

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta životního prostředí**

**Katedra aplikované ekologie**



**Diplomová práce**

**Vliv urbanizace na ekologický stav Únětického potoka**

**Vedoucí práce: prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.**

**Autor: Bc. Anna Příkopová**

© 2018 ČZU v Praze

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Anna Příkopová

Ochrana přírody

Název práce

**Vliv urbanizace na ekologický stav Únětického potoka**

Název anglicky

**Urban impact on ecological status of the Únětický creek**

---

### Cíle práce

Cílem práce je na základě terénního monitoringu vyhodnotit vliv urbanizace na ekologický stav drobného vodního toku v Praze (Unětický potok).

### Metodika

Rešerše problematiky vlivu urbanizace na vodní toky

Terénní monitoring

o Ekomorfologický monitoring

o Pravidelný odběr vzorků vody v měsíčních intervalech

o Odběr makrozoobentosu metodou kick-sampling

Laboratorní zpracování

o Analýza vzorků vody základní ukazatele kvality

o Identifikace makrozoobentosu

Vyhodnocení získaných výsledků, stanovení ekologického stavu vodního toku a identifikace hlavních problémů vedoucích ke zhoršení ekologického stavu toku

Rámcový návrh opatření vedoucích ke zlepšení ekologického stavu zájmového toku

**Doporučený rozsah práce**

70 stran

**Klíčová slova**

Urbanizace, vodní tok, městské odvodnění, ekologický stav, chemický stav

---

**Doporučené zdroje informací**

- Krejčí a kol. (2002): Odvodnění urbanizovaných území koncepční přístup, NOEL 2000, Brno.
- Meyer, J.L., Paul, M.J., a Taulbee, W.K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscape. *Journal of North American Benthological Society*, 24(3), 602-612
- Walsh, Ch.J., a Breen, P.F. (1999). Urban stream rehabilitation through a decision-making framework to identify degrading processes and prioritize management action. *2nd Australian Stream Management Conference Proceedings*. 673-678
- Walsh, Ch., J., Allison, H.R., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M, Morgan II, R.P., (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of North American Benthological Society*, 24(3), 706-723.
- Walsh, CH., J. (2000). Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. *Hydrobiologia*, 431, 107-114.

---

**Předběžný termín obhajoby**

2016/17 ZS – FŽP

**Vedoucí práce**

prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra aplikované ekologie

---

Elektronicky schváleno dne 18. 3. 2014

**prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.**

Vedoucí katedry

---

Elektronicky schváleno dne 19. 3. 2014

**prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.**

Děkan

V Praze dne 02. 03. 2017

### Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vliv urbanizace na ekologický stav Únětického potoka" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 18.4. 2018

---

### Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala všem, bez kterých by tato diplomová práce nevznikla. V první řadě chci poděkovat vedoucí diplomové práce prof. RNDr. Daně Komínkové Ph.D. za trpělivost, shovívavost a podporu při monitoringu, konzultacích a samotné tvorbě práce. Dále bych chtěla poděkovat mojí rodině zvláště mamince za morální, duševní i materiální podporu. Další díky patří mým úžasným přátelům, kteří mi pomáhali při terénních výjezdech a byli mi psychickou oporou, jmenovitě: Kristýna Michálková, Ing. Michaela Marková, Bc. Jan Chyba, Kristýna Šilhová, Bc. Agáta Kotábová, Bc. Šárka Novotná a Bc. Lucie Vondráčková.

# Vliv urbanizace na ekologický stav Únětického potoka

---

## Urban impact on ecological status of the Únětický creek

### Souhrn

Cílem předkládané diplomové práce bylo zhodnocení vlivu urbanizace na ekologický stav drobného městského toku konkrétně Únětického potoka. Únětický potok pramení v obci Kněževes a dále protéká katastrálními územími několika obcí v okrese Praha-Západ, dolní část toku je součástí zvláště chráněného území Přírodní rezervace Údolí Únětického potoka.

Pro zjištění míry ovlivnění byly změřeny vybrané fyzikálně-chemické parametry (terénní měření a laboratorní stanovení), bylo provedeno zhodnocení biologického stavu toku odběrem makrozoobentosu a stanoven saprobní index a ASPT index a na závěr byl vyhodnocen hydromorfologický stav toku dle metodiky HEM 2014. Zjištěné hodnoty byly vyhodnoceny dle ČSN 75 7221 a Nařízení vlády č. 401/2015, ve znění pozdějších předpisů.

Kvalita vody je ovlivněna zejména výpustí z čistírny odpadních vod v Tuchoměřicích a zaústěním dešťové kanalizace. Na všech lokalitách byla jakost vody klasifikována jako silně až velmi silně znečištěná, zejména kvůli zvýšené koncentraci celkového fosforu a dusičnanového dusíku. Celková hodnota saprobního indexu pro zájmový tok byla určena jako průměr ze všech lokalit a řadí Únětický potok do třídy IV, která se interpretuje jako silně znečištěná voda, vyznačující se nízkou diverzitou a výskytem tolerantních druhů. Dle metodiky HEM 2014 byl zkoumaný tok vyhodnocen jak středně modifikovaný. Hodnocený vodní tok nedosahuje dle Rámcové směrnice o vodách dobrého ekologického stavu, pro jeho zlepšení byla navržena komplexní opatření, která by měla být realizována v rámci celého povodí.

**Klíčová slova:** Urbanizace, vodní tok, městské odvodnění, ekologický stav, chemický stav

## **Summary**

The aim of this master's thesis is to evaluate an influence of urbanization on the ecological state of a minor urban stream, in particular of the Únětický stream. The Únětický stream originates in the Kněževy village and then flows through a cadastral area of several municipalities in the Prague-West district. The lower section of the stream is a part of a specially protected area "Přírodní rezervace Údolí Únětického potoka".

In order to assess a level of influence, we measured selected physicochemical parameters (field measurements and laboratory analysis), evaluated biological status of the stream (sampling of macrozoobenthos) and determined the saprotrophic and ASPT indexes. Finally, the hydromorphological state of the stream was evaluated according to the HEM 2014 methodology. Observed values were classified according to the norm ČSN 75 7221 and the government regulation no. 401/2015, as amended.

Quality of the water is influenced mainly by an effluent of the Tuchoměřice waste water treatment plant and outlets of rain drainage. In all locations, the quality of the water was classified as heavily to very heavily polluted, especially due to increased concentrations of phosphorus and nitrates. The total value of the saprotrophic index for the stream was calculated as a mean of measured values from all sites of the Unětický stream and places it into the class IV, which is interpreted as heavily polluted water, with limited diversity and occurrence of tolerant species. In accordance with the HEM 2014 methodology, the stream was evaluated as moderately modified. With regard to current regulations, the stream is not in a good ecological status and several complex improvements were proposed, which should be applied in the entire basin.

**Keywords:** Urbanization, stream, urban drainage, ecological status, chemical status

# Obsah

1	Úvod.....	4
2	Cíle práce .....	5
3	Literární rešerše .....	6
3.1	Urbanizace .....	6
3.2	Vliv urbanizace na vodní toky .....	7
3.2.1	Faktory ovlivňující hydrologický režim toku .....	9
3.2.2	Vliv urbanizace na morfologii toku .....	11
3.2.3	Vliv urbanizace na biotu toku .....	14
3.2.4	Vliv urbanizace na obsah chemických látek .....	17
3.3	Směrnice o vodách a její plnění .....	20
4	Charakteristika toku a dotčeného území .....	22
4.1	Geologická, pedologická a klimatická charakteristika .....	24
4.2	Údolí Únětického potoka .....	27
4.3	Antropogenní vlivy v povodí .....	28
5	Metodika .....	32
5.1	Výběr monitorovacích míst .....	32
5.2	Terénní měření .....	38
5.3	Chemické analýzy .....	38
5.4	Odběr makrozoobentosu .....	43
5.4.1	Determinace makrozoobentosu .....	43
5.5	Hydroekologický monitoring .....	45
5.5.1	Příprava .....	45
5.5.2	Terénní monitoring hydromorfologického stavu toku .....	47
5.5.3	Vyhodnocení .....	48
6	Výsledky monitoringu .....	50
6.1	Hodnocení chemického stavu toku .....	50
6.1.1	Konduktivita .....	50
6.1.2	Rozpuštěný kyslík .....	51
6.1.3	Hodnota pH .....	52
6.1.4	Teplota vody .....	53
6.2	Laboratorní stanovení .....	54
6.2.1	Koncentrace síranů .....	54
6.2.2	Koncentrace dusičnanového dusíku .....	55
6.2.3	Koncentrace celkového fosforu .....	56
6.2.4	Souhrn výsledků sledovaných fyzikálně-chemických parametrů na Únětickém potoce .....	57
6.3	Vyhodnocení bentosu .....	58
6.4	Ekomorfologický průzkum .....	61
7	Diskuze .....	68
8	Závěr .....	73
	Přehled literatury a použitých zdrojů .....	75
	Přehled obrázků, tabulek a příloh .....	82
	Přílohy .....	84



# 1 Úvod

Proces urbanizace významně proměňuje krajinu a způsobuje její nevratné změny. Trendem současnosti je stěhování obyvatel do okolí měst, což je spojeno s nutností zajištění potřebné infrastruktury k níž na prvním místě patří zásobování pitnou vodou, odkanalizování a čištění odpadních vod. Proto tento jev významně ovlivňuje kvalitu vody ve vodních tocích a celkově stav vodních ekosystémů. Studium souvislostí mezi urbanizací a degradací vodních toků je klíčové pro udržitelné využívání vodních toků a jejich ochranu (Krejčí a kol., 2002).

Malé vodní toky tvoří v České republice většinu celkové délky hydrografické sítě a plní specifické zejména krajinotvorné funkce, přesto byly po celé roky zanedbávány a byly na nich prováděny intenzivní hydrotechnické úpravy, které způsobily narušení jejich ekologické stability. V posledních letech byl ovšem zaznamenán zvyšující se zájem o studium procesů, které ovlivňují ekologický stav malých vodních toků a jejich morfologii. Příčinou tohoto trendu je zvyšující se počet extrémních hydrologických událostí, zhoršení jakosti vody a fakt, že přírodní procesy u drobných vodních toků fungují obdobně jako u velkých řek jen v menším měřítku (Jakubínský, 2014; Lelut a Matoušková, 2008).

Únětický potok je významným přítokem Vltavy a protéká územím, které se v posledních desetiletích výrazně proměnilo. Horní část potoka protéká skrz katastrální území obcí v těsné blízkosti Prahy, jež se neustále rozrůstají a v celém povodí je tak velké množství antropogenních vlivů, které ovlivňují vzhled potoka i kvalitu jeho vody. Dolní část toku naopak protéká zvláště chráněným územím, kde je kladen důraz na zachování přirozených podmínek. Únětický potok je příkladem urbanizovaného toku a hodnocení jeho ekologického stavu je důležité pro minimalizaci dopadů lidské činnosti.

## **2 Cíle práce**

Hlavním cílem diplomové práce je zhodnocení ekologického stavu Únětického potoka na základě teoretických poznatků a terénního monitoringu, který sestává z měření vybraných ukazatelů jakosti vody, sezónního odběru makrozoobentosu a hodnocení hydroekologického stavu toku metodou HEM 2014.

Cílem práce je identifikovat míru ovlivnění toku urbanizací. Dále by měla být navržena opatření, která povedou ke zlepšení stavu zájmového vodního toku.

## 3 Literární rešerše

### 3.1 Urbanizace

Průmyslová revoluce odstartovala proces, který změnil celou strukturu osídlení a proměnil prostorovou organizaci společnosti. Urbanizace je lapidárně řečeno přesun obyvatel z venkova do měst, nejedná se ovšem o proces probíhající kontinuálně od vzniku měst, nýbrž o historický komplexní proces, který započal v pol. 18.st. v Anglii a je těsně spjat s industrializací. Na území České republiky probíhala urbanizace zejména na přelomu 19. a 20. století. Vlivem zvýšené poptávky po pracovní síle ve městech vzrostla koncentrace obyvatel v městských sídlech a došlo k nerovnoměrnému rozložení obyvatelstva, zvětšil se počet městských sídel a jejich velikost. Motorem urbanizace se na počátku 20.st. stal růst sektoru služeb a v této souvislosti hovoříme o tzv. postindustriální urbanizaci. Od 60.let 20.století převládá názor, že urbanizace je multilaterální proces, který musí být posuzován z více hledisek. Za tímto účelem začaly být rozlišovány tyto druhy urbanizace: ekonomická, demografická, prostorová a sociální. Ekonomická urbanizace se zabývá zvyšujícím se počtem osob pracujících mimo zemědělství, tj. v průmyslu a ve službách. Demografická urbanizace popisuje proces stěhování obyvatel z venkovských oblastí do měst. Rozvojem sídel a jejich uspořádáním, vznikem hromadné veřejné dopravy a další infrastruktury se zabývá prostorová urbanizace. Pojem sociální urbanizace může být zaměňován za pojem proces městské socializace, který reflektuje, jak si jednotlivci i skupiny osvojují městský způsob života (Horská, 2002).

Podle Musila (2002) je dnes Evropa z větší části urbanizována a globálně bude tento proces dokončen v 21.století. Celosvětově tedy tento proces transformace bude trvat 300-350 let.

Jedním z urbanizačních procesů, který intenzivně mění sídelní strukturu a prostorové uspořádání společnosti je suburbanizace. Obyvatelé se přesouvají z jádra města mimo kompaktní zástavbu do suburbánních zón a vytváří homogenní rezidenční zóny tzv. rezidenční suburbanizace. Další formou je komerční suburbanizace, která se vyznačuje pásovou zástavbou-průmyslovými parky, výrobními provozy a obchodními centry podél dálnic a hlavních silnic. Suburbanizace je tedy proces rozšiřování města a jeho rozpínání do okolní krajiny v atraktivních lokalitách, které mají díky rozvinuté infrastruktuře dobrou dostupnost (Sýkora, 2003).

Suburbanizace má nezanedbatelný vliv na životní prostředí, zejména v oblasti využívání krajiny, kde vlivem zástavby dochází k poklesu množství ploch k zemědělskému využití. Mezi další negativní vlivy patří: lokální změny klimatu, znečišťování vod a celkové zhoršení vodních poměrů, pokles biodiverzity rostlinných a živočišných druhů, zhoršení kvality ovzduší, nárůst hluku a světelné znečištění. Nová výstavba výrazně mění krajinný ráz a suburbanizace je tedy jeden z nejvýznamnějších krajinných procesů současnosti (Ouředníček a Temelová, 2008).

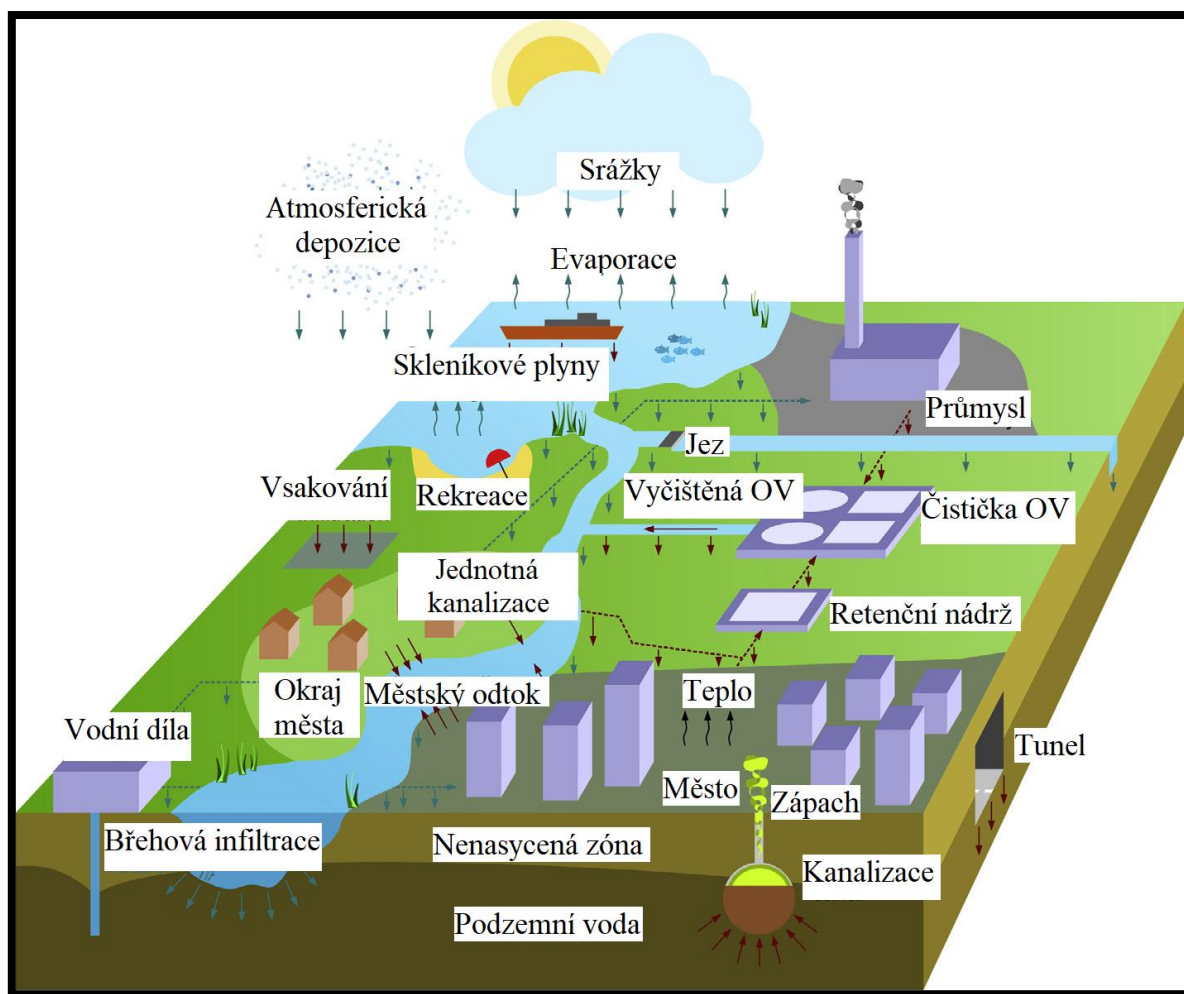
Změny způsobené suburbanizací jsou často nevratné, proto je žádoucí těmto změnám předcházet a volit takové způsoby rozvoje osídlení a využívání krajiny, které jsou z environmentálního hlediska udržitelnější. Včasná preventivní opatření jsou proto klíčová pro zmírnění negativních dopadů celého procesu (Sýkora, 2003).

### **3.2 Vliv urbanizace na vodní toky**

Vodní toky v urbanizovaném území jsou vystaveny velkému tlaku z hlediska jejich využívání a jsou na ně kladeny specifické nároky, které souvisejí s omezeným prostorem a tedy bezprostřední vzdáleností k budovám a komunikacím. V souvislosti s požadavkem na ochranu nemovitostí dochází k nevhodným úpravám koryta, zejména jeho napřimováním a zpevňováním. Dalším rizikovým faktorem je použití vodního toku jako recipientu odpadních vod. Tento proces podstatně mění chemismus vody a snižuje její kvalitu. V neposlední řadě plní vodní toky v urbanizovaných územích rekreační funkci, což vede k výrazné proměně jejich okolí (Krejčí a kol., 2002).

Pro celkovou degradaci vodních toků následkem urbanizace se vžilo označení „syndrom urbanizovaného toku“ (urban stream syndrome). Mezi nejčastější symptomy tohoto syndromu patří: zvýšené průtoky, vyšší koncentrace živin a toxických látek, zvýšená frekvence lokálních povodní, celková změna morfologie koryta a snížení biologické a stanovištní diverzity toku (Walsh a kol., 2005).

Urbanizované vodní toky představují propojení přírodního vodního díla a technické infrastruktury městského odvodňovacího systému, jehož úkolem je sběr vody, její zpracování, distribuce a zároveň sběr odpadních vod jejich čištění a návrat do koloběhu (obr. č. 1). Toto kontrastní prostředí vytváří rozhraní, které je charakterizováno strmými fyzikálními a biochemickými gradienty, které podporují vyšší rychlost reakcí. Pochopení těchto procesů je klíčové pro jejich predikci (Gessner a kol, 2014).



Obr. č. 1: Koloběh vody v urbanizovaném území (zdroj: Gessner a kol., 2014., upraveno)

V posledních třech desetiletích se výzkumy soustředily na porozumění mechanismům, které degradují vodní ekosystémy následkem postupující urbanizace. Tyto výzkumy generovaly velké množství odborné literatury, která popisuje reakci vodních toků na různé úrovně urbanizace a možnosti nápravy. Současné studie se stále naléhavěji zabývají potřebou identifikovat základní příčiny degradace toků a realizovat jejich nápravu komplexním řešením v rámci celého povodí. Nalezení takového řešení ovšem vyžaduje interdisciplinární spolupráci odborníků zahrnující biology, hydrology, chemiky, stavaře, projektanty, krajináře, manažery i politiky (Vietz a kol, 2015; Roy a kol., 2016; Booth a kol., 2016)

Mezi hlavní výzvy, které je nutné vyřešit při plánování obnovy povodí patří podle Vietze (2016): nakládání s dešťovou vodou, omezení pobřežního prostředí, regulace rozvíjejících se oblastí, staré zátěže, sociální a institucionální překážky. Navrhovaná opatření jsou velmi

nákladná a jejich účinnost se projeví v dlouhodobém časovém horizontu. Řešením je využití nejmodernějších IT technologií k vytvoření dynamických modelů, které na základě empirických poznatků dokáží predikovat vliv úprav na vodní tok.

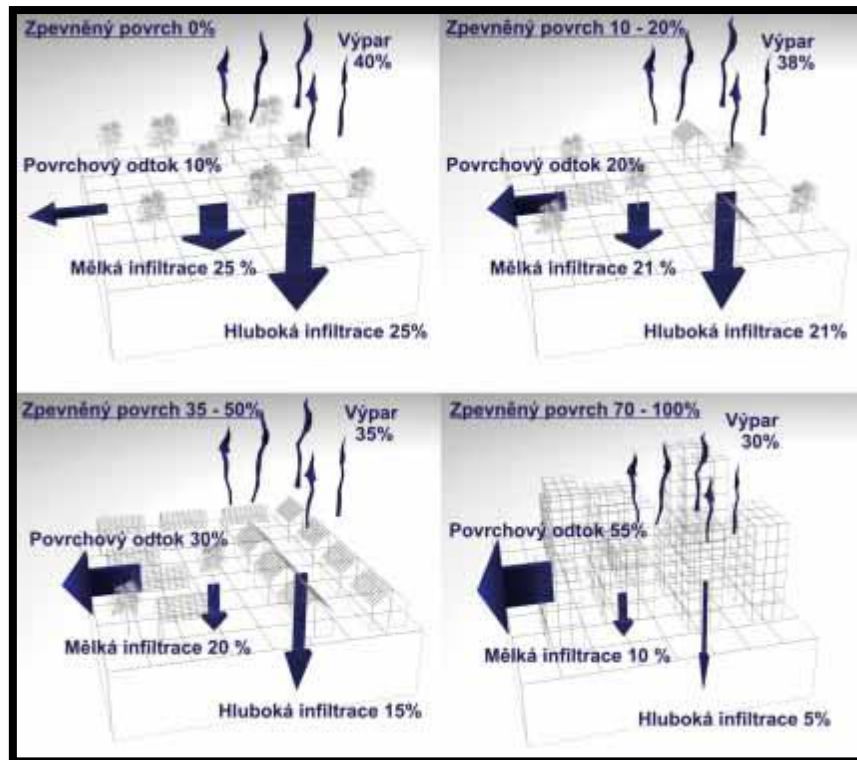
### **3.2.1 Faktory ovlivňující hydrologický režim toku**

Zpevňování a nepropustnost povrchů společně s odstraňováním vegetačního krytu a systémem městského odvodnění mají za následek - zvyšování průtoků ve vodních tocích, snížení evapotranspirace a kolísání hladiny mělké podzemní vody (Barron, 2013).

Nejčastějšími projevy syndromu urbanizovaných toků jsou (Krejčí, 2002):

- zvýšená frekvence bleskových povodní, které doprovází transport sedimentů a eroze dna a břehů
- změněný transport splavenin, který odplavuje a poškozují společenstva bentických organismů
- vzrůst maximálního průtoku
- extrémně nízké průtoky nebo nepřirozené vyschnutí koryta
- rychlejší špičky průtoků

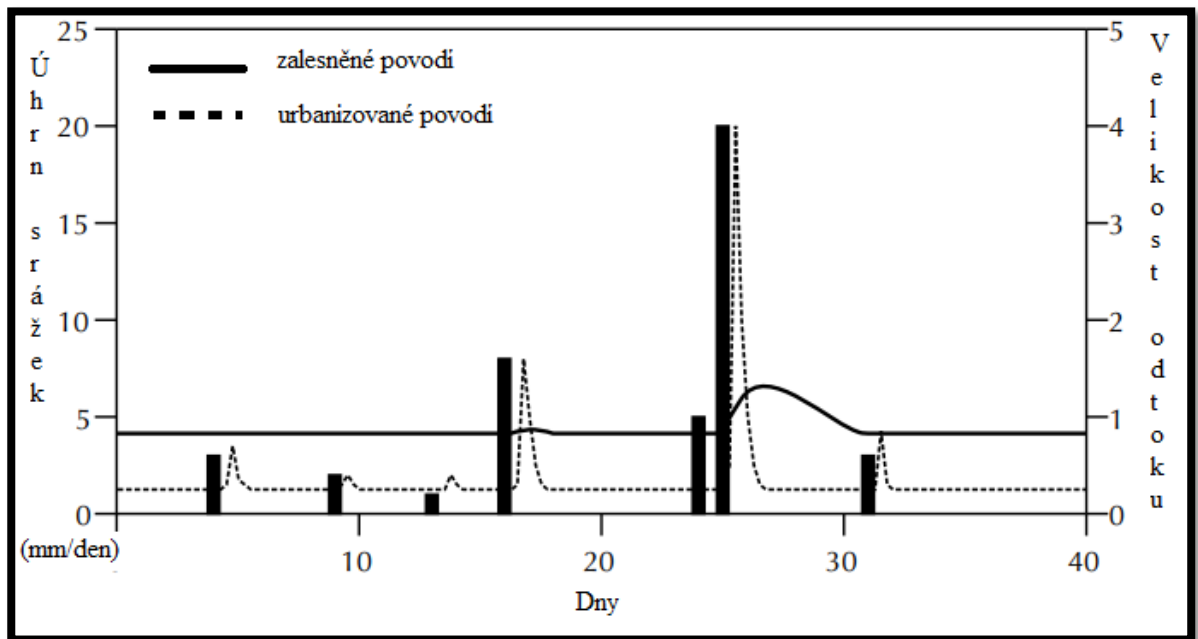
Pokrytí půdy antropogenními materiály nebo její zhutnění a mineralizace. Tyto projevy urbanizace způsobují ztrátu ekologické funkce půdy, ale také znemožňují interakci s dalšími složkami ekosystému, tedy výměnu energie, vody a plynů (Scalenghe a Marsan, 2009). Společně s existencí tepelného ostrova se tyto dopady urbanizace podílejí na významném snížení evapotranspirace, která je důležitou součástí vodní bilance ve městech. V německém Lipsku byla dlouhodobě sledována souvislost mezi nárůstem nepropustných ploch a snížením evapotranspirace. Výzkum ukázal, že při podílu nepropustných ploch 20-40 %, evapotranspirace klesá o 100-150 mm a při velmi vysokém podílu (80-100%) až o 450 mm (Haase a Nuissl, 2007). Nepropustnost povrchů také ovlivňuje rychlost odtoku srážkových vod, což má zásadní vliv zejména na malé městské toky u kterých dochází k častějším extrémním odtokovým událostem. Při přirozeném pokryvu se přibližně 50 % ze spadlých srážek infiltruje a 10 % odtéká povrchovým odtokem. Zpevnění povrchu v rozsahu 10-20 % způsobuje zdvojnásobení povrchového odtoku a vysoká míra urbanizace, kdy je rozsah zpevněných ploch 70-100 % zapříčiňuje, že povrchový odtok překračuje 50 % a jen 20% srážek je infiltrováno viz obr. č 2 (Arnold a Gibbons, 1996).



Obr. č. 2: Podíl odtoku, infiltrace a výparu vzhledem k velikosti zpevněných ploch (zdroj: Frank, 2013)

Změny ve využívání půdy, zejména odstranění lesního porostu a nárůst nepropustných povrchů narušují přirozený režim retence vody v krajině. Povodí v urbanizovaných oblastech mají obvykle nižší hladinu vody, která se při srážkových událostech rychle zvedne, ale zároveň klesá o 28-38 % rychleji než v zalesněných povodích (Seaburn 1969).

Obrázek č. 3 ilustruje rozdíly ve velikosti odtoku na dvou hypotetických povodích (urbanizovaném a zalesněném) o rozloze 1 km<sup>2</sup>.



Obr. č. 3: Schéma rozdílné velikosti odtoku v zalesněném a urbanizovaném povodí o ploše 1 km<sup>2</sup>, velikost odtoku je uvedena v 1000 m<sup>3</sup>/den (zdroj: Walsh a kol., 2004, upraveno)

Konvenčním řešením povrchového odtoku v urbanizovaných povodích bylo dříve odvedení maximálního množství srážek do recipientu. Moderní metody se mnohem více soustředí na zadržení srážek v místě jejich spadu a celkové zvýšení retenční schopnosti krajiny např. budováním poldrů nebo mokřadů (Paul a Mayer, 2001).

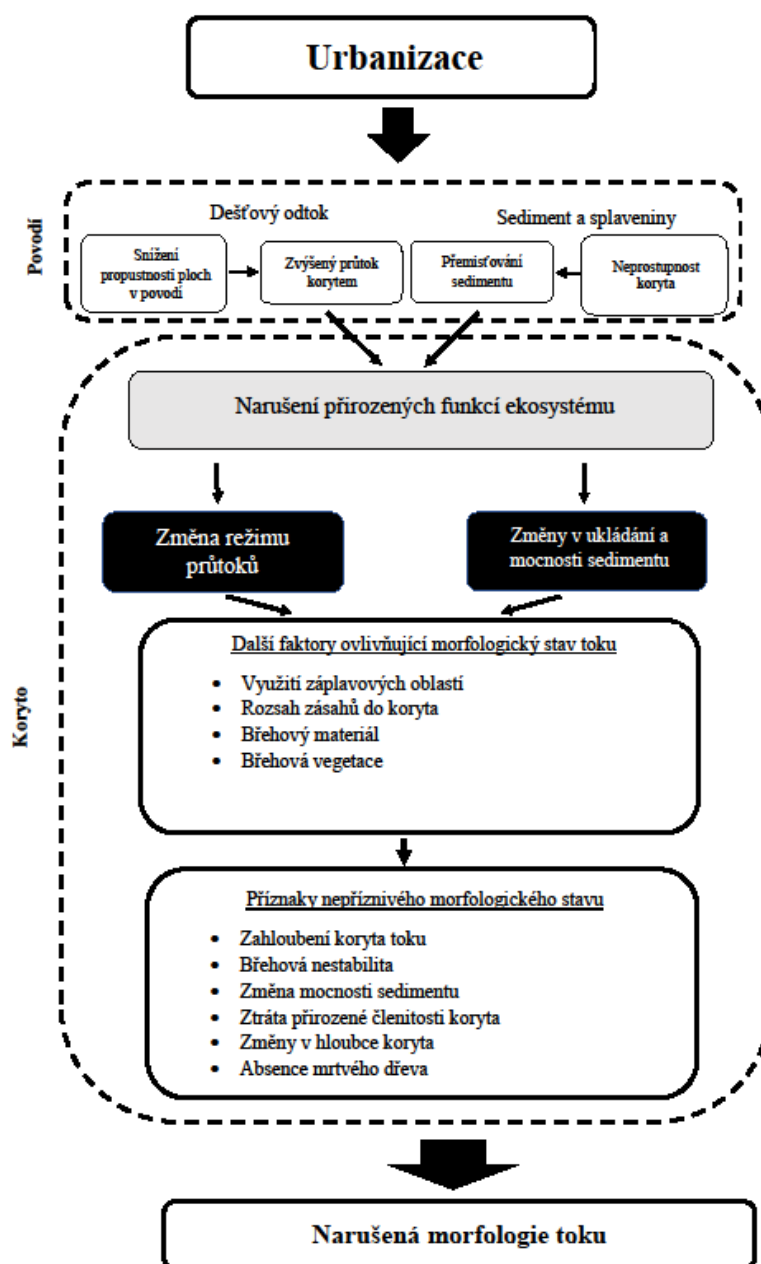
### 3.2.2 Vliv urbanizace na morfologii toku

Vodní toky jsou přirozené dynamické systémy a jejich morfologie (tvar koryta a jeho hloubka, složení a mocnost sedimentu a vzhled břehů) je závislá na topografii povodí, geologické charakteristice a historii využívání území. Urbanizace ovšem ovlivňuje tvar a vzhled toku v širokém měřítku zcela předvídatelným způsobem (Leopold a Dunne, 1978). Morfologie samotného koryta toku je většinou narušena nevhodnými stavebními úpravami, jejichž účelem je protipovodňová ochrana. Nejčastějšími úpravami jsou: napřímení toku, zpevnění dna i břehů a výstavba různých příčných a spádových objektů. Všechny tyto úpravy vedou ke zhoršení ekologické funkce toku, jelikož stabilizací dna a břehů je omezeno propojení s podzemní vodou, dochází ke snížení rychlosti proudění a jeho homogenizaci a řada organismů tím přichází o svůj přirozený habitat. Modifikace pobřežní zóny a přilehlého záplavového území omezuje přirozenou retenci vody. V případě povodně nejsou nijak



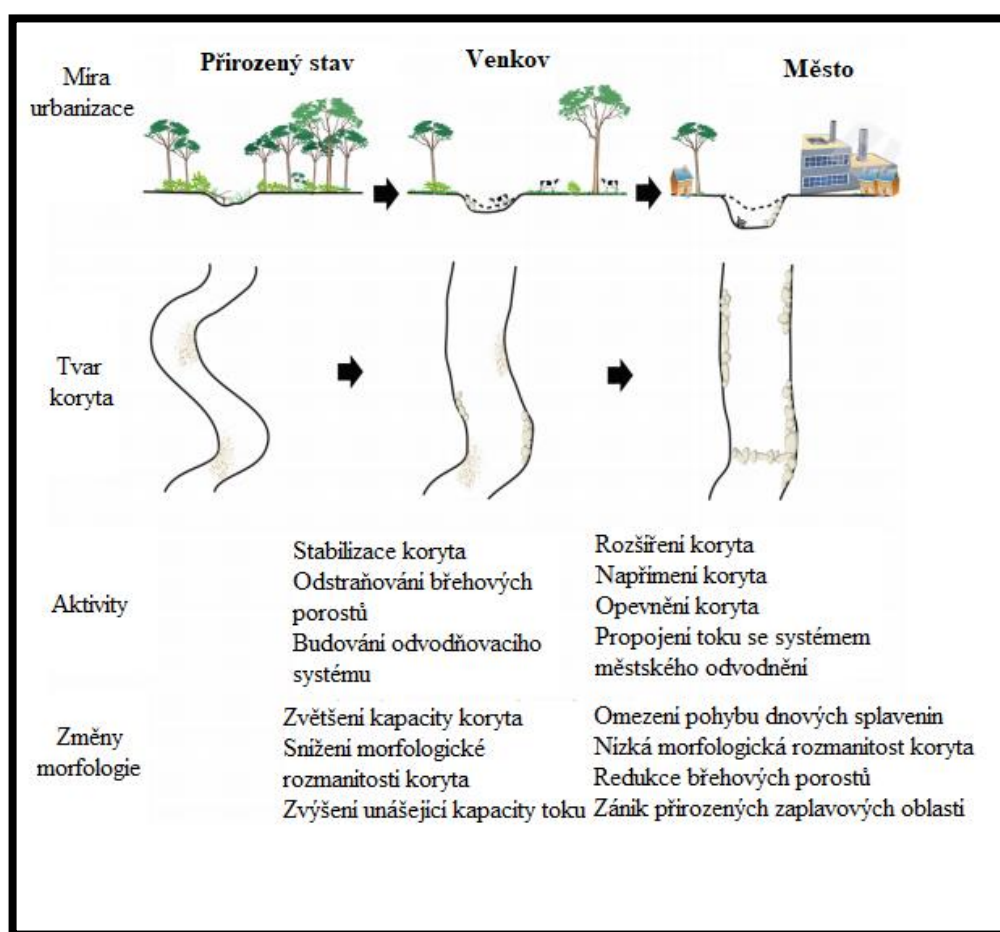
zmírněny účinky maximálního průtoku korytem. (Krejčí a kol., 2002). V souvislosti s erozí koryta je ovšem mnohem nebezpečnější častý výskyt menších povodní než jedna velká povodňová událost (MacRae a Rowney, 1992).

Obrázek č. 4 shrnuje základní faktory, které přispívají ke zhoršení morfoložického stavu toku na úrovni povodí a koryta toku.



Obr. č. 4: Faktory určující míru ovlivnění vodního toku urbanizací na úrovni povodí a koryta toku (zdroj: Vietz a kol, 2014, upraveno)

Vodní toky většinou procházejí dvěma fázemi využívání povodí-zemědělská krajina a město. Rozpínáním měst do zemědělské krajiny jsou vodní toky vystaveny nové vlně technických úprav. Společně s prohloubením již existujících projevů degradace vedou k dalším výrazným změnám v morfologii koryta. Obrázek č. 5 ilustruje, jak se mění tvar koryta a morfologie toku v souvislosti se zvyšující se mírou urbanizace.



Obr. č. 5: Změna tvaru koryta se zvyšující se mírou urbanizace (Vietz a kol., 2015, upraveno)

Systematicky prováděné technické úpravy vodních toků, které byly realizovány od konce 19. století ve prospěch protipovodňové ochrany, vodní energetiky, zemědělství a zastavitelnosti území, vedly ke zhoršení jejich morfologického stavu. Rozsah těchto úprav je v současné době neopodstatněný a způsobuje řadu problémů, zejména v souvislosti s akumulací a retencí vody v krajině. Současným trendem je snaha přiblížit stav toku v daném místě nebo úseku stavu přirozenému, který je charakterizován věrností tvaru koryta a jeho

rozměry, přirozenou tvarovou a hydraulickou členitostí, nenarušenou migrační prostupností a nenarušeným průtokovým a splaveninovým režimem. Vodní toky neovlivněné antropogenní činností se ovšem v naší kulturní krajině již nevyskytují, protože i na technicky neupravené toky má dopad charakter povodí a jeho průtokový režim. (Just, 2016). V minulosti byly velmi často úseky vodních toků zatrubňovány, což vedlo ke zmizení toku z povrchu a ten tak ztratil svoji krajinnotvornou funkci. Navíc se zpravidla stal součástí kanalizačního systému, což mělo nepochybně vliv na kvalitu vody. Tyto toky již nelze revitalizovat, většinou z důvodů jiného využití plochy, která je obvykle zastavěna (Kubý a Bakulová, 2000).

### **3.2.3 Vliv urbanizace na biotu toku**

Rozmanitost druhů a celkové fungování vodního ekosystému urbanizovaného toku ovlivňuje zejména změna morfologie toku a celkový chemismus vody. Charakteristickým rysem urbanizovaných toků je celkový pokles druhové pestrosti a posun druhového složení od citlivých druhů k druhům se širokou ekologickou valencí, které jsou schopny se lépe přizpůsobit měnícím se podmínkám. Mezi další projevy patří změna abundance jednotlivých druhů a jejich distribuce v rámci toku (Walsh, 2005).

Pro biotu toku je zásadní heterogenita prostředí zejména dna, které by mělo obsahovat dostatečné množství stabilních prvků jako jsou kameny, stromy nebo mrtvé dřevo. Množství zákoutí a útočišť pomáhá přežít organismům při náhlém zvýšení průtoku, povodních nebo při vysychání koryta, zároveň je nutná dostatečná podélná průchodnost koryta, aby co nejrychleji došlo ke znovuosídlení úseků po těchto událostech (Krejčí, 2002).

Kvalita vody je dlouhodobě v Evropě a USA detekována výskytem vodních řas, které reagují citlivě na chemické znečištění a vzhledem k jejich krátkému reprodukčnímu cyklu dokážou odhalit i krátkodobé ovlivnění, ovšem reakce na jiné účinky urbanizace jsou prozkoumány méně. Na mnoha tocích byl pozorován nárůst biomasy řas související se zvýšenou intenzitou světla, následkem redukce příbřežní vegetace a zvýšeného přísunu živin. Jiné projevy urbanizace naopak vedou ke snížení počtu druhů a celkové biomasy např. změny v charakteru sedimentu, vysoký zákal a používání herbicidů v okolí toku (Paul a Mayer, 2001).

Nejstudovanější skupinou organismů na degradovaných tocích je makrozoobentos, jehož výskyt nejlépe odráží míru ovlivnění toku. Obecně je vliv urbanizace na bezobratlé zkoumán ve třech typech studií: studie v rámci jednoho povodí, srovnávací studie urbanizovaných a referenčních úseků a velké studie v několika povodích, které hodnotí dopady na konkrétní druhy. Všechny studie potvrzují, že společně se zvyšující se mírou urbanizace klesá rozmanitost a celková hojnost bezobratlých bez ohledu na velikost povodí. Výsledky korelují s množstvím nepropustných povrchů, hustotou osídlení a množstvím vypouštěných odpadních vod (Tate a Heiny, 1995; Kennen 1999).

Podle Hachmollera a kol. (1991) nejméně ovlivňují rozmanitost makrozoobentosu zvýšené koncentrace organických polutantů, které souvisí s vypouštěním vod z ČOV. Nejcitlivěji na zhoršenou jakost vody reagují zástupci z řádů jepic, pošvatek a chrostíků. Společenstvu extrémně ovlivněných toků dominují druhy z čeledi nitěnkovitých a larvy pakomárů čeledi Chironomidae (Wright a kol., 2010). Rueda a kol. (2002) ovšem upřesňují, že ještě závažnější dopady má vypouštění nepřečištěných vod z dešťové kanalizace a odlehčovacích komor. Canobbio (2008) zkoumal vliv vypouštění přečištěných vod na složení bentického společenstva na řece Lura v Itálii a došel k závěru, že větší vliv na ekologický stav toku měla změna hydrologického režimu, tedy neperiodické střídání období s extrémně nízkým průtokem a zvýšeným průtokem. Úseky, kde byla detekována vyšší míra znečištění, ale zároveň stabilní průtok a vhodná morfologie, měly sice výrazně nižší kvalitu bentického společenstva než referenční úseky, ale zároveň byly co do druhového složení a početnosti organismů mnohem lépe hodnoceny než úseky poznamenané změnami hydrologie. Změněný režim průtoků podporuje druhy, které jsou schopny přizpůsobit se nestálým stanovištím, často se jedná o druhy nepůvodní u kterých hrozí invazivní šíření (Bunn a Arthington, 2002).

Vliv urbanizace na rybí společenstvo je obdobný jako u makrozoobentosu tzn. citlivé druhy ustupují a jsou nahrazovány přizpůsobivějšími druhy, které jsou mnohdy nepůvodní a hrozí jejich invaze (Wang a Lyons, 2003; Roy a kol., 2003). Wallace (2013) se zabýval složením rybích společenstev v Torontu v závislosti na hustotě silniční sítě, která byla použita jako indikátor míry urbanizace a zjistil, že při hustotách nad 11 km/km<sup>2</sup> ve vodních tocích převládají čtyři extrémně tolerantní druhy ryb (jelčik černorypý, jelčik dlouhonosý, semitilus

černoskvřnny a pakaprovec severní), které jsou schopny rychle se přizpůsobit neustálým změnám hydrologického režimu. Yoder (1999) provedl rozsáhlý výzkum v Ohiu a pokusil se zevšeobecnit reakci rybích společenstev na množství urbanizované půdy v povodí:

- 0-5 % urbanizované půdy – snížení počtu citlivých druhů
- 5-15 % urbanizované půdy – degradace biotopů a nedostupnost potravy
- nad 15 % urbanizované půdy-vysoké koncentrace toxických látek mají významný vliv na složení a početnost rybí fauny.

Zvýšená intoxikace vody v urbanizovaných oblastech ovlivňuje zdraví ryb, zejména v období s nižším průtokem se vyskytují nadorovitá onemocnění a změny hormonálních funkcí. Kromě toho dochází k poruchám v růstu a vývoji rybích jedinců, ale také rybích plůdků (Helms a kol., 2005).

Většina projektů na obnovu městských toků se soustředí na morfologii toku a jen zlomek vyhodnocuje vliv úprav na biotu toku. (Paul a Meyer, 2001). V posledních letech roste počet studií na lososovitých řekách v USA, kde jsou sledovány populace ryb, ale i makrozoobentosu, např. Violin (2011) pozoroval stav bentických společenství na obnovených tocích v Severní Karolíně a došel k závěru, že početnost a druhová skladba makrozoobentosu jsou si velmi podobné u obnovených i u degradovaných toků, ale zásadně se liší od toků v zalesněných oblastech. Larson (2011) se pokusil zvýšit heterogenitu koryt toků v západním Washingtonu instalací mrtvého dřeva, experiment vyhodnocoval na základě odběru makrozoobentosu a neobjevil žádné prokazatelné zvýšení stavu bioty. Stav makrozoobentosu sledoval i Merz (2005) na vodních tocích v Kalifornii, kde byl na vytipované lokality umístěn štěrk, který snížil hloubku a na některých místech zvýšil rychlost proudění, což poskytlo místo vhodné k rozmnožování lososům i dalším organismům. Druhová rozmanitost se během čtyř týdnů vyrovnala lokalitám, kde se lososi přirozeně rozmnožovali a po dvanácti týdnech byla celková biomasa vyšší než na neupravených místech.

### 3.2.4 Vliv urbanizace na obsah chemických látek

Chemismus urbanizovaných toků a jakost vody je vysoce variabilní a souvisí s rozsahem urbanizace v povodí a jejím typem (např. obytná, průmyslová atd.), dále je přímo závislý na nakládání s dešťovou vodou v povodí, na přítomnosti ČOV a zapojení samotného toku do systému městského odvodnění (Paul a Meyer, 2001). Zdroje antropogenního znečištění můžeme rozdělit na bodové, které jsou rozpoznatelné a patří mezi ně odtoky z čistíren a průmyslových závodů, a plošné, které pochází z rozptýlených míst v povodí a typicky kontaminují toky splachem v době srážkových událostí nebo zasakováním znečištěných splaškových vod (Withers a Jarvie, 2008). Plošné zdroje jsou obtížně sledovatelné, ale významně se na nich podílí doprava a budování silnic v blízkosti vodních toků. V USA byla zjištěna zvýšená koncentrace chloridů ve vodních tocích v souvislosti s používáním solí v zimním období. Ve vyspělých zemích jsou průmyslové a komunální zdroje regulovány, ovšem celá řada rozvojových zemí patří mezi nejvýznamnější znečišťovatele vodních ekosystémů např. řeky Surma, Brahmaputra a Bagmati (Duh a kol., 2008).

#### Fosfor

Znečištění sloučeninami fosforu je nejčastěji způsobeno difúzními zdroji ze zemědělství a zaústěním odpadních vod a odtoků z ČOV bez terciárního čištění. Anorganický fosfor se do vodních toků dostává v omezené míře rozpouštěním minerálů a hornin, daleko závažnější je ovšem znečištění způsobené používáním fosforečných hnojiv, vypouštěním průmyslových odpadů a vod obsahujících zbytky detergentů, zejména pracích prášků a čistících prostředků (Krejčí a kol., 2002; Langhammer, 2009).

Koncentrace fosforu ve vodních tocích je vysoce variabilní v čase a v prostoru. Všechny sloučeniny fosforu nemusejí nutně ovlivňovat biochemické procesy v rámci ekosystému, jejich působení závisí zejména na formě ve které do toku vstupují, její reaktivitě a době po kterou na ekosystém působí. Například zvýšený přísun fosforu při vysokých průtocích nemá na vodní tok velký vliv naopak při nízkých průtocích, zejména na jaře a v létě má tendenci se ve vodě kumulovat a zvyšovat riziko eutrofizace. Vznik a závažnost eutrofizace je ovšem podmíněna i řadou dalších faktorů mezi, které patří: režim toku, hloubka vody, čistota vody, monotónní rychlost vody, teplota a podíl zastíněné plochy. Kromě fosforu se na vzniku eutrofizace významně podílí i sloučeniny dusíku. V počáteční fázi eutrofizace se

výrazně zvýší biomasa a rozmanitost ekosystému, ovšem dlouhodobé působení stimuluje růst řas a rozvoj fytoplanktonu, což vede ke snížení průniku světla a poklesu obsahu rozpuštěného kyslíku ve vodě. Projevem eutrofizace je tedy postupná změna společenstva vodního toku s vysokým podílem druhů tolerujících vzniklé podmínky (Withers a Jarvie, 2008).

### Dusíkaté sloučeniny

Vodní toky obsahují dusík v různých oxidačních stupních a distribuce jednotlivých forem je závislá na probíhajících biologických procesech. Patří mezi tzv. nutrienty, které jsou klíčové pro rozvoj mikroorganismů. Významnými zdroji dusíku jsou splaškové odpadní vody, odpady z živočišné výroby a splachy z polí hnojených dusíkatými hnojivy (Pitter, 2015). Stěžejním biochemickým procesem v přirozeném koloběhu dusíku je nitrifikace, která v kombinaci s denitrifikací tvoří podstatu procesu odstraňování dusíkatého znečištění z odpadních vod za pomoci nitrifikačních organismů, jejichž aktivita je závislá na teplotě a koncentraci rozpuštěného kyslíku (Radechovský a kol., 2013).

Zvýšená koncentrace amoniakálního dusíku ve vodních tocích je způsobena převážně bodovými zdroji znečištění konkrétně komunálními a průmyslovými zdroji. Z průmyslových zdrojů se jedná zejména o průmysl chemický a potravinářský (lihovary, cukrovary a škrobárny) (Langhammer, 2009). Největším problémem při velkém množství amoniakálního dusíku ve vodě je jeho tendence disociovat při vyšších hodnotách pH a vyšších teplotách na toxický amoniak, jehož působení je pro řadu živočichů, zejména ryb v nejmladších stádiích, letální. Při sníženém obsahu rozpuštěného kyslíku ve vodě reagují hlavně ryby citlivě i na nižší koncentrace. Naopak vysokou odolnost při zvýšené koncentraci amoniaku vykazují drobné organismy, především vodní bezobratlí (Krejčí, 2002).

Oxidací amoniakálního dusíku nebo redukcí dusičnanů vznikají dusitany, které jsou velmi nestálé a vyskytují se ve velmi malých koncentracích. Bohaté na dusitany jsou průmyslové odpadní vody, zejména ze strojírenských závodů a dále jsou součástí nemrznoucích kapalin a inhibitorů koroze. Pokud jsou organického původu mohou indikovat fekální znečištění. Zvýšená koncentrace dusitanů je toxická pro ryby a vodní organismy (Pitter, 2015).

Konečným produktem nitrifikačních procesů jsou dusičnany, které se v povrchových vodách vyskytují přirozeně a jsou významným zdrojem živin pro vegetaci. Obsah dusičnanů má přirozený roční cyklus, který koresponduje s vegetačním obdobím rostlin. Maximální

hodnoty dusičnanů se vyskytují na podzim a v zimě, naopak minimální koncentrace na jaře a v létě, kdy jsou spotřebovávány rostlinami pro jejich růst. Významným antropogenním zdrojem dusičnanů je zemědělství, a to zejména splachy z ploch, kde jsou používána dusíkatá hnojiva a meliorace, které odvádí srážkovou vodu společně s hnojivy přímo do vodních toků. Zvláště nebezpečné je používání průmyslových hnojiv, která jsou snadno rozpustná ve vodě a nevážou se na sorpční komplex půdy (Langhammer, 2009).

### Sírany

Přirozeně se sírany v povrchových tocích vyskytují v závislosti na geologickém podloží, zvýšení koncentrace síranů je nejčastěji způsobeno odtokem dešťových vod, které mohou obsahovat oxidy síry pocházející ze spalování fosilních paliv a automobilové dopravy. Sledování koncentrace síranů je významné u urbanizovaných toků, jelikož reagují agresivně vůči betonu a jejich dlouhodobé působení je potencionálním rizikem pro betonové opevnění a regulační objekty na toku (Langhammer, 2009).

### Kovy

Ve vodních tocích se nejčastěji vyskytují tyto kovy: olovo, zinek, chrom, měď, mangan, nikl, kadmium, rtuť a arsen, které patří mezi toxické látky mající tendenci kumulovat se v sedimentech. Mezi významné zdroje znečištění řadíme odpadní vody z těžby a zpracování rud, průmyslové odpadní vody, výluhy ze skládek, splachy z polí hnojených fosfátovými hnojivy, znečištěné atmosferické srážky a automobilový průmysl (Svobodová a kol, 1996). Koncentrace a transport kovů ve vodním toku je úzce spjata s vlastnostmi sedimentu a obahem organických látek. Sedimenty s vyšším obsahem organických látek vykazují vyšší koncentrace zejména zinku, olova, chromu, mědi, rtuti a kadmia, díky hydrofobnímu charakteru a negativnímu elektrickému náboji, který umožňuje adsorpci. Důležitou roli hraje také struktura sedimentu, jemnější velikostní frakce částic jsou náchylnější k tvorbě komplexních sloučenin (Kraus, 2017). McNutt (1999) zjistil vyšší koncentraci kovů v místech s nižším průtokem, kde se snáze usazovaly jemnější částice sedimentu a organická hmota, vliv tedy má i hydrologický režim toku. Dalším faktorem ovlivňujícím průběh sorpčních procesů je hodnota pH při jejímž poklesu dochází k desorpci kationtů kovů do vodního sloupce (Benešová a Hnatuková, 2009). Zvýšená koncentrace kovů je nebezpečná pro vodní živočichy, protože může způsobovat změny struktury společenstva a redukci



druhů. V některých případech dochází k bioakumulaci kovů v samotných vodních organismech (Rauch a Morrison, 1999).

### **3.3 Směrnice o vodách a její plnění**

Nejkomplexnějším právním předpisem v oblasti vodohospodářství a ochany vod je bezesporu Směrnice 2000/60/ES ze dne 23.října 2000 ustavující průhledný, účinný a důsledný právní rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní potiky (dále jen Směrnice). Směrnice byla přijata Evropským parlamentem a Radou za účelem koordinace, integrace a dalšího rozvíjení společných principů a struktur pro ochranu povrchových, brakických, pobřežních i podzemních vod. Mezi primární cíle patří: zabránit zhoršování stavu vodních ekosystémů, podpořit trvale udržitelné užívání vod, zavést specifická opatření pro snížení emisí a úniků nebezpečných látek, snížit znečištění podzemních vod a zabránit jejich dalšímu znečišťování a zavést specifická opatření pro zmírnění účinků povodní a období sucha (Směrnice 2000/60/ES).

Podpisem Směrnice se státy zavazaly zajistit ochranu a zlepšit stav všech vodních útvarů, s cílem nejpozději do 15 let od data nabytí účinnosti Směrnice, zajistit jejich dobrý ekologický stav/potenciál a dobrý chemický stav. Za tímto účelem jsou zpracovány plány pro každou oblast povodí, které obsahují analýzu jejich charakteristik, zhodnocení antropogenních vlivů a ekonomickou analýzu užívání vody. Pro každou oblast povodí jsou též určena území vyžadující zvláštní ochranu a vodní útvary sloužící pro odběr pitné vody. Členskými státy vznikla povinnost implementovat Směrnici do své národní legislativy a ustavit kompetentní orgány, které dohlíží na její naplňování, dále jsou povinny ustanovit program pro monitoring vod na základě technických specifikací a normalizovaných metod (Směrnice 2000/60/ES).

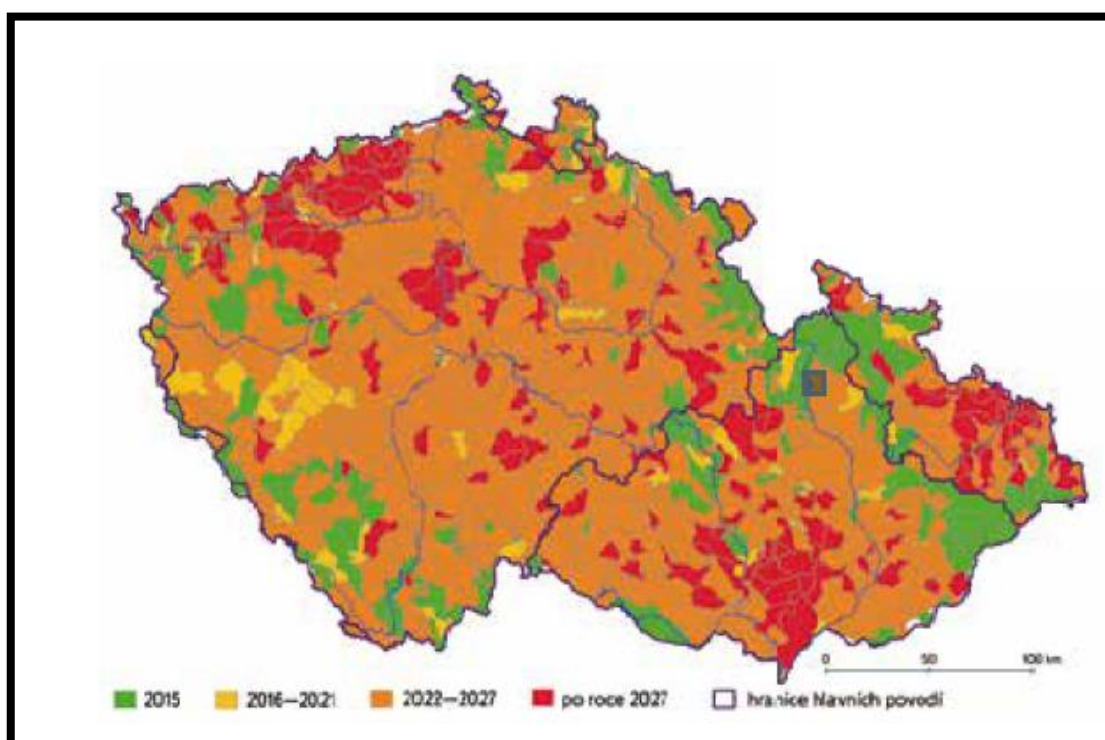
Hlavním cílem Směrnice je dosažení „dobrého stavu“ vod, toho je možné dosáhnout pouze v případě, že pojem „dobrý stav“ je přesně definován a tato definice je uplatňována ve všech zemích s identickými kritérii, ovšem tento pojem je v současné době značně diskutabilní. Navíc tento požadavek do roku 2015 splněn nebyl a jeho účinnost byla odložena do roku 2021 a posléze až do roku 2027, kvůli technické obtížnosti, pomalé revitalizaci a vysokým nákladům. V současnosti je již jasné, že ani tento cíl splněn nebude, zejména pokud se jedná o chemickou jakost vod. Směrnice má velký potenciál změnit zacházení s vodními zdroji v Evropě a zlepšit jejich kvalitu, ovšem pouze za předpokladu, že členské země budou úzce spolupracovat, možnost prodloužení časových plánů budou omezeny na nevyhnutelné

případy a veřejnost bude vyzývána k aktivní účasti při relevantních rozhodnutích. (Beneš a Wanner, 2017; Lanz, 2000).

V prosinci 2015 byly vládou České republiky schváleny Národní plány povodí na 2. plánovací cyklus pro roky 2016-2021. Vzhledem k faktu, že došlo ke změnám v postupech hodnocení a změnám ve vymezení některým útvarů nebude možné porovnat výsledky hodnocení ekologického stavu v 1. a 2. plánech povodí. Mezi nejčastěji navrhovaná opatření, která by měla vést ke zlepšení ekologického stavu povrchových vod patří (Vyskoč a kol., 2017):

- Sanace starých kontaminovaných míst
- Zlepšení hydromorfologických podmínek
- Zlepšení průchodnosti vodních toků
- Zamezení znečištění z městských oblastí
- Výstavba nebo modernizace ČOV

Na obrázku č. 6 je vizualizace předpokládaného vývoje dosahování dobrého ekologického stavu povrchových vod v České republice.



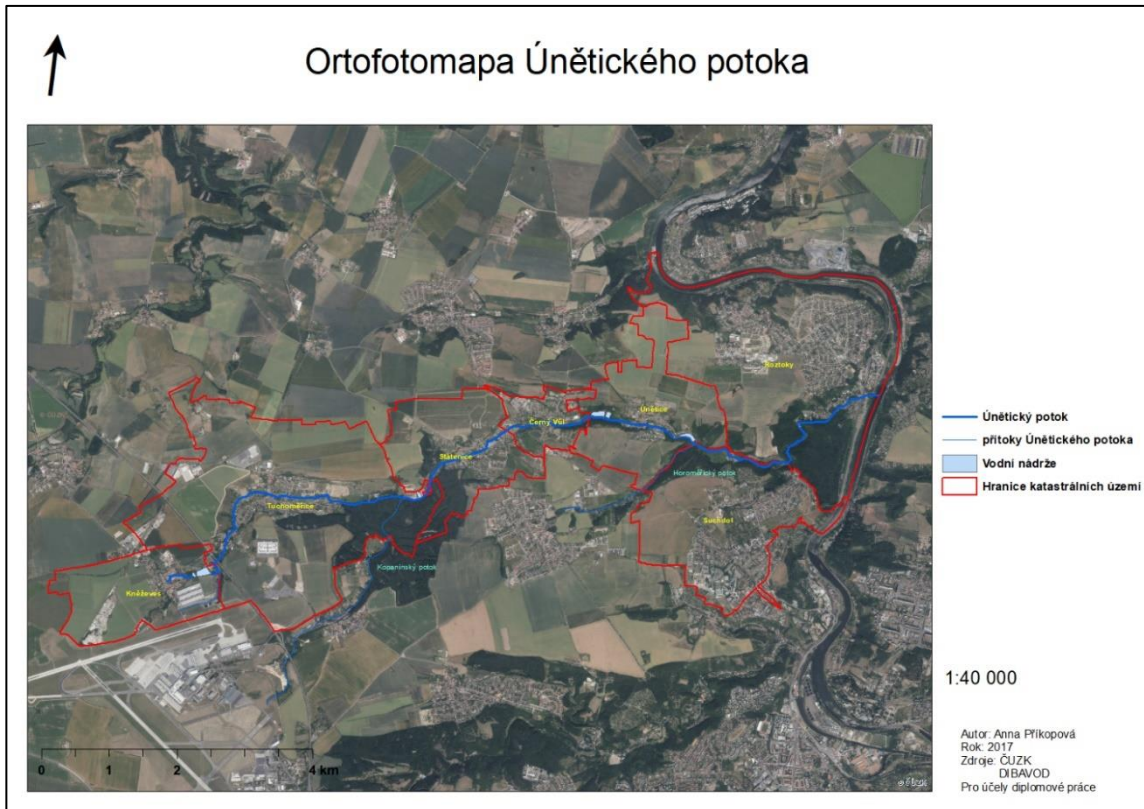
Obr. č. 6: Dosažení dobrého ekologického stavu útvarů povrchových vod v České republice  
(zdroj: Vyskoč a kol., 2017)

## 4 Charakteristika toku a dotčeného území

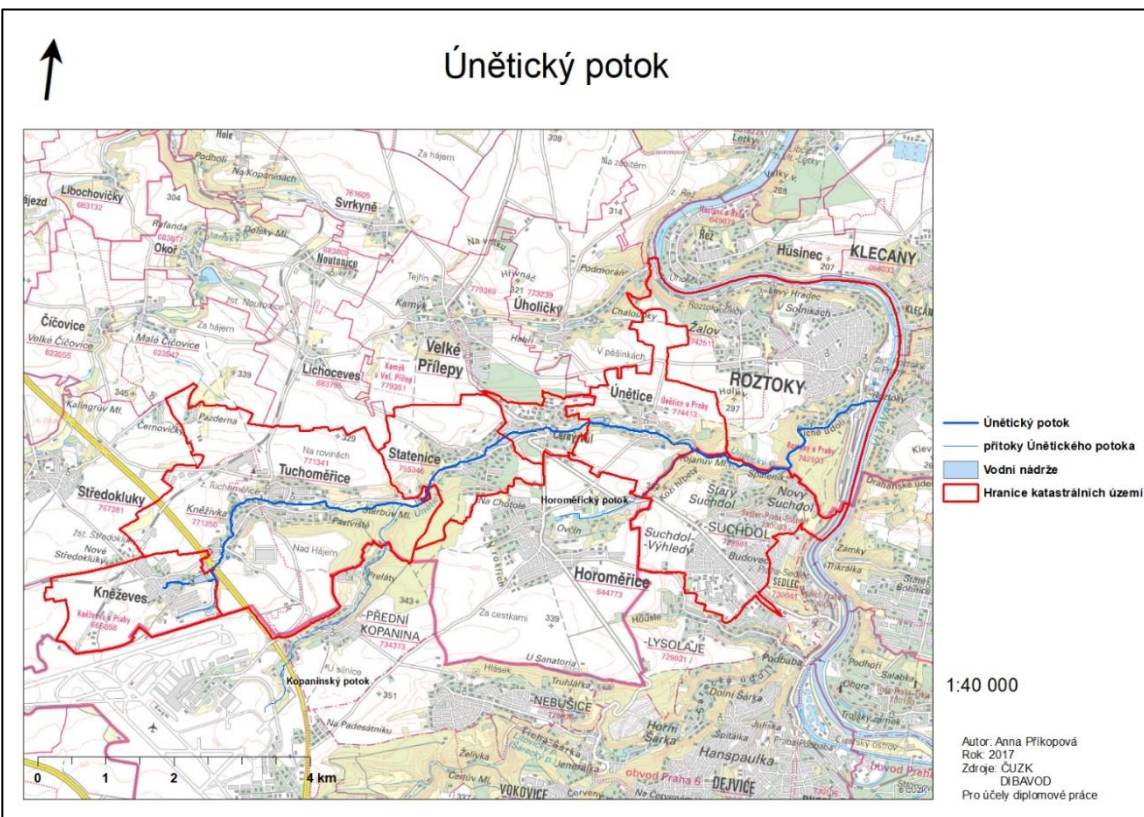
Nedaleko od hranice Hlavního města Prahy pramení uprostřed obce Kněževes Únětický potok v místě zvaném Ouvalka. Dříve se potok nazýval Vencovským, později se mu říkalo Stativnice, protože protékal mnoha stavidly neboli stativy a z písemných dokladů vyplývá, že od roku 1786 nese své nynější jméno. Celková délka Únětického potoka je přibližně 13,5 km a teče přes katastrální území obcí Kněževes, Tuchoměřice, Statenice, Černý Vůl, Únětice a v Roztokách u Prahy se stává levostranným přítokem Vltavy (obr. č. 7 a č. 8). Tok má dva pravostranné přítoky – Kopaninský a Tuchoměřický potok a v obci Kněževes protéká vodní nádrž Čermačka. Průměrný průtok je 0,10 m<sup>3</sup>/s, údajně může dosahovat až 22 m<sup>3</sup>/s. Zájmové území tvoří povodí IV. řádu (ČHP: 1-12-02-0100). Celková plocha povodí je 47 km<sup>2</sup> (Jirásek, 2009; Město Roztoky, 2018).

Správcem toku je Povodí Vltavy s.p. Závod Dolní Vltava.

Zkoumaný tok se řadí mezi vodní toky dešťovo – sněhového typu a hydrologické poměry v povodí se vyvíjejí v závislosti na srážkách, geomorfologii, geologické skladbě a půdním krytu (Víták, 2016).



Obr. č. 7: Ortofotomapa Únětického potoka a jeho přítoků (vlastní zpracování)



Obr.č. 8: Mapa Únětického potoka s jeho přítoky a vyznačenými hranicemi obcí, jimiž protéká (vlastní zpracování).

## 4.1 Geologická, pedologická a klimatická charakteristika

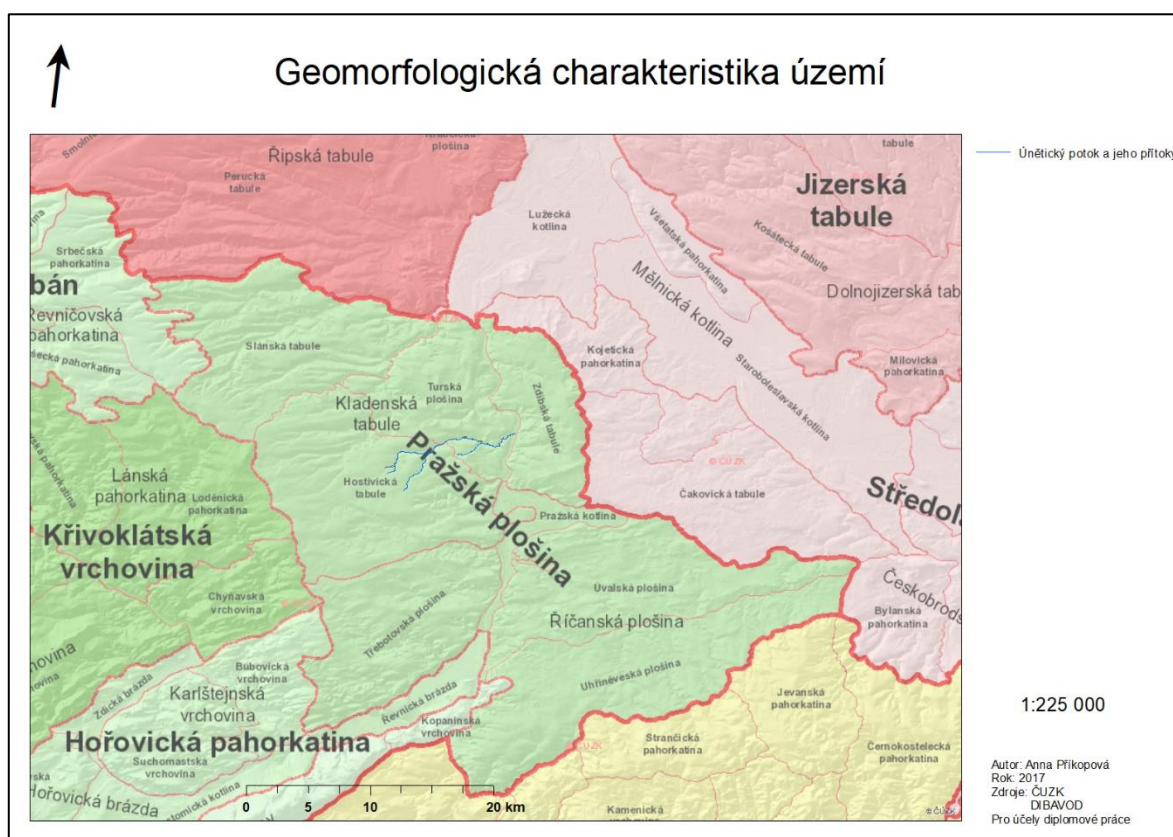
Geomorfologické zařazení povodí Únětického potoka (obr. č. 9):

Systém: Hercynský  
Provincie: Česká vysočina  
Subprovincie: Poberounská soustava  
Oblasi: Brdská oblast  
Celek: Pražská plošina  
Podcelek: Kladenská tabule  
Okresy: Hostivická tabule a Turská plošina

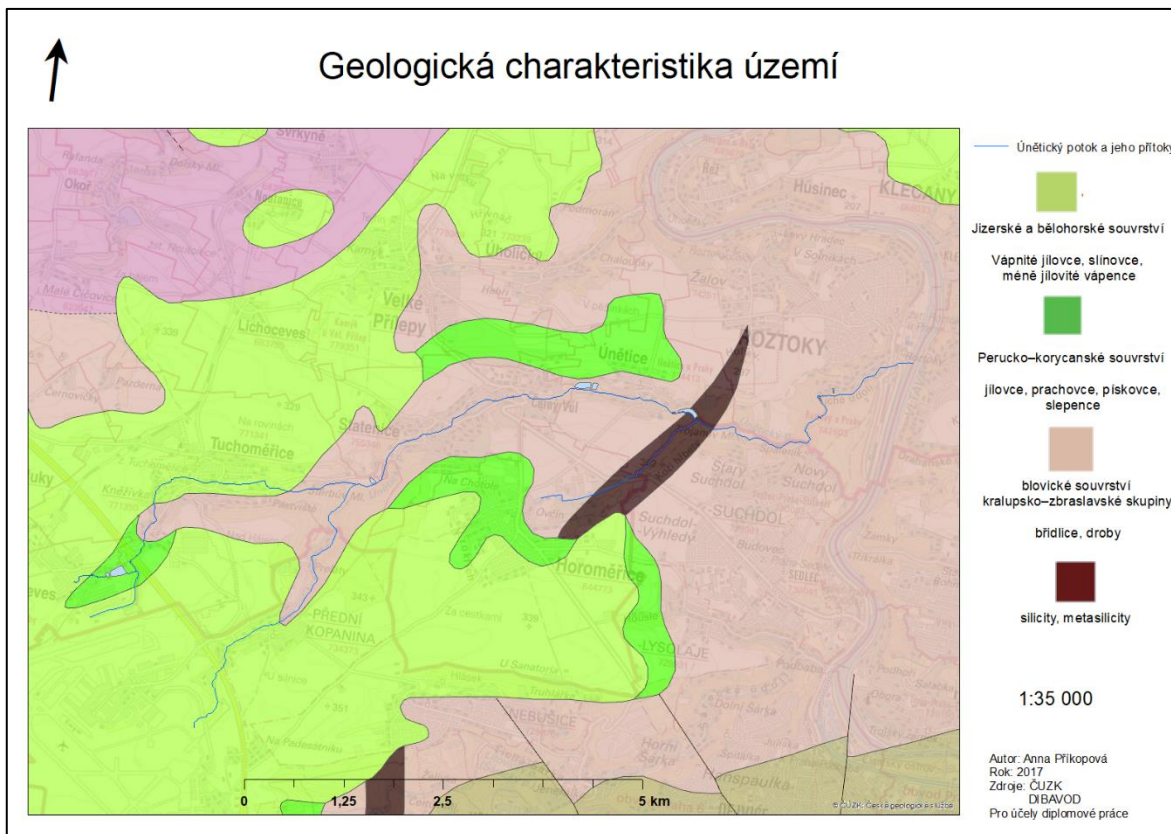
Toto území je charakteristické břidlicemi a drobnými v centrální části v oblasti Roztok, dále v okolí Únětic jsou terestrické sladkovodní až marinní jílovce, prachovce, pískovce a slepence a v oblasti Tuchoměřic vápnité jílovce, slínovce, méně jílovité vápence s výběžkem silicitů a metasilicitů (obr. č. 10).

Z pedologického hlediska v severní části povodí převládá modální černozem.

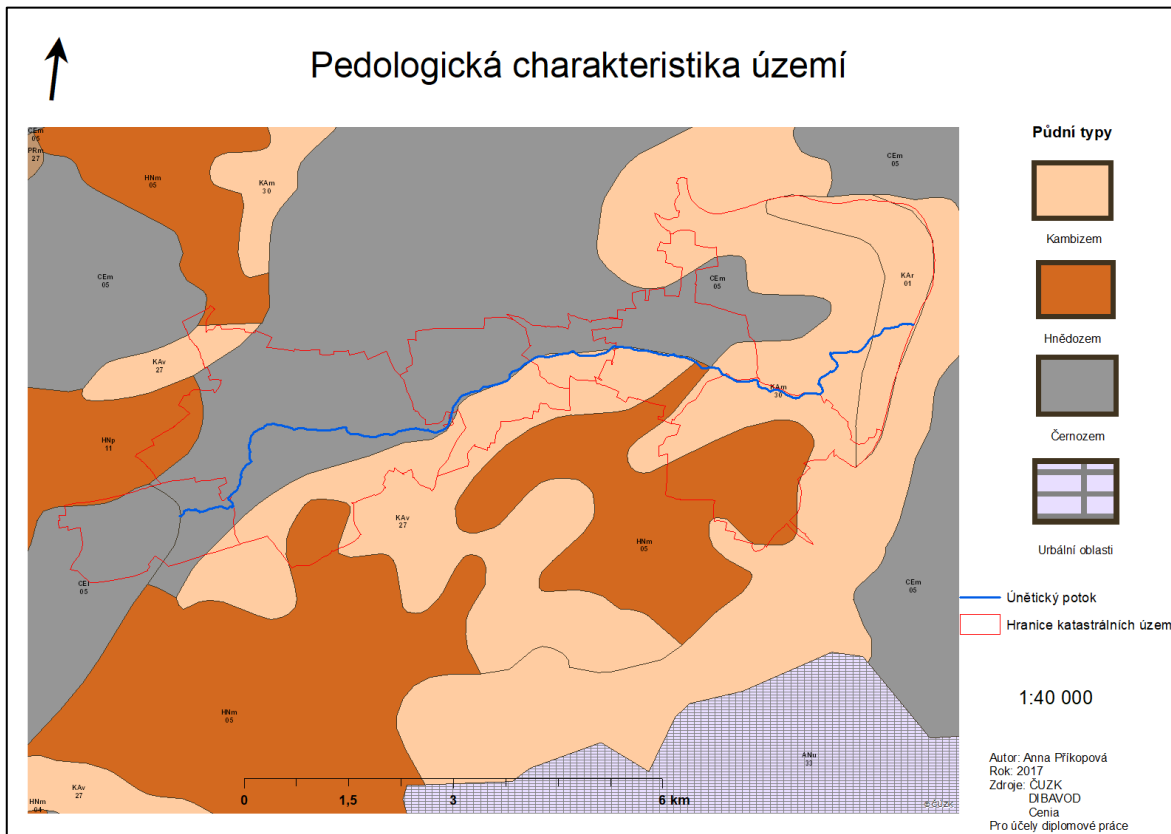
Jižní stranu povodí pak tvoří luvická kambizem s výběžky hnědozemě (obr. č. 11).



Obr. č. 9: Mapa geomorfologické charakteristiky dotčeného území (vlastní zpracování)



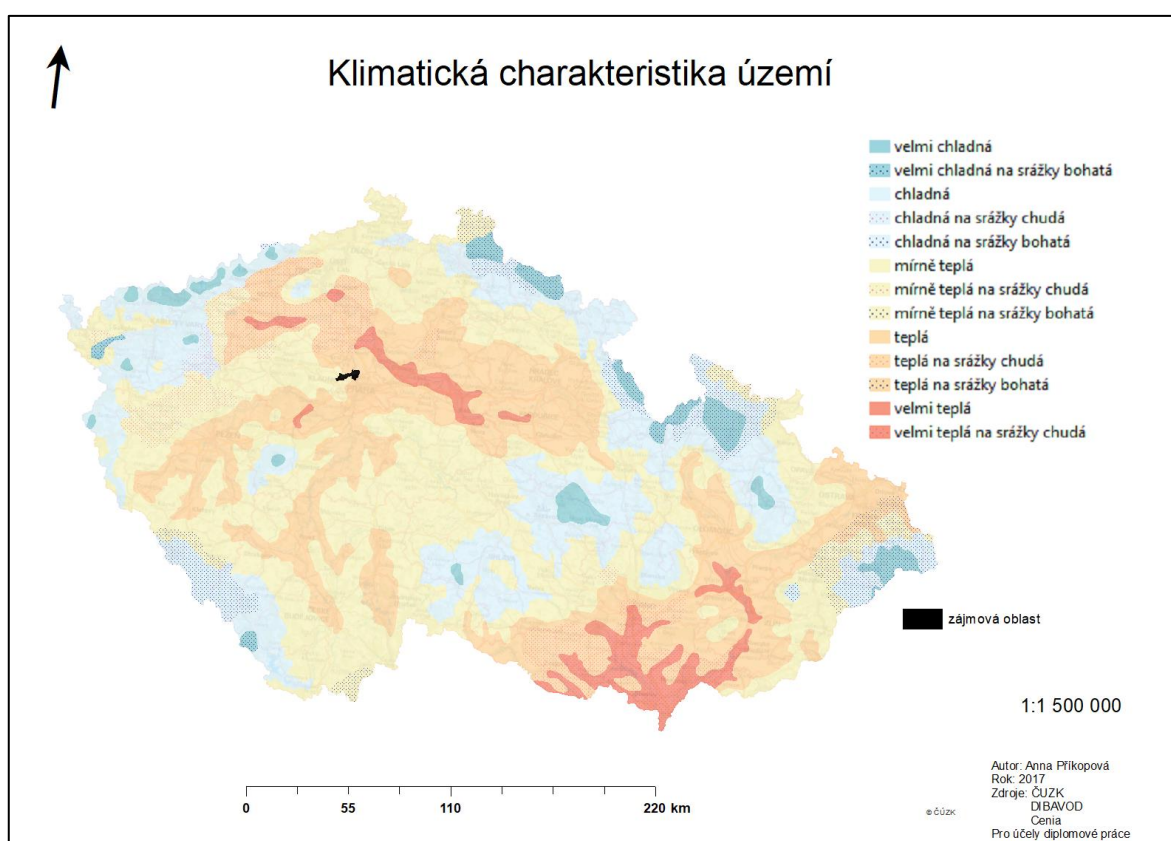
Obr. č. 10: Mapa geologické charakteristiky dotčeného území (vlastní zpracování).



Obr. č. 11: Mapa pedologické charakteristiky dotčeného území (vlastní zpracování).

Územím povodí Únětického potoka prochází klimatické rozhraní mezi teplou a mírně teplou oblastí (obr. č. 12). Klimatologicky lze celé území považovat za mírně humidní typ se srážkami od 500 do 600 mm s převládajícími západními a jihozápadními větry, průměrnou roční teplotou 8-9 °C a mírnou zimou (Culek, 2005).

Fytogeograficky náleží k Českému termofytiku oblasti Dolního Povltaví kolinného výškového stupně, které je charakteristické dubohabřinami, zbytky teplomilných doubrav a častými porosty akátu. Jedná se o starosídelní oblast, která je téměř odlesněna a v údolích se nacházejí skalnatá stanoviště s teplomilnou květenou (Culek, 2005).



**Obr. č. 12: Přehledová mapka klimatické charakteristiky České republiky s vyznačeným zájmovým územím ležícím na rozhraní mezi teplou a mírně teplou oblastí (vlastní zpracování).**

## 4.2 Údolí Únětického potoka

Přírodní rezervace Údolí Únětického potoka byla vyhlášena v roce 1988 a má rozlohu 59,6 ha. Předmětem ochrany jsou fragmenty vřesovišť a skalních stepí s původní květenou na skalních výchozech, louky, stanoviště fauny a vodní tok. Úsek toku dotčený ochranou je v rozsahu 2,18 – 3,71 říčních km. Hřeben dlouhý téměř 1000 m a široký od 30 do 300 m se nazývá Kozí hřbety a tvoří významnou dominantu území. V rezervaci byla zaznamenána řada zvláště chráněných druhů, které se zde nacházejí v desítkách kusů patří mezi ně např. koniklec luční český (*Pulsatilla pratensis* subsp. *bohemica*), tařice skalní (*Aurinia saxatilis*), dudek chocholatý (*Upupa epops*), jelec jesen (*Leuciscus idus*), ještěrka zelená (*Lacerta viridis*), mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*), otakárek fenyklový (*Papilio machaon*) a otakárek ovocný (*Iphiclides podalirius*). Organicky navazuje na Přírodní rezervaci Roztocký háj-Tiché údolí (Havránek a kol., 2009).

První vliv člověka byl na tomto území zaznamenán již v době bronzové cca 5000 př.n.l. a souvisel s prvotním osídlením tzv. Únětické kultury. V minulosti byla nejvýznamnějším zemědělským činitelem intenzivní pastva, díky které byly postupně odlesňovány svahy údolí a vznikala vřesoviště a druhotná společenstva skalních stepí. Již od počátku osídlení byly původní dubové lesy využívány pro těžbu palivového dřeva. V 18.století byla většina lesů vykácena, což souvisí s výstavbou mlýnů na potoce a tento proces napomohl dalšímu rozvoji skalních stepí a vřesovišť. V 50.letech 20.století se započalo s opětovným zalesňováním, k tomuto účelu však byly vybrány stanovištně nevhodné dřeviny např. akát, modřín a borovice vejmutovka. V masivu Kozích hřbetů se nachází několik menších lomů, které sloužily k těžbě kamene při stavbě mlýnů, dnes jsou zarostlé křovinami a vegetací a tvoří další biotop (Havránek a kol., 2009).

V současné době je největším problémem nežádoucí směr sukcese, který je způsoben absencí pastvy, která dlouhou dobu formovala nelesní společenstva a dnes musí být nahrazována aktivním managementem. Dalším problémem je vysoký výskyt nepůvodních či dokonce invazních druhů rostlin. Akátové, modřínové či smrkové porosty jsou následkem nevhodných výsadby v minulosti či se do území dostávají šířením z okolí a jejich negativní vlivy musí být eliminovány sanačními zásahy a regulačním managementem. Nepůvodní



druhy živočichů nejsou zatím pro vodní ekosystém ohrožením, populace nepůvodních druhů ryb jsou závislé na umělém doplňování rybáři, ovšem nebezpečí by do budoucna mohl tvořit výskyt střevličky východní a želvy nádherné (Havránek a kol., 2009).

Zejména v jarních měsících, kdy dochází ke zvýšení vodní hladiny jsou z vyšších částí potoka přinášeny odpadky, které se zachytávají v olšinách a na nivních loukách, tento jev by měl být eliminován instalací kovových česel u vtoku Únětického potoka do ZCHÚ (Havránek a kol., 2009).

### **4.3 Antropogenní vlivy v povodí**

#### Krajinný pokryv

Povodí Únětického potoka se nachází ve Středočeském kraji, kde byl mezi lety 1990 a 2012 zaznamenán největší nárůst urbanizovaných ploch, tato skutečnost souvisí s událostmi roku 1989, kdy došlo k politické a hospodářské transformaci. Hlavní procesy, které utvářejí krajinu v povodí, jsou urbanizace a intenzifikace zemědělské výroby, dále také změna skladby lesních porostů a výstavba vodních děl. Rozpínání městských aglomerací do krajiny, způsobuje degradaci úrodné půdy jejím zastavěním nebo převáděním na pastviny, které jsou výrazně podporovány v rámci agroenvironmentálních opatření (Luka a kol., 2017).

Tabulka č. 1 obsahuje typy krajinných pokryvů, které se nacházejí v povodí Únětického potoka a změnu jejich rozloh v letech 1990; 2000; 2006 a 2012. Pro sledované území je charakteristický nárůst rozlohy nesouvislé městské zástavby a průmyslových a obchodních areálů, jejichž výměra se od roku 1990 více než zdvojnásobila na úkor orné půdy, jejíž rozloha se zmenšila o bezmála 90 hektarů. Dále došlo k vymizení sadů a chmelnic, poklesu rozlohy lesů, zejména smíšeých mezi lety 1990 a 2000 a markantnímu zvětšení rozlohy zemědělských oblastí s přirozenou vegetací.

Mapy krajinného pokryvu v povodí Únětického potoka v letech 1990, 2000, 2006 a 2012 obsahuje příloha č. 1.

Typ a rozloha krajinného pokryvu v povodí Únětického potoka v letech 1990-2012						
Krajinný pokryv	Rozloha (ha)				Rozdíl mezi lety 1990 a 2012	
	1990	2000	2006	2012	v ha	v %
nesouvislá městská zástavba	421	481	502	610	189	+45
průmyslové a obchodní areály	27	26	43	61	34	+126
letiště	836	863	870	870	34	+4
nezavlažovaná orná půda	2591	2512	2488	2502	-89	-3,5
sady a chmelnice	182	156	161	0	-182	-100
silniční a železniční síť a okolí	0	0	0	17	17	+100
směsice polí, luk a trvalých plodin	141	151	125	82	-59	-42
zemědělské oblasti s přirozenou vegetací	100	142	142	189	89	+89
listnaté lesy	111	105	105	105	-6	-5,5
jehličnaté lesy	195	192	192	192	-3	-1,5
smíšené lesy	209	185	185	185	-24	-12
vodní toky	21	21	21	21	0	0

Tab. č. 1: Typy krajinného pokryvu a jejich rozloha v povodí Únětického potoka (zdroj EEA landcover)

#### Letiště Václava Havla

Areál Letiště Václava Havla je odvodňováno oddílnou kanalizací. Prostor letiště disponuje dvěma čistírnami pro areál SEVER a areál JIH. U obou čistíren odpadních vod jsou vybudovány retenční nádrže k zachycení srážkových vod, v zimním období kontaminovaných odmrázovacími prostředky, a v letním období k zachycení prvních splachů, které mohou být znečištěny ropnými látkami a v případě potřeby jsou čerpány do recipientu přes fibroilový filtr. Recipientem pro vody z ČOV+ČKV SEVER je Únětický potok za Čermákovým mlýnem v obci Kněževěs, který byl během výstavby severní části letiště v 60. letech výrazně regulován až ke Štěrbovu mlýnu, kde byl vybudován Tuchoměřický poldr o kapacitě cca 50 000 m<sup>3</sup>. Kapacita koryta Únětického potoka až k Tuchoměřickému poldru je upravena na 13,6 m<sup>3</sup>/s v zastavěném území a ve volném terénu na 8,6 m<sup>3</sup>/s. Vody z areálu JIH jsou přes Kopaninský poldr odváděny do Kopaninského potoka, který je přítokem Únětického potoka. Vzhledem k nízké vodnosti recipientů jsou kladeny vysoké nároky na kvalitu vypouštěných vyčištěných vod. Během výstavby letiště byly v minulosti vybudovány suché retenční nádrže k zachycení přívalových srážek, snížení kulminačních průtoků a ochraně obcí dále na tocích před negativními účinky povodní (Křivka, 2012).

V současné době je schválen záměr na výstavbu nové paralelní dráhy, jejíž otevření by mělo zvýšit počet přepravených osob až na 20 mil. ročně. Realizace záměru by samozřejmě měla vliv na objem znečištěné vody v areálu letiště, jakost vody a na odtokové poměry v území, zejména zvýšením podílu nepropustných ploch v povodí. Zvětšení kapacity letiště a počtu cestujících bude mít za následek nárůst objemu splaškových a odpadních vod, které budou odváděny do ČOV JIH a proto podmínkou pro realizaci stavby je její modernizace a rozšíření (Doležal, 2017).

### Intenzifikace ČOV Tuchoměřice

Únětický potok slouží jako recipient vyčištěné odpadní vody z ČOV Tuchoměřice (říční kilometr: 9,4). Čistírna vypouští ročně cca 186 – 262 tis.m<sup>3</sup> odpadních vod, z tohoto objemu je asi 40% nesplaškových odpadních vod. Původní ČOV byla postavena v polovině devadesátých let s kapacitou 2940 EO a v roce 2016 byla rekonstruována, zejména z důvodu nedostačující kapacity, která bránila v rozvoji obcí Kněžves a Tuchoměřice. Pro intenzifikaci byla zvolena technologie membránového bioreaktoru, která kombinuje biologické čištění odpadních vod s membránovou technologií, ta umožnila na půdorysu původní čistírny zdvojnásobit kapacitu na 6000 EO. Využití této technologie by mělo vést ke zvýšení kvality vypouštěné vody a tedy nižší kontaminaci vodního toku (Vítek, 2014).

### Budoucí rozvoj obce Tuchoměřice

Vedení obce Tuchoměřice nechalo na základě výsledků ankety s místními obyvateli v roce 2016 vypracovat odbornou architektonickou kanceláří dokument s názvem „Vize rozvoje města Tuchoměřice“. Část tohoto dokumentu se věnuje i úpravě Únětického potoka a jeho okolí, jelikož tok protéká obcí a je jejím základním kompozičním prvkem. Zejména v období přívalových dešťů a rychlých průtrží mračen vzniká blesková přívalová vlna, která proteče obcí a je zachycena polderem. Velký podíl na náhlém zvýšení průtoku vody v korytě má využívání Únětického potoka jako recipientu pro vypouštění vod z ČOV Sever v areálu Letiště Václava Havla. Přívalová vlna proteče obcí 2 - 5x za rok a způsobuje erozi břehů toku. Oprava břehů, která proběhla v roce 2008, paradoxně vedla ke zrychlení průtoku, jelikož byly odstraněny některé překážky. V důsledku této skutečnosti byl vytvořen varovný systém, který se aktivuje při zvýšení hladiny nad 50 cm (Pavlík a kol, 2016).

Pro zmírnění tohoto jevu jsou navrhována následující opatření:

- Užší spolupráce s Povodím Vltavy a letištěm
- Vsakování vody ze srážek v místě jejich dopadu, nové stavby a zpevněné plochy by měly mít vlastní plán hospodaření s dešťovou vodou
- Obnovení a prohloubení bývalého rybníka v místech přírodní rokle Kněžívka, který bude sloužit jako přírodní vsakovací nádrž a vybudování záchytných přehrádek v hlubokém korytě potoka
- Částečné deregulování toku a obnovení jeho přirozeného toku v místě poldru, čímž by došlo ke zlepšení řady parametrů např. přirozená retence vody v krajině, vznik nových stanovišť a zvýšení diverzity živočichů a rostlin, zlepšení situace podzemních vod a prodloužení délky toku

Vizualizaci návrhu zapojení Únětického potoka do obce Tuchoměřice obsahuje příloha č. 2.

## 5 Metodika

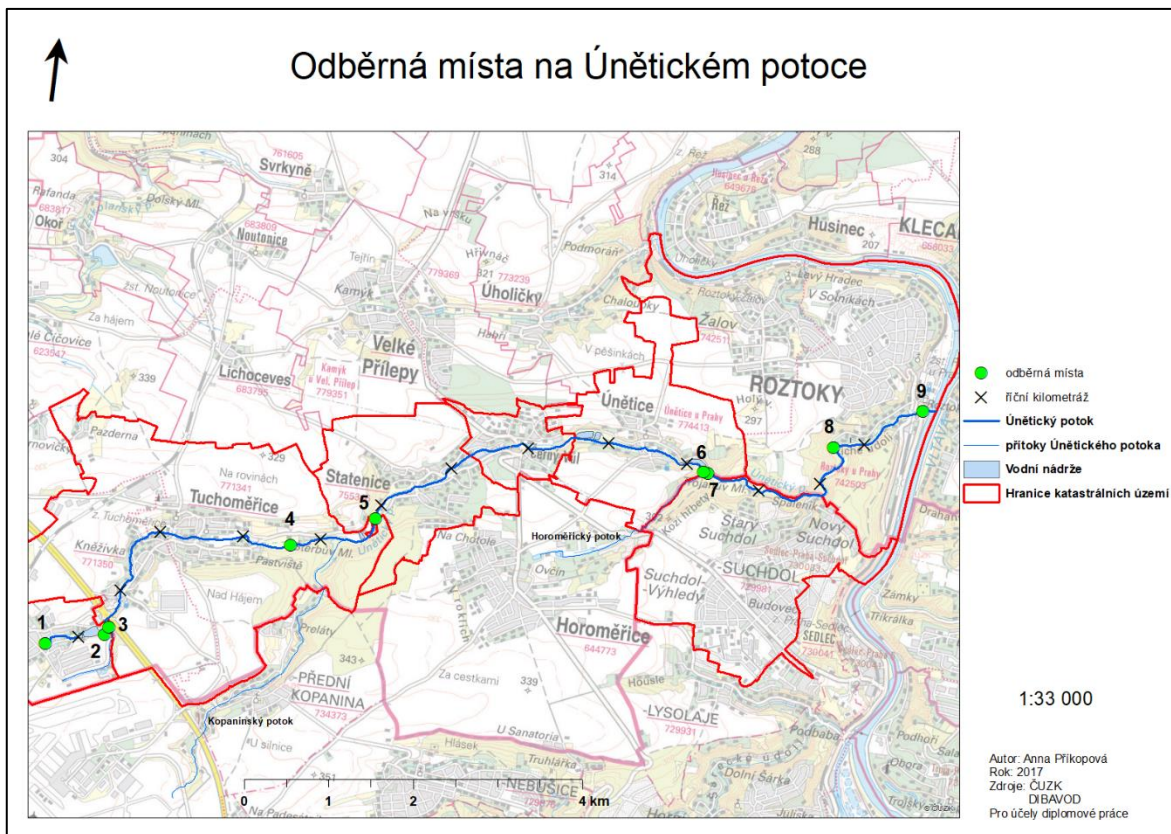
Hodnocení chemického a ekologického stavu Únětického potoka proběhlo na základě monitoringu, který byl realizován v letech 2014 až 2017 a sestával z následujících částí: výběr reprezentativních monitorovacích míst, terénní měření vybraných ukazatelů jakosti vody, chemické analýzy vzorků vody, odběry makrozoobentosu a jeho následná determinace a ekomorfologické hodnocení toku.

### 5.1 Výběr monitorovacích míst

Monitorovací místa byla vybrána na páteřním toku Únětického potoka po celé jeho délce, aby dostatečně reprezentovala rozmanitost biotopů, zároveň však v dostatečné vzdálenosti od bodových zdrojů potenciálního znečištění. Přednostně byly voleny celoročně dobře přístupné úseky s dopravní obslužností. Výzkum probíhal na devíti monitorovacích místech, které byly pro účely této práce označeny 1–9. Při výjezdech do terénu byla na těchto lokalitách prováděna terénní měření, odběr vzorků vody pro chemické analýzy a sezónně odběr bentosu (na lokalitě č. 1 bentos odebírán nebyl). Vyznačení konkrétních lokalit obsahuje obrázek č.13 a v tabulce č. 2 jsou uvedeny jejich GPS souřadnice, stručný popis a na kterém říčním kilometru toku se nacházejí. Obrázky č. 14-22 jsou fotografie jednotlivých odběrných lokalit.

Odběrné místo	Souřadnice	Popis	Říční km
1	50°07'11.8"N 14°15'40.2"E	betonové koryto pod prameništěm	0
2	50°07'19.6"N 14°16'13.0"E	pod výpustí z vodní nádrže Čermákův mlýn	1,3
3	50°07'20.6"N 14°16'17.0"E	pod výpustí z ČOV Sever Letiště Václava Havla	1,4
4	50°08'02.8"N 14°17'56.9"E	pod výpustí z ČOV Tuchoměřice	4,4
5	50°08'16.7"N 14°18'44.6"E	pod soutokem s Kopaninským potokem	5,9
6	50°08'52.4"N 14°21'54.3"E	nad soutokem s Horoměřickým potokem	10,3
7	50°08'50.8"N 14°21'56.4"E	pod soutokem s Horoměřickým potokem potokem	10,4
8	50°09'08.8"N 14°23'07.8"E	u Maxmiliánky	12,6
9	50°09'26.7"N 14°23'56.4"E	před soutokem s Vltavou	13,3

Tab.č. 2: Popis odběrných míst na zájmovém toku



Obr. č. 13 Mapa monitorovacích míst na Únětickém potoce (vlastní zpracování).



Obr. č. 14: Odběrná lokalita č. 1 na Únětickém potoce (foto vlastní, datum pořízení: 7.9.2017)



**Obr. č. 15: Odběrná lokalita č. 2 na Únětickém potoce (foto vlastní, datum pořízení: 7.9.2017)**



**Obr. č. 16: Odběrná lokalita č. 3 na Únětickém potoce (foto vlastní, datum pořízení: 7.9.2017)**



**Obr. č. 17: Odběrná lokalita č. 4 na Únětickém potoce (foto vlastní, datum pořízení: 29.10.2017)**



**Obr. č. 18: Odběrná lokalita č. 5 na Únětickém potoce (foto vlastní, datum pořízení: 7.9.2017)**





Obr. č. 19: Odběrná lokalita č. 6 na Únětickém potoce (foto vlastní, datum pořízení: 7.9.2017)



Obr. č. 20: Odběrná lokalita č. 7 na Únětickém potoce (foto vlastní, datum pořízení: 7.9.2017)



Obr. č. 21: Odběrná lokalita č. 8 na Únětickém potoce (foto vlastní, datum pořízení: 7.9.2017)



Obr. č. 22: Odběrná lokalita č. 9 na Únětickém potoce (foto vlastní, datum pořízení: 7.9.2017)

## 5.2 Terénní měření

Měření fyzikálně-chemických vlastností vody bylo provedeno pomocí přenosné měřicí soupravy HACH HQ30D se specializovanými sondami.

Monitorovány byly tyto ukazatele:

- teplota [°C]
- vodivost [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]
- pH
- obsah rozpuštěného kyslíku [mg/l]

Sondy byly ponořeny do vodního toku a postupně připojeny k přístroji, po stabilizaci sondy byla na displeji přístroje zobrazena hodnota ukazatele, která byla zapsána do předem připravené tabulky. Terénní měření probíhalo v letech 2014 až 2016 a celkem bylo provedeno 13 měření, termíny jednotlivých měření jsou uvedeny v tabulce č. 3.

Odběr č.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Rok	2014			2015						2016			
Datum měření	16.5.	17.7	17.8.	8.5.	12.6.	17.7.	26.8.	25.9.	13.11.	14.6.	13.7.	31.8.	5.10.

Tab. č. 3: Termíny terénního měření v letech 2014-2016

## 5.3 Chemické analýzy

Vzorky vody pro účely chemických analýz byly odebírány do plastových PET lahví o objemu 0,5 litru, které byly před výjezdem vypláchnuty horkou vodou a označeny datem a číslem odběrového místa. Odběry byly realizovány proti proudu potoka, aby nedošlo ke kontaminaci dalšího odběrného místa, jelikož v několika případech jsou odběrná místa velmi blízko u sebe. Příslušná lahev byla vždy nejprve vypláchnuta vodou z potoka, poté naplněna, uložena do chladicího boxu a převezena do laboratoře. Chemické analýzy byly prováděny buď do 24 hodin po odběru nebo byly vzorky zmrazeny na  $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ , před vlastní analýzou byly rozmrazeny při pokojové teplotě během 12 hodin a následně analyzovány.

Součástí měření bylo i provedení slepého stanovení, kde byla místo vzorku použita destilovaná voda. Tato metoda eliminuje činitele, které mohou ovlivnit přesnost měření

(např. chybně připravená činidla). Hodnota slepého stanovení se následně odečítá od naměřených hodnot.

Analyzované parametry:

- Amonné ionty
- Dusitanový dusík
- Dusičnanový dusík
- Fosfor celkový
- Sírany

Analýzy jednotlivých parametrů byly prováděny v hydrochemické laboratoři Fakulty životního prostředí ČZU v Praze pod odborným vedením. Spektrofotometrické metody byly vyhodnoceny na přístroji Agilent Technologies CARY 60 UV-Vis při nastavení příslušné vlnové délky.

### **Spektrofotometrické stanovení amoniakálního dusíku indofenolovou metodou** Stanovení dle ČSN ISO 7150-1

Indofenolová sloučenina vzniká reakcí amoniaku, chlornanu a salicylanu v alkalickém prostředí má intenzivně modré zbarvení, které je vhodné pro spektrofotometrické měření. Nitroprusid sodný, který je zbarven žlutě, působí jako katalyzátor celé reakce a způsobuje celkové zbarvení v odstínech zelené.

Postup analýzy

Odměrné baňky o obsahu 50 ml byly označeny číslem a do každé byl pomocí odměrného válce převeden vzorek vody o objemu 40 ml. Následně byly přidány 4 ml alkalického roztoku a 4 ml vybarvovacího činidla. Vzniklý roztok byl promíchán a doplněn po rysku destilovanou vodou. Měření proběhlo po 60 minutách při vlnové délce 655 nm v kyvetě s optickou dráhou 1 cm.

### **Spektrofotometrické stanovení dusitanového dusíku s amidem kyseliny sulfanilové** Stanovení dle ČSN EN 26777

Diazotace amidu kyseliny sulfanilové probíhá v prostředí okyseleném kyselinou fosforečnou a kyselinou dusitou z dusitanů ve vzorku za vzniku červeného azobarviva. Intenzita zbarvení je úměrná koncentraci dusitanů ve vzorku.

#### Postup analýzy

Odměrné baňky o obsahu 50 ml byly označeny číslem a do každé byl pomocí odměrného válce převeden vzorek vody o objemu 40 ml. Ke každému vzorku byl přidán 1 ml vybarvovacího činidla, obsah baněk byl promíchán a doplněn destilovanou vodou do objemu 50ml. Měření proběhlo po dvaceti minutách při vlnové délce 540nm v kyvetě s optickou dráhou 1 cm.

#### **Spektrofotometrické stanovení dusičnanů s kyselinou salicylovou**

Stanovení dle ČSN ISO 7890-3

Dusičnany obsažené ve vzorku analyzované vody se uvolňují pomocí kyseliny sírové za vzniku kyseliny dusičné, v kyselém prostředí následně probíhá nitrace kyseliny salicylové. Vzniklé nitroderiváty jsou bezbarvé, po ionizaci karboxylové skupiny se zbarví žlutě a intenzita zbarvení je úměrná koncentraci dusičnanů ve vzorku.

#### Postup analýzy

Zkumavky byly označeny číslem a do každé byl odpipetován vzorek vody o objemu 0,5 ml, poté bylo přidáno 0,25 ml salicylanu a po promíchání byly zkumavky umístěny do sušárny vyhřáté na 150 °C, kde byly ponechány dokud se roztok zcela neodpařil. Po zchladnutí zkumavek byla přidána koncentrovaná kyselina sírová v objemu 0,25 ml. Po 10 minutách bylo přidáno opatrně a po částech 10 ml hydroxidu sodného do každé zkumavky. Měření proběhlo po dalších 10 minutách při vlnové délce 410 nm v kyvetě s optickou dráhou 1 cm.

#### **Spektrofotometrické stanovení celkového fosforu po rozkladu peroxodisíranem**

Stanovení dle ČSN EN ISO 6878

Organicky vázaný fosfor oxidací peroxodisíranem vytváří orthofosforečnanovou formu, která se slučuje s molybdenanovými ionty a vytváří heterokomplex polykyseliny molybdátosfosforečné. Kyselina askorbová redukuje komplex na molybdenovou modř.

#### Postup analýzy

Kádinky z varného skla byly označeny číslem a do každé bylo převedeno 40 ml vzorku, dále byly přidány 4 ml roztoku peroxodisíranu. Kádinky byly umístěny na vařič v digestoři a

přivedeny k varu. Vzorky byly vařeny po dobu 30 minut a objem roztoku v kádinkách byl doplňováním destilované vody udržován v rozmezí 20-30 ml. Po zchladnutí byly vzorky převedeny do příslušných odměrných baněk o objemu 50 ml označených číslem. Za pomoci pipety byl do každé baňky přidán 1 ml kyseliny askorbové a 2 ml molybdenanu amonného. Všechny baňky byly doplněny destilovanou vodou po rysku. Měření proběhlo po patnácti minutách při vlnové délce 880 nm v kyvetě s optickou dráhou 1 cm.

### **Turbidimetrické stanovení síranů**

Dihydrát chloridu barnatého byl rozetřen v třecí misce. Zkumavky byly označeny číslem a do každé bylo naváženo 0,03 g chloridu barnatého. Pomocí odměrného válce bylo do každé zkumavky převedeno 10 ml příslušného vzorku a byl přidán 1 ml činidla. Měření proběhlo po 10 minutách při vlnové délce 500 nm v kyvetě s optickou dráhou 1 cm.

### Vyhodnocení fyzikálních a chemických ukazatelů

Data získaná v terénu či z následných chemických analýz byla převedena a dále analyzována v programu Excel 2016 a prezentována formou grafů. Od hodnot naměřených spektrofotometrem v laboratoři bylo vždy odečteno slepé stanovení, než byla data analyzována. V případě dusíkatých sloučenin byla vypočtena hmotnostní koncentrace dusíku v jednotlivých iontech za použití příslušných koeficientů (tab. č. 4).

	m(N)	m(NH <sub>3</sub> )	m(NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	m(NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	m(NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	n(N)
	mg	mg	mg	mg	mg	μmol
1 mg N	1	1,2159	1,2878	3,2845	4,4268	71,3944
1 mg NH <sub>3</sub>	0,8224	1	1,0592	2,7014	3,6408	58,7181
1 mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,7765	0,9441	1	2,5504	3,4374	55,437
1 mg NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,3045	0,3702	0,3921	1	1,3478	21,7365
1 mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,2259	0,2747	0,2909	0,742	1	16,1278
1 mmol N	14,0067	17,0305	18,0385	46,0055	62,0049	1*10 <sup>3</sup>

**Tab. č 4: Koeficienty pro přepočítání hmotností dusíkatých sloučenin (zdroj: Horáková, 2003)**

Takto upravené výsledky měření byly dále vyhodnocovány podle normy ČSN 75 7221 Kvalita vod – Klasifikace kvality povrchových vod a nařízení vlády č. 401/2015 ve znění pozdějších předpisů. Následující tabulka (tab. č. 5) obsahuje ukazatele, které byly vybrány pro tuto diplomovou práci, jejich mezní hodnoty v platné legislativě a hodnoty, které ohraničují jednotlivé třídy jakosti. Následující tabulka (tab. č. 6) prezentuje slovní hodnocení jednotlivých tříd jakosti a jejich barevné označení.

Ukazatel	Jednotka	Třída jakosti					Hodnoty přípustného znečištění povrchových vod
		I	II	III	IV	V	
konduktivita	μS/cm	<400	<700	<1100	<1600	≥1600	
rozpuštěný kyslík	mg/l	>8.5	>7.5	>6	>4	≤4	>9
sírany	mg/l	<80	<150	<250	<400	≥400	200
amoniakální dusík	mg/l	<0.2	<0.4	<0.8	<1.6	≥1.6	0.23
dusitanový dusík	mg/l	<0.05	<0.15	<0.25	<0.4	≥0.4	
dusičnanový dusík	mg/l	<2.5	<5	<8	<12	≥12	5.4
fosfor celkový	mg/l	<0.05	<0.15	<0.3	<0.6	≥0.6	0.15
teplota vody							max.29°C
pH							5-9

Tab. č. 5: Mezní hodnoty přípustného znečištění povrchových vod a tříd jakosti pro vybrané fyzikální a chemické ukazatele (zdroj: ČSN 75 7221 a Nařízení vlády č. 401/2015, ve znění pozdějších předpisů)

Třída	Jakost vody
I	neznečištěná voda
II	mírně znečištěná voda
III	znečištěná voda
IV	silně znečištěná voda
V	velmi silně znečištěná voda

Tab. č. 6: Slovní popis jednotlivých tříd jakosti vody a jejich barevné označení

## 5.4 Odběr makrozoobentosu

Při odběru makrozoobentosu bylo postupováno metodou Perla, která je založena na multihabitatovém odběru v souladu s normou ČSN 75 7701 Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou Perla (Kokeš a Němejcová, 2006). Vzorkování je založeno na metodě kopaného vzorku (kick sampling) na vybraných odběrových úsecích s předem stanovenou délkou profilu a v určitém časovém období. Odběry makrozoobentosu byly realizovány při terénních měřeních v termínech 8.5.2015 a 13.11.2015.

### Odběr vzorků makrozoobentosu

Byly vytipovány všechny habitaty vyskytující se v odběrovém úseku. Samotný odběr proběhl metodou třiminutového semikvantitativního multihabitatového vzorkování. Během odběru byl nohou rozrušován substrát na dně toku do hloubky 5-10 cm (kick sampling) a uvolněné organismy byly splavovány do bentosové sítě postavené na dně spodní stranou rámu. V odběrovém úseku bylo postupováno proti proudu toku, kvůli případnému narušení ještě neprozkoumané plochy. Rovněž byly do sítě opláchnuty trsy vodních rostlin, kameny, větve nebo kořeny stromů. Odebraný vzorek byl vložen do vzorkovnice označené číslem odběrného místa a datem odběru, zafixován lihem a převezen do laboratoře k determinaci.

### 5.4.1 Determinace makrozoobentosu

Zafixovaný vzorek byl vyklopen ze vzorkovnice do ruční bentosové sítě a po propláchnutí vodou byly pinzetou vybírány jednotlivé organismy, které byly soustředěny v menších lahvičkách s technickým lihem. Každá lahvička byla označena termínem odběru, zkratkou toku a číslem odběrného místa. Následně byl každý vytríděný vzorek převeden na Petriho misku a byla provedena determinace jednotlivých organismů na nejnižší možnou taxonomickou úroveň za pomoci determinačních klíčů (Sládeček a Sládečková, 1997; Rozkošný a Ježek, 1980) a práce Běčákové (2012) o chrostících.

Během procesu determinace byly do připravených protokolů zaznamenávány údaje o taxonu nalezených organismů a jejich početnosti. Údaje z protokolů byly použity pro výpočet biotických indexů pro jednotlivá odběrná místa. Pro vyhodnocení kvality vody na



jednotlivých odběrných místech byly vybrány následující indexy: saprobní index, BMWP skóre a ASPT index.

### Saprobní index

Dle normy ČSN 75 7221: „Saprobní index vyjadřuje vztah vodních bezobratlých živočichů obývajících dnové sedimenty k ukazatelům organického znečištění a průběhu rozkladných procesů. Metoda je založena na hodnocení saprobity podle autoekologických nároků organismů vyjádřených jejich individuálními saprobními indexy“. Čím vyšší je hodnota saprobního indexu tím nižší je jakost vody ve vodním toku a vyšší úroveň saprobity. Vodohospodáři pokládají saprobní index ve výši 3,2 za horní hranici přípustného znečištění pro povrchové vodní toky.

Vzorec pro výpočet saprobního indexu podle normy ČSN 75 7716:

$$S_i = \frac{\sum_{i=1}^S s_i \times h_i \times i_i}{\sum_{i=1}^S h_i \times i_i}$$

Kde:  $S_i$ = výsledný saprobní index                       $s_i$ =individuální saprobní index i-tého druhu  
 $h_i$ = počet i-tého druhu                                       $i_i$ =individuální indikační váha i-tého druhu  
 $S$ = počet druhů (ve vzorku)

Saprobní index byl vyhodnocována základě stupnice saprobity uvedené v normě ČSN 75 7716 (tab.č. 7) a také byly klasifikovány třídy jakosti vody podle normy ČSN 75 7221 (tab. č. 8).

<b>Stupeň saprobity</b>	<b>Rozsah</b>
Xenosaprobita	-0,51-0,5
Oligosaprobita	0,51-1,5
Betamezosaprobita	1,51-2,5
Alfamezosaprobita	2,51-3,5
polysaprobita	3,51-4,5

Tab. č. 7: Stupnice saprobity a slovní označení jednotlivých stupňů (zdroj: ČSN 75 7716)

<b>Třída jakosti vody</b>	<b>Hodnota saprobního indexu</b>
I	< 1,5
II	< 2
III	< 2,5
IV	< 3,5
V	≥ 3,5

Tab. č. 8: Klasifikace třídy jakosti vody podle hodnot saprobního indexu (zdroj: ČSN 757221)

### BMWP skóre a ASPT index

Pro účely výpočtu BMWP skóre stačí zařazení jednotlivých organismů do úrovně čeledí a výpočet není závislý na velikosti vzorku. Každá čeleď má přiřazené určité skóre a výsledkem BMWP je prostý součet. ASPT index se následně vypočítá jako BMWP skóre dělené počtem nalezených čeledí a nabývá maximální hodnoty 10. Hodnoty pro zařazení do třídy čistoty a vyhodnocení kvality vody na základě ASPT indexu obsahuje tab. č. 9.

<b>třída čistoty</b>	<b>BMWP</b>	<b>ASPT</b>	<b>kvalita</b>
5	0-25	1,0-2,5	
4	25-50	2,5-4	nízká
3	50-100	4,0-5,5	střední
2	100-150	5,5-7	dobrá
1	>150	>7,0	výborná

Tab. č. 9: Hodnoty BMWP skóre a ASPT indexu a jejich vyhodnocení (Kokeš a Vojtíšková, 1999)

## **5.5 Hydroekologický monitoring**

Monitoring hydromorfologických charakteristik toku byl proveden metodou HEM 2014, která respektuje platnou legislativu ČR i EU a zároveň je kompatibilní s dosavadními hodnotícími přístupy (Langhammer, 2014a).

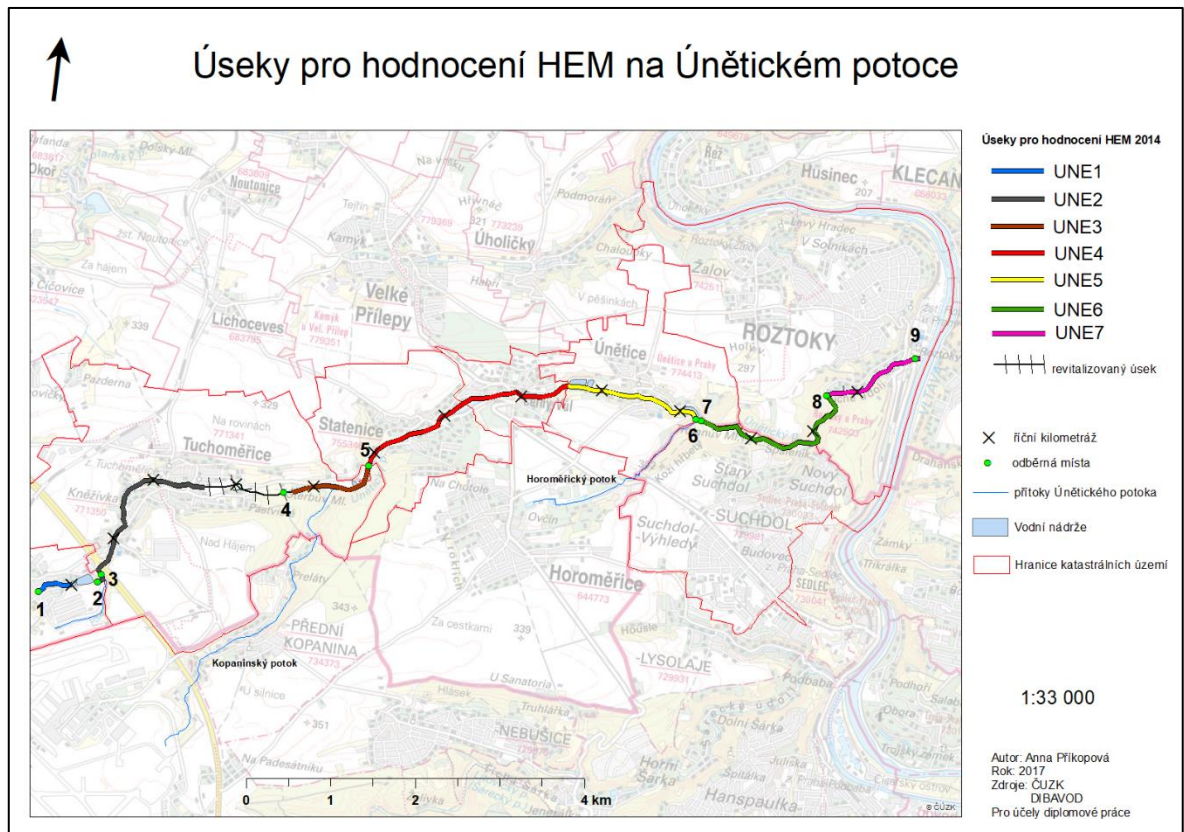
### **5.5.1 Příprava**

Před samotným terénním monitoringem byly vymezeny mapované úseky na Únětickém potoce, tak aby každý úsek byl homogenní v klíčových ukazatelích:

- Typologie vodního toku
- Půdorysný průběh trasy toku

- Charakter využití příbřežní zóny a údolní nivy
- Charakter upravenosti koryta toku

Hranice jednotlivých úseků byly zaznamenány do podkladové mapy a každému bylo přiřazeno ID (UNE001-UNE007) kontinuálně po proudu toku. Hranice úseků jsou znázorněny v mapě (obr. č. 23) a v tabulce č. 10 jsou zaznamenány délky jednotlivých úseků.



Obr. č. 23: Mapa jednotlivých úseků pro HEM 2014 (vlastní zpracování)

ID úseku	délka úseku (m)	dotčená odběrová místa
UNE1	436,8	1
UNE2	2244	2;3
UNE3	1091,8	5
UNE4	2723,1	
UNE5	1651	6
UNE6	2249,6	7;8
UNE7	1260,1	9

Tab. č. 10: Délka jednotlivých úseků HEM na Únětickém potoce a dotčená odběrová místa, která se na nich nacházejí

### 5.5.2 Terénní monitoring hydromorfologického stavu toku

Samotný terénní monitoring hydromorfologického stavu toku byl proveden na podzim roku 2017. Bylo postupováno proti proudu toku a parametry byly hodnoceny ze břehu v těsné blízkosti toku, případně přímo v korytě. Během hodnocení byla pořizována rozsáhlá fotodokumentace, která byla následně využita pro doplnění nebo upřesnění některých parametrů.

Vybavení:

Podkladová mapa s vyznačenými hranicemi úseků

Mobilní telefon s aplikací My GPS Coordinates

Pásma 5m

Fotoaparát

Údaje o každém úseku byly zaznamenávány do mapovacího formuláře, hodnoceny byly charakteristiky uvedené v tabulce č. 11.

Parametry metodiky HEM	
<b>Morfologické podmínky</b>	
Upravenost trasy toku	TRA
Variabilita šířky koryta	VSK
Variabilita zahloubení v podélném profilu	VHL
Variabilita hloubek v příčném profilu	VHP
Upravenost dna	UDN
Mrtvé dřevo v korytě	MDK
Struktury dna	STD
Dnový substrát	DNS
Upravenost břehu	UBR
Břehová vegetace	BVG
Využití příbřežní zóny	VPZ
Využití údolní nivy	VNI
Stabilita břehu a boční migrace koryta	BMK
<b>Kontinuita toku</b>	
Podélná průchodnost koryta	PPK
Průchodnost inundačního území	PIN
<b>Hydrologický režim</b>	
Charakter proudění	PRO
Ovlivnění hydrologického režimu	OHR

Tab. č. 11: Charakteristiky hodnocené při terénním monitoringu (zdroj: Langhammer, 2014a).

### 5.5.3 Vyhodnocení

Vstupními podklady pro vyhodnocení hydroekologického monitoringu byly vyplněné mapovací formuláře, které obsahovaly informace zjištěné přímo v terénu a poté byly doplněny o další informace s využitím distančních podkladů. Tok byl nejprve zařazen do jedné ze skupin typů toků. Tato typologie kombinuje čtyři parametry: úmoří, nadmořskou výšku, geologické podloží a řád toku podle Strahlera. Každá z osmi skupin typů má specifické váhy pro jednotlivé hodnotící ukazatele. Únětický potok byl zařazen do skupiny PPK, která je charakterizována jako toky středních výšek úmoří Severního moře na krystaliniku, vyskytující se v nadmořských výškách 200-500 m.n.m se spíše menším spádem. Tato kategorie se nachází zejména v antropogenně ovlivněné krajině (Langhammer, 2014b).

**Skórování** jednotlivých parametrů bylo provedeno podle klasifikačních postupů uvedených v dokumentu MŽP „Metodika typově specifického hodnocení hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků“. Parametry nabývají hodnot 1-5, kde 1 znamená nejlepší a 5 naopak nejhorší hodnotu, pro parametry kde je posuzován odděleně levý a pravý břeh je použita vždy nejméně příznivá hodnota skóre.

#### Výpočty

- Hydromorfologická kvalita úseku

Hydromorfologická kvalita jednotlivých úseků byla vypočítána po dosažení skóre pro jednotlivé ukazatele do níže uvedeného vzorce za použití typově specifických vah pro zkoumaný vodní tok:

$$\text{HMS} = (\text{TRA} * k_{\text{tra\_typ}} + \text{VSK} * k_{\text{vsk\_typ}} + \text{VHL} * k_{\text{vhl\_typ}} + \text{VHP} * k_{\text{vhp\_typ}} + \text{DNS} * k_{\text{dns\_typ}} + \text{UDN} * k_{\text{udn\_typ}} + \text{MDK} * k_{\text{mdk\_typ}} + \text{STD} * k_{\text{std\_typ}} + \text{PRO} * k_{\text{pro\_typ}} + \text{OHR} * k_{\text{ohr\_typ}} + \text{PPK} * k_{\text{ppk\_typ}} + \text{UBR} * k_{\text{ubr\_typ}} + \text{BVG} * k_{\text{bvg\_typ}} + \text{VPZ} * k_{\text{vpz\_typ}} + \text{VNI} * k_{\text{vni\_typ}} + \text{PIN} * k_{\text{pin\_typ}} + \text{BMK} * k_{\text{cpr\_typ}}) / 4$$

- Hydromorfologická kvalita vodního útvaru

Celková kvalita vodního útvaru byla vypočítána jako vážený průměr hodnot pro jednotlivé úseky, kde vahou je délka příslušného úseku. Dle vzorce:

$$HMK_{VU} = \frac{\sum_{i=1}^n HMK_i \times L_i}{\sum_{i=1}^n L_i}$$

Kde je:  $HMK_{VU}$  výsledná hydromorfologická kvalita vodního útvaru,

$HMK_i$  hydromorfologická kvalita i-tého úseku,

$L_i$  délka i-tého úseku

$n$  počet hodnocených úseků v rámci vodního útvaru

### Statistické vyhodnocení dat

Skóre parametrů na jednotlivých úsecích bylo dále zpracovááno za použití softwaru MS Excel 2016, kde byla vytvořena tabulková databáze, která sloužila jako výchozí podklad pro výše uvedené výpočty. Na základě vypočtených hodnot byl úsek zařazen do jedné z pěti tříd hydromorfologické kvality a pro větší přehlednost byla v programu ArcMap vytvořena tematická mapa s barevně odlišenými úseky dle jejich hydromorfologické kvality.

### Klasifikace hydromorfologického stavu

Vypočtené hodnoty byly přiřazeny do jedné z pěti tříd podle normy ČSN 75 7221 (tab. č. 12).

Skóre		Třída	Hydromorfologický stav	Barva na mapě
$\geq$	$<$			
1	1,5	1	Přírodě blízký	Modrá
1,5	2,5	2	Slabě modifikovaný	Zelená
2,5	3,5	3	Středně modifikovaný	Žlutá
3,5	4,5	4	Značně modifikovaný	Oranžová
4,5	5	5	Silně modifikovaný	Červená

Tab. č. 12: Klasifikace hydromorfologického stavu hodnoceného úseku, slovní popis jednotlivých tříd a jejich barevné označení

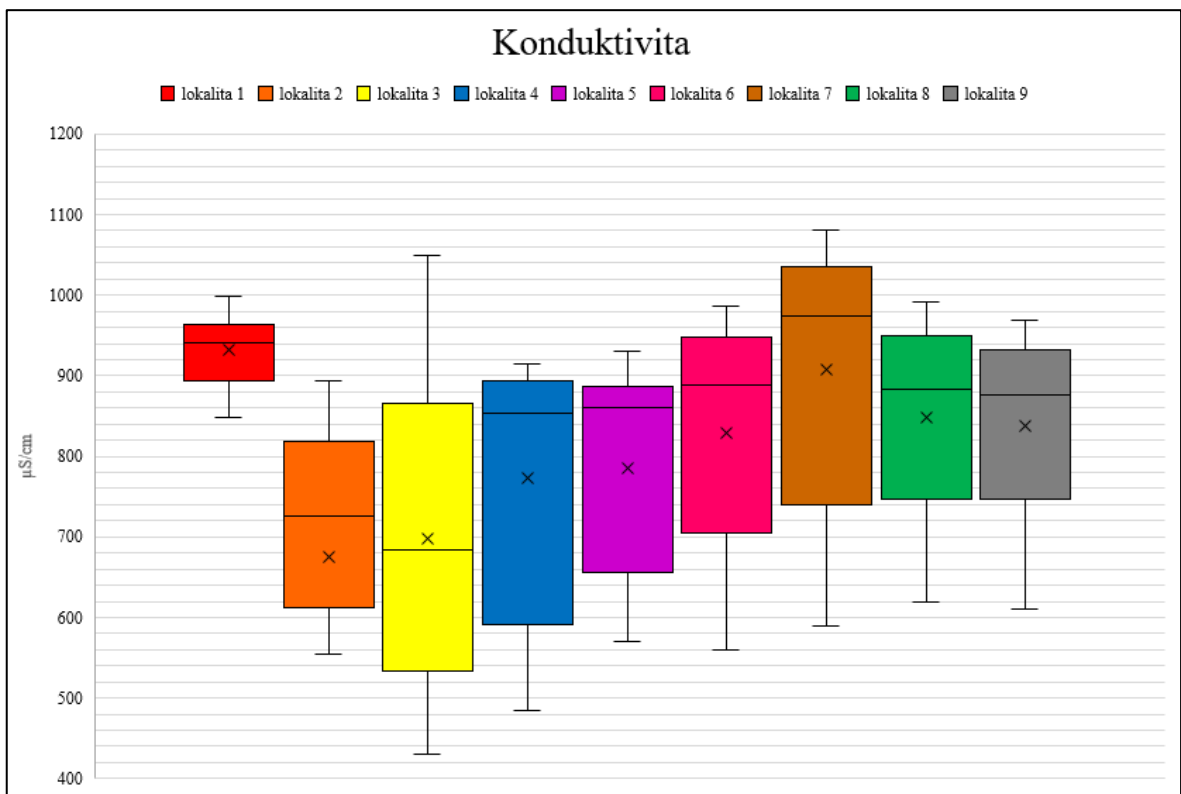
## 6 Výsledky monitoringu

### 6.1 Hodnocení chemického stavu toku

#### 6.1.1 Konduktivita

Konduktivita vody je lapidárně řečeno schopnost vody vést elektrický proud a její hodnota se odvíjí od množství kationtů a aniontů ve vodě obsažených. Hodnota konduktivity je výrazně ovlivněna teplotou vody, aktuální vodností a mírou antropogenní zátěže. Vysoké hodnoty konduktivity poukazují na zvýšený vliv antropogenního znečištění v povodí, ale nevypovídají nic o jeho charakteru (Langhammer, 2009).

Pro hodnotu konduktivity povrchových vod není stanovena limitní hodnota, která by neměla být překročena. Nejvyšší průměrná hodnota byla naměřena na lokalitě č.1 u prameniště, kde je také pozorován nejmenší rozptyl hodnot. Na lokalitě č. 2 byl zaznamenán prudký pokles hodnoty konduktivity a její průměrná hodnota ještě klesá na lokalitě č. 3, která byla jako jediná klasifikována třídou jakosti vody II, což značí mírně znečištěnou vodu. Ostatní lokality byly na základě naměřených hodnot klasifikovány třídou jakosti III a voda označena jako znečištěná. Viz obr. č. 24.



Obr.č 24: Krabicový graf znázorňující hodnoty konduktivity v  $\mu\text{S/cm}$  na jednotlivých lokalitách Únětického potoka, průměr je označen křížkem a medián vodorovnou čarou

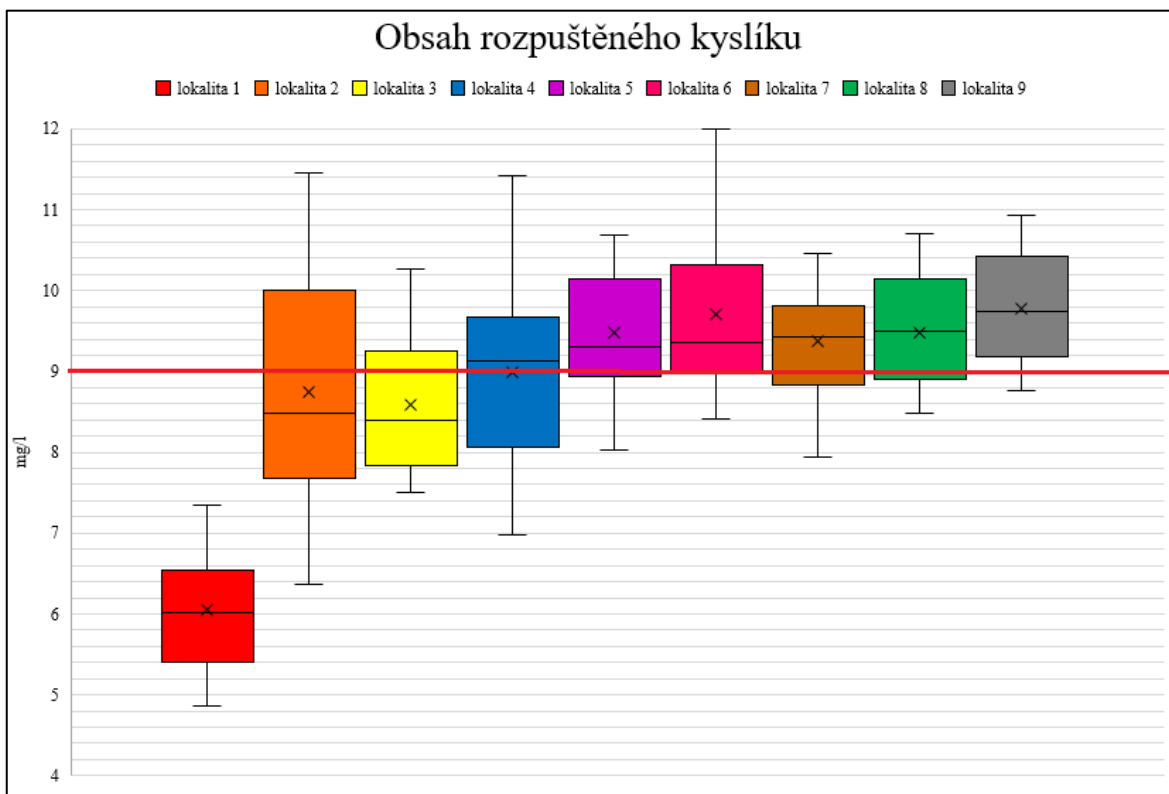
### 6.1.2 Rozpuštěný kyslík

Rozpuštěný kyslík je základní podmínkou pro výskyt živých organismů ve vodě a jako kritická mez je uváděna hranice 3-4 mg/l, pro citlivější druhy lososovitých ryb až 6 mg/l.

Jedná o velice důležitý indikátor jakosti vody, jehož množství negativně ovlivňují emise znečišťujících látek, jelikož je spotřebováván v biochemických reakcích k jejich odbourání. Dále může kyslíkové poměry negativně ovlivnit nárůst dnových sedimentů nebo naopak náhlá aktivace sedimentu následkem povodní. Obsah kyslíku ve vodě se snižuje s rostoucí teplotou vody (Langhammer, 2009).

Minimální hodnota obsahu rozpuštěného kyslíku podle Nařízení vlády č.401/2015 je stanovena na 9mg/l.

Nejnižší obsah rozpuštěného kyslíku byl zjištěn na lokalitě č.1 u prameniště, kde je průměrná hodnota kolem 6mg/l. Na dalších lokalitách po směru toku je pozorován vzrůstající trend. Lokality č. 2;3 a 4 vykazují velký rozptyl hodnot, ovšem průměrná hodnota nedosahuje hranice 9mg/l. Od lokality č.5 až k soutoku s Vltavou, kde Únětický potok protéká zvláště chráněným územím se průměrné hodnoty pohybují od 9,48 mg/l do 9,78 mg/l. Viz obr. č. 25.





**Obr.č 25: Krabicový graf znázorňující hodnoty obsahu rozpuštěného kyslíku v mg/l na jednotlivých lokalitách Únětického potoka, průměr je označen křížkem a medián vodorovnou čarou, červenou čarou je vyznačena limitní hodnota dle NV č. 401/2015, ve znění pozdějších předpisů**

### 6.1.3 Hodnota pH

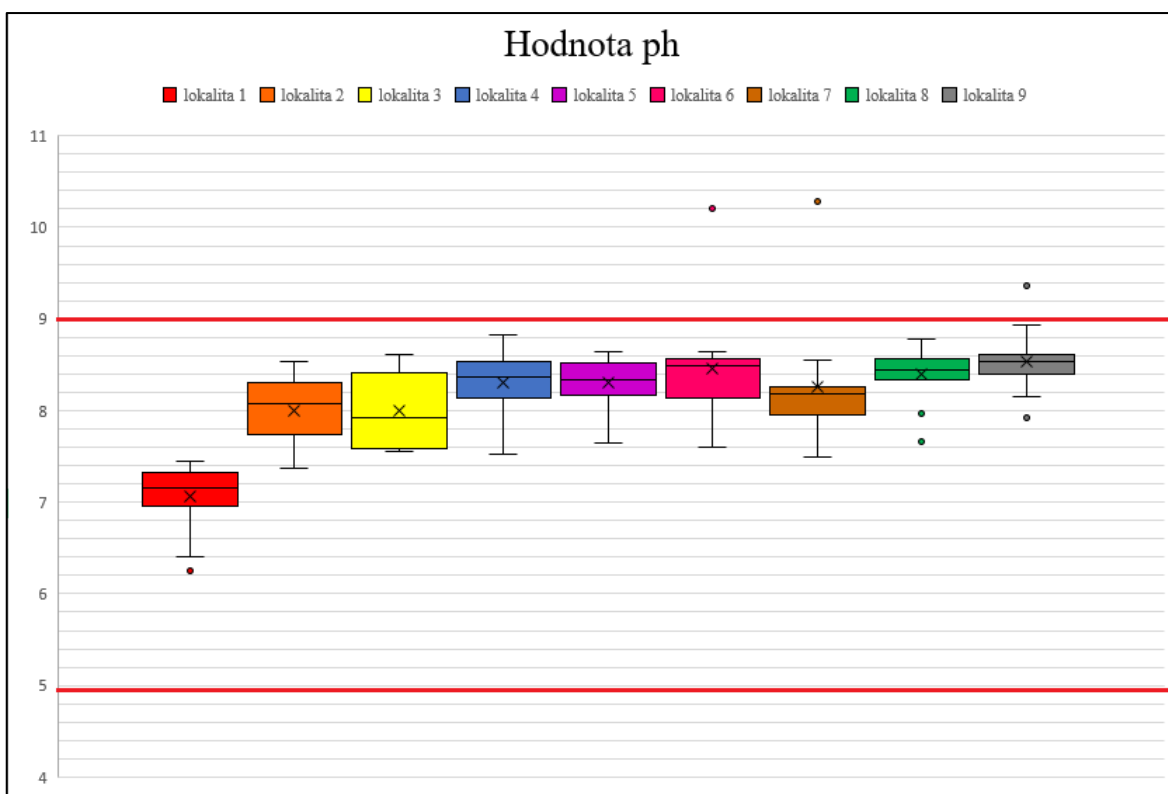
Limit environmentální kvality pro hodnoty pH je rozmezí mezi 5-9, tento limit byl během výzkumu překročen celkem třikrát. V srpnu roku 2014 dosáhlo pH na lokalitách č.6 a č.7, které jsou v bezprostřední blízkosti, až hodnoty 10,28. K dalšímu výraznému výkyvu došlo v listopadu 2015 na lokalitě č.9, kde byla naměřena hodnota pH 9,37.

Nejnižší hodnoty byl zaznamenány na lokalitě č.1 u prameniště Únětického potoka.

Od lokality č. 2 se průměrná hodnota pH pohybuje v rozmezí 8-8,5.

Největší rozptyl hodnot vykazuje lokalita č.3, která se nachází pod výpustí letištní ČOV.

Viz obr. č. 26.



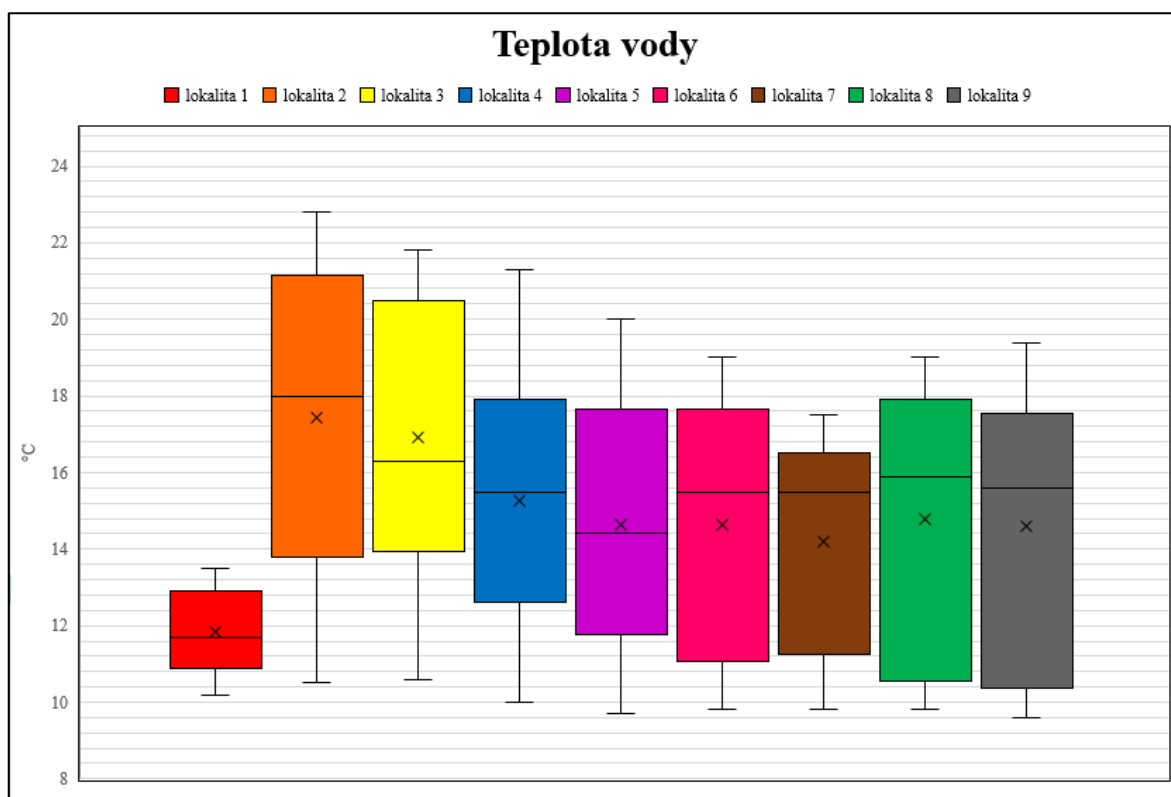
**Obr.č. 26: Krabicový graf znázorňující hodnoty pH na jednotlivých lokalitách Únětického potoka, průměr je označen křížkem a medián vodorovnou čarou, červenými čarami jsou vyznačeny limitní hodnoty dle NV č. 401/2015, ve znění pozdějších předpisů**

### 6.1.4 Teplota vody

Významným ukazatelem jakosti vody je její teplota, která kolísá v průběhu roku s ohledem na počasí a roční období. Teplota ovlivňuje průběh biochemických procesů a jejich rychlost, se vzrůstající teplotou se zvyšuje rychlost reakcí a tím dochází k vyšší rozpustnosti látek. Vypouštění oteplených odpadních vod do povrchových toků se označuje za tepelné zněčištění, proto je teplota vypouštěných odpadních vod regulována legislativou (Pitter, 2015).

Nejvyšší přípustná hodnota teploty vody dle Nařízení vlády č. 401/2015 ve znění pozdějších předpisů, která je stanovena na 29°C nebyla překročena na žádné lokalitě.

Nejnižší hodnoty teploty vody byly zaznamenány na lokalitě č.1 u prameniště potoka i v letních měsících zde teplota vody dosahovala maximálně 13,5°C. Naproti tomu nejvyšší teploty byly naměřeny na lokalitě č.2, kde Únětický potok vytéká z rybníka Čermákův mlýn. Na dalších lokalitách byl pozorován klesající trend. Od lokality č.5 až k soutoku s Vltavou byla průměrná teplota vody bez větších výkyvů a nebyl zde pozorován žádný významný trend. Viz obr. č. 27.



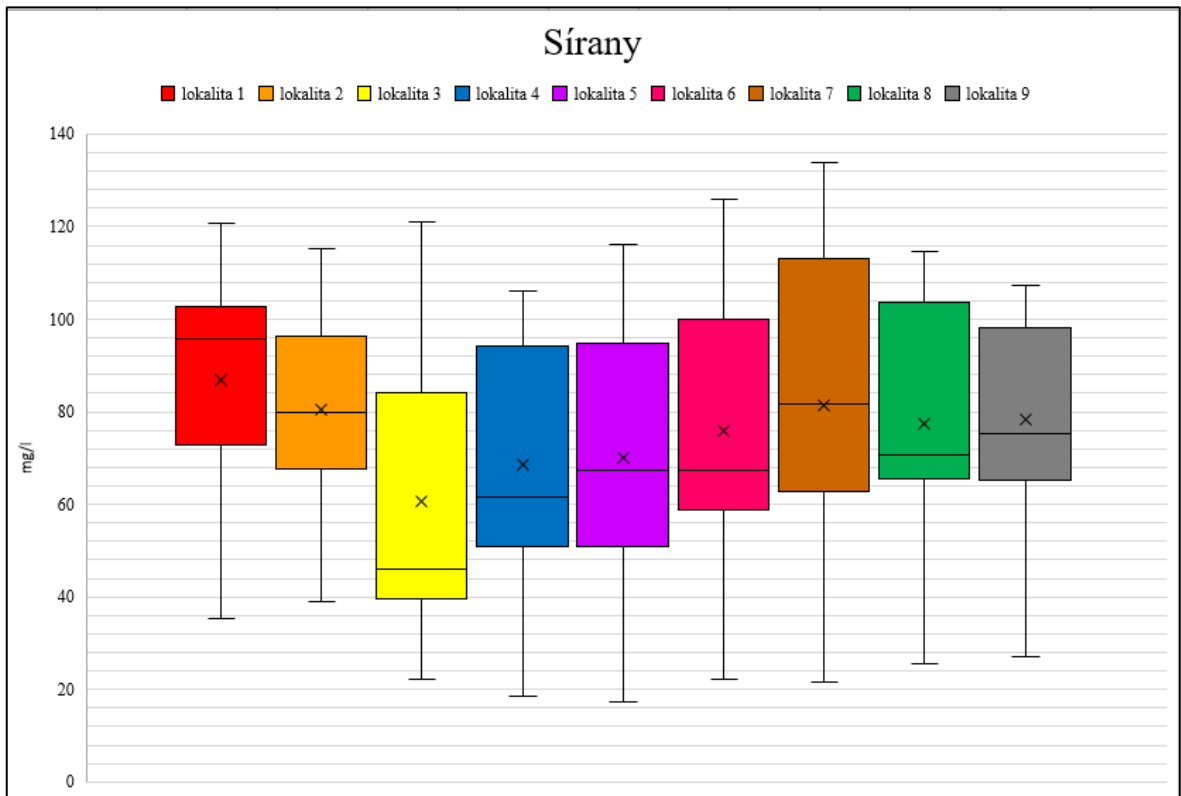
Obr. č. 27: Krabicový graf znázorňující hodnoty teploty vody ve °C na jednotlivých lokalitách Únětického potoka, průměr je označen křížkem a medián vodorovnou čarou.

## 6.2 Laboratorní stanovení

### 6.2.1 Koncentrace síranů

Hodnota přípustného znečištění povrchových vod dle Nařízení vlády č. 41/2015 je stanovena na 200 mg/l síranů, tato hranice nebyla překročena ani na jedné lokalitě.

Nejvyšší průměrná koncentrace byla naměřena na lokalitě č. 1 a tato lokalita je také jako jediná zařazena do stupně jakosti II dle normy ČSN 75 7221 a označena jako mírně znečištěná voda. Ostatní lokality jsou klasifikovány třídou jakosti vody I, tedy jako voda neznečištěná. Stoupající koncentrace síranů graduje na lokalitě č. 7, těsně pod soutokem s Horoměřickým potokem a pak mírně klesá. Viz obr. č. 28.

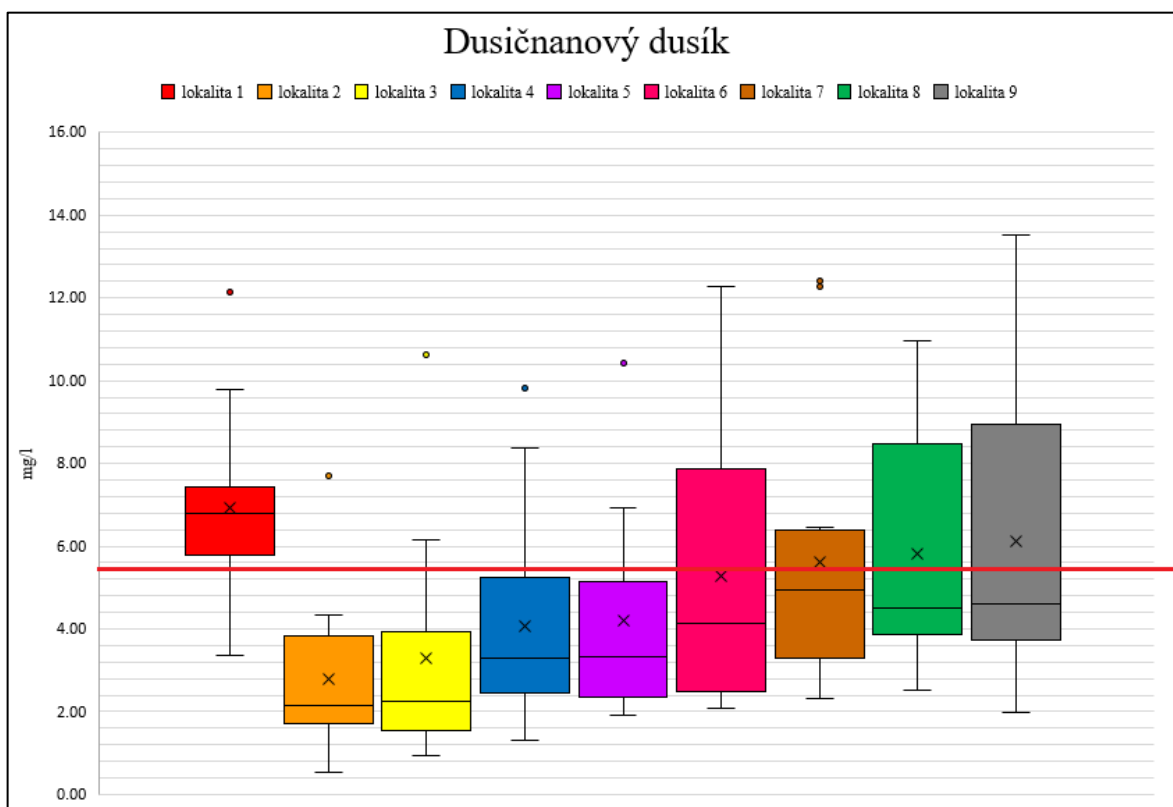


Obr.č 28: Krabicový graf znázorňující hodnoty koncentrace síranů v mg/l na jednotlivých lokalitách Únětického potoka, průměr je označen křížkem a medián vodorovnou čarou

## 6.2.2 Koncentrace dusičnanového dusíku

Hodnota přípustného znečištění povrchových vod dle Nařízení vlády č. 41/2015 je stanovena na 5,4 mg/l dusičnanového dusíku, tato hranice byla překročena na všech lokalitách minimálně jednou. Na lokalitách č. 7; 8 a 9 dokonce překračuje limit i průměrná hodnota ze všech měření.

Nejvyšší průměrná hodnota byla naměřena na lokalitě č. 1 u prameniště potoka následuje prudký pokles na lokalitě č. 2, která se nachází pod průtočnou nádrží Čermákův mlýn a po směru toku má koncentrace dusičnanového dusíku v Únětickém potoce stoupající tendenci. Jakost vody na lokalitách č. 1;6;7;8 a 9 je na základě zvýšeného obsahu dusičnanových iontů klasifikována třídou III tzn. znečištěná voda, voda na ostatních lokalitách je označena jen jako mírně znečištěná. Viz obr. č. 29.



Obr.č. 29: Krabicový graf znázorňující hodnoty koncentrace dusičnanového dusíku v mg/l na jednotlivých lokalitách Únětického potoka, průměr je označen křížkem a medián vodorovnou čarou, červenou čarou je vyznačena limitní hodnota dle NV 401/2015, ve znění pozdějších předpisů

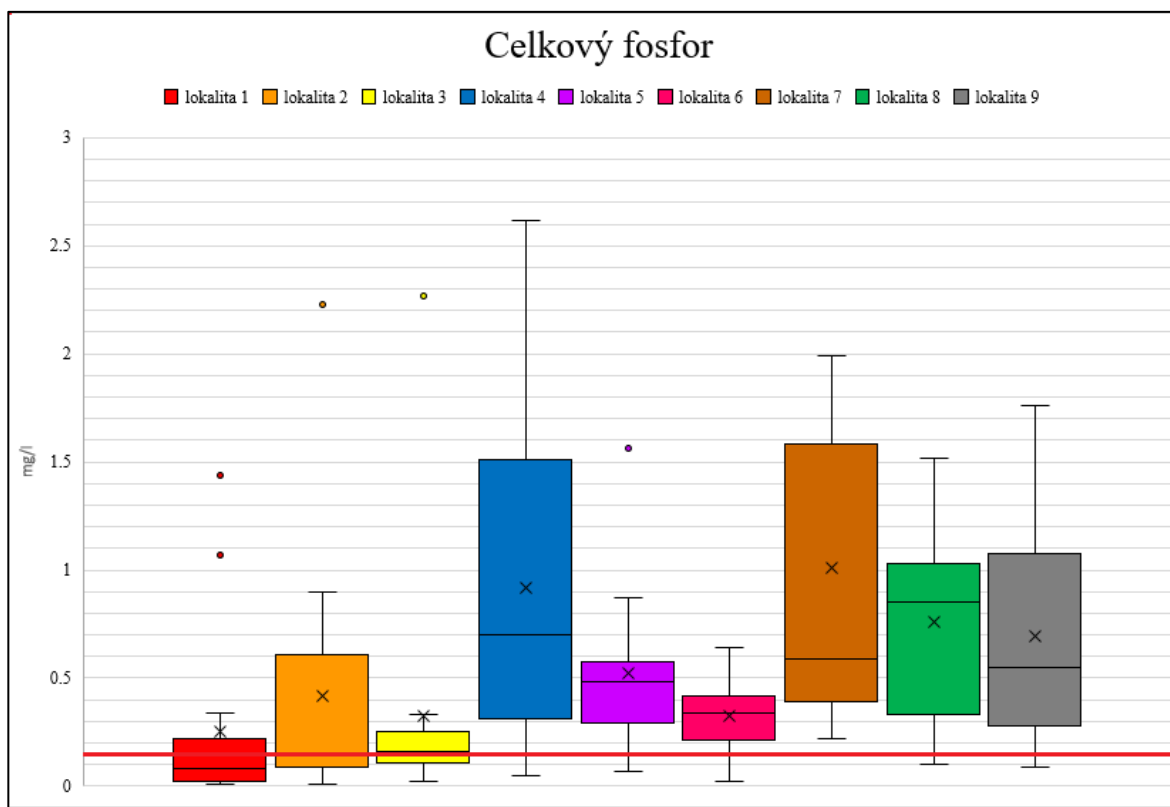
### 6.2.3 Koncentrace celkového fosforu

Hodnota přípustného znečištění povrchových vod dle Nařízení vlády č. 41/2015 je stanovena na 0,15 mg/l fosforu, tento limit byl překročen velmi výrazně na všech lokalitách.

Vysoké hodnoty průměrné koncentrace celkového fosforu na jednotlivých lokalitách mají za následek klasifikaci lokalit č. 4;7;8 a 9 do třídy jakosti V, která je označována jako velmi silně znečištěná voda

Ze všech sledovaných látek potencionálního chemického znečištění je koncentrace celkového fosforu nejvýraznější. Nejvyšší hodnoty byly zaznamenány na lokalitě č. 4 pod výpustí z ČOV Tuchoměřice. Dále na lokalitě č.7 pod soutokem s Horoměřickým potokem a na dalších lokalitách po směru toku, které se nachází ve zvláště chráněném území.

Viz. obr. č. 30.



Obr.č. 30: Krabicový graf znázorňující hodnoty koncentrace celkového fosforu v mg/l na jednotlivých lokalitách Únětického potoka, průměr je označen křížkem a medián vodorovnou čarou, červenou čarou je vyznačena limitní hodnota dle NV č. 401/2015, ve znění pozdějších předpisů

## 6.2.4 Souhrn výsledků sledovaných fyzikálně-chemických parametrů na Únětickém potoce

Tabulka č. 13 obsahuje hodnoty průměru a mediánu sledovaných fyzikálně-chemických parametrů. Průměrné hodnoty byly dle normy ČSN 75 7221 zařazeny do jednotlivých tříd jakosti vody a pro větší přehlednost barevně rozlišeny. Barvy pro jednotlivé třídy jakosti vody jsou předem definovány v samotné směrnici.

Třídou jakosti jednotlivých lokalit vždy určil nejhorší parametr.

Voda v Únětické potoce je klasifikována jako silně až velmi silně znečištěná, zejména pro nadlimitní koncentraci celkového fosforu téměř na všech lokalitách, výjimkou je lokalita č.1, kde je ovšem nízký obsah rozpuštěného kyslíku. Kvalita vody je značně až extrémně ovlivněna lidskou činností a nevytváří podmínky nebo neumožňuje existenci původního ekosystému.

Hodnoty naměřené v terénu a výsledky chemických analýz pro jednotlivé konkrétní odběry obsahují přílohy č. 3 a 4.

Parametr	Jednotka	Hodnota	Odběrné lokality								
			1	2	3	4	5	6	7	8	9
Konduktivita	μS/cm	průměr	932	731	698	773	785	830	908	849	838
		medián	941	727	683	854	861	889	975	883	876
Rozpuštěný kyslík	mg/l	průměr	6,05	8,74	8,59	8,99	9,48	9,70	9,37	9,48	9,78
		medián	6,02	8,49	8,4	9,13	9,31	9,36	9,43	9,49	9,74
Sířany	mg/l	průměr	81,03	74,54	54,69	62,61	64,12	70,08	75,46	71,68	72,48
		medián	87,60	74,42	43,25	56,85	60,95	62,40	75,68	67,40	70,59
Amoniakální dusík	mg/l	průměr	0,02	0,16	0,12	0,09	0,09	0,05	0,26	0,08	0,04
		medián	0,03	0,15	0,08	0,07	0,07	0,06	0,08	0,05	0,04
Dusitanový dusík	mg/l	průměr	0,002	0,020	0,018	0,012	0,011	0,007	0,025	0,017	0,009
		medián	0,001	0,018	0,012	0,009	0,008	0,006	0,012	0,010	0,008
Dusičnanový dusík	mg/l	průměr	6,92	2,78	3,28	4,08	4,19	5,27	5,60	5,80	6,13
		medián	6,78	2,15	2,24	3,30	3,34	4,13	4,95	4,52	4,61
Fosfor celkový	mg/l	průměr	0,25	0,42	0,33	0,91	0,52	0,33	1,01	0,76	0,70
		medián	0,08	0,15	0,16	0,7	0,48	0,34	0,59	0,85	0,55
Teplota vody	°C	průměr	11,8	17,4	16,9	15,3	14,6	14,6	14,2	14,8	14,6
		medián	11,7	18	16,3	15,5	14,4	15,5	15,5	15,9	15,6
ph		průměr	7,1	8,0	8,0	8,3	8,3	8,5	8,3	8,4	8,5
		medián	7,2	8,1	7,9	8,4	8,3	8,5	8,2	8,4	8,5
<b>Třída jakosti</b>			<b>IV.</b>	<b>IV.</b>	<b>IV.</b>	<b>V.</b>	<b>IV.</b>	<b>IV.</b>	<b>V.</b>	<b>V.</b>	<b>V.</b>

Tab. č. 13: Výsledky monitoringu vybraných ukazatelů měřených na Únětickém potoce (průměr a medián ze všech měření na všech lokalitách) s barevně rozlišenými třídami jakosti vody.

### 6.3 Vyhodnocení bentosu

Odebrané vzorky makrozoobentosu byly po determinaci (příloha č.5 a 6) vyhodnoceny dle platných norem ČSN 75 7221 a ČSN 75 7716 a pro jednotlivé lokality byl vypočítán saprobní index, jehož hodnota určuje stupeň saprobity a zařazení do třídy jakosti.

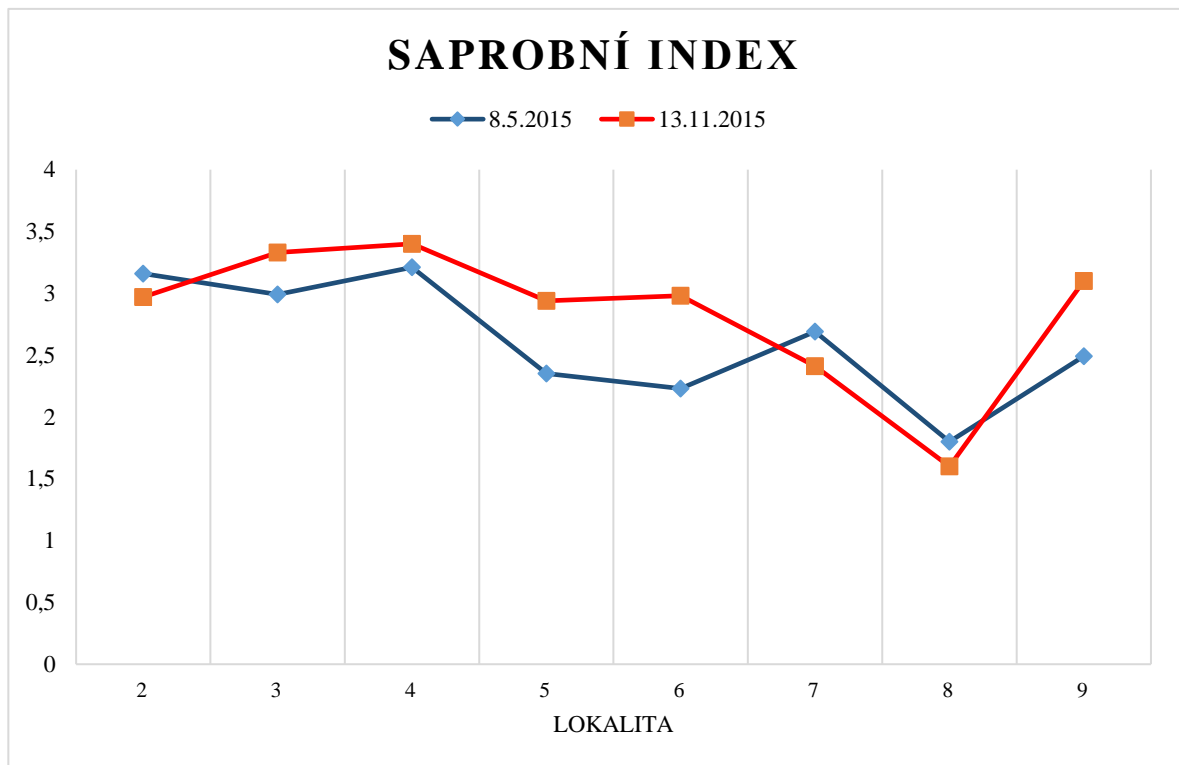
Dále byla jakost vody v Únětickém potoce hodnocena na základě BMWP skóre a ASPT indexu dle Kokeše a Vojtíškové (1999).

#### Saprobní index

Hodnoty saprobního indexu na Únětickém potoce (tab. č. 14) vykazují při jarním i podzimním monitoringu stejný trend (obr. č. 31), kdy jeho výše klesá po směru toku a na poslední lokalitě dochází k jeho prudkému zvýšení. Nejlepší jakosti vody dosahuje lokalita č. 8, kde byl nalezen nejvyšší počet druhů a zároveň i největší kvantita organismů. Tato lokalita je klasifikována třídou jakosti II, tedy jako mírně znečištěná voda. Ostatní lokality většinou vykazují třídu jakosti IV s výskytem běžných druhů s širokou ekologickou valencí. Celková hodnota saprobního indexu pro zájmový tok je učena jako průměr ze všech lokalit a řadí Únětický potok dle jakosti vody do třídy IV, která se interpretuje jako silně znečištěná voda. Celkově se jedná o oblast alfamezosaprobní, vyznačující se zvýšeným přísunem organických látek, snížením primární produkce a výskytem anaerobního rozkladu.

Odběrná lokalita	Saprobní index	
	08.05.2015	13.11.2015
2	3,16	2,97
3	2,99	3,33
4	3,21	3,4
5	2,35	2,94
6	2,23	2,98
7	2,69	2,41
8	1,8	1,6
9	2,49	3,1
<b>Průměr</b>	<b>2,62</b>	<b>2,84</b>
<b>Stupeň saprobity</b>	<b>Alfamezosaprobity</b>	

Tab. č. 14: Hodnoty saprobního indexu na jednotlivých lokalitách a průměrná hodnota pro zájmový tok



Obr. č. 31: Graf znázorňující hodnoty saprobního indexu na jednotlivých lokalitách zájmového tok

#### BMWP skóre a ASPT index

Stanovení BMWP skóre a ASPT indexu je jednou z možností, jak lze hodnotit čistotu vody na základě biologického rozboru.

Dle výsledků BMWP skóre (tab. č. 15) je nejčistší voda na lokalitě č. 8, kde dosahuje v jarním odběru třídy čistoty 3, tedy střední kvality. Čistota vody na ostatních lokalitách je hodnocena jako nízká, případně spadá do třídy čistoty 5, pro níž není slovní ekvivalent. Jarní i podzimní odběr má i přes rozdílné hodnoty podobnou trendovost (obr. č. 32). Celkově podle BMWP skóre Únětický potok spadá do třídy čistoty 4, což značí nízkou kvalitu vody, při podzimním odběru kvalita vody klesla až do třídy čistoty 5.

Podle výsledků ASPT indexu (tab. č. 16) dosahuje většina lokalit střední kvality vody konkrétně lokality č. 2; 5; 6; 7; 8 a 9, zbylé lokality č. 3 a 4 mají nízkou kvalitu vody (obr. č. 33). Celkově je kvalita vody hodnocena jako střední při obou odběrech.

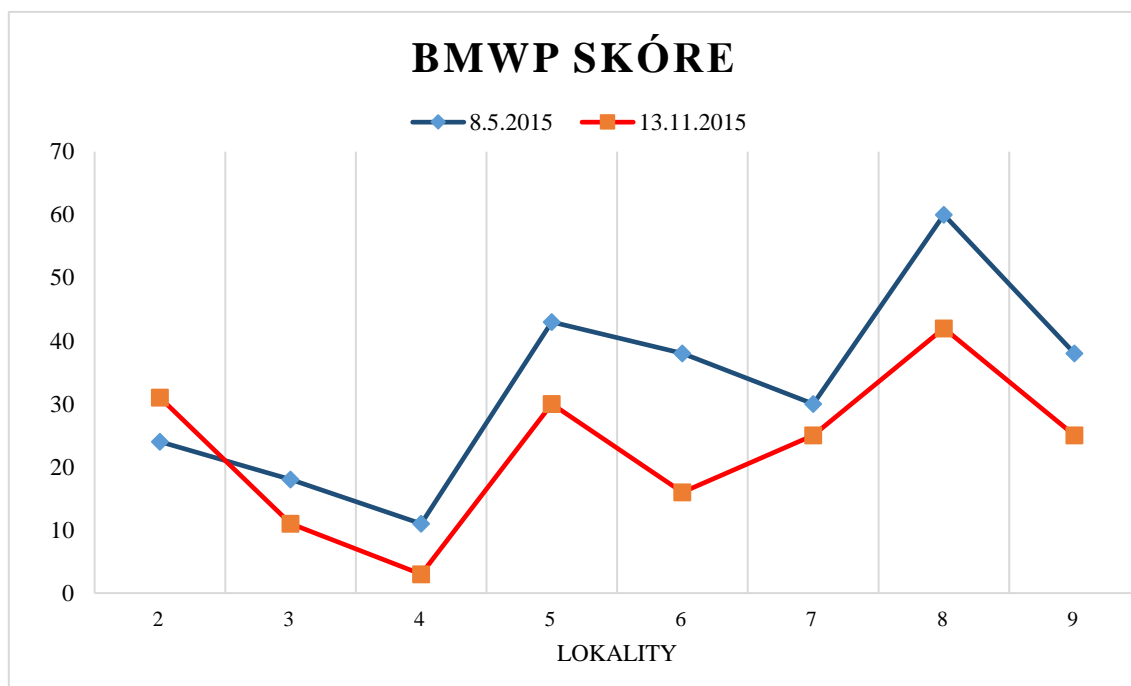


Na obr. č. 33 je znázorněn průběh ASPT indexu na jednotlivých lokalitách při jarním a podzimním odběru makrozoobentou.

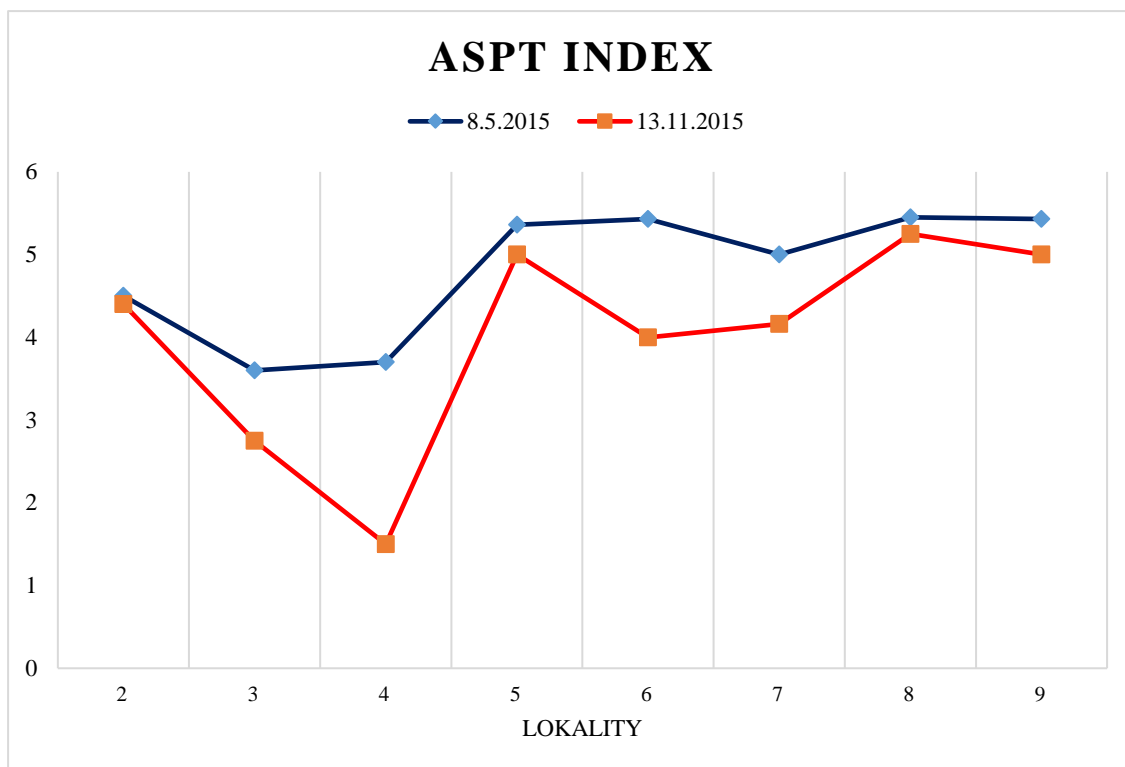
Odběrná lokalita	BMWP skóre	
	8.5.2015	13.11.2015
2	24	31
3	18	11
4	11	3
5	43	30
6	38	16
7	30	25
8	60	42
9	38	25
<b>Průměr</b>	<b>32,75</b>	<b>22,88</b>
<b>Kvalita</b>	<b>nízká</b>	

Odběrná lokalita	ASPT index	
	8.5.2015	13.11.2015
2	4,5	4,4
3	3,6	2,75
4	3,7	1,5
5	5,36	5
6	5,43	4
7	5	4,16
8	5,45	5,25
9	5,43	5
<b>Průměr</b>	<b>4,81</b>	<b>4,01</b>
<b>Kvalita</b>	<b>Střední</b>	<b>Střední</b>

Tab. č. 15 a Tab. č. 16: Hodnoty BMWP skóre a ASPT indexu na lokalitách Únětického potoka při jarním a podzimním odběru



Obr. č. 32: Graf znázorňující hodnoty BMWP skóre na jednotlivých lokalitách zájmového toku



Obr. č. 33: Graf znázorňující hodnoty ASPT indexu na jednotlivých lokalitách zájmového toku

## 6.4 Ekomorfologický průzkum

Úsek UNE1 začíná prameništěm Únětického potoka (obr. č. 34) a končí v místě, kde se potok vlévá do rybníka Čermačka, který je jedinou průtočnou nádrží na toku. Koryto je od svého počátku opevněno kamennou dlažbou včetně břehů a prochází obcí Kněževy v těsné blízkosti domů a silnic, není zde tedy přítomna břehová vegetace. Proudění v korytu je málo diverzifikované, netvoří se žádné tůně ani přeje a nejsou zde žádné přirozené mikrohabitaty pro výskyt vodních živočichů.



Obr. č. 34: Prameniště Únětického potoka (foto vlastní, 7.9.2017)

Z rybníka Čermačka vytéká Únětický potok trubkou pod Čermákovým mlýnem zde začíná úsek UNE2, který končí až v obci Tuchoměřice v místě, kde aktuálně probíhá obnova koryta. V horní části úseku se nachází v korytě větší množství komunálního odpadu a kusy rozbitého opevnění, tyto překážky výrazně zvyšují diverzitu proudění. Na úseku se vyskytuje významná migrační překážka v podobě propustku pod rychlostní silnicí R7. Od propustku je tok opevněn kamennou dlažbou, která je ovšem na mnoha místech zdevastována, prorostlá vegetací a zcela nefunkční.

Na katastrálním území obce Tuchoměřice byla v době ekomorfologického hodnocení, prováděna obnova koryta toku (obr. č. 35), hlavním důvodem je fakt, že betonové opevnění je podemleté, betonové desky rozbité a jsou proudem odnášeny dále, v korytě samotném se nachází větší množství popadaných větví i celých stromů. Devastace koryta je způsobena vysokými povodňovými průtoky, jejichž dopady vyžadovaly v minulosti opakovanou a nákladnou údržbu. Cílem projektu je v první řadě zvýšení průtočné kapacity koryta. Koryto bude opevněno kamennou dlažbou s vyspárováním cementovou maltou. Na tomto úseku hodnocení provedeno nebylo (Viták, 2016).



**Obr. č. 35: Obnova koryta Únětického potoka (foto vlastní, 29.10.2017)**

Technická úprava koryta končí těsně pod výpustí z ČOV Tuchoměřice, kde začíná úsek UNE3. Tvar koryta je upraven pouze na několika místech jinak má přírodní charakter s kamenitopísčítým dnovým substrátem. Příčný profil je nezahlobený, erozní nátrže břehů se vyskytují v malé míře. Břehovou vegetaci tvoří z větší části listnatý les mezi obcemi Tuchoměřice a Statenice. V místech, kde se do toku vlévá Kopaninský potok je zvýšené množství tůní a slepých ramen.

Na počátku katastrálního území obce Statenice začíná úsek UNE4, který protéká obcí Statenice (obr. č. 36) a osadou Černý vůl. Koryto stále není opevněno, ale je výrazně zahlobeno a na celém úseku má prakticky stejnou šířku. Proudění v toku je velmi málo diverzifikované, pomalý proud zvyšuje rychlost pouze v místech, kde jsou vybudovány umělé stupně. Vegetace podél toku je převážně ruderalního charakteru.



Obr. č. 36: Koryto Únětického potoka v obci Statenice (foto vlastní, 7.9.2017)

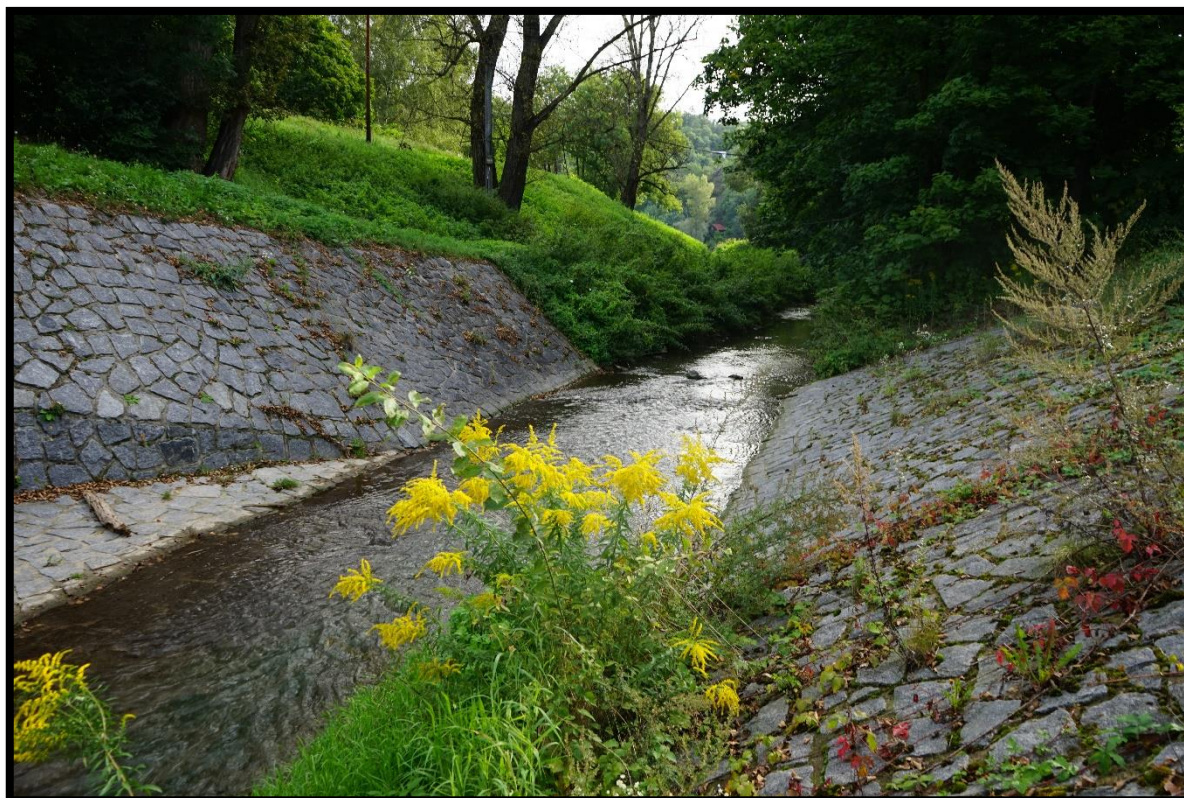
Většina úseku UNE5 se nachází na území obce Únětice, přesto zde koryto není z větší části opevněno a dno je zcela bez technického opevnění a tvoří ho písek a jíl. Koryto je značně zahloubeno a proudění je diverzifikované. Na březích rostou vzrostlé stromy a vegetace je přirozená s příměsí ruderalních druhů rostlin.

Úsek UNE6 je nejcennější partií Únětického potoka, který protéká PR Údolí Únětického potoka (obr. č. 37). Koryto má nepravidelný tvar vytvářený přírodními silami, nachází se zde pouze několik drobných opatření pro nutnou stabilizaci koryta a několik můstků, které ovšem nesnižují průchodnost toku. Proudění je vysoce diverzifikované, střídají se místa s vysokým výskytem tůní a slepých ramen s peřejemi. Dnový substrát tvoří písek a kameny. Korytem se pohybuje množství dnového substrátu, dřeva a listí, které se akumulují a tvoří mikrohabitaty.



Obr. č. 37: Koryto Únětického potoka v PR Údolí Únětického potoka (foto vlastní, 7.9.2017)

Poslední hodnocený úsek se nachází mezi Maxmiliánkou a místem, kde se Únětický potok vlévá do Vltavy. Potok zde protéká obcí Roztoky a koryto, které je opět opevněno kamennými kostkami (obr. č. 38), se nachází v těsné blízkosti domů. Stromy ani keře se na březích nevyskytují, až na ojedinělé náletové dřeviny. Technická úprava je nejmarkantnější v místech, kde potok podtéká železniční a silniční most. Na tomto úseku nedochází k variabilitě proudění ani k vytváření tůní a přeřinatých úseků.



Obr. č. 38: Koryto Únětického potoka v Roztokách u Prahy (foto vlastní, 7.9.2017)

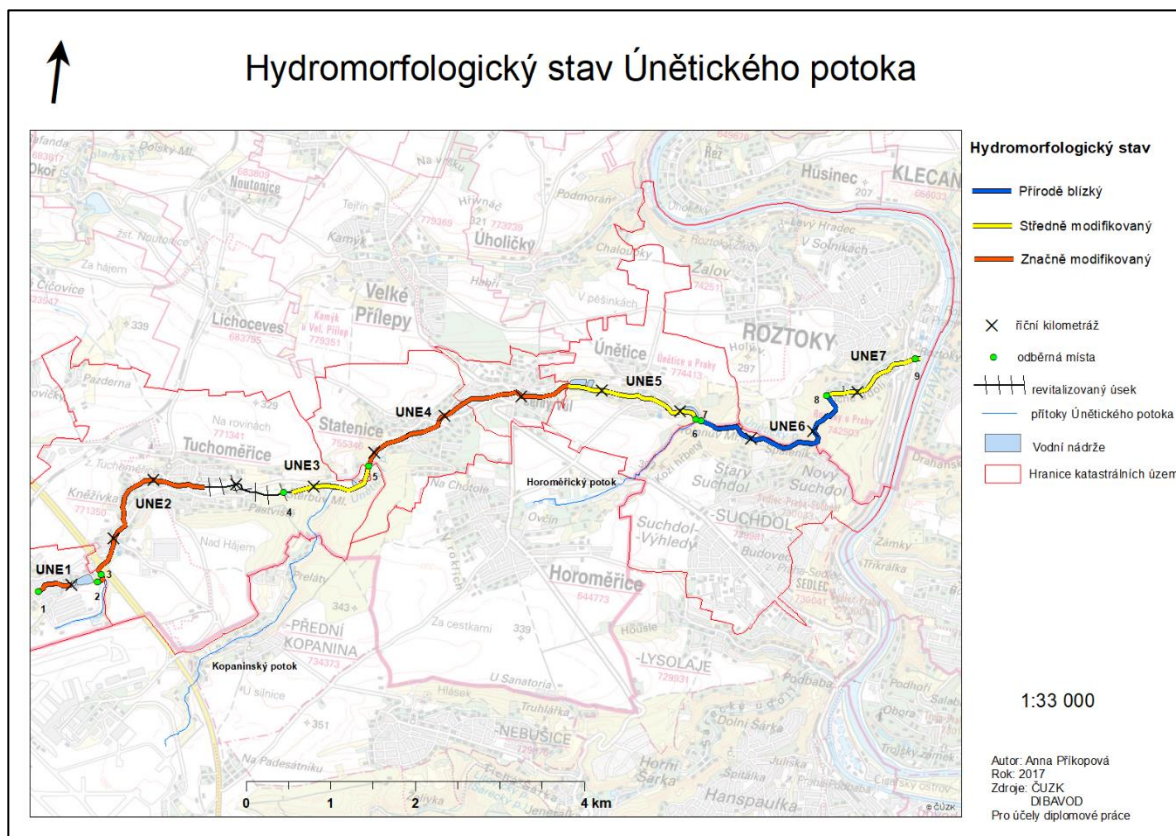
Tabulka č. 17 obsahuje přehled hodnocených úseků s jejich délkou, odběrnými lokalitami, které se na úseku nachází a výslednou třídou hydromorfologické kvality. Vizualizace s barevně rozlišenými třídami kvality je na obr. č 39.

Příloha č. 7 obsahuje tabulku se skórováním jednotlivých parametrů pro každý úsek.

Úsek	Délka (m)	Odběrné lokality	Třída	Slovní hodnocení
UNE1	436.8	1	4	Značně modifikovaný
UNE2	2244	2,3	4	Značně modifikovaný
UNE3	1091.8	5	3	Středně modifikovaný
UNE4	2723.1		4	Značně modifikovaný
UNE5	1651	6	3	Středně modifikovaný
UNE6	2249.6	7,8	1	Přírodě blízký
UNE7	1260.1	9	3	Středně modifikovaný
<b>Celkové hodnocení</b>			<b>3</b>	Středně modifikovaný

Tab. č. 17: Zařazení hodnocených úseků do tříd hydromorfologické kvality

Pro zhodnocení ekomorfologického stavu Únětického potoka byla použita metodika HEM 2014, která naplňuje požadavky Rámcové směrnice o vodní politice 2000/60/ES a zároveň respektuje legislativu ČR. Hydromorfologické hodnocení toku má podpůrný charakter, základními složkami kvality toku je složka biologická a fyzikálně-chemická. (Langhammer, 2014b). Celkem 46% délky Únětického potoka (úseky UNE1, UNE2 a UNE4) spadá do třídy 4, která je charakterizována jako značně modifikovaná. Jedná se o úseky, které procházejí intravilánem obcí a kde je koryto z větší části opevněno kamennou dlažbou a nachází se v těsné blízkosti zástavby a komunikací, ekomorfologickou hodnotu také výrazně snižují migrační překážky z nichž nejvýznamnější je propustek pod rychlostní silnicí R7. Úseky UNE3; UNE5 a UNE7, které tvoří 34% celkové délky toku, dosahují třídy 3 a jsou označeny jako středně modifikované. Nejcennější partií toku je úsek UNE6, který dosáhl v hodnocení třídy 1, zaujímá téměř 20% z délky Únětického potoka a nachází se na území PR Údolí Únětického potoka. Celkově je tok hodnocen jako středně modifikovaný.



Obr. č. 39: Mapa znázorňující barevně odlišené úseky Únětického potoka dle jejich hydromorfologického stavu



## 7 Diskuze

Únětický potok se řadí mezi drobné městské toky silně ovlivněné urbanizací. Bylo provedeno hodnocení jeho ekologického stavu na základě jakosti vody, odběru bentických organismů a morfologie toku. Fyzikálně-chemické parametry byly sledovány na celkem devíti lokalitách rozmístěných po celé délce toku. Zvýšené hodnoty konduktivity (třída jakosti III.) téměř na všech lokalitách poukazují na výskyt antropogenního znečištění v povodí. Jakost vody dosahovala na všech lokalitách stupně IV. nebo V., což značí silně až velmi silně znečištěnou vodu.

Prameniště Únětického potoka se nachází uprostřed obce Kněževy, kromě samotného pramene je sem svedena dešťová kanalizace, která odvádí srážkovou vodu ze zpevněných ploch v obci. Naměřené fyzikálně-chemické parametry se v některých ohledech velmi výrazně odlišují od ostatních lokalit. Teplota vody kolísala kolem 12°C za každého počasí, přestože koryto není stíněno žádnou vegetací a je velmi mělké. Dle Allana (1995) je v pramenných úsecích stálá nízká teplota vody díky přítoku podzemní vody, zatímco ostatní úseky ovlivňuje teplota vzduchu během roku a intenzita slunečního záření. Vysoká koncentrace dusičnanového dusíku, způsobená zaústěním dešťového odtoku a splachem z polí nacházejících se nedaleko obce je příčinou eutrofizace koryta, které je z větší části zarostlé zelenými řasami, vysoké koncentrace znečištění a probíhající anoxické procesy mají za následek snížený obsah rozpuštěného kyslíku na průměrně 6 mg/l, přičemž minimální hodnota dle NV č. 401/2015 je stanovena na 9 mg/l. Průměrná koncentrace síranů se pohybuje nad 80 mg/l, což je nejvyšší průměrná hodnota ze všech lokalit i toto zhoršení jakosti vody souvisí se zaústěním dešťového odtoku. Zhou (2015) prokázal významnou korelaci mezi množstvím atmosférických srážek a koncentrací síranů ve vodních tocích, související s emisemi SO<sub>2</sub> vznikajícím spalováním fosilních paliv.

Na všech lokalitách byla překročena limitní hodnota celkového fosforu a byla pozorována i nadlimitní koncentrace dusičnanového dusíku. Zvýšené koncentrace těchto nutrientů jsou pozorovány po celém světě (Fuchs a kol., 2011; Sonoda a Yeakley, 2007) a souvisí v urbanizovaných povodích s využíváním vodních toků jako recipientů ČOV. Nejvyšší hodnoty koncentrace celkového fosforu byly naměřeny na lokalitě č. 4, která se nachází právě pod výpustí z ČOV Tuchoměřice. Podle výsledků měření kvality vody v pražských

potocích Lesy hlavního města Prahy (2018) trpí tímto druhem znečištění většina toků např. potok Rokytka, který je v mnoha ohledech Únětickému potoku podobný, dosahuje v těchto parametrech IV. třídy kvality a taktéž lze za původ znečištění označit výpusť z ČOV a zaústění dešťové kanalizace. Dále byly zvýšené koncentrace naměřeny na lokalitách č. 7, 8 a 9 zde je znečištění pravděpodobně způsobeno splachem ze zpevněných ploch a komunikací a ilegálním zaústěním odpadních vod z chatové osady nacházející se v nivě potoka. V případě větší srážkové události je navíc na lokalitě č.9 vypouštěna voda z odlehčovací komory ČOV Roztoky.

Pro chemismus vody je tedy zásadní správné fungování ČOV a dodržování emisních limitů, a standardů. Tsagarakis a kol (2001) zkoumali 71 malých čistíren v Řecku a zjistili, že pouhých 21% funguje dobře, 51% dostatečně a 28 % špatně, obdobná studie byla realizována i ve Španělsku, kde z 8 čistíren fungovalo 25% velmi dobře, 25 % dostatečně a 50% špatně (Colmenarejo a kol, 2006). Výsledky měření ukazují, že chemický stav toku je přímo ovlivněn kvalitou vody vypouštěnou z ČOV Tuchoměřice, jelikož na lokalitě č. 3 nacházející se pod výpustí z ČOV SEVER, která přivádí čištěné vody z Letiště Václava Havla nebyl pozorován tak markantní nárůst koncentrací znečišťujících látek. V roce 2016 byla ČOV Tuchoměřice intenzifikována a převedena na membránovou technologii.

Baudišová a Kučera (2017) hodnotili kvalitu odtoku z ČOV Hostivice, kde byla zavedena stejná technologie a zjistili, že vypouštěná voda dosahuje úrovně velice čisté povrchové vody např. mikrobiální znečištění kleslo o celé řády a navíc nebyla zjištěna žádná souvislost s klimatickými podmínkami a množstvím srážek. Lze tedy očekávat, že do budoucna se kvalita vody vypouštěná z ČOV Tuchoměřice zlepší.

Novým potenciálním zdrojem znečištění by se mohla stát ČOV, jejíž výstavba je zamýšlena na katastrálním území obce Statenice. Stavba ČOV je podmínkou pro další rozvoj obce. V současné době je tento záměr ve stadiu projektu a není známo jaká technologie bude využívána k čištění vody. Měla by být umístěna v nivě potoka v místě, kde potok opouští území obce, což je technicky i ekonomicky nejvýhodnější varianta (Poláčková a kol.,2016). Dalším rizikem je plánované rozšíření a stavba nové paralelní dráhy na Letišti Václava Havla, čímž dojde ke zvětšení objemu vody vypouštěné z ČOV SEVER, nárůstu podílu

zpevněných ploch v povodí a také se zvýší riziko úniku toxických látek a kontaminace vodního toku či podzemních vod.

Vliv urbanizace na biotu Únětického potoka byl posuzován odběrem makrozoobentosu na jaře a na podzim. Byl stanoven saprobní index, který se běžně používá pro hodnocení vod v České republice a dále BMWP skóre a ASPT index dle Kokeše a Vojtíškové (1999).

Hodnoty saprobního indexu indikují na všech stanovištích znečištěnou vodu, zejména na horním toku, kde je výrazně pozměněna morfologie koryta. Dle Komínkové (2006) je nevyhovující biologický stav ovlivněn právě změněnou morfologií koryta, kdy je snížena diverzita vhodných mikrohabitatů pro bentické organismy. Dalším důvodem jsou zvýšené koncentrace celkového fosforu a dusíku, dusičnanů a nerozpuštěných látek již od pramene potoka.

Nejlépe byla hodnocena lokalita č. 8, která dosáhla při obou odběrech betamezosaprobity a třídy jakosti II., přestože zde byla stanovena třída jakosti vody V. z důvodu vysokých koncentrací celkového fosforu. Jedná se o lokalitu v přírodní rezervaci Údolí Únětického potoka v úseku, který je charakterizován jako přírodě blízký. Největší abundanci měl druh *Gammarus fossarum*, který vykazuje citlivost na znečištění vody (Peschke a kol., 2014, Schirling a kol., 2005) a je považován za bioindikátor kvality vody, ale zároveň je vysoce adaptabilní na změněné hydrologické podmínky urbanizovaných toků (Gonzalez a kol., 2001). Nejhůře byla hodnocena lokalita č. 4, která se nachází pod výpustí z ČOV Tuchoměřice a kde je koryto opevněné dlažbou. Byly zde nalezeny pouze zástupci čeledí pakomárovití a nítěnkovití a při jarním odběru zástupci čeledi jepic. Novotná a Šťastná (2011) sledovaly vliv zaústění ČOV a odlehčovacích komor na Botiči, Rokytce a Únětickém potoce. Všechny tři toky charakterizovaly jako antropogenně narušené, vzhledem k nízkému počtu nalezených taxonů nehledě na zaústění prvků městského odvodnění. Pod zaústěním ČOV Tuchoměřice pozorovaly významné snížení počtu taxonů, ale počet jedinců se významně nesnížil stejně jako hodnota saprobního indexu. Nalezené druhy preferují jako habitat bahno a jemný sediment. Dále po proudu na lokalitě pod soutokem s Kopaninským potokem je jasně patrná změna prostředí zvýšením počtu nalezených taxonů i saprobního

indexu, nalezené druhy preferují rychlejší proudění a hrubozrnné sedimenty k obnově společenstva tedy došlo díky větší rozmanitosti habitatů.

Křivka (2012) sledoval v letech 2009-2011 společenstva makrozoobentosu pod výpustí z ČOV SEVER, pod rybníkem Čermákův mlýn a pod soutokem s Kopaninským potokem a všechny sledované profily zařadil do stupně beta-mezosaprobity. Dále na základě vyhodnocení indexů diverzity identifikoval úroveň diverzity toku jako nízkou. Shodně s Komínkovou (2006) konstatuje, že provoz letiště a využívání toku jako recipientu pro ČOV SEVER neovlivňuje složení společenstva a jeho diverzitu, tak významně jako změněná morfologie toku.

Na základě výsledků BMWP skóre je čistota vody hodnocena jako nízká, shodně se saprobním indexem byla nejlépe vyhodnocena lokalita č. 8. Kvalita vody je podle ASPT indexu hodnocena jako střední.

Seager a Abrahams (1990) považují vypouštění znečištěných odpadních vod z hlediska složení bentického společenstva za nejdůležitější faktor. Ovšem výsledky biologického monitoringu, zejména průběh saprobního indexu, ukazují, že složení společenstva makrozoobentosu koreluje spíše s morfologickým stavem toku než s úrovní jeho znečištění. Tuto tezi potvrzují Pedersen a Perkins (1986), kteří tvrdí, že geomorfologie kanálu je pro rozmanitost ekosystému daleko významnější než znečištění vody a organické zatížení, zejména v místech s vyšším průtokem.

V dolní části toku se nachází pstruhový revír 403 008, který začíná pod mostem v obci Černý Vůl a končí soutokem s Vltavou. Současné rybí populace nejsou životaschopné a jejich stav je zcela závislý na doplňování z rybích sádek. Rybáři nejčastěji vysazují sivena amerického a pstruha duhového, jedná se o nepůvodní druhy, které negativně ovlivňují složení rybí fauny, proto by od umělého doplňování mělo být úplně upuštěno nebo by měly být pro obnovu rybích populací pečlivěji vybrány druhy, které jsou původní (Havránek a kol., 2009).

Dle metodiky HEM 2014 byl Únětický potok vyhodnocen jako středně modifikovaný.

Čárová (2015) ve své diplomové práci také provedla ekohydrologické hodnocení Únětického potoka, ale pro hodnocení použila metodu EcoRivHab, která se liší od HEM

2014 zejména ve vyšším počtu hodnocených parametrů (31), naopak některé parametry v ní nejsou zahrnuty např. výskyt mrtvého dřeva v korytě toku. Při hodnocení EcoRivHab jsou také ve větší míře využívány mapové podklady. Vyhodnocení probíhá zařazením každého úseku do jednoho z pěti ekomorfologických stupňů I.-V, které odrážejí míru antropogenního ovlivnění, přičemž stupeň I je přírodní či přírodě blízký.

Podle hodnocení EcoRivHab je 23% délky toku silně antropogenně ovlivněno (IV. ekomorfologický stupeň), 40% středně antropogenně ovlivněno (III. ekomorfologický stupeň), 29% mírně antropogenně ovlivněno s převládajícími přírodě blízkými strukturami (II. Ekomorfologický stupeň) a jen 9% bylo zařazeno do I. ekomorfologického stupně, který je označen jako přírodě blízký. Jako celek byl Únětický potok vyhodnocen jako středně antropogenně ovlivněn. Oba použité metodické postupy tedy došly ke stejnému závěru.

Údolí potoka tvoří základní osu sídelní zeleně obcí jimiž protéká a zároveň je nejvýznamnějším přírodním prvkem. Pro tamní obyvatele má nezastupitelnou rekreační funkci. Vedení obcí usiluje o ochranu toku a jeho okolí a výrazně omezuje výstavbu v nivě potoka, realizované stavby musí mít systém na odvádění a čištění OV, jehož součástí nesmí být přepady do Únětického potoka ani jeho přítoků (Poláčková a kol, 2016)

## 8 Závěr

Ekologický stav Únětického potoka je ovlivněn urbanizací především v horní části toku. Samotné prameniště je uměle vytvořeno a je do něj svedena srážková voda stékající ze zpevněných ploch v obci, což výrazně ovlivňuje jakost vody. Potok tedy od samého pramene trpí všemi příznaky urbanizovaného toku, navzdory tomu dolní část toku protékající zvláště chráněným územím je naopak hodnocena jako přírodě blízká.

V povodí je velké množství antropogenních vlivů, které negativně ovlivňují kvalitu vody, hydrologický režim toku a morfologii koryta. Únětický potok protéká katastrální území obcí, které se rychle rozvíjejí v důsledku suburbanizace, což se projevuje zejména nárůstem rozlohy zpevněných ploch v povodí a v objemu vody, která odtéká z ČOV.

Provedený monitoring identifikoval ČOV Tuchoměřice jako bodový zdroj znečištění, který významně přispívá ke zhoršení jakosti vody. Zmíněná ČOV byla v době psaní této práce intenzifikována a dá se tedy očekávat výrazné zlepšení kvality vypouštěné čištěné vody.

V současnosti se uvažuje o výstavbě nové ČOV, jejímž recipientem by měl být Únětický potok, v obci Statenice. Vzhledem k výsledkům této práce by měla být věnována zvýšená pozornost při výběru technologie, která bude v nové ČOV použita. Další nezanedbatelný vliv je Letiště Václava Havla nacházející se v povodí a využívání potoka i přes jeho nízkou vodnost jako recipientu pro vodu z jeho čistírny. Výsledky monitoringu neprokázaly negativní vliv odtoku z ČOV SEVER na jakost vody, ovšem dimenzace koryta a jeho opevnění mají zcela zásadní vliv na biotu toku. S blízkostí letiště je navíc vždy spojeno nebezpečí úniku chemických látek do recipientu nebo intoxikace podzemních vod.

Revitalizační opatření jsou obtížně realizovatelná z důvodu umístění toku v těsné blízkosti zástavby a komunikací. Při průtoku intravilánem je opevnění koryta nutné, ale bylo by možné nahradit betonovou dlažbu kamenným záhozem, který může obrůst mokřadní vegetací. Dále by zlepšilo ekologický stav toku odstanění migračních překážek a vysokých stupňů a jejich nahrazení rybími přechody.

Podle aktuálních plánů povodí by měl Únětický potok dosáhnout dobrého ekologického stavu po roce 2027, což je reálné pokud budou přijata komplexní opatření realizovaná v rámci celého povodí. V současnosti prováděné opravy koryta řeší jen následky nikoliv

příčiny degradace toku. V budoucnosti by měl být kladen důraz především na hospodaření se srážkovými vodami v povodí a na kvalitu vod vypouštěných z ČOV.

Obce jejichž katastrálním územím protéká Únětický potok by měly podporovat projekty, které si kladou za cíl zvětšit retenční schopnost krajiny např. vybudování poldru či obnovení bývalého rybníka a pečlivě zvažovat plány nové výstavby. Jakkákoliv nová stavba či zpevněná plocha by měla vždy mít podrobný plán hospodaření s dešťovou vodou, kde by měla být maximálně využita možnost zásaku v místě spadu srážek. Využití potoka jako recipientu pro nečištěné srážkové vody by se mělo připadat v úvahu až jako poslední možnost.

Klíčová je v tomto případě součinnost obcí s vedením Letiště a Povodím Vltavy, jelikož podniknuté kroky a realizovaná opatření by se měla navzájem podporovat.

## Přehled literatury a použitých zdrojů

- Allan J.D., 1995: Stream ecology: Structure and function of running waters. Springer.
- Arnold C. L. a Gibbons, C. J., 1996: Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association* 62., S. 243–258.
- Baudišová D. a Kučera J., 2017: Změny eliminace mikrobiálního znečištění na intenzifikované ČOV Hostivice (membránová technologie). *Vodárenská biologie - sborník konference*. Chrudim: Ecomonitor.
- Barron O.V., Barr A.D. a Donn M.J., 2013: Effect of urbanisation on the water balance of a catchment with shallow groundwater. *Journal of Hydrology* 485. S. 162-176
- Běčáková M., 2012: Biologie a ekologie chrostíků (Trichoptera) České Republiky. *Bakalářská práce, Masarykova Univerzity v Brně, Přírodovědecká fakulta*.
- Bunn S. E. a Arthington A. H., 2002: Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental management* 30. S. 492-507.
- Booth D. B., Roy A. H., Smith B. a Capps K.A., 2016: Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science* 35. S. 412–420.
- Canobbio S., Mezzanotte V., Sanfilippo U. a Benvenuto F., 2008: Effect of multiple stressors on water quality and macroinvertebrate assemblages in an effluent-dominated stream. *Water, air, and soil pollution* 198. S. 359-371.
- Carlson M. A., Lohse K., Mcintosh J. a Mclain J., 2011: Impacts of urbanization on groundwater quality and recharge in a semi-arid alluvial basin. *Journal of Hydrology* 409, S. 196-211
- Colmenarejo M. F., Rubio A., E. Sánchez E., Vicente J., García M.G. a Borjac R., 2006: Evaluation of municipal wastewater treatment plants with different technologies at Las Rozas, Madrid (Spain). *Journal of Environmental Management*. 81. S 399.
- Culek M., 2005: Biogeografické členění České republiky. II. díl. *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Lelekovice. ISBN 80-86064-82-4*.
- Čárová G., 2015: Ekohydrologické hodnocení Únětického potoka a jeho povodí. *Diplomová práce, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů České zemědělské univerzity v Praze*.
- Doležal E., 2017: Paralelní RWY 06R/24L, letiště Praha Ruzyně- Prodloužení platnosti stanoviska k posouzení vlivů provedení záměru na životní prostředí. *MŽP*.
- Duh J. D., Shandas V., Chang H. a George L. A., 2008: Rates of urbanisation and the resiliency of air and water quality. *Science of the total environment* 400. S 238-256.



- Frank S., 2013: Vliv zrychleného odtoku v urbanizovaném území na zásoby podzemní vody. *Urbanismus a územní rozvoj* 16. S. 9-13.
- Fuchs S., Wander R. a Rogozina T., 2011: Urban Emissions into Russian and German River Basins. *WASSERWIRTSCHAFT* 101. S. 33-38.
- Gessner M.O., Hinkelmann R., Nützmann G., Jekel M., Singer G., Lewandowski J., Nehls T. a Barjenbruch M., 2014: Urban water interfaces. *Journal of Hydrology* 514. S. 226-232
- Gonzalez J. M., Basaguren A. a Pozo J., 2001: Life history and production of *Caenis luctuosa* in two nearby reaches along a small stream. *Hydrobiologia* 452. S. 209-215.
- Hachmoller B., Matthews R. A. a Brakke D. F., 1991: Effects of riparian community structure, sediment size, and water quality on the macroinvertebrate communities in a small, suburban stream. *Northwest Science* 65(3).
- Haase D. a Nuisl H., 2007: Does urban sprawl drive changes in the water balance and policy? The case of Leipzig (Germany) 1870–2003. *Landscape and Urban Planning* 80. S. 1-13.
- Havránek J., Mačát Z. a Trnka F., 2009: Plán péče o přírodní rezervaci Údolí Únětického potoka na období 2011 – 2018, AOPK ČR, Olomouc.
- Helms B. S., Feminella J. W. a Pan S., 2005: Detection of biotic responses to urbanization using fish assemblages from small streams of western Georgia, USA. *Urban Ecosystems* 8. S. 39-57.
- Horáková M., Janda V., Koller J., Kollerová L., Palatý J., Koubíková J., Pokorná D., Ptáková H., Schejbal P., Smrčková Š., Strnadová N. a Sýkora V., 2003: *Analytika vody*. Vysoká škola chemicko-technologická, Praha.
- Horská P., Maur E. a Musil J., 2002: *Zrod velkoměsta: urbanizace českých zemí a Evropa*. Paseka, Praha. ISBN 80-7185-409-3.
- Jakubínský J., 2014: The human impact on the current hydromorphological states of small watercourses in the Czech Republic. *Ecohydrology & Hydrobiology* 14. S. 313-322.
- Jirásek P., 2009: *Mlýny na Únětickém potoce: 2005-2007*. P. Jirásek, Tuchoměřice. ISBN 978-80-254-4139-8.
- Just T., 2016: *Ekologicky orientovaná správa vodních toků v oblasti péče o jejich morfologický stav: metodika AOPK ČR*. Praha. ISBN 978-80-88076-25-4.
- Kennen J. G., 1999: Relation of macroinvertebrate community impairment to catchment characteristics in New Jersey streams. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 35. S. 939-955.

Kokeš J. a Němejcová D., 2006: Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou Perla. VÚV TGM, Brno.

Kokeš J. a Vojtišková D., 1999: Nové metody hodnocení makrozoobentosu tekoucích vod. Výzkumný ústav hospodářský T. G. Masaryka, Brno.

Komínková D., Handová Z., Sládečková A., Caletková, J. a Nábělková J., 2006: Posouzení vlivu provozu Letiště Praha s.p. na ekologický stav Únětického a Kopaninského potoka. ČVUT: Fakulta stavební, katedra zdravotního a ekologického inženýrství. Praha.

Kraus F., 2017: Znečištění pražských vodních toků a vodních ploch těžkými kovy. Arnika. Praha.

Krejčí V., Gujer W., Hlavínek P. a Zeman E., 2002: Odvodnění urbanizovaných území: koncepční přístup. NOEL, Brno. ISBN 80-86020-39-8.

Křivka V. 2012: Nová retenční nádrž na ČOV + ČKV Sever, letiště Praha Ruzyně. Posudek EIA. Plzeň

Kubý R. a Bakulová B., 2000: Drobné vodní toky na území hl. m. Prahy. Sovak č. 07-08.

Langhammer J., 2009: Kvalita povrchových vod a jejich ochrana, Univerzita Karlova, Praha.

Langhammer J., 2014a: HEM 2014-Metodika monitoringu hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků. PřF UK, Praha.

Langhammer J., 2014b: HEM 2014-Metodika typově specifického hodnocení hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků. PřF UK, Praha.

Lanz, K., Scheuer S. a Jech K., 2000: Příručka EEB o vodohospodářské politice EU podle Rámcové směrnice o vodě. Společnost pro trvale udržitelný život STUŽ, Praha. ISBN 80-902635-4-2.

Larson M. G., Booth D. B. a Morley S. A., 2001: Effectiveness of large woody debris in stream rehabilitation projects in urban basins. Ecological Engineering 18. S 211-226.

Lelut J. a Matoušková M., 2008: Revitalizační opatření za účelem zlepšení kvality habitatu vodních toků – modelová studie z povodí Rolavy. Univerzita Karlova v Praze. S. 187-196.

Leopold L. B. a Dunne T., 1978: Water in environmental planning. New York.

Luka V., Mertl J., Pernicová H., Ponocná T., Rejentová L., Rollerová M., Stein Z. a Vlčková V., 2017: Vývoj krajinného pokryvu dle CORINE Land Cover na území ČR v letech 1990-2012. CENIA, Praha. ISBN 978-80-87770-28-3.

MacRae C. R. a Rowney A. C., 1992: The role of moderate flow events and bank structure in the determination of channel response to urbanization. In 45th Annual Conference.

Resolving Conflicts and Uncertainty in Water Management. Proceeding of the Canadian Water Resources Association, Kingston, Ontario.

McNutt R. P., Walker W.J a Maslanka .C.K.,1999: The potential contribution of urban runoff to surface sediments of the Passaic River: sources and chemical characteristics. *Chemosphere* 38(2). S 363-363.

Merz J. E., Chan O. a Leigh, K., 2005: Effects of gravel augmentation on macroinvertebrate assemblages in a regulated California river. *River Research and Applications* 21. S 61-74.

Musil J., 2002: Co je urbanizace. In: Horská P., Maur E. a Musil J.: Zrod velkoměsta: urbanizace českých zemí a Evropa. Paseka, Praha. S. 7-53

Novotná J. a Šťastná G., 2011: Městské odvodnění a jeho vliv na společenstva nárostů a makrozoobentosu ve vodních tocích. *Vodárenská biologie - sborník konference*. Chrudim: Ecomonitor.

Ouředníček M. a Temelová J., 2008: Současná česká suburbanizace a její důsledky. *Veřejná správa* 11., S. 1-4.

Paul M. J. a Meyer J. L., 2001: Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32. S. 333-365.

Pavlík I., Chytilová L., Ansorge V., Krouz J., 2016: Vize rozvoje obce Tuchoměřice, City Upgrade, Praha.

Pedersen E. R. a Perkins M. A., 1986: The use of benthic invertebrate datafor evaluating impacts of urban runoff. *Hydrobiologia* 139. S. 13-22.

Peschke K., Geburzi J., Ko H. R., Wurm K. a Tribskorn, R., 2014: Invertebrates as indicators for chemical stress in sewage-influenced stream systems: toxic and endocrine effects in gammarids and reactions at the community level in two tributaries of Lake Constance, Schussen and Argen. *Ecotoxicology and environmental safety* 106. S 115-125.

Pitter P., 2015: *Hydrochemie*. Vysoká škola chemicko-technologická, Praha.

Poláčková V. a kol., 2016: Územní plán města Statenice. *Urbanistický atelier*. Praha

Radechovský J., Švehla P., Hrnčířová H., Pacek L. a Balík J., 2013: The inhibitory action of the compounds nitrogen nitrification of wastewater. *Chemické listy* 107. S. 892-896.

Rauch S. a Morrison G. M., 1999: Platinum uptake by the freshwater isopod *Asellus aquaticus* in urban rivers. *Science of the Total Environment* 235. S 261-268.

Roy A.H., Rosemond A. D., Paul M.J, Leigh D. S., a Wallace J.B., 2003: Stream Macroinvertebrate Response to Catchment Urbanisation (Georgia, USA). *Freshwater Biology* 48. S. 329-346.

Roy A., Capps K., El-Sabaawi R., Jones K. Parr T., Ramírez A., Smith R, Walsh Ch., a Wenger S., 2016: Urbanization and stream ecology: diverse mechanisms of change. *Freshwater Science* 35. S 272-277.

Rozkošný R. a Ježek J., 1980: Klíč vodních larev hmyzu. Academia, Praha.

Rueda J., Camacho A., Mezquita F., Hernández R. a Roca J.R., 2002: Effect of Episodic and Regular Sewage Discharges on the Water Chemistry and Macroinvertebrate Fauna of a Mediterranean Stream. *Water, Air* 140. S. 425-444.

Scalenghe R. a Marsan F. A., 2009: The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning* 90. S. 1-10.

Seaburn, G. E. 1969: Effects of urban development on direct runoff to East Meadow Brook Nassau County, Long Island, New York.

Seager J. a Abrahams R. G., 1990: The impact of storm sewage discharges on the ecology of a small urban river. *Water Science Technology* 22. S. 163-171.

Schirling M., Jungmann D., Ladewig V., Nagel R., Triebkorn R. a Köhler, H. R., 2005: Endocrine effects in *Gammarus fossarum* (Amphipoda): influence of wastewater effluents, temporal variability, and spatial aspects on natural populations. *Archives of environmental contamination and toxicology* 49. S 53-61.

Sládeček V a Sládečková A., 1997: Atlas vodních organismů se zřetelem na vodárenství, povrchové vody a čistírny odpadních vod. Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost, Praha. ISBN 80-02-01101-5.

Sonoda, K. a Yeakley, J. A., 2007: Relative effects of land use and near-stream chemistry on phosphorus in an urban stream. *Journal of environmental quality* 36. S. 144-154.

Svobodová Z., Máchová J., Vykusová B. a Piačka V., 1996: Kovy v ekosystémech povrchových vod. Vodňany.

Sýkora L., 2003: Suburbanizace a její společenské důsledky. *Sociologický Časopis* 39. S. 217-233.

Tate C. M. a Heiny J. S., 1995: The ordination of benthic invertebrate communities in the South Platte River Basin in relation to environmental factors. *Freshwater Biology* 33, S 439-454.

Tsagarakis K. P., Mara D. D., Horan N.J. a Angelakis A. N., 2001: Institutional status and structure of wastewater quality management in Greece. *Water Policy*. 3, S. 81.

Vietz G. J., Sammonds M. J., Walsh C. J., Fletcher T. D., Rutherford I. D., a Stewardson M. J., 2014: Ecologically relevant geomorphic attributes of streams are impaired by even low levels of watershed effective imperviousness. *Geomorphology* 206. S. 67-78.

Vietz G. J., Rutherford I. D., Fletcher T. D. a Walsh C. J. (2015): Thinking outside the channel: Challenges and opportunities for protection and restoration of stream morphology in urbanizing catchments. *Landscape and Urban Planning* 145. S 34-44.

Vietz G. J., Walsh Ch. a Fletcher D., 2016: Urban hydrogeomorphology and the urban stream syndrome. *Progress in Physical Geography* 40. S. 480-492.

Violin C. R., Cada P., Sudduth E. B., Hassett B. A., Penrose D. L. a Bernhardt E. S., 2011: Effects of urbanization and urban stream restoration on the physical and biological structure of stream ecosystems. *Ecological Applications* 21. S 1932-1949.

Viták Z., 2016: DPPS – DVT Únětický potok – rekonstrukce koryta toku v ř.km 9,276-12,398. Souhrnná technická zpráva (dle přílohy č.6 k vyhlášce č.499/2006Sb.).

Vítek., 2014: Rozšíření čistírny odpadních vod Tuchoměřice - Dokumentace pro provádění stavby. Souhrnná technická zpráva.

Vyskoč P., Prchalová H., Semerádová S. a Fojtík T., 2017: Reporting plánů povodí podle Rámcové směrnice o vodách. *VTEI* 2/2017. S. 18-27.

Wallace A. M., Croft-White M. V. a Moryk J., 2013: Are Toronto's streams sick? A look at the fish and benthic invertebrate communities in the Toronto region in relation to the urban stream syndrome. *Environmental Monitoring and Assessment* 185. S. 7857-7875.

Walsh C. J., Leonard A. W., Ladson A. R. a Fletcher T. D., 2004: Urban stormwater and the ecology of streams. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology and Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Canberra.

Walsh C. J., Roy A. H., Feminella J. W., Cottingham P. D., Groffman P. M. a Morgan R. P., 2005: The urbanstream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24. S 706-723.

Wang, L. a Lyons, J., 2003: Fish and benthic macroinvertebrate assemblages as indicators of stream degradation in urbanizing watersheds. *Biological response signatures: indicator patterns using aquatic communities*. S 227-249.

Withers P. J. A. a Jarvie H. P., 2008: Delivery and cycling of phosphorus in rivers: a review. *Science of the total environment* 400. S. 379-395.

Wright I. A., Davies P. J., Findlay S. J., Jonasson O. J. a Burgin S., 2010: Impact of urban development on aquatic macroinvertebrates in south eastern Australia: degradation of in-stream habitats and comparison with non-urban streams. *Aquatic Ecology* 44. S. 685-700.

Yoder C. O., Miltner R. J. a White D., 1999: Assessing the status of aquatic life designated uses in urban and suburban watersheds. *Urban Environment*. S. 16-28.

Zhou J., Wen Y., Jiang Q., a Liu X., 2015: Study on Sulphate Pollution of Surface Water Environment. *Nature Environment and Pollution Technology* 14. S. 663.

## **Ostatní zdroje**

Beneš O. a Wanner F., 04.12.2017: Aktuálně z EurEau: Velká Británie nedosáhne do roku 2027 na cíle ve stavu vodních útvarů (online) [cit. 2018.03.15], dostupné z <<http://www.prumyslovaekologie.cz/Dokument/103186/aktualne-z-eureau-velka-britanie-nedosahne-do-roku-2027-na-cile-ve-stavu-vodnich-utvaru.aspx>>.

Benešová L. a Hnaťuková P.: Možnosti použití dnových sedimentů do zemědělských půd (online) [cit. 2018.03.15], dostupné z <<http://www.envigroup.cz/aktualita-132.html>>.

Město Roztoky, ©2018: Únětický potok (online) [cit.2018.03.15], dostupné z <<http://www.roztoky.cz/uneticky-potok>>.

Lesy Hlavního Města Prahy, 2018: Kvalita vody v pražských potocích. (online) [cit.2018.03.15], dostupné z: <<http://www.praha-priroda.cz/odborna-verejnost/kvalita-vody/>>

## **Legislativa**

ČSN ISO 7150-1: Stanovení amonných iontů Manuální spektrometrická metoda. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha, 1994. 12 s.

ČSN EN 26777: Stanovení dusitanů Molekulární absorpční spektrofotometrická metoda. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha, 1995. 12 s.

ČSN ISO 7890-3: Stanovení dusičnanů Spektrometrická metoda s kyselinou sulfosalicylovou. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha, 1995. 8 s.

ČSN EN ISO 6878: Stanovení fosforu Spektrometrická metoda s molybdenanem amonným. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha, 2005. 24 s.

ČSN 75 7716: Jakost vod-Biologický rozbor- Stanovení saprobního indexu. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha, 1998. 180s.

ČSN 75 7221: Kvalita vod-Klasifikace kvality povrchových vod. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha, 2017. 20 s.

Nářízení vlády č. 41/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění pozdějších předpisů.

Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a rady, ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.

## Přehled obrázků, tabulek a příloh

### Přehled obrázků:

- Obr. č. 1: Koloběh vody v urbanizovaném území
- Obr. č. 2: Podíl odtoku, infiltrace a výparu vzhledem k velikosti zpevněných ploch
- Obr. č. 3: Schéma rozdílné velikosti odtoku v zalesněném a urbanizovaném povodí o ploše 1 km<sup>2</sup>, velikost odtoku je uvedena v 1000 m<sup>3</sup>/de
- Obr. č. 4: Faktory určující míru ovlivnění vodního toku urbanizací na úrovni povodí a koryta toku
- Obr. č. 5: Změna tvaru koryta se zvyšující se mírou urbanizace
- Obr. č. 6: Dosažení dobrého ekologického stavu útvarů povrchových vod v České republice
- Obr. č. 7: Ortofotomapa Únětického potoka a jeho přítoků
- Obr. č. 8: Mapa Únětického potoka s jeho přítoky a vyznačenými hranicemi obcí, jimiž protéká
- Obr. č. 9: Mapa geomorfologické charakteristiky dotčeného území
- Obr. č. 10: Mapa geologické charakteristiky dotčeného území
- Obr. č. 11: Mapa pedologické charakteristiky dotčeného území
- Obr. č. 12: Přehledová mapka klimatické charakteristiky České republiky s vyznačeným zájmovým územím ležícím na rozhraní mezi teplou a mírně teplou oblastí
- Obr. č. 13: Mapa monitorovacích míst na Únětickém potoce
- Obr. č. 14: Odběrná lokalita č. 1 na Únětickém potoce
- Obr. č. 15: Odběrná lokalita č. 2 na Únětickém potoce
- Obr. č. 16: Odběrná lokalita č. 3 na Únětickém potoce
- Obr. č. 17: Odběrná lokalita č. 4 na Únětickém potoce
- Obr. č. 18: Odběrná lokalita č. 5 na Únětickém potoce
- Obr. č. 19: Odběrná lokalita č. 6 na Únětickém potoce
- Obr. č. 20: Odběrná lokalita č. 7 na Únětickém potoce
- Obr. č. 21: Odběrná lokalita č. 8 na Únětickém potoce
- Obr. č. 22: Odběrná lokalita č. 9 na Únětickém potoce
- Obr. č. 23: Mapa jednotlivých úseků pro HEM 2014
- Obr. č. 24: Krabicový graf znázorňující hodnoty konduktivity v  $\mu\text{S}/\text{cm}$  na jednotlivých lokalitách Únětického potoka,
- Obr. č. 25: Krabicový graf znázorňující hodnoty obsahu rozpuštěného kyslíku v mg/l na jednotlivých lokalitách Únětického potoka
- Obr. č. 26: Krabicový graf znázorňující hodnoty pH na jednotlivých lokalitách Únětického potoka,
- Obr. č. 27: Krabicový graf znázorňující hodnoty teploty vody ve  $^{\circ}\text{C}$  na jednotlivých lokalitách Únětického potoka
- Obr. č. 28: Krabicový graf znázorňující hodnoty koncentrace síranů v mg/l na jednotlivých lokalitách Únětického potoka,
- Obr. č. 29: Krabicový graf znázorňující hodnoty koncentrace dusičnanového dusíku v mg/l na jednotlivých lokalitách Únětického potoka
- Obr. č. 30: Krabicový graf znázorňující hodnoty koncentrace celkového fosforu v mg/l na jednotlivých lokalitách Únětického potoka
- Obr. č. 31: Graf znázorňující hodnoty saprobního indexu na jednotlivých lokalitách zájmového toku
- Obr. č. 32: Graf znázorňující hodnoty BMWP skóre na jednotlivých lokalitách zájmového toku

- Obr. č. 33: Graf znázorňující hodnoty ASPT indexu na jednotlivých lokalitách zájmového toku
- Obr. č. 34: Prameniště Únětického potoka
- Obr. č. 35: Obnova koryta Únětického potoka
- Obr. č. 36: Koryto Únětického potoka v obci Statenice
- Obr. č. 37: Koryto Únětického potoka v PR Údolí Únětického potoka
- Obr. č. 38: Koryto Únětického potoka v Roztokách u Prahy
- Obr. č. 39: Mapa znázorňující barevně odlišené úseky Únětického potoka dle jejich hydromorfologického stavu

#### Přehled tabulek:

- Tab. č. 1: Typy krajinného pokryvu a jejich rozloha v povodí Únětického potoka.
- Tab. č. 2: Popis odběrných míst na zájmovém toku.
- Tab. č. 3: Termíny terénního měření v letech 2014-2016.
- Tab. č. 4: Koeficienty pro přepočet hmotností dusíkatých sloučenin.
- Tab. č. 5: Mezní hodnoty přípustného znečištění povrchových vod a tříd jakosti pro vybrané fyzikální a chemické ukazatel
- Tab. č. 6: Slovní popis jednotlivých tříd jakosti vody a jejich barevné označení.
- Tab. č. 7: Stupnice saprobity a slovní označení jednotlivých stupňů.
- Tab. č. 8: Klasifikace třídy jakosti vody podle hodnot saprobního indexu.
- Tab. č. 9: Hodnoty BMWP skóre a ASPT indexu a jejich vyhodnocení .
- Tab. č. 10: Délka jednotlivých úseků HEM na Únětickém potoce a dotčená odběrová místa, která se na nich nacházejí
- Tab. č. 11: Charakteristiky hodnocené při terénním monitoring.
- Tab. č. 12: Klasifikace hydromorfologického stavu hodnoceného úseku, slovní popis jednotlivých tříd a jejich barevné označení
- Tab. č. 13: Výsledky monitoringu vybraných ukazatelů měřených na Únětickém potoce (průměr a medián ze všech měření na všech lokalitách) s barevně rozlišenými třídami jakosti vody
- Tab. č. 14: Hodnoty saprobního indexu na jednotlivých lokalitách a průměrná hodnota pro zájmový tok
- Tab. č. 15: Hodnoty BMWP skóre na lokalitách Únětického potoka při jarním a podzimním odběru
- Tab. č. 16: Hodnoty ASPT indexu na lokalitách Únětického potoka při jarním a podzimním odběru
- Tab. č. 17: Zařazení hodnocených úseků do tříd hydromorfologické kvality

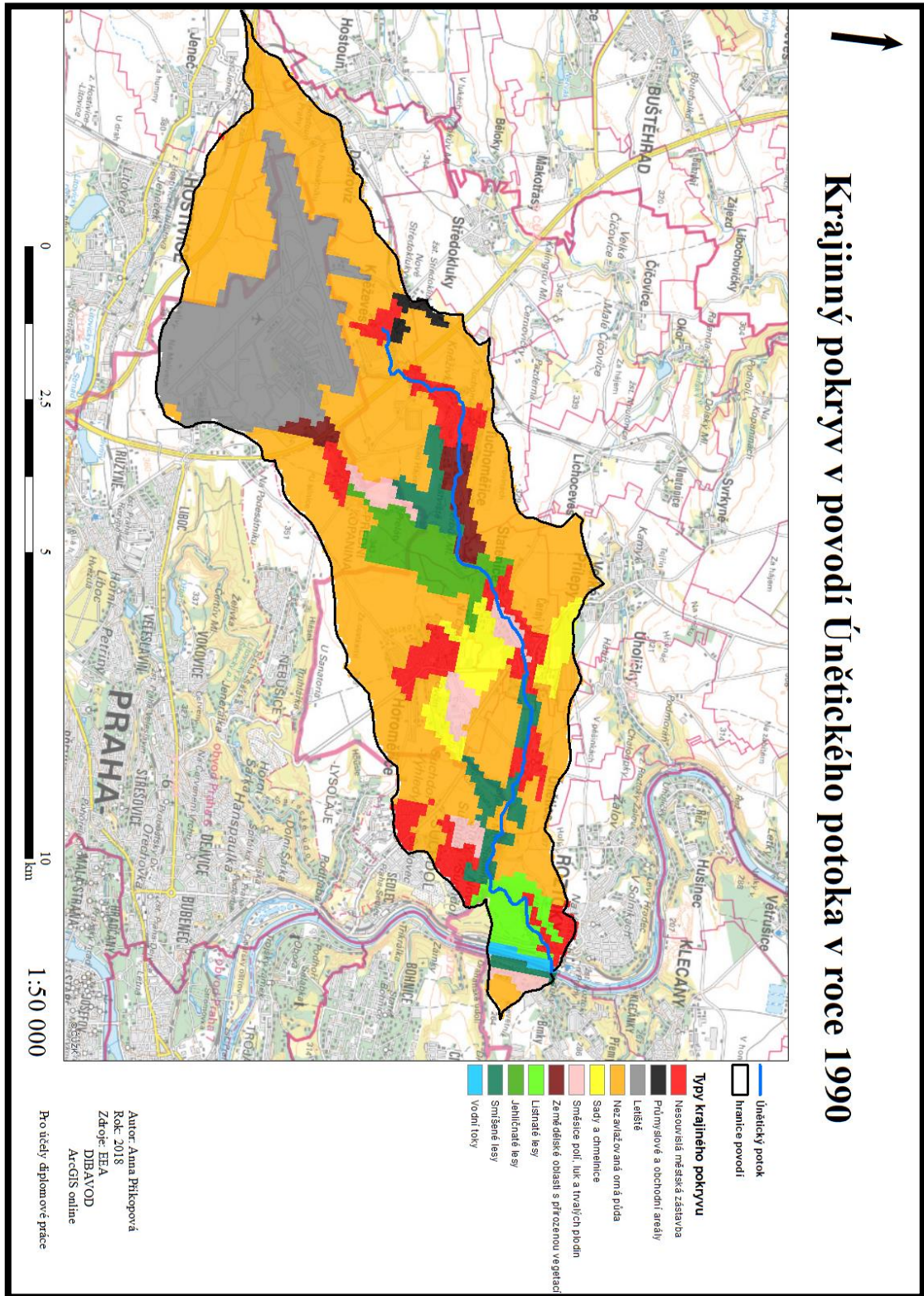
#### Přílohy:

- Příloha č. 1: Mapy krajinného pokryvu v povodí Únětického potoka v letech 1990, 2000, 2006 a 2012
- Příloha č. 2: Vizualizace návrhu zapojení Únětického potoka do obce Tuchoměřice
- Příloha č. 3: Hodnoty z terénního měření
- Příloha č. 4: Výsledky chemických analýz
- Příloha č. 5: Výpočet saprobního indexu pro jednotlivé lokality
- Příloha č. 6: Výpočet BMWP skóre a ASPT index pro jednotlivé lokality
- Příloha č. 7: Skórování jednotlivých parametrů HEM 2014

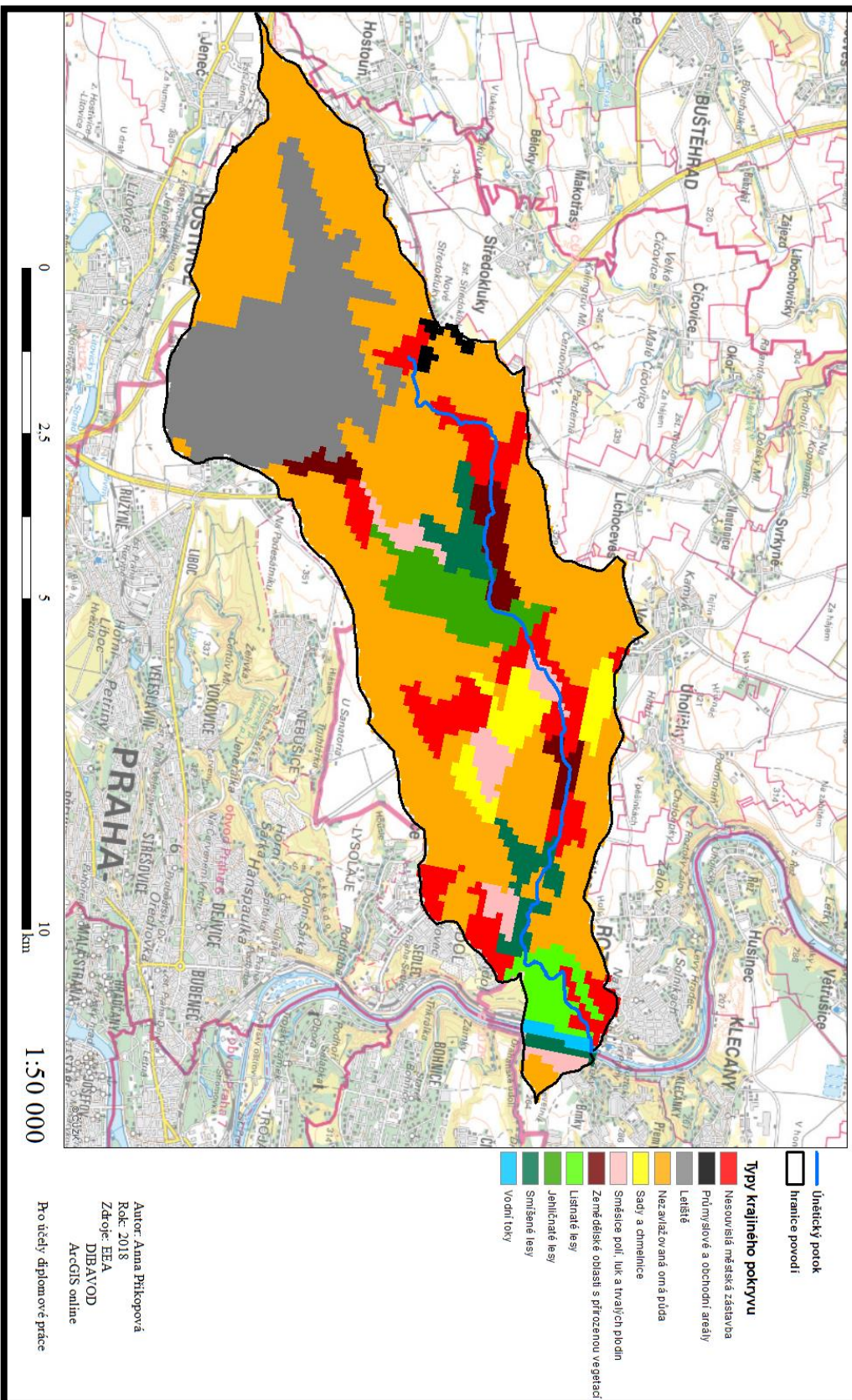


## Přílohy

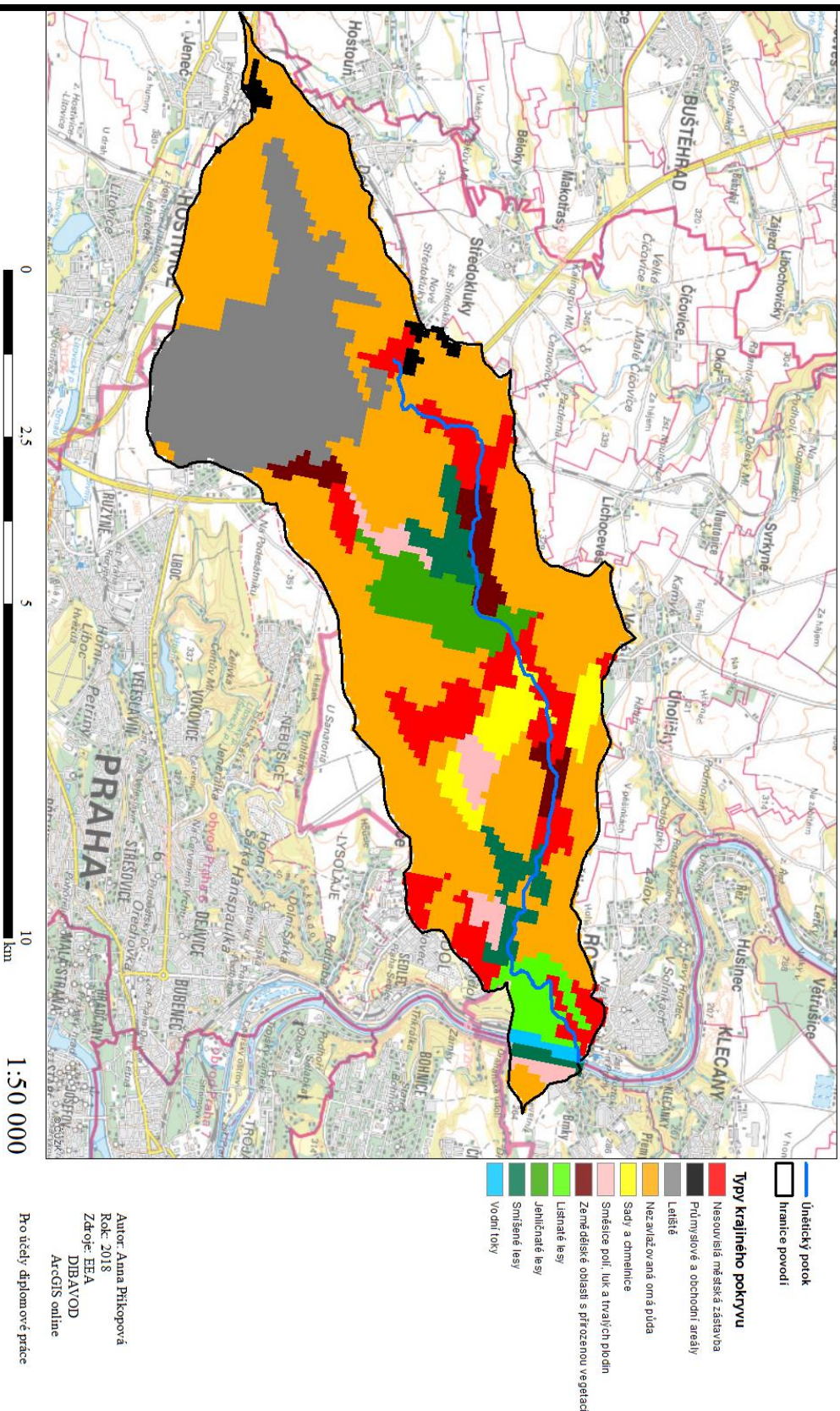
Příloha č. 1: Mapy krajinného pokryvu v povodí Únětického potoka v letech 1990, 2000, 2006 a 2012



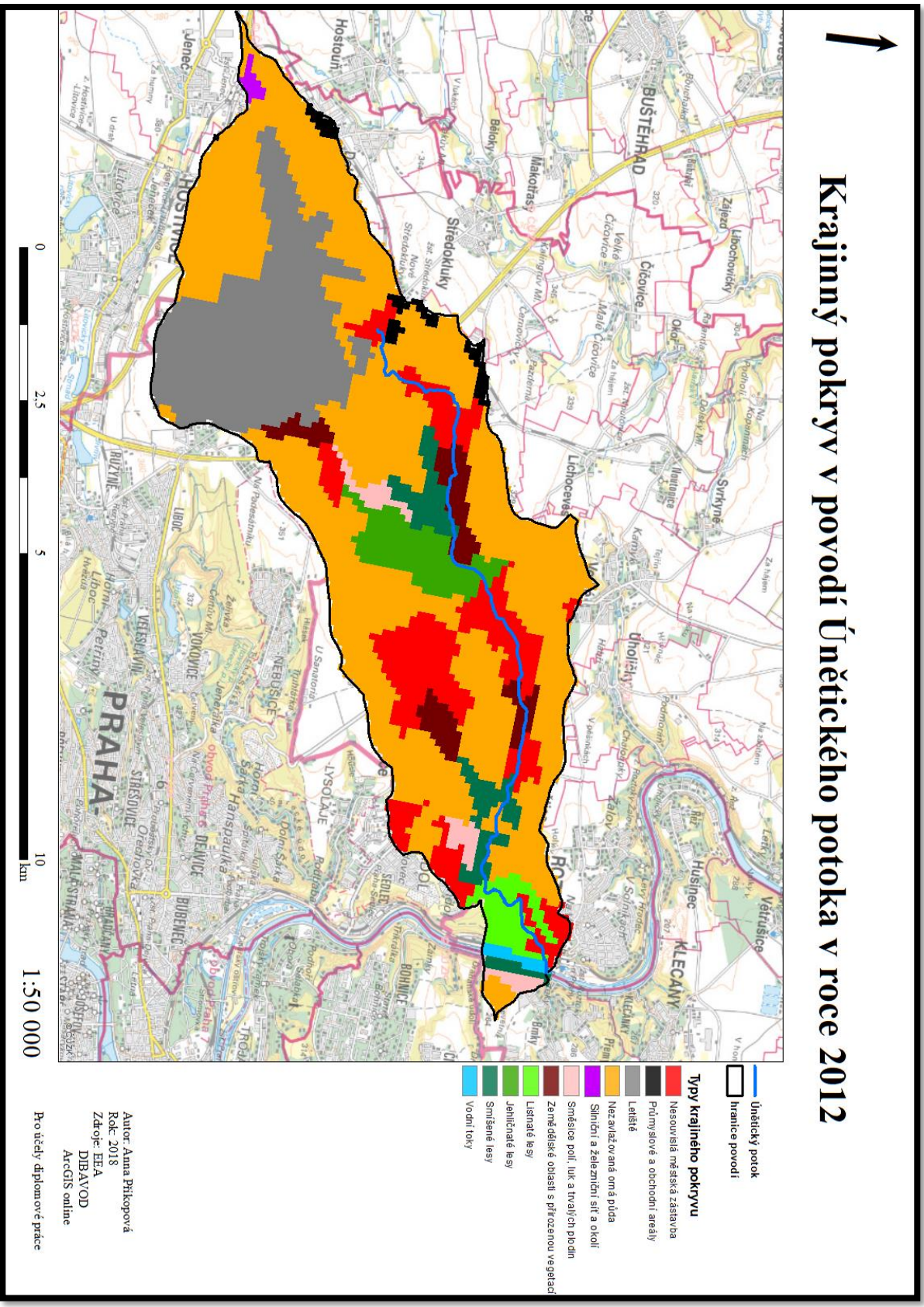
# Krajinný pokryv v povodí Únětického potoka v roce 2000



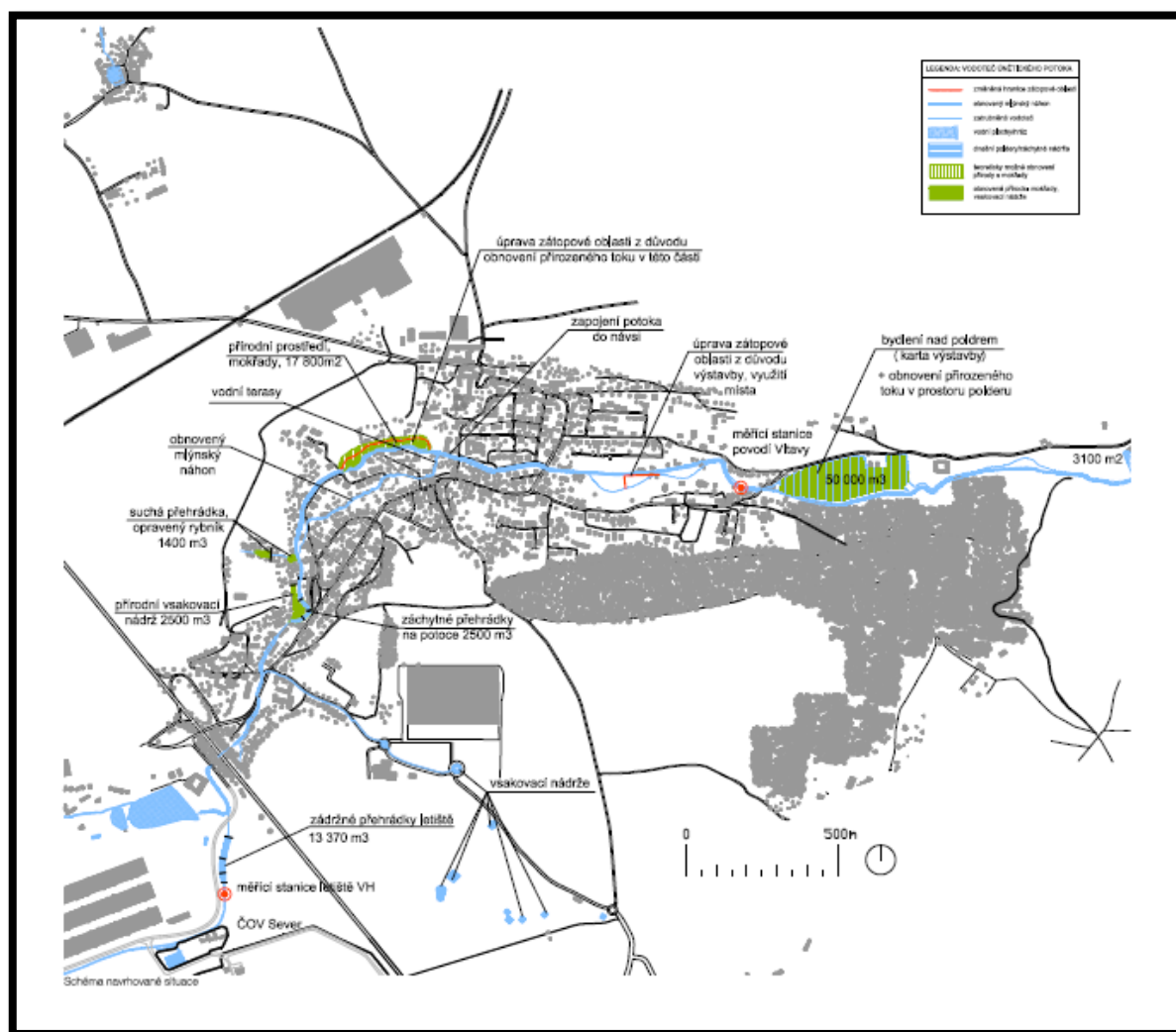
# Krajinný pokryv v povodí Únětického potoka v roce 2006



# Krajinný pokryv v povodí Únětického potoka v roce 2012



Příloha č. 2: Vizualizace návrhu zapojení Únětického potoka do obce Tuchoměřice



**Příloha č. 3: Hodnoty z terénního měření**

	Vodivost ( $\mu\text{S/cm}$ )												
	2014			2015						2016			
	16.5.	17.7.	17.8.	8.5.	12.6.	17.7.	26.8.	25.9.	13.11.	14.6.	13.7.	31.8.	5.10.
lokality 1	974	937	998	960	968	938	941	942	961	848	867	870	917
lokality 2	717	731	878	725	681	729	758	878	894	554	585	640	735
lokality 3	722	683	1050	431	493	743	851	966	880	575	593	615	476
lokality 4	910	895	915	582	818	854	877	894	892	599	752	570	485
lokality 5	879	774	931	651	861	870	873	895	906	598	741	570	660
lokality 6	892	889	966	743	885	909	930	985	987	665	743	560	632
lokality 7	972	884	1062	991	993	1080	975	1036	1033	710	738	590	742
lokality 8	959	883	939	813	865	885	890	975	991	723	753	620	740
lokality 9	952	885	913	781	856	889	876	969	960	711	749	610	744

	Obsah rozpuštěného kyslíku (mg/l)												
	2014			2015						2016			
	16.5.	17.7.	17.8.	8.5.	12.6.	17.7.	26.8.	25.9.	13.11.	14.6.	13.7.	31.8.	5.10.
lokality 1	6,24	6,02	7	7,35	5,14	5,63	4,87	6,32	5,95	6,73	6,35	5,18	5,91
lokality 2	11,31	8,16	7,7	11,45	8,63	7,13	8,49	8,55	10,41	7,66	6,36	8,14	9,58
lokality 3	10,26	7,62	7,53	8,74	8,37	8,34	8,4	8,78	9,72	7,5	8,06	8,64	9,73
lokality 4	8,32	7,92	7,9	6,98	9,23	8,21	9,43	9,73	11,42	9,13	8,99	10,03	9,62
lokality 5	10,69	8,96	8,91	9,31	9,21	8,03	9,72	9,59	10,33	8,96	8,91	9,96	10,61
lokality 6	10,18	9,02	9,36	9,95	8,93	8,42	9,33	12	10,45	9,04	8,71	9,92	10,77
lokality 7	9,77	8,92	9,2	9,67	7,94	8,84	9,43	9,87	10,46	8,83	8,76	9,74	10,39
lokality 8	10,4	8,93	9,52	9,89	8,48	8,48	9,15	9,49	10,71	8,93	8,86	9,81	10,65
lokality 9	10,93	9,28	9,74	10,66	9,1	8,76	9,54	9,97	10,18	9,29	8,95	9,98	10,79

	pH												
	2014			2015						2016			
	16.5.	17.7.	17.8.	8.5.	12.6.	17.7.	26.8.	25.9.	13.11.	14.6.	13.7.	31.8.	5.10.
lokality 1	7,15	7,39	7,26	6,25	7,05	7,07	7,11	7,22	7,38	7,19	7,44	6,85	6,4
lokality 2	8,4	8,08	8,39	8,16	7,79	7,68	8,23	8,08	8,53	7,88	7,77	7,7	7,37
lokality 3	8,41	8,14	8,5	7,85	7,56	7,57	7,93	7,56	8,43	7,7	8,04	7,6	8,61
lokality 4	8,15	8,12	8,14	7,53	8,54	8,23	8,52	8,37	8,82	8,37	8,5	8,02	8,59
lokality 5	8,43	8,49	8,47	8,22	8,27	8,27	8,54	8,11	8,65	8,34	8,56	7,93	7,65
lokality 6	8,25	8,49	10,2	8,49	8,34	8,38	8,49	8,61	8,65	8,03	8,52	7,96	7,6
lokality 7	8,1	8,21	10,28	8,06	7,88	7,94	8,19	8,2	8,55	8,25	8,28	7,96	7,5
lokality 8	8,44	8,54	8,73	8,34	8,33	8,39	8,54	8,47	8,78	8,44	8,6	7,97	7,66
lokality 9	8,41	8,59	8,58	8,53	8,39	8,46	8,65	8,93	9,37	8,51	8,55	8,15	7,93

	Teplota vody ( $^{\circ}\text{C}$ )												
	2014			2015						2016			
	16.5.	17.7.	17.8.	8.5.	12.6.	17.7.	26.8.	25.9.	13.11.	14.6.	13.7.	31.8.	5.10.
lokality 1	10,2	11,3	11,4	12,7	11	13,4	12,1	11,7	10,4	13,1	13,5	10,8	12,2
lokality 2	13,1	21,4	18	16,3	16,8	20,9	18,4	14,5	10,5	21,6	22,8	20,2	12,1
lokality 3	12,7	21,2	17,7	16,1	16,3	21,8	16,2	15,2	10,6	20	21	19,6	11,3
lokality 4	12,4	21,3	17,1	14,5	15,5	18,8	13,9	12,8	10	16,8	18,7	15,5	11,1
lokality 5	9,8	18,2	16,4	12,6	14,4	19,5	13,2	13,1	9,7	17,1	20	15,2	10,9
lokality 6	10	17,2	15,5	11,8	18,1	19	15,5	13,1	9,8	15,9	18,6	15,6	10,3
lokality 7	10,4	16,1	14,5	11,4	17,2	16,9	15,6	13	9,8	15,7	17,5	15,5	11,1
lokality 8	10	17,9	15	10,8	17,9	18,8	15,9	14,5	9,8	16,3	19	16	10,3
lokality 9	10,5	18,2	14,6	10,1	16,9	19,4	15,7	13,6	9,6	16,1	19,1	15,6	10,2

**Příloha č. 4: Výsledky chemických analýz**

	Celkový fosfor (mg/l)												
	2014			2015						2016			
	16.5.	17.7.	17.8.	8.5.	12.6.	17.7.	26.8.	25.9.	13.11.	14.6.	13.7.	31.8.	5.10.
lokality 1	0,02	1,07	1,44	0,01	0,34	0,02	0,02	0,1	0,08	0,08	0,03	0,08	0,02
lokality 2	0,15	0,9	2,23	0,08	0,76	0,16	0,01	0,09	0,3	0,08	0,1	0,46	0,14
lokality 3	0,26	0,16	2,27	0,11	0,02	0,24	0,05	0,2	0,12	0,23	0,14	0,33	0,11
lokality 4	1,48	0,05	1,44	1,56	2,62	1,54	0,22	0,7	0,73	0,41	0,49	0,43	0,22
lokality 5	0,48	0,07	0,23	0,55	1,56	0,87	0,28	0,6	0,53	0,51	0,46	0,33	0,31
lokality 6	0,37	0,27	0,23	0,39	0,64	0,43	0,1	0,2	0,4	0,02	0,57	0,34	0,28
lokality 7	1,55	0,37	1,99	0,77	3,45	0,93	0,22	0,59	0,48	0,23	1,62	0,41	0,49
lokality 8	0,98	0,1	1,22	0,36	1	1,52	0,66	0,85	0,3	0,73	0,87	1,06	0,22
lokality 9	1,64	0,1	0,5	0,39	1,42	1,76	0,55	0,64	0,09	0,5	0,17	0,73	0,55

	Sířany (mg/l)												
	2014			2015						2016			
	16.5.	17.7.	17.8.	8.5.	12.6.	17.7.	26.8.	25.9.	13.11.	14.6.	13.7.	31.8.	5.10.
lokality 1	73,9	77,8	53,2	96,6	91,8	120,7	95,8	72	111,3	35,3	97,5	108,1	95,7
lokality 2	80,9	60	57,1	87,8	104,7	115,3	83,3	76,8	109,4	38,9	75,3	80	75,8
lokality 3	53	42,6	46,1	22,1	85,2	75,9	103,5	82,8	121	30,6	45,6	38,5	40,4
lokality 4	64,3	52,7	59,6	49,1	96,5	95,7	89,9	92,5	106,1	18,4	61,5	45,8	58,1
lokality 5	56,5	67,7	67,4	46	101,5	116,1	88,3	81,9	103,2	17,4	63,9	44,5	55,5
lokality 6	70,2	67,4	65,7	61,2	103	125,9	96,8	94,6	112,5	22,1	59,1	50,5	58,4
lokality 7	67,8	66,3	34,1	82,3	134	114,5	94	112	123,2	21,7	81,8	61,6	64
lokality 8	69,7	66,1	48,5	75,5	108,1	108,6	99	90,2	114,7	25,7	66,1	65,1	70,8
lokality 9	63	75,3	89	67,4	90,3	107,4	94,4	101,9	106,2	27,1	68,8	57,2	70,5

	Dusičnanový dusík (mg/l)												
	2014			2015						2016			
	16.5.	17.7.	17.8.	8.5.	12.6.	17.7.	26.8.	25.9.	13.11.	14.6.	13.7.	31.8.	5.10.
lokality 1	7,52	12,15	9,78	6,98	6,69	3,37	6,69	3,89	5,22	6,78	6,33	7,23	7,36
lokality 2	4,02	2,03	4,34	3,61	2,08	1,29	2,24	7,70	2,67	2,15	0,52	1,42	2,08
lokality 3	3,75	1,47	10,62	0,95	2,24	4,11	6,17	2,12	3,28	3,43	1,24	1,65	1,63
lokality 4	8,36	1,60	9,83	1,31	4,95	2,33	5,56	2,60	3,30	4,02	3,30	2,71	3,14
lokality 5	2,35	6,94	10,41	1,90	3,34	2,26	5,56	2,35	4,56	4,74	4,16	2,78	3,12
lokality 6	8,95	10,96	12,29	2,12	4,68	2,08	6,82	2,87	5,04	4,13	2,82	2,12	3,59
lokality 7	12,42	12,27	6,33	3,52	5,11	2,39	4,95	3,05	5,99	4,38	6,46	2,30	3,66
lokality 8	10,98	8,92	9,15	2,53	4,45	3,48	8,02	4,97	6,53	4,52	3,86	3,89	4,11
lokality 9	11,75	13,51	12,22	4,81	4,34	4,22	6,14	4,61	5,53	3,61	1,99	3,12	3,82

	Dusitanový dusík (mg/l)												
	2014			2015						2016			
	16.5.	17.7.	17.8.	8.5.	12.6.	17.7.	26.8.	25.9.	13.11.	14.6.	13.7.	31.8.	5.10.
lokality 1	0,0003	0,0006	0,0006	0,0009	0,0061	0,0091	0,0021	0,0003	0,0006	0,0003	0,0006	0,0009	0,0006
lokality 2	0,0161	0,0216	0,0341	0,0094	0,0234	0,0460	0,0195	0,0100	0,0149	0,0171	0,0122	0,0183	0,0192
lokality 3	0,0058	0,0231	0,0125	0,0040	0,0244	0,0725	0,0198	0,0040	0,0094	0,0225	0,0067	0,0171	0,0104
lokality 4	0,0113	0,0143	0,0107	0,0110	0,0024	0,0658	0,0009	0,0049	0,0027	0,0091	0,0085	0,0100	0,0079
lokality 5	0,0043	0,0134	0,0094	0,0046	0,0076	0,0582	0,0012	0,0021	0,0027	0,0122	0,0079	0,0100	0,0067
lokality 6	0,0061	0,0107	0,0061	0,0046	0,0104	0,0119	0,0021	0,0040	0,0033	0,0082	0,0079	0,0076	0,0055
lokality 7	0,0408	0,0104	0,0128	0,0155	0,1669	0,0207	0,0079	0,0064	0,0018	0,0161	0,0037	0,0076	0,0122
lokality 8	0,0079	0,0107	0,0100	0,0499	0,0320	0,0116	0,0429	0,0055	0,0021	0,0204	0,0076	0,0079	0,0088
lokality 9	0,0079	0,0104	0,0076	0,0116	0,0362	0,0082	0,0018	0,0040	0,0024	0,0161	0,0073	0,0052	0,0012

**Příloha č. 5: Výpočet saprobního indexu pro jednotlivé lokality**

	<b>Lokalita 2</b>									
	Počet jedinců		s <sub>i</sub>	i <sub>i</sub>	h <sub>i</sub>		s <sub>i</sub> *h <sub>i</sub> *i <sub>i</sub>		h <sub>i</sub> *i <sub>i</sub>	
	8.5.2015	13.11.2015			jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim
<i>Baetis sp.</i>	33	6	1,6	1	7	5	11,2	8	7	5
<i>Chironomus plumosus</i>	55	23	3,3	2	9	9	59,4	59,4	18	18
<i>Erpobdella octoculata</i>	1	4	3	2	1	3	6	18	2	6
<i>Potamophylax latipenni</i>	0	1	1	3	0	2	0	6	0	6
<i>Sphaerium rivicola</i>	3	5	2,5	2	2	3	10	15	4	6
<i>Tubifex tubifex</i>	32	13	3,7	3	7	7	77,7	77,7	21	21
<b>Součet</b>	124	52					164,3	184,1	52	62
<b>Saprobní index</b>								Jaro	<b>3,159615385</b>	
								Podzim	<b>2,969354839</b>	

	<b>Lokalita 3</b>									
	Počet jedinců		s <sub>i</sub>	i <sub>i</sub>	h <sub>i</sub>		s <sub>i</sub> *h <sub>i</sub> *i <sub>i</sub>		h <sub>i</sub> *i <sub>i</sub>	
	8.5.2015	13.11.2015			jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim
<i>Chironomus plumosus</i>	78	32	3,3	2	9	9	59,4	59,4	18	18
<i>Physa acuta</i>	7	1	2,3	1	3	2	6,9	4,6	3	2
<i>Potamophylax latipenni</i>	1	0	1	3	2	0	6	0	6	0
<i>Sphaerium rivicola</i>	2	6	2,5	2	2	3	10	15	4	6
<i>Tubifex tubifex</i>	11	25	3,7	3	5	7	55,5	77,7	15	21
<b>Součet</b>	99	64					137,8	156	46	47
<b>Saprobní index</b>								Jaro	<b>2,995652174</b>	
								Podzim	<b>3,334042553</b>	

	<b>Lokalita 4</b>									
	Počet jedinců		s <sub>i</sub>	i <sub>i</sub>	h <sub>i</sub>		s <sub>i</sub> *h <sub>i</sub> *i <sub>i</sub>		h <sub>i</sub> *i <sub>i</sub>	
	8.5.2015	13.11.2015			jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim
<i>Baetis sp.</i>	19	0	1,6	1	7	0	11,2	0	7	0
<i>Chironomus plumosus</i>	21	13	3,3	2	7	9	46,2	59,4	14	18
<i>Erpobdella octoculata</i>	23	4	3,7	3	7	2	77,7	22,2	21	6
<b>Součet</b>	63	17					135,1	81,6	46	24
<b>Saprobní index</b>								Jaro	<b>3,21666</b>	
								Podzim	<b>3,4</b>	

	<b>Lokalita 5</b>									
	Počet jedinců		s <sub>i</sub>	i <sub>i</sub>	h <sub>i</sub>		s <sub>i</sub> *h <sub>i</sub> *i <sub>i</sub>		h <sub>i</sub> *i <sub>i</sub>	
	8.5.2015	13.11.2015			jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim
<i>Baetis sp.</i>	42	5	1,6	1	7	3	11,2	4,8	7	3
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	8	2	2	4	3	2	24	16	12	8
<i>Chironomus plumosus</i>	34	21	3,3	2	7	5	46,2	33	14	10
<i>Gammarus fossarum</i>	13	4	0,8	2	3	3	4,8	4,8	6	6
<i>Crunoecia irrorata</i>	5	0	0,2	4	3	0	2,4	0	12	0
<i>Erpobdella octoculata</i>	4	1	3	2	2	1	12	6	4	2
<i>Physa acuta</i>	3	0	2,3	1	2	0	4,6	0	2	0
<i>Tubifex tubifex</i>	34	56	3,7	3	7	9	77,7	99,9	21	27
<b>Součet</b>	143	124					182,9	164,5	78	56
<b>Saprobní index</b>								Jaro	<b>2,344871795</b>	
								Podzim	<b>2,9375</b>	



	Lokalita 6									
	Počet jedinců		s <sub>i</sub>	i <sub>i</sub>	h <sub>i</sub>		s <sub>i</sub> *h <sub>i</sub> *i <sub>i</sub>		h <sub>i</sub> *i <sub>i</sub>	
	8.5.2015	13.11.2015			jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim
<i>Baetis sp.</i>	44	0	1,6	1	9	0	14,4	0	9	0
<i>Chironomus plumosus</i>	32	17	3,3	2	7	7	46,2	46,2	14	14
<i>Gammarus fossarum</i>	6	0	0,8	2	3	0	4,8	0	6	0
<i>Crunoecia irrorata</i>	4	1	0,2	4	3	2	2,4	1,6	12	8
<i>Erpobdella octoculata</i>	1	0	3	2	1	0	6	0	2	0
<i>Physa acuta</i>	2	1	2,3	1	2	2	4,6	4,6	2	2
<i>Tubifex tubifex</i>	17	33	3,7	3	5	9	55,5	99,9	15	27
<b>Součet</b>	106	72					133,9	152,3	60	51
<b>Saprobní index</b>								Jaro	<b>2,231666667</b>	
								Podzim	<b>2,98627451</b>	

	Lokalita 7									
	Počet jedinců		s <sub>i</sub>	i <sub>i</sub>	h <sub>i</sub>		s <sub>i</sub> *h <sub>i</sub> *i <sub>i</sub>		h <sub>i</sub> *i <sub>i</sub>	
	8.5.2015	13.11.2015			jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim
<i>Baetis sp.</i>	54	26	1,6	1	7	7	11,2	11,2	7	7
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	12	3	2	4	3	2	24	16	12	8
<i>Chironomus plumosus</i>	120	43	3,3	2	9	7	59,4	46,2	18	14
<i>Gammarus fossarum</i>	34	28	0,8	2	3	7	4,8	11,2	6	14
<i>Erpobdella octoculata</i>	3	0	3	2	2	0	12	0	4	0
<i>Physa acuta</i>	0	2	2,3	1	0	2	0	4,6	0	2
<i>Tubifex tubifex</i>	41	16	3,7	3	5	5	55,5	55,5	15	15
<b>Součet</b>	264	118					166,9	147	62	60
<b>Saprobní index</b>								Jaro	<b>2,691935484</b>	
								Podzim	<b>2,411666667</b>	

	Lokalita 8									
	Počet jedinců		s <sub>i</sub>	i <sub>i</sub>	h <sub>i</sub>		s <sub>i</sub> *h <sub>i</sub> *i <sub>i</sub>		h <sub>i</sub> *i <sub>i</sub>	
	8.5.2015	13.11.2015			jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim
<i>Baetis sp. Rhodani</i>	59	23	1,6	1	7	5	11,2	8	7	5
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	38	12	2	4	5	3	40	24	20	12
<i>Chironomus plumosus</i>	16	3	3,3	2	3	2	19,8	13,2	6	4
<i>Gammarus fossarum</i>	120	65	0,8	2	9	9	14,4	14,4	18	18
<i>Crunoecia irrorata</i>	5	12	0,2	4	2	3	1,6	2,4	8	12
<i>Elmis maugetii</i>	7	0	1,2	2	2	0	4,8	0	4	0
<i>Erpobdella octoculata</i>	1	0	3	2	2	0	12	0	4	0
<i>Physa acuta</i>	6	1	2,3	1	1	1	2,3	2,3	1	1
<i>Potamophylax latipenni</i>	8	2	1	3	3	7	9	21	9	21
<i>Sphaerium rivicola</i>	1	0	2,5	2	7	7	35	35	14	14
<i>Tubifex tubifex</i>	10	34	3,7	3	2	3	22,2	33,3	6	9
<b>Součet</b>	271	152					172,3	153,6	97	96
<b>Saprobní index</b>								Jaro	<b>1,77628866</b>	
								Podzim	<b>1,6</b>	

	Lokalita 9									
	Počet jedinců		s <sub>i</sub>	i <sub>i</sub>	h <sub>i</sub>		s <sub>i</sub> *h <sub>i</sub> *i <sub>i</sub>		h <sub>i</sub> *i <sub>i</sub>	
	8.5.2015	13.11.2015			jaro	podzim	jaro	podzim	jaro	podzim
<i>Baetis sp.</i>	21	7	1,6	1	5	3	8	4,8	5	3
<i>Chironomus plumosus</i>	39	21	3,3	2	7	7	46,2	46,2	14	14
<i>Gammarus fossarum</i>	15	3	0,8	2	5	3	8	4,8	10	6
<i>Crunoecia irrorata</i>	2	0	0,2	4	2	0	1,6	0	8	0
<i>Erpobdella octoculata</i>	5	1	3	2	3	2	18	12	6	4
<i>Physa acuta</i>	2	0	2,3	1	2	0	4,6	0	2	0
<i>Tubifex tubifex</i>	44	31	3,7	3	7	9	77,7	99,9	21	27
<b>Součet</b>	28	63					164,1	167,7	66	54
<b>Saprobni index</b>								Jaro	<b>2,486363636</b>	
								Podzim	<b>3,105555556</b>	

**Příloha č. 6: Výpočet BMWP skóre a ASPT index pro jednotlivé lokality**

	Lokalita 2					
	Sytematická jednotka	Skóre	BMWP skóre		ASPT index	
			jaro	podzim	jaro	podzim
<i>Baetis sp.</i>	<i>Baetidae</i>	8	24	31	4,5	4,4
<i>Chironomus plumosus</i>	<i>Chironomidae</i>	2				
<i>Erpobdella octoculata</i>	<i>Erpobdella</i>	8				
<i>Potamophylax latipenni</i>	<i>Limnephilidae</i>	7				
<i>Sphaerium rivicola</i>	<i>Sphaeriidae</i>	5				
<i>Tubifex tubifex</i>	<i>Tubificidae</i>	1				

	Lokalita 3					
	Sytematická jednotka	Skóre	BMWP skóre		ASPT index	
			jaro	podzim	jaro	podzim
<i>Chironomus plumosus</i>	<i>Chironomidae</i>	2	18	11	3,6	2,75
<i>Physa acuta</i>	<i>Physidae</i>	3				
<i>Potamophylax latipenni</i>	<i>Limnephilidae</i>	7				
<i>Sphaerium rivicola</i>	<i>Sphaeriidae</i>	5				
<i>Tubifex tubifex</i>	<i>Tubificidae</i>	1				

	Lokalita 4					
	Sytematická jednotka	Skóre	BMWP skóre		ASPT index	
			jaro	podzim	jaro	podzim
<i>Baetis sp.</i>	<i>Baetidae</i>	8	11	3	3,7	1,5
<i>Chironomus plumosus</i>	<i>Chironomidae</i>	2				
<i>Erpobdella octoculata</i>	<i>Erpobdella</i>	1				

	Lokalita 5					
	Sytematická jednotka	Skóre	BMWP skóre		ASPT index	
			jaro	podzim	jaro	podzim
<i>Baetis sp.</i>	<i>Baetidae</i>	8	43	30	5,36	5
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	<i>Hydropsychidae</i>	5				
<i>Chironomus plumosus</i>	<i>Chironomidae</i>	2				
<i>Gammarus fossarum</i>	<i>Gammaridae</i>	6				
<i>Crunoecia irrorata</i>	<i>Lepidostomatidae</i>	10				
<i>Erpobdella octoculata</i>	<i>Erpobdella</i>	8				
<i>Physa acuta</i>	<i>Physidae</i>	3				
<i>Tubifex tubifex</i>	<i>Tubificidae</i>	1				

		<b>Lokalita 6</b>				
	Sytematická jednotka	Skóre	BMWP skóre		ASPT index	
			jaro	podzim	jaro	podzim
<i>Baetis sp.</i>	<i>Baetidae</i>	8	38	16	5,43	4
<i>Chironomus plumosus</i>	<i>Chironomidae</i>	2				
<i>Gammarus fossarum</i>	<i>Gammaridae</i>	6				
<i>Crunoecia irrorata</i>	<i>Lepidostomatidae</i>	10				
<i>Erpobdella octoculata</i>	<i>Erpobdella</i>	8				
<i>Physa acuta</i>	<i>Physidae</i>	3				
<i>Tubifex tubifex</i>	<i>Tubificidae</i>	1				

		<b>Lokalita 7</b>				
	Sytematická jednotka	Skóre	BMWP skóre		ASPT index	
			jaro	podzim	jaro	podzim
<i>Baetis sp.</i>	<i>Baetidae</i>	8	30	25	5	4,16
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	<i>Hydropsychidae</i>	5				
<i>Chironomus plumosus</i>	<i>Chironomidae</i>	2				
<i>Gammarus fossarum</i>	<i>Gammaridae</i>	6				
<i>Erpobdella octoculata</i>	<i>Erpobdella</i>	8				
<i>Physa acuta</i>	<i>Physidae</i>	3				
<i>Tubifex tubifex</i>	<i>Tubificidae</i>	1				

		<b>Lokalita 8</b>				
	Sytematická jednotka	Skóre	BMWP skóre		ASPT index	
			jaro	podzim	jaro	podzim
<i>Baetis sp. Rhodani</i>	<i>Baetidae</i>	8	60	42	5,45	5,25
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	<i>Hydropsychidae</i>	5				
<i>Chironomus plumosus</i>	<i>Chironomidae</i>	2				
<i>Gammarus fossarum</i>	<i>Gammaridae</i>	6				
<i>Crunoecia irrorata</i>	<i>Lepidostomatidae</i>	10				
<i>Elmis maugetii</i>	<i>Elmidae</i>	5				
<i>Erpobdella octoculata</i>	<i>Erpobdella</i>	8				
<i>Physa acuta</i>	<i>Physidae</i>	3				
<i>Potamophylax latipenni</i>	<i>Limnephilidae</i>	7				
<i>Sphaerium rivicola</i>	<i>Sphaeriidae</i>	5				
<i>Tubifex tubifex</i>	<i>Tubificidae</i>	1				

		<b>Lokalita 9</b>				
	Sytematická jednotka	Skóre	BMWP skóre		ASPT index	
			jaro	podzim	jaro	podzim
<i>Baetis sp.</i>	<i>Baetidae</i>	8	38	25	5,43	5
<i>Chironomus plumosus</i>	<i>Chironomidae</i>	2				
<i>Gammarus fossarum</i>	<i>Gammaridae</i>	6				
<i>Crunoecia irrorata</i>	<i>lepidostomatidae</i>	10				
<i>Erpobdella octoculata</i>	<i>erpobdella</i>	8				
<i>Physa acuta</i>	<i>Physidae</i>	3				
<i>Tubifex tubifex</i>	<i>Tubificidae</i>	1				

**Příloha č. 7: Skórování jednotlivých parametrů HEM 2014**

Parametr	Váha	UNE1	UNE2	UNE3	UNE4	UNE5	UNE6	UNE7
TRA	1	4	5	4	4	3	1	4
VSK	0,1	0,4	0,4	0,2	0,4	0,3	0,1	0,4
VHL	0,1	0,5	0,5	0,3	0,4	0,3	0,2	0,4
VHP	0,1	0,5	0,1	0,2	0,4	0,2	0,1	0,2
DNS	0,1	0,5	0,4	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2
UDN	0,25	1,25	1,25	1	1	0,75	0,25	1
MDK	0,1	0,4	0,4	0,3	0,4	0,4	0,1	0,4
STD	0,15	0,75	0,6	0,45	0,75	0,45	0,15	0,6
PRO	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2
OHR	0,1	0,3	0,3	0,4	0,4	0,3	0,1	0,3
PPK	0,5	0,5	2,5	1	2	1,5	1	1
UBR	0,25	1,25	1	0,5	1,5	1,25	0,25	1
BVG	0,15	0,45	0,6	0,3	0,6	0,2	0,3	0,45
VPZ	0,4	2	2	0,8	2	1,6	0,4	1,6
VNI	0,3	1,5	1,2	0,6	1,5	1,5	0,3	1,2
PIN	0,15	0,6	0,3	0,15	0,6	0,3	0,15	0,3
BMK	0,15	0,6	0,6	0,15	0,6	0,3	0,15	0,3
Hodnocení		3,925	4,3375	2,6875	4,2625	3,1875	1,2125	3,3875
Třída		<b>4</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>3</b>