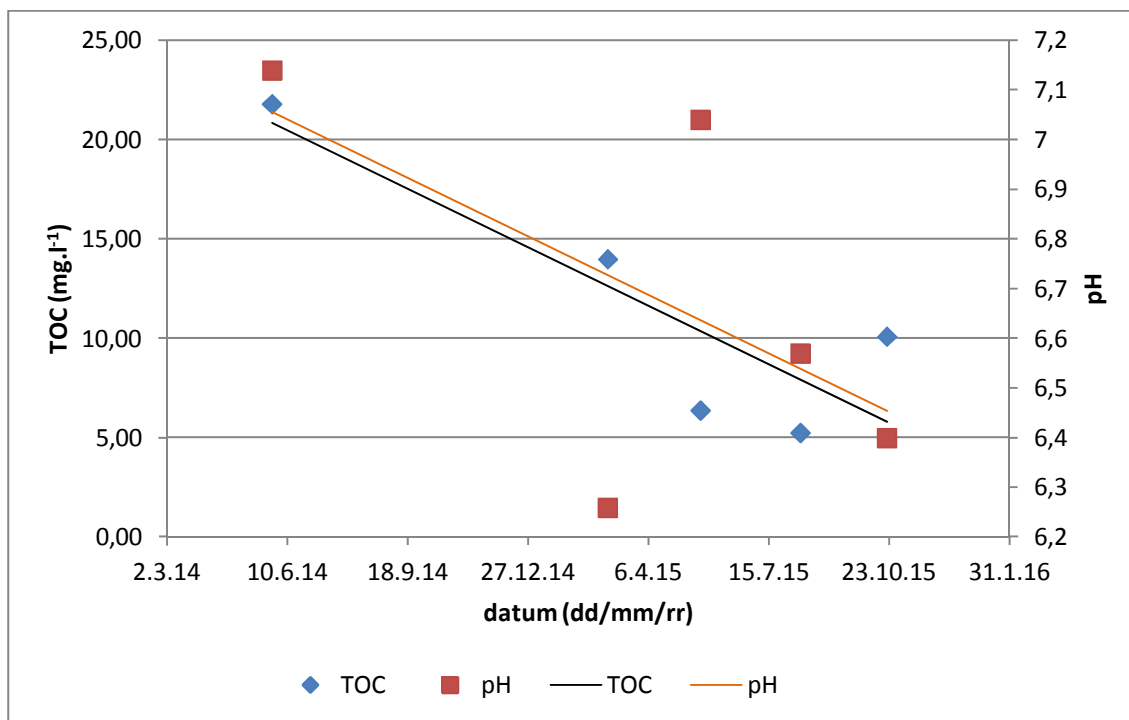
5.2 Horní Blanice

4 - Tetřívčí potok

Průměrná koncentrace organického uhlíku na Tetřívčím potoce je nejnižší ($11,51 \text{ mg.l}^{-1}$) ze všech sledovaných profilů na horní Blanici (Tab. 10), stejně jako hodnota pH (6,68) a konduktivita ($76,68 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$). To může být způsobeno, stejně jako v oblasti centrální Šumavy, kyselým prostředím jehličnatých lesů na podzolech. Nejnižší hodnota byla naměřena, stejně jako v oblasti centrální Šumavy, 10.8.2015 za nejnižších průtoků a srážek a nejvyšších teplot vzduchu a vody (Tab. 11). Nejvyšší koncentrace organického uhlíku se vyskytovala 28.5.2014, pravděpodobně z důvodu absence měření při nejvyšších průtocích a srážkách ve sledovaném období (1.10.2014). 28.5.2014 je den charakteristický druhými nejvyššími průtoky a srážkami, nejvyšší hodnotou pH (7,14) a nejnižší hodnotou konduktivity ($58,4 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$). Na Obr. 14 je znázorněna korelace hodnot organického uhlíku a průtoků, naopak na Obr. 15 lze vidět poněkud zvláštní jev, a to korelaci hodnot organického uhlíku a pH. Tato skutečnost bude předmětem dalších výzkumů a četnějších měření.



Obr. 14 - Graf vztahu hodnot organického uhlíku a aktuálního průtoku při jednotlivých odběrech na odběrném profilu Tetřívčího potoka (data KFGG PřF)



Obr. 15 - Graf vztahu hodnot organického uhlíku a pH při jednotlivých odběrech na odběrném profilu Tetřívčího potoka (data KFGG PřF)

6 - nad Zbytinami

Průměrná koncentrace organického uhlíku ($13,45 \text{ mg.l}^{-1}$) je zde oproti ostatním profilům průměrná (Tab. 10). Vzhledem k tomu, že chemismus tohoto profilu může být ovlivněn chovem dobytka, byl ve sledovaném období měřen pouze dvakrát. Nelze zde tedy hovořit o určitých minimálních a maximálních koncentracích a jejich příčinách. Závislost na velikosti průtoku a úhrnech srážek je zde však zřejmá. Při nižší koncentraci organického uhlíku, nižších průtocích a úhrnech srážek je zde hodnota pH paradoxně nižší a konduktivita vyšší.

7 - pod Zbytinami

Průměrná koncentrace organického uhlíku ($15,65 \text{ mg.l}^{-1}$) je zde v porovnání s ostatními profily spíše nadprůměrná (Tab. 10). Stejně jako u předchozího profilu jsou zde ve sledovaném období provedena pouze dvě měření. Profil je situován pod výpustí čističky odpadních vod, a proto zde můžeme očekávat antropogenní ovlivnění chemismu vody. Konduktivita je u tohoto profilu nejvyšší ($122,35 \text{ } \mu\text{S.cm}^{-1}$) zřejmě kvůli tomu, že je odběrný profil umístěn při výtoku toku ze zastavěné části obce a tím pádem je nejvíce ovlivněn bodovým znečištěním obce. Hodnoty koncentrací organického uhlíku reagují stejně jako ostatní profily na zvýšení průtoků i srážek. Trendy hodnot pH a konduktivity jsou stejné jako na měřeném profilu 6 - nad Zbytinami.

8 - Sviňovický potok

Na Sviňovickém potoce v profilu č. 8 jsou druhé nejvyšší koncentrace organického uhlíku ($15,80 \text{ mg.l}^{-1}$ - Tab. 10). Jen o dvě desetiny vyšší jsou na profilu 12 - nad revitalizací, který se nachází také na Sviňovickém potoce přibližně 400 metrů nad odběrným profilem 8. Na tomto odběrném profilu proběhly v průběhu pozorování pouze tři měření, a proto nelze pevně vytyčit souvislosti mezi jednotlivými parametry, je však možné, že hodnoty organického uhlíku na těchto dvou profilech jsou zkresleny močůvkou. Hodnoty konduktivity jsou zde druhé nejvyšší ($120,67 \text{ } \mu\text{S.cm}^{-1}$). To může být opět ovlivněno močůvkou. Nejnížší hodnota organického uhlíku byla naměřena 21.10.2015 při nejnižších průtocích a srážkách (10.8.2015 nebylo provedeno měření). Zároveň byla zjištěna nejvyšší hodnota pH (7,06) a konduktivity ($151,7 \text{ } \mu\text{S.cm}^{-1}$). Největší koncentrace organického uhlíku byla naměřena 1.10.2014 (Tab. 11) při nejvyšších průtocích a srážkách a nejnižší hodnotě pH (6,87).

11 - levostranný přítok

Přítok Zbytinského potoka vykazuje druhou nejnižší ($12,21 \text{ mg.l}^{-1}$) průměrnou koncentraci organického uhlíku (Tab. 10). Nejnižší hodnota byla naměřena 10.8.2015 při nejnižších průtocích a srážkách, hodnoty pH a konduktivity nevykazují v této souvislosti výrazný vztah (Tab. 11). Nejvyšší koncentrace připadá na termín nejvyšších srážek a průtoků (1.10.2014), kdy se vyskytuje i nejnižší hodnota konduktivity ($84,2 \text{ } \mu\text{S.cm}^{-1}$).

12 - nad revitalizací

Odběrný profil nad zrevitalizovaným úsekem Sviňovického potoka vykazuje nejvyšší koncentrace (16 mg.l^{-1}) organického uhlíku (Tab. 10). Vzorby byly na tomto profilu odebrány pouze třikrát, a proto zde nelze vyčíst hlubší souvislosti mezi parametry. Nebyl zde měřen ani průtok, který by však měl vykazovat podobné hodnoty jako na profilu 8 o 400 metrů níže. Nejvyšší koncentrace organického uhlíku byla naměřena 1.10.2014 při nejvyšších průtocích a srážkách (Tab. 11). Hodnoty pH a konduktivity nebyly tento den měřeny. Nejnižší hodnota koncentrace organického uhlíku připadá na situaci s nejnižšími úhrny srážek a průtoky 3.3.2015 (10.8.2015 nebylo měřeno).

Tab. 10 - Průměrné koncentrace organického uhlíku na zkoumaných profilech v období od května 2014 do října 2015 (data KFGG PŘF)

profil	TOC (mg.l^{-1})
4 - Tetřívčí potok	11,51
6 - nad Zbytinami	13,45
7 - pod Zbytinami	15,65
8 - Sviňovický potok	15,80
11 - levostranný přítok	12,24
12 - nad revitalizací	16,00

Tab. 11 - Nejnížší a nejvyšší koncentrace organického uhlíku na jednotlivých profilech (data KFGG PŘF)

profil	min. TOC (mg.l ⁻¹)	datum	max. TOC (mg.l ⁻¹)	datum
4 - Tetřívčí potok	5,26	10.8.2015	21,80	28.5.2014
6 - nad Zbytinami	11,20	3.3.2015	15,70	28.5.2014
7 - pod Zbytinami	12,00	3.3.2015	19,30	28.5.2014
8 - Sviňovický potok	8,17	21.10.2015	29,40	1.10.2014
11 - levostranný přítok	7,49	10.8.2015	22,40	1.10.2014
12 - nad revitalizací	9,49	3.3.2015	28,3	1.10.2014

Z uvedených výsledků opět vyplývá, že koncentrace organického uhlíku závisí na množství srážek a průtocích, stejně jako v oblasti centrální Šumavy. Nejvyšší koncentrace organického uhlíku jsou zde spjaty nejspíše s ovlivněním antropogenní činností. Nacházejí se v místech, která jsou ovlivněna zemědělskou činností. Nejnížší koncentrace se nacházejí na odběrných profilech nejvíce blízkých přírodě. Stejně jako v oblasti centrální Šumavy byly naměřeny nejnížší koncentrace v kyselém prostředí, v jehličnatém lese na podzolech (Tetřívčí potok). Na tomto profilu byly také naměřeny nejnížší hodnoty pH a konduktivity. Všechny profily zde velmi dobře reagují na změny v úhrnech srážek a průtocích, což lze označit za hlavní příčiny krátkodobých změn v koncentracích organického uhlíku. Spojitost mezi hodnotami pH a konduktivity a koncentracemi organického uhlíku nejsou zřejmé a opět vykazují podobné vlastnosti jako v oblasti centrální Šumavy.

6 Diskuze

Výsledky výzkumu v oblasti centrální Šumavy a horní Blanice ukazují na rozdílné koncentrace organického uhlíku obsažené ve vodních tocích těchto dvou odlišných oblastí. Koncentrace v oblasti centrální Šumavy jsou vyšší zejména z důvodu vysokého zastoupení rašelinišť a s tím související organické hmoty v povodí. Koncentrace na horní Blanici může naopak ovlivňovat lidská činnost, zejména zemědělství a odpadní vody. Hodnoty organického uhlíku na obou lokalitách dobře reagují na úhrny srážek, respektive velikosti průtoků. Vztah mezi koncentracemi organického uhlíku a pH je zde diskutabilní. Větší část pozorování vykazovala negativní vztah mezi parametry, kdy při zvýšených koncentracích organického uhlíku byla pozorována snižující se hodnota pH. Na některých profilech platil negativní vztah jen u událostí s nejvyššími nebo naopak nejnižšími hodnotami organického uhlíku a nebo neplatil vůbec a nepodařilo se zde tedy nalézt vztah mezi těmito dvěma parametry (kap. 5). Výzkumy z jiných částí světa ukázaly, že na závislost mezi hodnotami pH a organického uhlíku mohou mít vliv typy půd, potažmo jejich kyselost (kap. 2.3.1). Zatímco některé organické půdy, vyskytující se zejména v oblasti rašelin a mokřin, vykazují pozitivní závislost hodnot pH a organického uhlíku (Kennedy et al., 1996, in Evans et al., 2005), kyselé podzolovité půdy mají opačný trend (David, 1989, in Evans et al., 2005). Ukázkovými zástupci kyselých podzolových povodí nejčastěji s porostem jehličnatého lesa jsou v našem případě profily Tetřívčího potoka na horní Blanici a profil PR1 na Rokytce (kap. 3, 4). Závislost mezi půdami, hodnotami pH a organického uhlíku byla zaznamenána hlavně v severní Evropě (Skjelkvale, 2003, in Evans et al., 2005). Celkově lze říci, že vztah mezi hodnotami pH a organického uhlíku je doposud nevyřešený. Stejně jako hodnoty pH bude potřeba nadále zkoumat i hodnoty konduktivity, protože trend tohoto parametru vzhledem k ostatním měřeným proměnným je relativně chaotický (kap. 5).

Z relativně malého množství dat bohužel nebylo možné odhadnout roční chod koncentrací organického uhlíku. Na základě výzkumů z jiných částí světa by ovšem mělo platit, že vyšší koncentrace organického uhlíku se vyskytují v teplejším půlroce, zejména během pozdního léta a brzkého podzimu. Tento trend se vyskytuje například v Norsku nebo ve Velké Británii, v našem případě toto nebylo možné z našich dat vypožorovat. Minimální koncentrace organického uhlíku se v Norsku a ve Velké Británii vyskytují na jaře během tání sněhu, což může být způsobeno jakýmsi ředícím efektem velkého množství roztáté vody v Norsku (de Wit et al., 2007) a nízkým obsahem a vyplavováním organického materiálu po zimním období do povrchových vod ve Velké Británii (Evans et al., 2005). Naopak ve Finsku se během tání sněhu na jaře spolu s podzimním obdobím vyskytují nejvyšší koncentrace organického uhlíku. To ukazují i některé studie v České republice (Hejzlar et al., 2003). Tento jev lze objasnit například vysokým zastoupením rašelinišť (organického hmoty a uhlíku) v povodí, které snižuje ředící efekt velkého objemu roztáté vody přidáním dalšího organického materiálu. Zajímavým faktem ovšem zůstává, že závislost hodnot organického uhlíku na rašeliništích byla ve Finsku, jako v jediné ze zemí zkoumaných v této práci, vyvrácena (Vuorenmaa et al., 2006).

Hodnoty organického uhlíku v povrchových vodách se podle výsledků výzkumu v této práci pohybují na relativně vysokých hodnotách oproti výsledkům z jiných částí světa. Například v porovnatelných povodích v Norsku průměrné koncentrace většinou nepřesahují 10-15 mg.l⁻¹ (de Wit et al., 2007), kdežto v českých podmínkách se průměrné koncentrace mohou vyšplhat až ke 30 mg.l⁻¹ (kap. 5). V Norsku a Velké Británii, stejně jako u nás, se nejvíce organického uhlíku nachází v povodích s nejvyšším zastoupením rašelin a mokřin v povodí (de Wit et al., 2007, Evans et al., 2005).

Výsledky výzkumů příčin zvýšených koncentrací organického uhlíku v poslední době jsou ve většině zemí relativně podobné. Ve skandinávských zemích kromě Finska, severní Americe i střední Evropě je za jeden z nejdůležitějších důvodů zvyšujících se koncentrací organického uhlíku považována ustupující acidifikace (kap. 2.3.1). Ve Švédsku hlavně ve spojení s dlouhodobými nárůsty teplot (a s tím související nárůst produkce organické hmoty) a stejně jako v České republice s velikostí průtoků (Hejzlar et al., 2003, Erlandsson et al., 2008, Weyhenmeyer, Karlsson, 2009). Ve Finsku se za hlavní příčinu považuje velikost povodí (Vuorenmaa et al., 2006). Příčiny dlouhodobých změn nemohly být prozatím v našem relativně krátkém výzkumu zkoumány. Finská hypotéza o vlivu velikosti povodí se zdá být sporná. Vliv na koncentrace organického uhlíku budou mít spíše objemy průtoků a velikosti srážek, pH vody a půd v povodí a landcover území, především rašeliniště, lesy a jejich zdravotní stav. Z dlouhodobého hlediska se jedná zejména o chemismus půd, nárůst teplot a produkci organické hmoty (kap. 2.3).

V severní Americe se ve výzkumu pracovalo hlavně se srážkami a teplotami. Závislost koncentrací organického uhlíku na objemu srážek je v České republice výrazná, v severní Americe se tento jev nepotvrdil. Za hlavní příčinu tam byl označen především dlouhodobý nárůst teplot, který může způsobit větší produkci organické hmoty a tím pádem i jeho vyplavování do vodních toků. Změny teploty se zdají být určitým vlivem i ve střední Evropě (Hejzlar et al., 2003). Vliv srážek byl v severní Americe potvrzen jen v oblasti rašelinišť a mokřadů, což by sice odpovídalo našim výsledkům, avšak závislost mezi parametry je zde opačná. Zatímco z našeho výzkumu vyplynulo, že s roustoucími srážkami roste i koncentrace organického uhlíku v povrchové vodě, v severní Americe se vzrůstajícími srážkami naopak hodnoty organického uhlíku klesají. Tento jev je odůvodněn ředícím efektem velkého množství vody (Keller et al., 2008). Výsledky výzkumu v experimentálních povodích KFGG PřF potvrzuje i výzkumná zpráva Nováka (2012) z povodí Rašeliníku v Krušných horách (kap. 2.4.6)

Co se týče výsledků výzkumů z jiných částí České republiky a celé střední Evropy, i zde se uplatňuje vliv velikosti odtoku na koncentrace organického uhlíku. Roční chod hodnot organického uhlíku koresponduje s ročními chody teplot a srážek. Nejnižší koncentrace organického uhlíku se vyskytují v zimě, naopak nejvyšší v létě. Letní maxima v koncentracích organického uhlíku musí být ovšem spjata například s přívalovými srážkami a průtržemi mračen, potažmo s vysokými hodnotami úhrnů srážek a průtoků, stejně jako to potvrdil výzkum

v oblasti centrální Šumavy a horní Blanice (Hejzlar et al., 2003, kap. 5). Zatímco výzkum Fottové et al. (2011) neukázal žádný trend mezi koncentracemi organického uhlíku a dalšími parametry, Novák (2012) zdůrazňuje maximální koncentrace organického uhlíku po dešťových epizodách a tání sněhu, což se opět shoduje s našimi výsledky. V Americe byl také navržen dvojitý přístup ke zkoumání zvyšování koncentrací organického uhlíku. Je nutné zkoumat jak dlouhodobé trendy hodnot organického uhlíku ve spojitosti s globálními změnami klimatu a chemismu prostředí, tak i krátkodobé extrémy, ze kterých lze vyčíst reakce organického uhlíku na okamžité změny v parametrech okolního prostředí (Keller et al., 2008). Právě na tyto krátkodobé, okamžité výkyvy v hodnotách parametrů se zaměřuje výzkum KFGG PřF.

7 Závěr

V první části této práce byla provedena rozsáhlá rešerše domácí i zahraniční odborné literatury, která se týkala tématu zvyšujících se koncentrací organického uhlíku napříč boreálními a mírnými oblastmi severní hemisféry. Jsou zde uvedeny základní charakteristiky a vlastnosti organického uhlíku ve vodních ekosystémech. Důraz byl kladen především na studium příčin a důsledků ve změnách koncentrací organického uhlíku. Dále jsou uvedeny poznatky ze studií jednotlivých zemí, které přinesly rozdílné pohledy a názory na vnímání změn v koncentracích organického uhlíku, jejich příčin a důsledků.

Výzkum změn koncentrací organického uhlíku je důležitý nejen z hlediska možného zvýšení oxidu uhličitého v atmosféře uvolňováním uhlíku z vod, ale také kvůli možnému vlivu na kvalitu pitné vody. Nadlimitní množství uhlíku hromadícího se v povrchových zdrojích pitné vody je nutné v procesu úpravy vody odstraňovat. Čištění vody pomocí chloru slouží k ošetření proti mikroorganismům, organické látky jako takové toxické pro člověka nejsou. Použití chloru ovšem může vést k tvorbě karcinogenů (Matoušková, 2016, kap. 2.2.2). Důležitým faktorem z hlediska výzkumu změn v koncentracích organického uhlíku a pro možnou tvorbu predikcí a scénářů změn do budoucnosti je potřeba poznatků z minulosti. Pokud neznáme hodnoty organického uhlíku, které se zde vyskytovaly před antropogenním ovlivňováním a znečišťováním životního prostředí, bude velmi těžké stanovit jakou měrou přispěl člověk k dnešním změnám a jakou měrou se jedná o přirozený koloběh v přírodě (kap. 2.5).

Analytická část práce byla zaměřena na studium závislosti koncentrací organického uhlíku v povrchových vodách na jiných fyzikálně-chemických parametrech. Cílem byla především orientace na srážko-odtokový proces. Hlavní náplň práce spočívala v analýze koncentrací organického uhlíku v laboratoři Ekohydrologie KFGG PřF. V rámci této studie byl rovněž testován optimální monitoring organického uhlíku. Během výjezdů do terénu a vyhodnocování dat bylo navrženo, aby jednotlivé odběrné kampaně v experimentálních povodích probíhaly v závislosti na podmínkách počasí a aktuální situaci v experimentálních povodích se zaměřením na výrazné a extrémní srážko-odtokové epizody, tj. déletrvající suchá období a výrazné srážkové epizody. Přínosem bude i studium vlivu tajícího sněhu. Právě v těchto situacích lze nejlépe určit jak hodnoty organického uhlíku reagují na ostatní měřené parametry, zejména na průtok, srážky a hodnoty pH. Systematické měření by bylo vhodné za účelem pozorování dlouhodobých změn v koncentracích organického uhlíku, v takovém případě by se řádově jednalo o desítky let. Mezi hlavní výstupy této studie patří vyhodnocená data koncentrací organického uhlíku z období od května 2014 do října 2015. Koncentrace organického uhlíku velmi dobře reagují na změny v úhrnu srážek a velikosti průtoků. Při nízkých průtocích jsou hodnoty organického uhlíku nižší, při srážkových epizodách prudce stoupají. V oblasti centrální Šumavy se nejvyšší koncentrace organického uhlíku nacházejí v povodích s výrazným zastoupením ploch rašeliny, ze kterých se během srážkových epizod vyplavuje velké množství organické hmoty do vodních toků. V oblasti horní Blanice jsou hodnoty organického uhlíku díky absenci rašelin nižší. Velký vliv zde uplatňuje antropogenní činnost, zejména chov dobytka a vypust' z čističky odpadních vod.

8 Seznam použité literatury

ALARCONHERRERA, M.T., BEWTRA, J.K., BISWAS, N. (1994): Seasonal variations in humic substances and their reduction through water treatment processes. *Canadian Journal of Civil Engineering* 21, 173-179. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

ALTMANN, M. (2013): Hodnocení kvality vody a fyzického habitatu vodního toku ve vazbě na společenstva makrozoobentosu. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 59 s.

ARVOLA, L. et al. (1996): Effects of phosphorus and allochthonous humic matter enrichment on the metabolic processes and community structure of plankton in a boreal lake (Lake Pääjärvi). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 1646–1662. In: Bartošíková, M. (2015): Reakce zooplanktonu na změny chemismu vody a množství potravy v důsledku zotavování jezer z acidifikace. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 34 s.

BARTOŠÍKOVÁ, M. (2015): Reakce zooplanktonu na změny chemismu vody a množství potravy v důsledku zotavování jezer z acidifikace. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 34 s.

BARTUŇKOVÁ, K. (2011): Vliv lesních disturbancí na dynamiku odtoku v oblasti centrální Šumavy. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 116 s.

BÍMOVÁ, T. (2010): Ekohydrologický průzkum kvality habitatu vodních toků - aplikace na modelové povodí Zbytinského potoka. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 55 s.

BRÖNMARK, CH., HANSSON, L. A. (2005): The biology of lakes and ponds. Oxford University Press, University of Oxford, 285 s. In: Sýkorová, V. (2010): Vliv kvality potravy na růst a přežívání sladkovodního zooplanktonu. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 35 s.

CHAPMAN, P.J., REYNOLDS, B., WHEATER, H.S. (1995): The seasonal variation in soil water acid neutralising capacity in peaty podzols in mid-Wales. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 1089-1094. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

CLARK, J. M., et al. (2008): Link between DOC in near surface peat and stream water in an upland catchment. *Science of The Total Environment*, Volume 404, Issues 2–3, 15 October, Pages 308–315.

CLARK, J. M. (2010): The importance of the relationship between scale and process in understanding long-term DOC dynamics. *Sci. Total Environ.* 2010, 408, (13), 2768-2775.

COLE, J. J. (1994): Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science* 265: 1568–1570. In: Cunningham, L. et al. (2010): Paleocological evidence of major declines in total organic carbon concentrations since the nineteenth century in four nemoboreal lakes. *Journal of Paleolimnology*, 45, (4), 507-518.

- COLE, J. J. et al. (2007): Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10: 171–184.
- COLE, L. et al. (2002): Relationships between enchytraeid worms (Oligochaeta), climate change, and the release of dissolved organic carbon from blanket peats in Northern England. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 599-607. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.
- CUNNINGHAM, L. et al. (2010): Paleocological evidence of major declines in total organic carbon concentrations since the nineteenth century in four nemoboreal lakes. *Journal of Paleolimnology*, 45, (4), 507-518.
- ČÚZK (2016): Základní mapa ČR 1: 10 000 - WMS. Dostupné z: http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ZM10_PUB/WMSservice.aspx [cit. 10.5.2016].
- DAVID, M. B. (1989): Organic carbon fractions in extracts of O and B horizons from a New England spodosol: effect of acid treatment. *Journal of Environmental Quality* 18, 212-217. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.
- DAVID, M. B., VANCE, G., KAHL, J. (1999): Chemistry of dissolved organic carbon at Bear Brook Watershed, Maine: stream water response to (NH₄)₂SO₄ additions. *Environmental Monitoring and Assessment* 55, 149-163. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.
- DAVIS, R. B., ANDERSON, D. A., BERGE, F. (1985): Palaeolimnological evidence that lake acidification is accompanied by loss of organic matter. *Nature* 316, 436-438. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.
- DE WIT, H. A. et al. (2007): Long-term increase in dissolved organic carbon in streamwaters in Norway is response to reduced acid deposition. *Environ. Sci. Technol.* 2007, 41, (22), 7706-7713.
- ENGLISH NATURE (2001): State of nature: the upland challenge. English Nature, Peterborough. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.
- ERLANDSSON, M. et al. (2008): Thirty-five years of synchrony in the organic matter concentrations of Swedish rivers explained by variation in flow and sulphate. *Glob. Change Biol.* 2008, 14, (5), 1191-1198.
- EVANS Jr., A., ZELAZNY, L. W., ZIPPER, C. E. (1988): Solution parameters influencing dissolved organic carbon levels in three forest soils. *Soil Science Society of America Journal* 52, 1789-1792. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

EVANS, C. D.; MONTEITH, D. T.; COOPER, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

EVANS, C. D. et al. (2006): Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils. *Glob. Change Biol.*, 12, (11), 2044-2053.

FEE, E. J. et al. (1996): Effects of lake size, water clarity, and climatic variability on mixing depths in Canadian Shield lakes. *Limnol. Oceanogr.* 41: 912–920. In: Weyhenmeyer, G. A.; Karlsson, J. (2009): Nonlinear response of dissolved organic carbon concentrations in boreal lakes to increasing temperatures. *Limnol. Oceanogr.*, 54, (6, Part 2), 2513-2519.

FENNER, N. (2002): The effects of climate change on dissolved organic carbon release from peatlands. PhD Thesis, University of Wales, Bangor. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

FERDA, J. (1963): Hydrologický význam rašelinišť. *Vodní hospodářství*, 5, s. 162-165. In: Kocum, J. (2012): Tvorba odtoku a jeho dynamika v pramenné části Otavy. Disertační práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 208 s.

FERDA, J. et al. (1971): Odtokový režim a chemismus vod v í Horní Otavy se zaměřením na výskyt rašelinišť. In: Sborník prací HMÚ, 17, HMU, Praha, s. 22-126. In Kocum, J. (2012): Tvorba odtoku a jeho dynamika v pramenné části Otavy. Disertační práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 208 s.

FIALOVÁ, P. (2012): Srovnávací analýza odtoku v experimentálních povodích horní Otavy. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 71 s.

FINDLAY, S. E. G. (2005): Increased carbon transport in the Hudson River: unexpected consequence of nitrogen deposition? *Front. Ecol. Environ.*, 3, (3), 133-137.

FORESTRY COMMISSION: nepublikovaná data. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

FOTTOVÁ, D. et al. (2011): Hodnocení vlivů klimatických změn na hydrologickou bilanci a návrh praktických opatření ke zmírnění jejich dopadů. Česká geologická služba, 254 s.

FRANCO, D. A., HEATH, R. T. (1983): Abiotic uptake and photodependent release of phosphate from high molecularweight humic-iron complexes in bog lakes, p. 467–480. In R. F. Christman and E. Gjessing [eds.], *Aquatic and terrestrial humic materials*. Ann Arbor Scientific Publications. In: Weyhenmeyer, G. A.; Karlsson, J. (2009): Nonlinear response of dissolved organic carbon concentrations in boreal lakes to increasing temperatures. *Limnol. Oceanogr.*, 54, (6, Part 2), 2513-2519.

FREEMAN, C. et al. (2001): Export of organic carbon from peaty soils. *Nature* 2001, 412, 785–785.

FREEMAN, C. et al. (2004): Export of organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. *Nature* 430: 195–198. In: Weyhenmeyer, G. A., Karlsson, J. (2009): Nonlinear response of dissolved organic carbon concentrations in boreal lakes to increasing temperatures. *Limnol. Oceanogr.*, 54, (6, Part 2), 2513-2519.

FUENTETAJA, A. et al. (1999): Significance of dissolved organic carbon in the prediction of thermocline depth in small Canadian Shield lakes. *Aquat. Ecol.* **33**: 127–133. In: Keller, W. et al. (2008): Relationships between dissolved organic carbon concentrations, weather, and acidification in small Boreal Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **65**, (5), 786-795.

GARNETT, M. H., INESON, P., STEVENSON, A. C. (2000): Effects of burning and grazing on carbon sequestration in a Pennine blanket bog, UK. *Holocene* **10**, 729-736. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, **137**, (1), 55-71.

GRIEVE, I. C., MARSDEN, R. L. (2001): Effects of forest cover and topographic factors on TOC and associated metals at various scales in Western Scotland. *The Science of the Total Environment* **265**, 143-151. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, **137**, (1), 55-71.

HANNSMANN, J. (1996): Perlorodka v oblasti trojmezí “Čechy – Bavorsko - Sasko“: Ekosystém perlorodkových vod a jeho ochrana. MŽP, Praha, 67 s. In: Bímová, T. (2010): Ekohydrologický průzkum kvality habitatu vodních toků - aplikace na modelové povodí Zbytinského potoka. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 55 s.

HARRIMAN, R. (2003): Quantifying the effects of forestry practices on the recovery of upland streams and lochs from acidification. *The Science of the Total Environment* **310**, 101-111. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, **137**, (1), 55-71.

HEJZLAR, I. et al. (2003): The apparent and potential effects of climate change on the inferred concentration of dissolved organic matter in a temperate stream (the Malse River, South Bohemia). *Sci. Total Environ.*, **310**, (1-3), 143-152.

HESSEN, D. O. et al. (1997): TOC fluctuations in a humic lake as related to catchment acidification, season and climate. *Biogeochemistry* **36**, 139-151. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, **137**, (1), 55-71 and Vuorenmaa, J., Forsius, M., Mannio, J. (2006): Increasing trends of total organic carbon concentrations in small forest lakes in Finland from 1987 to 2003. *Sci. Total Environ.*, **365**, (1-3), 47-65.

HINTNAUS, I. (2008): Změny ve vývoji krajiny v pramenné oblasti Blanice. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta. In: Bímová, T. (2010): Ekohydrologický průzkum kvality habitatu vodních toků - aplikace na modelové povodí Zbytinského potoka. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 55 s.

HOLMAN, I. P. et al. (2002): Impact of agricultural soil conditions on floods at autumn 2000. R&D Technical Report W5B-026/TR. Environment Agency, Bristol. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, **137**, (1), 55-71.

HONGVE, D., RIISE, G., KRISTIANSEN, J. F. (2004): Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking waters as result of increased precipitation? *Aquat. Sci.*, 66, 231-238. In: de Wit, H. A. et al. (2007): Long-term increase in dissolved organic carbon in streamwaters in Norway is response to reduced acid deposition. *Environ. Sci. Technol.* 2007, 41, (22), 7706-7713.

HOPE, D. et al. (1997): Exports of organic carbon in British rivers. *Hydrological Processes* 11,325-344. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71

HUGHES, S., REYNOLDS, B., ROBERTS, J. D. (1990): The influence of land management on concentrations of dissolved organic carbon and its effect on the mobilization of aluminium and iron in podzol soils in MidWales. *Soil Use and Management* 6, 137-144. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71

HUGHES, S. (1998): The Effects of Increased Drought Frequency on Sulphate and Dissolved Organic Carbon in Peatland Dominated Ecosystems. *Proceedings of the 2nd International Conference on Climate and Water*, vol. 1. Edita Ltd, Helsinki, pp. 311-319. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71

JANSSON, M. (2000): Allochthonous organic carbon and phytoplankton/bacterioplankton production relationships in lakes. *Ecology* 81: 3250–3255. In: Weyhenmeyer, G. A.; Karlsson, J. (2009): Nonlinear response of dissolved organic carbon concentrations in boreal lakes to increasing temperatures. *Limnol. Oceanogr.*, 54, (6, Part 2), 2513-2519.

KELLER, W. et al. (2008): Relationships between dissolved organic carbon concentrations, weather, and acidification in small Boreal Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 65, (5), 786-795.

KENNEDY, J. et al. (1996): Organic matter retention in an upland humic podzol; the effects of pH and solute type. *European Journal of Soil Science* 47, 615-625. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

KOCUM, J. (2012): Tvorba odtoku a jeho dynamika v pramenné části Otavy. *Disertační práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta*, 208 s.

KODÁDKOVÁ, I. (2010): Hodnocení srážko-odtokového režimu v pramenné oblasti Blanice se zřetelem na významné epizody. *Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta*, 65 s.

KOZÁKOVÁ, J. (2015): Variabilita hydroopedologických charakteristik v modelových povodích v pramenné oblasti Blanice. *Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta*, 87 s.

KRÁLOVEC, V. et al. (2015): Evaluation of runoff response on the base of comparative paired catchment research in mountain catchments with the different land use. Case study of the Blanice River, Czechia. In: Kozáková, J. (2015): Variabilita hydroopedologických charakteristik v modelových povodích v pramenné oblasti Blanice. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 87 s.

KRÁM, P. (2011): Monitoring látkových toků DOC, DON a DIN v síti GEOMON. In: Fottová, D. et al. (2001): Hodnocení vlivů klimatických změn na hydrologickou bilanci a návrh praktických opatření ke zmírnění jejich dopadů. Česká geologická služba, 254 s.

LAUDON, H., KÖHLER, S., BUFFAM, I. (2004): Seasonal TOC export from seven boreal catchments in northern Sweden. *Aquat. Sci.*; 66: 223–30.

MALÝ, A. (2006): Problematika hodnocení srážkoodtokových poměrů v experimentálních a reprezentativních povodních. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 75 s. In: Bímová, T. (2010): Ekohydrologický průzkum kvality habitatu vodních toků - aplikace na modelové povodí Zbytinského potoka. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 55 s.

MANNIO, J. (2001): Recovery pattern from acidification of headwater lakes in Finland. *Water Air Soil Pollut.*, 130: 1427–32. In: Vuorenmaa, J., Forsius, M., Mannio, J. (2006): Increasing trends of total organic carbon concentrations in small forest lakes in Finland from 1987 to 2003. *Sci. Total Environ.*, 365, (1-3), 47-65.

MAPY.CZ (2016): Základní mapa ČR [online]. Dostupné z: <https://mapy.cz/zakladni?x=14.4667000&y=50.0833020&z=11> [cit. 2.5.2016].

MATOUŠKOVÁ, M. (2016): ústní sdělení.

MCDONALD, A. T. et al. (1991): Discoloured water investigations. Report to Yorkshire Water, University of Leeds. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

MCDOWELL, W. H., WOOD, T. (1984): Podzolization: soil processes control dissolved organic carbon concentrations in stream water. *Soil Sci.*, 137, 23–32. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

MEYBECK, M. (1982): Carbon, nitrogen and phosphorous transport by world rivers. *American Journal of Science* 282, 401-450. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

MONTEITH, D. T. et al. (2007): Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 2007, 450, (7169), 537-541.

MORRIS, D. P. (1995): The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnol. Oceanogr.* 40: 1381–1391.

NEDBALOVÁ, L. et al. (2006): Biological recovery of the Bohemian Forest lakes from acidification. *Biologia (Bratisl.)*, 61, 453–465. In: Bartošíková, M. (2015): Reakce zooplanktonu na změny chemismu vody a množství potravy v důsledku zotavování jezer z acidifikace. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 34 s.

NOVÁK, F. (2012): Export DOC z rašelinišť. Literární rešerše, 23 s. In: VULHM, v.v.i. et al. (2013): Výzkum možností minimalizace obsahu organických škodlivin ve zdrojích pitných vod v Krušných horách.

ROSENQVIST, I. T. (1978): Acid precipitation and other possible sources for acidification of rivers and lakes. *The Science of the Total Environment* 10, 271-272. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

RAYMOND, P. A., BAUER, J. E. (2001): Riverine export of aged terrestrial organic matter to the North Atlantic Ocean. *Nature* 409, 497-499. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

SCHIFF, S. L. et al. (1997): Export of DOC from forested catchments on the Precambrian Shield of central Ontario: clues from 13C and 14C. *Biogeochemistry*, 36: 43-65. In: Keller, W. et al. (2008): Relationships between dissolved organic carbon concentrations, weather, and acidification in small Boreal Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 65, (5), 786-795.

SCHINDLER, D. W. (1988): Effects of acid rain on freshwater ecosystems. *Science*, 239, 149-157. In: Bartošíková M. (2015): Reakce zooplanktonu na změny chemismu vody a množství potravy v důsledku zotavování jezer z acidifikace. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 34 s.

SCHINDLER, D. W. et al. (1997): Climate-induced changes in the dissolved organic carbon budgets of boreal lakes. *Biogeochemistry* 36, 9-28. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

SIEMENS, J. (2003): The European carbon budget: A gap. *Science*, 302, 1681-1681. In: de Wit, H. A. et al. (2007): Long-term increase in dissolved organic carbon in streamwaters in Norway is response to reduced acid deposition. *Environ. Sci. Technol.* 2007, 41, (22), 7706-7713.

SKJELKVALE, B. L. (2001): Regional scale evidence for improvements in surface water chemistry 1990-2001. *Environmental Pollution*. In: Worrall, F., Burt, T. P., (2007): Trends in DOC concentration in Great Britain. *J. Hydrol.*, 346, (3-4), 81-92.

SKJELKVALE, B. L. (2003): The 15 Year Report: Assessment and Monitoring of Surface Waters in Europe and North America: Acidification and Recovery, Dynamic Modelling and Heavy Metals. ICP Waters Report 73/2003. Norwegian Institute for Water Research, Oslo. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

SKRČENÁ, L. (2013): Analýza fluvialního systému v povodí Roklanského potoka (bližší zaměření na Javoří potok). Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 90 s.

SMITH, V. H. (2003): Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems as a global problem. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 10, 126-139. In: de Wit, H. A. et al. (2007): Long-term increase in dissolved organic carbon in streamwaters in Norway is response to reduced acid deposition. *Environ. Sci. Technol.* 2007, 41, (22), 7706-7713.

SOBEK, S. et al. (2007): Patterns and regulation of dissolved organic carbon: An analysis of 7,500 widely distributed lakes. *Limnol. Oceanogr.* 52: 1208–1219. In: Weyhenmeyer, G. A., Karlsson, J. (2009): Nonlinear response of dissolved organic carbon concentrations in boreal lakes to increasing temperatures. *Limnol. Oceanogr.*, 54, (6, Part 2), 2513-2519.

STODDARD, J. L. et al. (2003): Response of surface water chemistry to the Clean Air Act Amendments of 1990. Report EPA 620/R-03/001. United States Environmental Protection Agency, North Carolina. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

STŘÍBRNÝ, M. (2014): Hodnocení diverzity fyzického habitatu drobných vodních toků. Aplikace v experimentálních povodích horní Blanice. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 64 s.

SÝKOROVÁ, V. (2010): Vliv kvality potravy na růst a přežívání sladkovodního zooplanktonu. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 35 s.

ŠEFRNA, L. (2004): Pedologická charakteristika povodí Otavy ve vztahu k povodním. In: Hodnocení vlivu změn přírodního prostředí na vznik a vývoj povodní. Sborník příspěvků semináře grantu GAČR 205/Z052/03 [online], s. 196-212. Dostupný z: <http://hydro.natur.cuni.cz/zmeny_povodni/html/cd_obsah.html>. In: Kocum, J. (2012): Tvorba odtoku a jeho dynamika v pramenné části Otavy. Disertační práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 208 s.

TIPPING, E. et al. (1999): Climatic influences on the leaching of dissolved organic matter from upland UK moorland soils, investigated by a field manipulation experiment. *Environment International* 25, 83-95. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

TOLASZ, R. et al. (2007): Atlas podnebí Česka. ČHMÚ Praha a UP Olomouc, Praha, 256 s.

TRANVIK, L. J., JANSSON, M. (2002): Terrestrial export of organic carbon, *Nat.*, 415, 861–862.

VLČEK, L. (2016): nepublikované materiály, data, ústní sdělení.

VUORENMAA, J., FORSIUS, M., MANNIO, J. (2006): Increasing trends of total organic carbon concentrations in small forest lakes in Finland from 1987 to 2003. *Sci. Total Environ.*, 365, (1-3), 47-65.

WEYHENMEYER, G. A. (2008): Water chemical changes along a latitudinal gradient in relation to climate and atmospheric deposition. *Climatic Change* 88: 199–208. In: Weyhenmeyer, G. A., Karlsson, J. (2009): Nonlinear response of dissolved organic carbon concentrations in boreal lakes to increasing temperatures. *Limnol. Oceanogr.*, 54, (6, Part 2), 2513-2519.

WEYHENMEYER, G. A., KARLSSON, J. (2009): Nonlinear response of dissolved organic carbon concentrations in boreal lakes to increasing temperatures. *Limnol. Oceanogr.*, 54, (6, Part 2), 2513-2519.

WORRALL, F., BURT, T., SHEDDEN, R. (2003): Long term records of riverine dissolved organic matter. *Biogeochemistry* 64, 165-178. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.

- WORRALL, F. et al. (2004): Trends in dissolved organic carbon in UK rivers and lakes. *Biogeochem.*, 70, 369–402.
- WORRALL, F., BURT, T. P. (2005): Predicting the future DOC flux from upland peat catchments. *Journal of Hydrology* 300: 126–139.
- WORRALL, F., BURT, T. P., ADAMSON, J. K. (2006): Trends in drought frequency - the fate of DOC export from British peatlands. *Climatic Change* 76: 339–359. In: Weyhenmeyer, G. A., Karlsson, J. (2009): Nonlinear response of dissolved organic carbon concentrations in boreal lakes to increasing temperatures. *Limnol. Oceanogr.*, 54, (6, Part 2), 2513-2519.
- WORRALL, F. et al. (2007): Predicting the future carbon budget of an upland peat catchment. *Climatic Change* 85: 139–158. In: Cunningham, L. et al. (2010): Paleocological evidence of major declines in total organic carbon concentrations since the nineteenth century in four nemoboreal lakes. *Journal of Paleolimnology*, 45, (4), 507-518.
- WORRALL, F., BURT, T. P. (2007): Trends in DOC concentration in Great Britain. *J. Hydrol.*, 346, (3-4), 81-92.
- WRIGHT, R. F., JENKINS, A. (2001): Climate change as a confounding factor in reversibility of acidification: RAIN and CLIMEX projects. *Hydrology and Earth System Sciences* 5, 477-486. In: Evans, C. D.; Monteith, D. T.; Cooper, D. M. (2005): Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137, (1), 55-71.
- YAN, N. D. et al. (2008): Long-term trends in zooplankton of Dorset, Ontario, lakes: the probable interactive effects of changes in pH, total phosphorus, dissolved organic carbon, and predators. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 65, 862–877. In: Bartošíková, M. (2015): Reakce zooplanktonu na změny chemismu vody a množství potravy v důsledku zotavování jezer z acidifikace. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 34 s.

9 Přílohy



Obr. 16 - Spektrofotometr Hach Lange DR 3900
(<http://cz.hach.com/spektrofotometry/dr3900-stolni-spektrofotometr/family?productCategoryId=24821412518#>)



Obr. 17 - Kvetové testy Hach Lange pro stanovení koncentrace organického uhlíku, limit 3-30 mg.l⁻¹
(<http://cz.hach.com/toc-vytesnovaci-metoda-kyvetovy-test-3-30-mg-l-c/product?id=25651599602&callback=qs#>)



Obr. 18 - Ptačí potok, 50 metrů nad odběrným profilem (Vlček, 2016)



Obr. 19 - Březnický potok, odběrný profil (Vlček, 2016)



Obr. 20 - Povodí Rokytky (Vlček)



Obr. 21 - Rokytka - soutok (R1), odběrný profil (Vlček, 2016)



Obr. 22 - Rokytky - revitalizace (R2), odběrný profil (Vlček, 2016)



Obr. 23 - Tetřívčí potok, odběrný profil (vlastní)



Obr. 24 - Nad Zbytinami (6) (vlastní)



Obr. 25 - Pod Zbytinami (7) (vlastní)



Obr. 26 - Levostranný přítok (11) (vlastní)



Obr. 27 - Sviňovický potok (8), v pozadí revitalizovaný úsek (vlastní)



Obr. 28 - Revitalizace (12) (Hintnaus, 2008)