

Univerzita Palackého v Olomouci

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



Bc. Šárka Holcmanová

STRUKTURA MAKROZOOBENTOSU ŘEKY MORAVY
V OLOMOUCI POD VLIVEM PŘÍPRAVY A REALIZACE
PROTIPOVODŇOVÝCH OPATŘENÍ

Diplomová práce

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Hydrobiologie

Forma studia: Prezenční

Vedoucí práce: RNDr. Vladimír Uvíra, Dr.

Olomouc 2019

Bibliografická identifikace

Jméno a příjmení autora:	Bc. Šárka Holcmanová
Název práce:	Struktura makrozoobentosu řeky Moravy v Olomouci pod vlivem přípravy a realizace protipovodňových opatření
Typ práce:	Diplomová práce
Pracoviště:	Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci
Vedoucí práce:	RNDr. Vladimír Uvíra, Dr.
Rok obhajoby:	2019
Abstrakt:	Diplomová práce se zabývá strukturou společenstva makrozoobentosu v řece Moravě a mírou jejího ovlivnění v důsledku realizace protipovodňových opatření. Navazuje na monitoring provedený v daném úseku řeky v letech 2014-2016 a poskytuje srovnání současného stavu se stavem před a po realizaci protipovodňových opatření. Data z předchozích let byla čerpána z hydrobiologických posudků vypracovaných pro Magistrát města Olomouce. Makrozoobentos je hodnocen pomocí indexů diverzity, saprobity, EPT a trofické struktury společenstva.

Klíčová slova:

protipovodňová opatření, makrozoobentos, saprobity, EPT index, potravně-funkční struktura, Shannon-Wiener index, řeka Morava

Bibliographical identification

Author's name:	Bc. Šárka Holcmanová
Title:	The structure of benthic macroinvertebrates in Morava River in Olomouc under the influence of the preparation and implementation of flood control measures
Type of thesis:	Master's thesis
Department:	Department of Ecology and Environment, Faculty of Science, Palacky University, Olomouc
Supervisor:	RNDr. Vladimír Uvíra, Dr.
The year of defense:	2019
Abstract:	<p>The master's thesis deals with the influence of flood control measures on the structure of benthic macroinvertebrates. It connects the monitoring performed in the same river section in 2014-2016 and thesis compare the current state with the situation before and after the implementation of flood control measures. Data from previous years were drawn from hydrobiological reports prepared for the town-council of Olomouc. Benthic macroinvertebrates are evaluated by using diversity index, saprobity index, EPT index and the trophic structure of association.</p>

Keywords:

flood protection, benthic macroinvertebrates, saprobity index, EPT index, structure of functional feeding groups, Shannon-Wiener index, Morava River

Prohlášení:

Prohlašuji, že zadanou diplomovou práci jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího práce a s použitím odborné literatury. Veškeré použité zdroje jsou uvedeny v seznamu literatury.

V Olomouci dne

.....

Podpis

Poděkování:

Za vstřícnost, pomoc v terénu i v laboratoři a odborné rady děkuji především vedoucímu práce RNDr. Vladimíru Uvírovi, Dr. Za podporu v průběhu studia i při psaní diplomové práce děkuji své rodině a Tomáši Vlkovi.

Obsah

1	Úvod	12
2	Cíl práce.....	13
3	Teoretická část	14
3.1	Makrozoobentos	14
3.1.1	Vliv abiotických podmínek na makrozoobentos	15
3.2	Protipovodňová opatření	17
4	Lokality	23
4.1	Přehled etap	23
4.1.1	I. ETAPA	23
4.1.2	II. A ETAPA	24
4.1.3	II. B ETAPA	26
4.1.4	III. ETAPA	27
4.1.5	IV. ETAPA	28
4.2	Odběrová stanoviště	29
4.2.1	1 – ČERNOVÍR	29
4.2.2	2 – HRADSKO	31
4.2.3	3 – BRISTOL	32
4.2.4	4 – EVANGELICKÝ KOSTEL	33
4.2.5	5 – AREÁL POVODÍ MORAVY, S.P.	34
4.2.6	6 – KOJENECKÝ ÚSTAV	35
4.2.7	7 – POD ČOV	36
5	Metodika	37
5.1	Vzorkování	37

5.2	Determinace	39
5.3	Shannon-Wiener index.....	40
5.4	Saprobita	40
5.5	EPT-index.....	41
5.6	Trofická struktura společenstev makrozoobentosu.....	42
6	Výsledky	43
6.1	Diverzita makrozoobentosu	43
6.2	EPT index	44
6.3	Saprobita	46
6.4	Trofická struktura společenstev makrozoobentosu.....	46
7	Diskuse	48
7.1	Diverzita makrozoobentosu	48
7.2	EPT index	51
7.3	Saprobita	51
7.4	Trofická struktura společenstev makrozoobentosu.....	52
8	Závěr.....	54
9	Seznam použité literatury	56
10	Přílohy	61

Seznam obrázků

Obr. 1: Příklad PBO ve volné krajině	19
Obr. 2: Příklad PBO v intravilánu	19
Obr. 3: Schéma vhodně řešeného přechodu mezi zástavbou a volnou krajinou	20
Obr. 4: Štěrkové lavice revitalizované řeky Isary v Německu	21
Obr. 5: Přírodě blízká opatření na řece Blanici ve Vlašimi	22
Obr. 6: Schéma I. etapy	24
Obr. 7: Schéma II. A etapy	25
Obr. 8: Schéma II. B etapy	26
Obr. 9: Schéma III. etapy	27
Obr. 10: Schéma IV. etapy	28
Obr. 11: Orientační mapa monitorovaného území Černovír	30
Obr. 12: Orientační mapa monitorovaného území Klášterní Hradisko	31
Obr. 13: Orientační mapa monitorovaného území Bristol.	32
Obr. 14: Orientační mapa monitorovaného území Evangelický kostel	33
Obr. 15: Orientační mapa monitorovaného území areál Povodí Moravy, s.p.	34
Obr. 16: Orientační mapa monitorovaného území Kojenecký ústav	35
Obr. 17: Orientační mapa monitorovaného území pod ČOV	36
Obr. 18: Odběrové stanoviště Černovír	61
Obr. 19: Odběrové stanoviště Černovír	61
Obr. 20: Odběrové stanoviště Hradisko	62
Obr. 21: Odběrové stanoviště Hradisko	62
Obr. 22: Odběrové stanoviště Bristol	63
Obr. 23: Odběrové stanoviště Bristol	63
Obr. 24: Odběrové stanoviště Kojenecký ústav	64
Obr. 25: Odběrové stanoviště Kojenecký ústav	64
Obr. 26: Odběrové stanoviště pod ČOV	65
Obr. 27: Odběrové stanoviště pod ČOV	65

Seznam grafů a tabulek

Graf 1: Procentuální zastoupení EPT a „ostatní“ v celkovém počtu determinovaných jedinců makrozoobentosu na odběrovém stanovišti Hradisko.	45
Graf 2: Procentuální zastoupení EPT a „ostatní“ v celkovém počtu determinovaných jedinců makrozoobentosu na odběrovém stanovišti Bristol.	45
Graf 3: Procentuální zastoupení hlavních potravně funkčních skupin makrozoobentosu na odběrovém stanovišti Černovír.	47
Graf 4: Procentuální zastoupení hlavních potravně funkčních skupin makrozoobentosu na odběrovém stanovišti Bristol.	47
Graf 5: Procentuální zastoupení EPT a „ostatní“ v celkovém počtu determinovaných jedinců makrozoobentosu na odběrovém stanovišti Černovír.	66
Graf 6: Procentuální zastoupení EPT a „ostatní“ v celkovém počtu determinovaných jedinců makrozoobentosu na odběrovém stanovišti Kojenecký ústav.	66
Graf 7: Procentuální zastoupení EPT a „ostatní“ v celkovém počtu determinovaných jedinců makrozoobentosu na odběrovém stanovišti pod ČOV.	67
Graf 8: Procentuální zastoupení hlavních potravně funkčních skupin makrozoobentosu na odběrovém stanovišti Hradisko.	67
Graf 9: Procentuální zastoupení hlavních potravně funkčních skupin makrozoobentosu na odběrovém stanovišti Kojenecký ústav.	68
Graf 10: Procentuální zastoupení hlavních potravně funkčních skupin makrozoobentosu na odběrovém stanovišti pod ČOV.	68
Tab. 1: Shannon-Wiener index- H' pro jednotlivá odběrová stanoviště.	44
Tab. 2: Vyjádření indexu saprobity pro jednotlivá odběrová stanoviště.	46

1 Úvod

Po ničivých povodních v roce 1997 byly zahájeny diskuse, plánování a realizace protipovodňových opatření na řece Moravě v Olomouci. V současnosti je již zrealizováno několik etap protipovodňového opatření a další realizace budou v následujících letech spuštěny. Po dokončení veškerých stavebních prací by měla být řeka Morava na území Olomouce schopna pojmout povodňové průtoky až do výše 650 m³/s. Celý projekt počítá se 14 km řeky Moravy v zastavěné části.

Práce se zabývá vlivem protipovodňových opatření na strukturu makrozoobentosu v řece Moravě v Olomouci a navazuje tak na soubor hydrobiologických posudků vypracovaných pro Magistrát města Olomouce. Makrozoobentos představuje významnou bioindikační skupinu, která je využívána k ekologickému hodnocení kvality vody. Tato skupina organismů je velmi citlivá k měnícím se podmínkám, jako je například změna rychlosti proudění nebo granulometrie sedimentu. Právě tyto aspekty mohou být ovlivněny v rámci budování protipovodňových opatření.

V současné době je přístup k realizaci protipovodňových opatření zaměřen na vytváření přírodě blízkých úprav koryt. Technické úpravy z dob předešlého režimu jsou postupně nahrazovány či upravovány a korytům je navracena, v rámci možností, jejich ekologická hodnota. V zahraničí je tento přístup využíváný déle. Příkladem může být blízké Německo, které je v tomto ohledu velmi aktivní. V ČR je tento systém opatření poměrně v začátcích, nicméně je na tento přístup kladen důraz a je postupně aplikován. Jako inspirace pro revitalizace budované na našem území slouží právě sousední Německo.

2 Cíl práce

Cílem práce je komplexně vyhodnotit strukturu společenstev makrozoobentosu v průběhu přípravy a realizace protipovodňových opatření na řece Moravě v Olomouci. Diplomová práce zpracovává autorčiny vlastní výsledky z roku 2018 a shrnuje a vyhodnocuje výsledky Závěrečných zpráv o monitoringu makrozoobentosu v rámci protipovodňových opatření, vypracovaných pro Magistrát města Olomouce v letech 2014 až 2016. Výstup by měl poskytnout srovnání stavu jednotlivých lokalit v důsledku zrealizovaných opatření.

3 Teoretická část

3.1 Makrozoobentos

Bentická společenstva bezobratlých živočichů slouží jako účinná skupina indikátorů pro ekologické hodnocení kvality vody. Znalost autekologie vodních organismů hraje klíčovou roli při biomonitoringu. Různé skupiny organismů jsou různě citlivé vůči znečištění, či jiným parametrům prostředí, jedná se o tzv. bioindikátory. Hovoří se o jejich valenci vůči danému faktoru, tedy intenzitě a rozsahu působení faktoru a šířka jeho optimálního vlivu na organismus (ADÁMEK et al. 2010).

Jako makrozoobentos jsou označována bentická společenstva vodních bezobratlých živočichů velikosti větší, než 0,5 mm. Ve vodních tocích se vyskytují permanentní (trvalá) a temporární (dočasná) společenstva makrozoobentosu. V tekoucích vodách jsou jedny z nejdůležitějších skupin vodních bezobratlých živočichů pro bioindikaci například Ephemeroptera, Plecoptera a Trichoptera sloužící k vyjádření EPT indexu, dalšími důležitými skupinami jsou Diptera, Coleoptera, Megaloptera, Hemiptera, Odonata, Crustacea, Mollusca, Hirudinea, Acari atd. (GILLER & MALMQVIST 1998).

Makrozoobentos hraje nezastupitelnou roli v potravním řetězci. Představuje významnou složku potravy pro dravé bezobratlé, pro ryby, obojživelníky a jiné. Vodní bezobratlí živočichové využívají jako svoji potravu bakteriomasu a fytomasu a ovlivňují tak koloběh živin v toku (KRÁLOVÁ 2001).

Fyzikálně chemické vlastnosti vody se mění v prostoru a čase. Rozbořem vody zajistíme okamžité koncentrace sloučenin a hodnoty parametrů. Další možností je analýza sedimentů, ale ani jedna z těchto dvou metod neposkytuje možnost sledovat změny v relativně krátkém časovém měřítku. Naopak prostřednictvím monitoringu makrozoobentosu můžeme sledovat změny stavu prostředí, jakosti vody a krátkodobé i dlouhodobé vlivy na tok. Monitoring lze definovat jako plánovaný a jednotný sběr informací v rámci něhož je dodržována předem definovaná časová a prostorová škála

(ADÁMEK et al. 2010). Makrozoobentos se nachází ve všech sladkovodních biotopech, což představuje pro monitoring značný benefit. Přítomnost určitých druhů poukazuje na aktuální procesy probíhající v toku a díky životnímu cyklu, který může trvat až 6 měsíců, poskytují přehled o aktuálním stavu lokality (KRÁLOVÁ 2001). Pravidelné odběry mohou být narušeny sezónními změnami ve společenstvech makrozoobentosu, což je vnímáno jako nevýhoda (MEIER et al. 2006).

Společenstvo vodních organismů jako celek nejlépe reaguje na měnící se podmínky prostředí a je tedy využíváno k determinaci ekologického stavu toku. Významnými skupinami jsou především ryby a makrozoobentos. Tyto skupiny jsou využívány například jako indikátory úspěšné revitalizace (LEPORI et al. 2005). Reakcí na nepříznivé podmínky může být změna početnosti nebo diverzity společenstva, tedy pokles druhové bohatosti. Některé druhy jsou schopné driftu, což znamená, že se nechají proudem unášet a znovu přisedají níže po toku. Drift naznačuje nepříznivé podmínky na sledované lokalitě, jako jsou třeba změny teploty nebo obsahu rozpuštěného kyslíku.

3.1.1 Vliv abiotických podmínek na makrozoobentos

Fyzické habitaty ve vodních ekosystémech jsou charakterizovány abiotickými podmínkami a představují životní prostředí pro vodní organismy (GREŠKOVÁ et al. 2007). Hlavními abiotickými podmínkami, které mají vliv na složení společenstva ve vodním toku jsou: teplota, rychlost proudění vody, substrát dna a chemismus vody. Substrát spolu s hydraulickými vlastnostmi toku jsou významnými faktory ovlivňující společenstvo makrozoobentosu (SAWA & POPEK 2011).

Tvar koryta a rozložení substrátu na dně je ovlivňováno prouděním vody, což se většinou různí v jednotlivých úsecích toku. Substrát hraje velmi významnou roli pro společenstva makrozoobentosu. Tvoří úkryt pro vodní živočichy a podklad pro nárosty řas atd. Dalším významným aspektem je teplota vody, která má vliv na celkovou produktivitu ekosystému a všechny životní procesy, příkladem mohou být životní cykly nebo rychlost růstu (ALLAN & CASTILLO 2007).

Substrát představuje veškerý organický i anorganický materiál tvořící dno vodního toku (ALLAN & CASTILLO 2007). Dynamika koryta a kvalita habitatů je významně ovlivněna vstupem a transportem sedimentů. Dynamická rovnováha je nastolena, jestliže je eroze a akumulace sedimentů vyrovnaná. Velmi důležitou roli hraje organický substrát (ALLAN & CASTILLO 2007). Organický substrát tvoří například listový opad, řasy, dřevo atd. Sedimenty se odlišují dle velikosti. Různé velikosti sedimentů preferují různé skupiny makrozoobentosu. Velikost částic je značně ovlivněna přítomností úseků riffle-pool. Riffle představuje peřejnatý úsek, pro který je charakteristická vyšší rychlost proudění a sediment je tvořen větší frakcí. Pool naopak představuje hlubší úseky s pomalejší rychlostí proudění, tento úsek je tvořen jemným dnovým sedimentem. Většina skupin živočichů tvořící makrozoobentos nevyhledává jemný substrát, který má sníženou propustnost a pórovitost, je nestabilní a je málo prokysličen (ALLAN & CASTILLO 2007). Potravní zvyklosti vodních bezobratlých jsou ovlivněny transportem a pohybem částic. Negativně mohou být ovlivněni například filtrátoři nebo sítě stavějící chrostíci. Zanášení říčního dna způsobuje nárůst driftu, omezení pohybu makrozoobentosu, snížení diverzity aj. Následkem může být nedostupnost potravních zdrojů a znemožnění vývoje jedinců (JONES et al. 2012). Hustota všech potravních skupin může být snížena v důsledku hromadění přebytku sedimentu (SUTHERLAND et al. 2012).

Teplota má přímý vliv na rychlost metabolismu organismů, biologickou produkci, na příjem živin a celkové rozložení jednotlivých druhů v toku. Teplota je proměnná veličina v prostoru a čase. Lidská činnost významně ovlivňuje změny teplot ve vodním toku. Například odstraňováním břehové vegetace, vodními stavbami a také změnou klimatu (ALLAN & CASTILLO 2007).

Rychlost proudění je dalším velmi významným faktorem, který působí na společenstva makrozoobentosu. Společenstva v tekoucích vodách jsou mnohem pestřejší než společenstva stojatých vod. Vodní organismy si v rychleji proudících úsecích vytvořily různé adaptace k životu, jako například přísavky nebo ploché tělo. Skupiny živočichů vyhledávající klidnější úseky můžeme najít například v méně peřejnatých úsecích, pod kameny nebo ve vodní vegetaci (HARTMAN et al. 2005).

3.2 Protipovodňová opatření

Už v dávných dobách se lidská sídla budovala poblíž vodních toků, a to ať už z důvodu odvodu znečištěné vody nebo například využití pro dopravu. Při úpravách úseků v intravilánu docházelo ke střetu zájmů. Na jednu stranu bylo žádoucí co nejvíce využít prostor řeky pro stavby, což vedlo k zužování koryta, na straně druhé byla potřeba chránit obyvatelstvo a jejich majetek před povodněmi, k čemuž je potřeba velké povodňové průtočné kapacity. Tyto dva postoje se vylučují a v minulosti se touto problematikou zabývaly technické úpravy vodních toků v intravilánech. Úprava toků spočívala v zahlubování, vytváření hydraulicky hladkých a tvarově jednoduchých koryt, v podstatě byla vytvářena koryta kanálového charakteru (www.ochranaprirody.cz). Povodňové průtoky soustředěné do kapacitních koryt mají své úskalí, jestliže koryto pojme povodňovou vlnu, v daném místě splní ochranný účinek, nicméně zrychlí průběh povodňové vlny a ohrozí tak části níže po toku (JUST et al. 2005).

V současné době existuje stále řada toků ekologicky i morfologicky degradovaných technickými zásahy, avšak nezajišťujících potřebnou ochranu před vlivem povodní. Technická koryta byla budována na principu co nejrychlejšího odvedení povodňové vlny ze zastavěné části. Jenže přesáhne-li povodňová vlna kapacitu koryta, velkou rychlostí bude vybřežovat a ve výsledku napáchá mnohem více škody. K nedostatkům technických úprav patří i nepřístupnost k řece a nevyužití rekreačních hodnot této plochy pro obyvatele. Technicky upravená koryta mohou být naddimenzovaná a v době mimo povodně mohou panovat v korytě malé až minimální průtoky (www.ochranaprirody.cz).

Úseky toků v intravilánech jsou často zatíženy příčnými stavbami, jako jsou například jezy. Jezy byly především v minulosti hojně budovány. Představují ovšem migrační bariéru pro vodní živočichy, dále zapřičiňují vzduší vodní hladiny, čímž je tok v dané oblasti zbaven přirozené proudnosti a morfologicky degradován. Některé stavby mohou výrazně zhoršit povodňový průběh (www.ochranaprirody.cz).

V současné době je čím dál více preferován přechod od tvrdých technických řešení k přírodě blízkým opatřením (PBO) s cílem zlepšit ekologicky degradované vodní

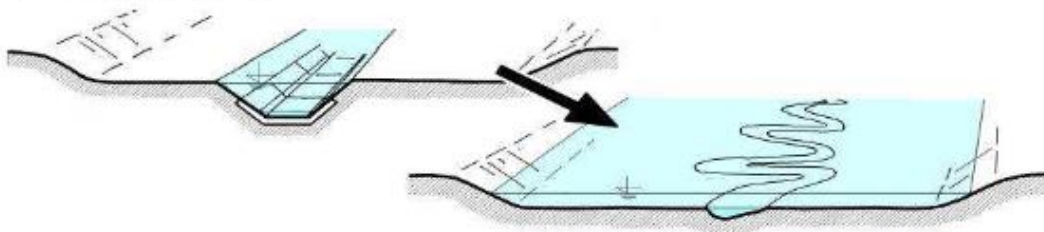
toky. Projekty obnovy řek se zaměřují na udržení nebo zvýšení ekologické hodnoty toku a na ochranu příbřežních ekosystémů (PALMER et al. 2005). Jedná se o přístup, který se snaží zajistit vyšší povodňovou průtočnost a ochránit tak obyvatele a jejich majetek a zároveň zachovat charakter řeky či potoka a nevytvářet koryto typu kanálu. Přírodě blízké revitalizace se snaží obnovit ekologickou, vzhledovou a pobytovou hodnotu vodních toků (JUST et al. 2005). Přírodě blízká protipovodňová ochrana a technická ochrana nejsou vnímány jako dva protiklady. Je ale potřebné tyto dva přístupy vhodně kombinovat a zajistit tak dostatečnou ochranu zastavěným územím před povodněmi a zlepšit morfologický a ekologický stav toků. V první řadě je důležité podpořit ochranu nad zastavěným územím, a to přirozeným zadržováním vody v krajině. Podpora zachování říční nivy v nezastavěném území umožní rozlití, a tedy zpomalení rychlosti a kulminace povodňové vlny. Jde tedy o podporu rozlivu v nezastavěném území a tím zajištění mírnějších rozlivů v intravilánech. Doplňkovým opatřením, které podporuje rozliv v nivách, je obnova lužních lesů. V situacích, kdy je voda zadržována v kapacitních korytech, je žádoucí alespoň uzpůsobit koryto do přírodě blízkého stavu v podobě substrátu, opevnění břehů, členitosti a jiné (www.ochranaprirody.cz).

Je důležité si uvědomit, že jiná přírodě blízká řešení úprav jsou možná ve volné krajině a jiná lze naopak aplikovat v zastavěných částech. V intravilánech je žádoucí respektovat povodňovou průtočnou kapacitu, která je potřebná k zabezpečení ochrany obyvatel a jejich majetku. Jsou vytvářena kapacitní koryta, ale je kladen důraz na zajištění uspokojivého ekologického stavu toku (DAHM & HERING 2016). Zjednodušeně: je žádoucí provést intravilánem povodňové průtoky korytem, které alespoň v základě bude mít charakter řeky či potoka (www.ochranaprirody.cz).

V zastavěném území je nutné respektovat požadavek na velkou průtočnost a stabilitu koryta. Ač jsou v zastavěné části omezené prostorové podmínky, lze vytvořit pro jednotlivé případy zajímavá řešení úprav v různé míře podobné přírodě blízkému stavu a v daných podmínkách vytvořit co největší možnou ekologickou hodnotu toku. Příkladem přístupu intravilánových revitalizací může být hledání příležitostí ke zvětšení prostoru vodního toku a tím vytvořit velkokapacitní koryto. Dalším příkladem může být hledání příležitosti a prostoru k odsazení protipovodňových hrází. Takto vzniklý prostor

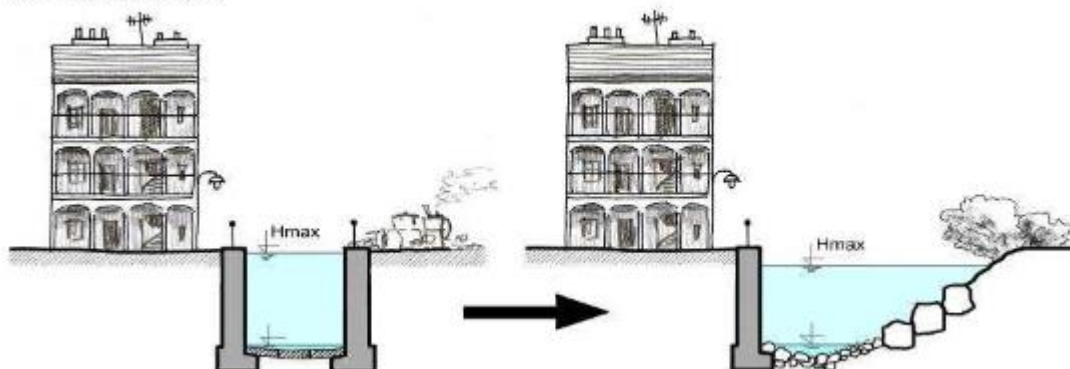
je dobré využít jako vícefunkční, například rozvinout přírodní prvky nebo jej využít pro pohyb a rekreaci lidí. Jestliže se koryto nachází ve stísněných podmínkách, je nutné smířit se s technickým řešením břehů, nicméně je možné vytvořit alespoň členité dno přírodě blízkého charakteru (například hloubkové členění). Zbytečné je vytvářet suché bermy, rozšiřování koryta by mělo být co nejvíce využito k vytvoření širší přírodě blízké kynety, protože právě vodou zatopená kyneta má hlavní ekologickou funkci. Dalším důležitým aspektem je zajistit migrační prostupnost pro vodní organismy. Koryto toku je vhodné řešit jako součást parkových úprav a poskytnout lidem přístup k toku. Jedna z velmi povedených realizací v ČR byla provedena na řece Blanici ve Vlašimi (www.ochranaprirody.cz).

VOLNÁ KRAJINA:

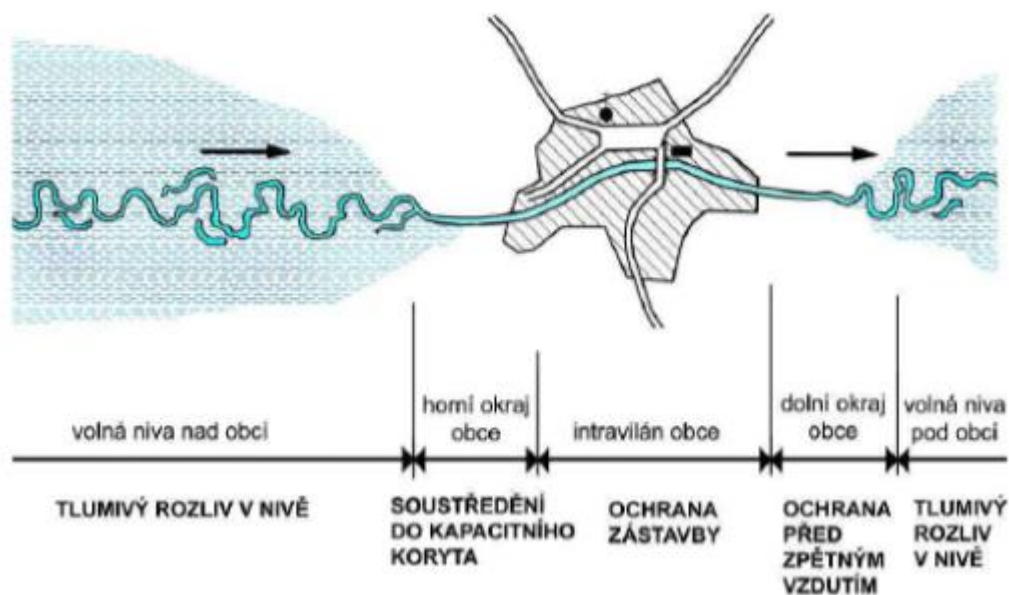


Obr. 1: Příklad PBO ve volné krajině (J. Koutný).

INTRAVILÁN :



Obr. 2: Příklad PBO v intravilánu (J. Koutný).



Obr. 3: Schéma vhodně řešeného přechodu mezi zástavbou a volnou krajinou (J. Koutný).

Není-li uvedeno jinak, jsou veškeré informace níže čerpány z učebních textů předmětu Revitalizace, jejichž autorem je Mgr. Jan Koutný, Ph.D. V České republice bylo budování přírodě blízkých opatření opomíjeno, oproti tomu v zahraničí jde o hojně využívané a dobře známé záležitosti. Na našem území došlo k zájmu o tato opatření až po velkých povodních v letech 1997 a 2002 (JUST et al. 2005). Protipovodňová opatření se v pokročilých zemích rozvíjela od 70. let 20. století. Snahou bylo upravit narušenou krajinu a obnovit její přírodě blízký stav. Například v Anglii byly v 90. letech modelové projekty revitalizací říčních niv a koryt na řekách Skerne v Datlingtonu, Cole v Coleshillu a Ogwen v Severním Wallesu. Revitalizační stavby byly realizovány i v Dánsku. Nížinná řeka Brede byla v minulosti napřímena, v současnosti je už na několika místech revitalizována včetně meandrů. Dalším příkladem je revitalizace štěrkonosné řeky Allier ve Francii. Nejvíce úsilí z hlediska revitalizací je vyvíjeno v Německu, Rakousku a Švýcarsku. Prozatím největším projektem revitalizace v Německu i v celé Evropě je na řece Isara v Mnichově, kdy se jednalo o pět etap, které byly dokončeny v roce 2005. Došlo k navrácení přírodního rázu a bylo rozšířeno a zkapacitněno říční koryto, vytvořen byl rozsáhlý říční park pro obyvatele města. Během deseti let bylo zrevitalizováno 9 km řeky. Příkladem další revitalizace je revitalizace řeky Wertach nad Augsburgem. Koryto bylo trojnásobně

rozšířeno, došlo ke změlnění dna a byly vybudovány štěrkové lavice a ostrovy. Cílem je umožnit řece rozlití povodňového průtoku. Typickým znakem revitalizací uskutečňovaných v Německu je posílení opatření v zastavěných územích a nejčastějším řešením je rozvolňování koryta v obci, městě nebo jeho blízkosti (www.ochranaprirody.cz). Dle rámcové směrnice je požadováno uvést všechny vodní toky do dobrého stavu jak z hlediska kvality vody, tak z hlediska ekologie. V Německu je stanoveno, že přírodní charakter a přirozené funkce vodních toků mají být obnovovány a chráněny před omezováním, stejně tak říční nivy, které umožňují rozlivy povodňových průtoků. Do roku 2020 vydalo Bavorské ministerstvo Akční program protipovodňové ochrany. Do tohoto roku má být revitalizováno 2 500 km vodních toků a 10 000 ha příbřežních ploch. Na rámcovou směrnici o vodách 2000/60/ES reaguje konkrétně Německo velmi produktivně.



Obr. 4: Štěrkové lavice revitalizované řeky Isary v Německu (www.ochranaprirody.cz).



Obr. 5: Přírodě blízká opatření na řece Blanici ve Vlašimi (zdroj: www.ochranaprirody.cz).

4 Lokality

V říjnu 2006 započala realizace protipovodňových opatření na řece Moravě v Olomouci, impulzem pro projektovou přípravu byla povodeň v roce 1997, která dosáhla průtoku 784 m³/s a měla katastrofální následky. Cílem těchto opatření je zkapacitnit koryto řeky se snahou minimalizovat škody, které při povodňových průtocích vznikají. Po dokončení všech plánovaných stavebních úprav by koryto Moravy ve městě mělo pojmout průtoky až do výše 650 m³/s, což je téměř čtyřsetletá voda. Na území Olomouce se projekt týká 14 km řeky a ochrana je a bude realizována pouze v zastavěné části. Přicházející povodňová vlna se zpomalí rozlitím do rozlivových ploch, které jsou ponechány nad a pod Olomoucí (<https://protipovodnovaopatreni.olomouc.eu/>).

4.1 Přehled etap

4.1.1 I. ETAPA

V prostoru stávajícího jezu v hlavním korytě řeky byl vybudován obtokový kanál. Vytvořený kanál je schopen pojmout průtok 180 m³/s a v tomto úseku tedy navýší celkovou kapacitu koryta na 650 m³/s. Hladina vzduť je udržována ve stejné úrovni jako v hlavním korytě nově vybudovaným jezem, který je opatřen rybím přechodem. V rámci realizace I. etapy byla vyřešena i okolní dopravní infrastruktura (<https://protipovodnovaopatreni.olomouc.eu/>).



Obr. 6: Schéma I. etapy (www.mapy.cz, upraveno).

4.1.2 II. A ETAPA

Navazující etapa byla realizována v letech 2012-2013. Tímto opatřením je řešena ochrana 1,4 km dlouhého úseku začínaje nad mostem v ulici Velkomoravská a konče u železničního mostu na trati Olomouc-Nezamyslice v jižní části města. Původní kapacita koryta byla $384 \text{ m}^3/\text{s}$, po realizaci opatření je schopna tato část pojmout až průtok $650 \text{ m}^3/\text{s}$ a došlo tak k ochraně především městských částí Nový Svět a Nové Sady. V rámci etapy byly stávající hráze navýšeny a vybudovány hráze a zdi nové. Dále byla snížena

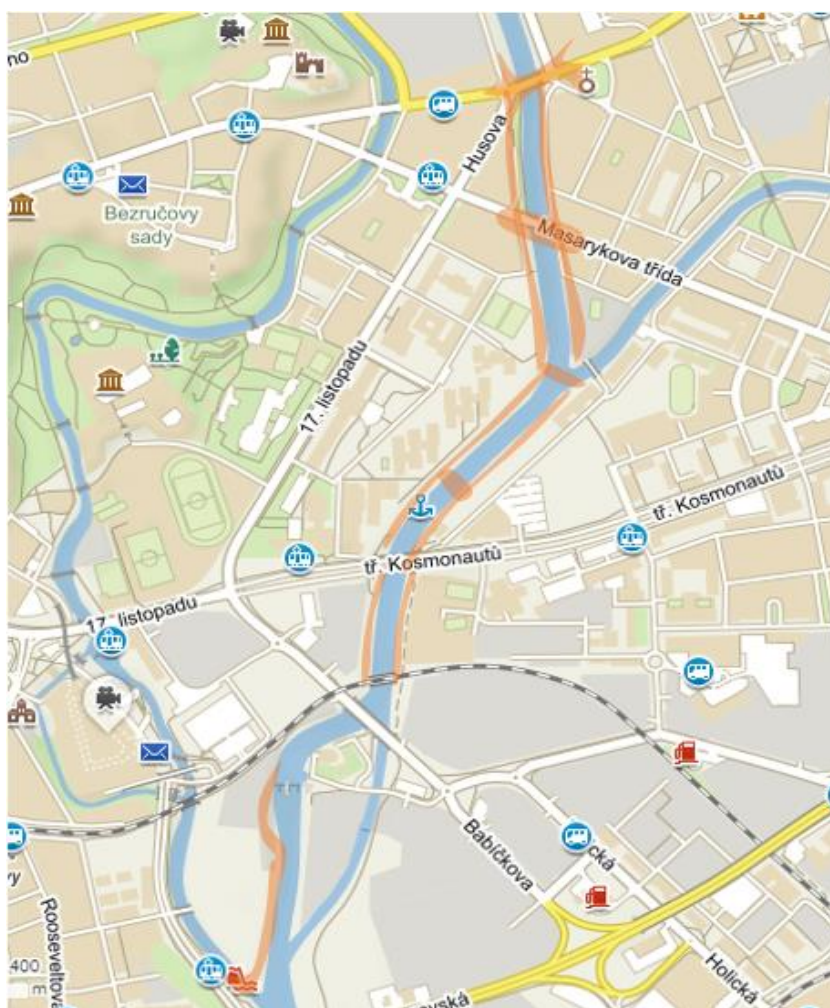
levobřežní nábrežní hrana nad kojeneckým ústavem. Tato část v případě povodní umožní rozliv do volného území. Pod ulicí Velkomoravská je snížena původní berma, což zapříčinilo vznik 350 m dlouhého zeleného ostrova, který rozčlenil koryto. Břeh je opevněn kládami, které vytváří nové úkryty a útočiště vodním živočichům (<https://protipovodnovaopatreni.olomouc.eu/>).



Obr. 7: Schéma II. A etapy (www.mapy.cz, upraveno).

4.1.3 II. B ETAPA

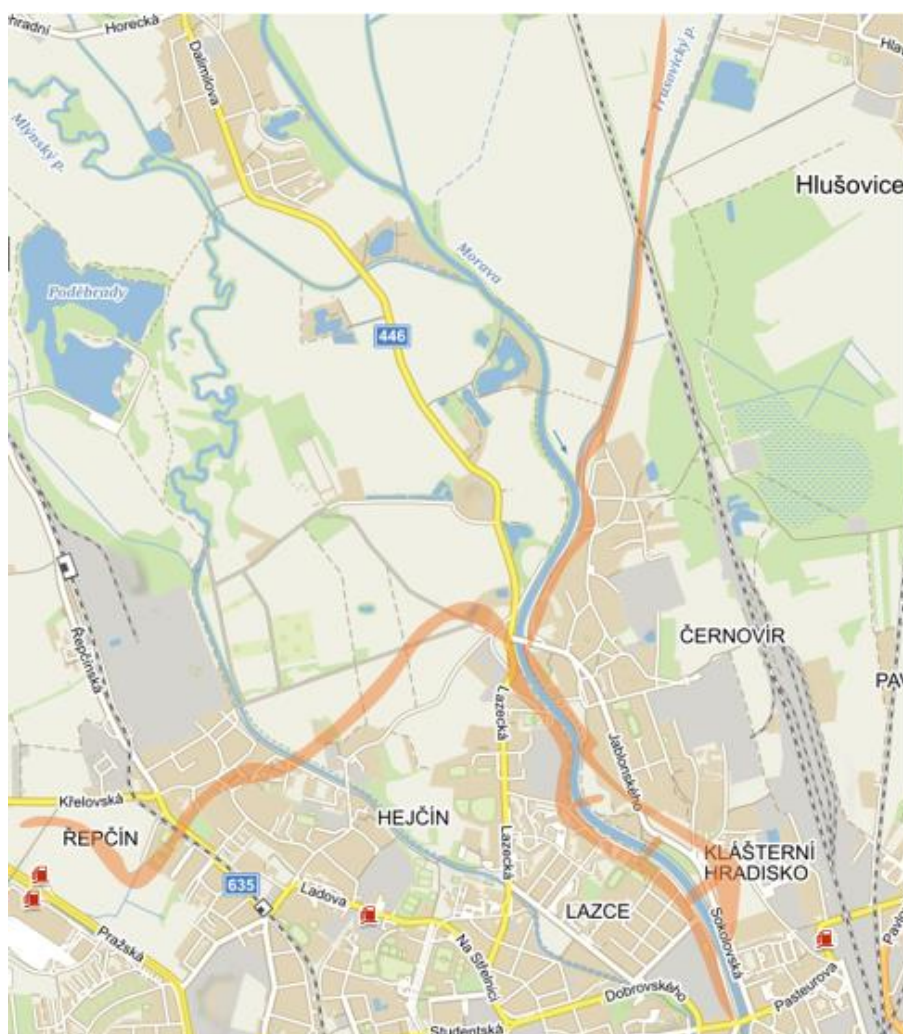
Realizace etapy započala 3.4. 2018 a její předpokládané dokončení je v roce 2022. Navazuje na II. A etapu a koryto v centrální části Olomouce bude zkapacitněno na požadovaný průtok 650 m³/s. Dle projektového návrhu bude rozšířen pravý břeh o 11 až 12 m a levý břeh o 3 až 4 m. Nově vzniklé snížené bermy budou podél Moravy mezi mosty na ulici Masarykova a Komenského. Pravobřežní berma bude vydlážděna a přístupná pro veřejnost. Zmíněné mosty jsou nevyhovující a budou v rámci opatření nahrazeny mosty novými. II. B etapa by měla ochránit zhruba 20 tisíc obyvatel a majetek v hodnotě 3 miliard korun (<https://protipovodnovaopatreni.olomouc.eu/>).



Obr. 8: Schéma II. B etapy (www.mapy.cz, upraveno).

4.1.4 III. ETAPA

Předpokládaná realizace III. etapy protipovodňového opatření je v roce 2020 až 2023, kdy dojde k uzavření ucelené ochrany intravilánu. Nad ulicí Komenského naváže na etapu II. Projekt předpokládá rozšíření levého břehu koryta o bermu s odsunutou hrází. Ústí Trusovky se změní proti proudu řeky a podél povede levobřežní hráz až ke konci inundance Moravy. Na konci zástavby v Hejčíně odbočí pravobřežní hráz a bude ukončena v Řepčíně za Střední Moravou. Mimo jiné jsou součástí i návrhy, které řeší opatření proti vzdutí povodňových průtoků na Střední Moravě (<https://protipovodnovaopatreni.olomouc.eu/>).



Obr. 9: Schéma III. etapy (www.mapy.cz, upraveno).

4.1.5 IV. ETAPA

Etapa je prozatím ve fázi investičního záměru. Jedná se o úsek řeky Moravy na 230,728 až 231,934 km, návrh skýtá přírodě blízká protipovodňová opatření na pravém břehu a napojení levobřežního ramene. Předmětem záměru je obnovení přirozené periodicity rozlivů povodňových vod do říční nivy, zpomalení povrchového odtoku, obnovení přírodě blízké morfologie říčního koryta, obnovení přirozené retenční kapacity říční nivy a jiné. Návrh předpokládá vybudování zemního valu za účelem ochrany zástavby na lokalitách Městský Dvůr a Nový Svět. Dále je navrhováno navýšení stávajícího zemního valu podél Moravy u ČOV, budování obtokového ramene, budování vedlejších koryt toku (větvené sítě) a zprůtočnění slepého ramene řeky Moravy. Současně je navrženo budování cyklostezky, která povede souběžně s ochranným valem u ČOV (VESELÝ & KOVÁŘOVÁ 2016).



Obr. 10: Schéma IV. etapy (www.mapy.cz, upraveno).

4.2 Odběrová stanoviště

Odběrová stanoviště odrážejí stav daného úseku toku, a to v souvislosti s jeho fyzikálními a ekologickými charakteristikami. V rámci monitoringu byla zvolena následující místa odběru:

1. Černovír (49.6135858N, 17.2533464E)
2. Klášterní Hradisko (49.6045939N, 17.2611433E)
3. Bristol (49.5978692N, 17.2672475E)
4. Evangelický kostel (49.5967036N, 17.2672925E)
5. Areál Povodí Moravy, s.p. (49.5759019N, 17.2594750E)
6. Kojenecký ústav (49.5765683N, 17.2599425E)
7. Pod ČOV (49.5638278N, 17.2653567E)

Jelikož v předchozích letech byl prováděn monitoring především za účelem posouzení jen určité části toku před realizací, nebyly každý rok navštíveny všechny zmíněné lokality. Posudky z předchozích let tedy nedisponují daty pro každý rok ze všech zmíněných odběrových míst. Informace o lokalitách jsou čerpány ze závěrečných zpráv (UVÍRA & JANÍČKOVÁ 2014, 2015, 2016, 2018).

4.2.1 1 – ČERNOVÍR

Monitoring na této lokalitě byl proveden 1.6. a 4.9. 2015; 25.4., 11.7. a 8.9. 2016; 2.5., 18.6. a 9.8. 2018. Odběrové stanoviště se nachází pod silničním mostem v Černovíře. Hloubka vody se pohybovala mezi 30-60 cm a rychlost proudění vody byla zhruba 0,15 m/s. Dno je tvořeno kameny, štěrkem a bahnem. Břehové pásmo je s hrubým kamenným záhozem a přítomna je litorální vegetace zastoupena např.: *Batrachium aquatile*, *Sparganium emersum*, *Elodea canadensis*, *Lemna* sp., *Nuphar luteum*, *Carex* sp., *Nyphaea* sp. – zahradní kultivar, *Scirpus* sp., *Potamogeton crispus*, *Schoenoplectus lacustris*, *Bidens frondosa*, *Fontinalis antipyretika*. Místo odběru je do jisté míry

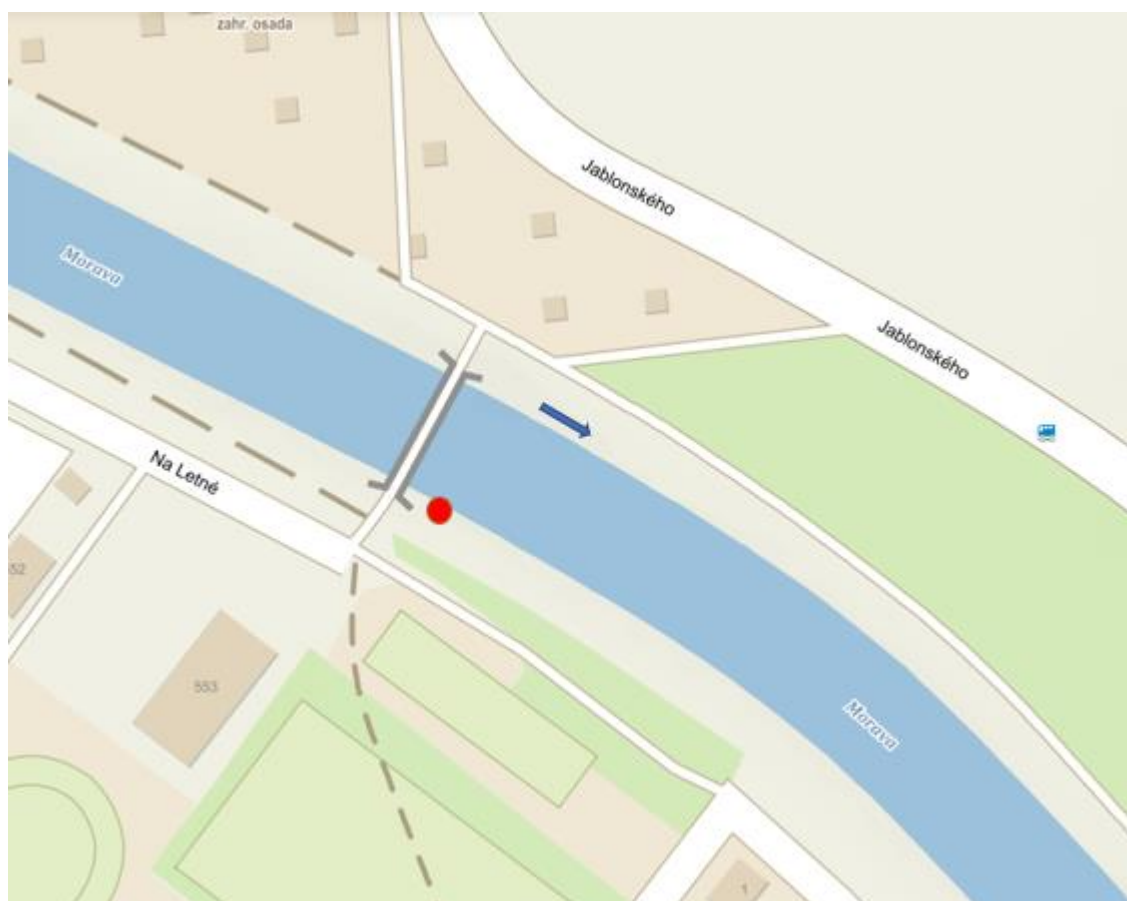
ovlivněno vyústěním odpadní vody, která je zdrojem organického znečištění a vytváří náplavy jemných anorganických sedimentů.



Obr. 11: Orientační mapa monitorovaného území Černovír (www.mapy.cz, upraveno).

4.2.2 2 – HRADISKO

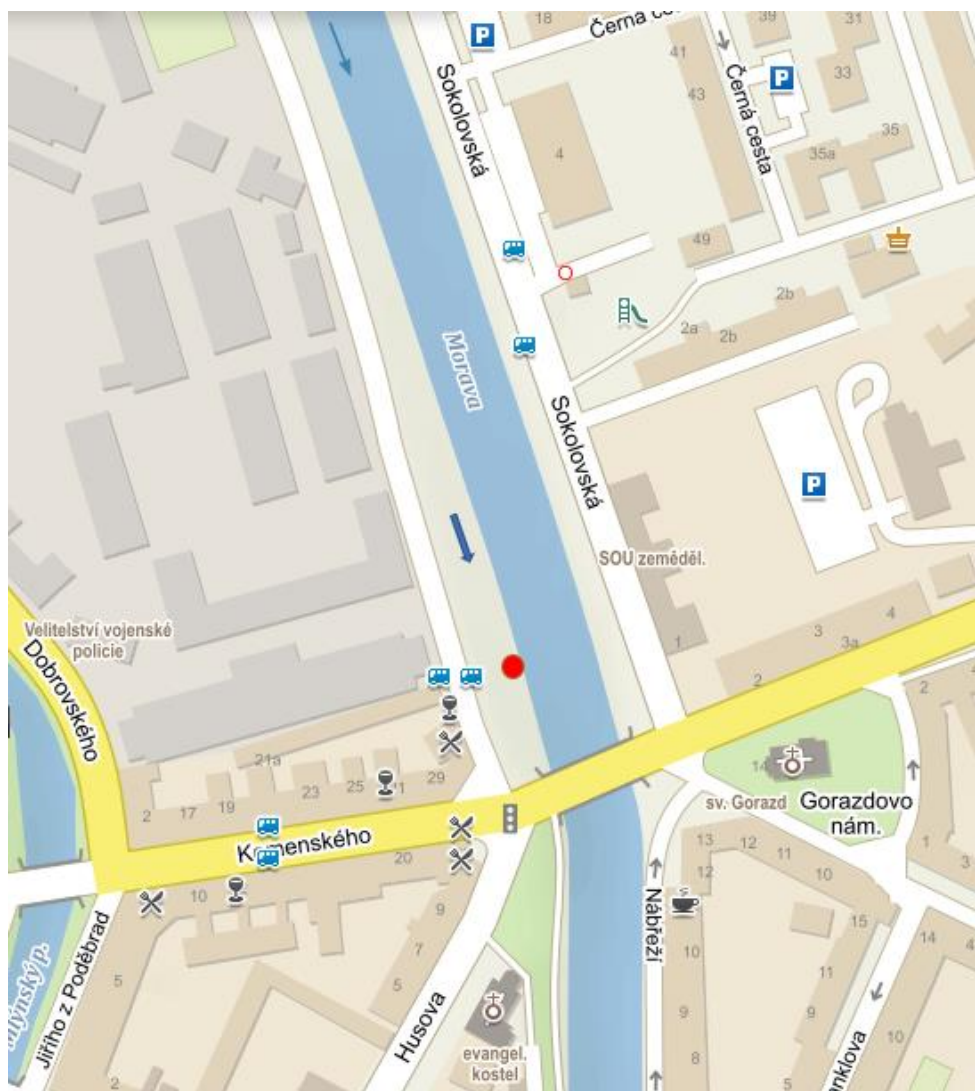
Monitoring na této lokalitě byl proveden 1.6. a 4.9. 2015; 25.4., 11.7. a 8.9. 2016; 2.5., 18.6. a 9.8. 2018. Odběr byl uskutečněn pod pěší lávkou v městské části Klášterní Hradisko. Hloubka vody se pohybovala mezi 30-70 cm a rychlost proudění byla 0,7 m/s. Substrát dna je tvořen kameny a štěrskem. Břehové pásmo je s hrubým kamenným záhozem a přítomna je litorální vegetace jako např.: *Glyceria maxima*, *Batrachium aquatile*, *Bidens frondosa*, *Elodea canadensis*, *Lemna* sp., *Carex* sp., *Fontinalis antipyretika*, *Schoenoplectus lacustris* a keřovité vrby *Salix* sp.



Obr. 12: Orientální mapa monitorovaného území Klášterní Hradisko (www.mapy.cz, upraveno).

4.2.3 3 – BRISTOL

Monitoring na této lokalitě byl proveden 1.6. a 4.9. 2015; 25.4., 11.7. a 8.9. 2016; 2.5., 18.6. a 9.8. 2018. Stanoviště odběru je pod restaurací Bristol na ulici Komenského. Na lokalitě je odběr možný pouze z oblasti břehu, jelikož zde hloubka vody dosahuje 100-150 cm. V červenci 2016 se podařilo provést odběr v celém příčném profilu toku, a to v důsledku srážky jezu. Rychlost proudění vody je 0,2 m/s. Břehy jsou opevněny hrubým kamenným záhozem a do vody částečně zasahuje supralitorální vegetace, např.: *Schoenoplectus lacustris*, *Glyceria maxima*, *Carex* sp.



Obr. 13: Orientální mapa monitorovaného území Bristol (www.mapy.cz, upraveno).

4.2.4 4 – EVANGELICKÝ KOSTEL

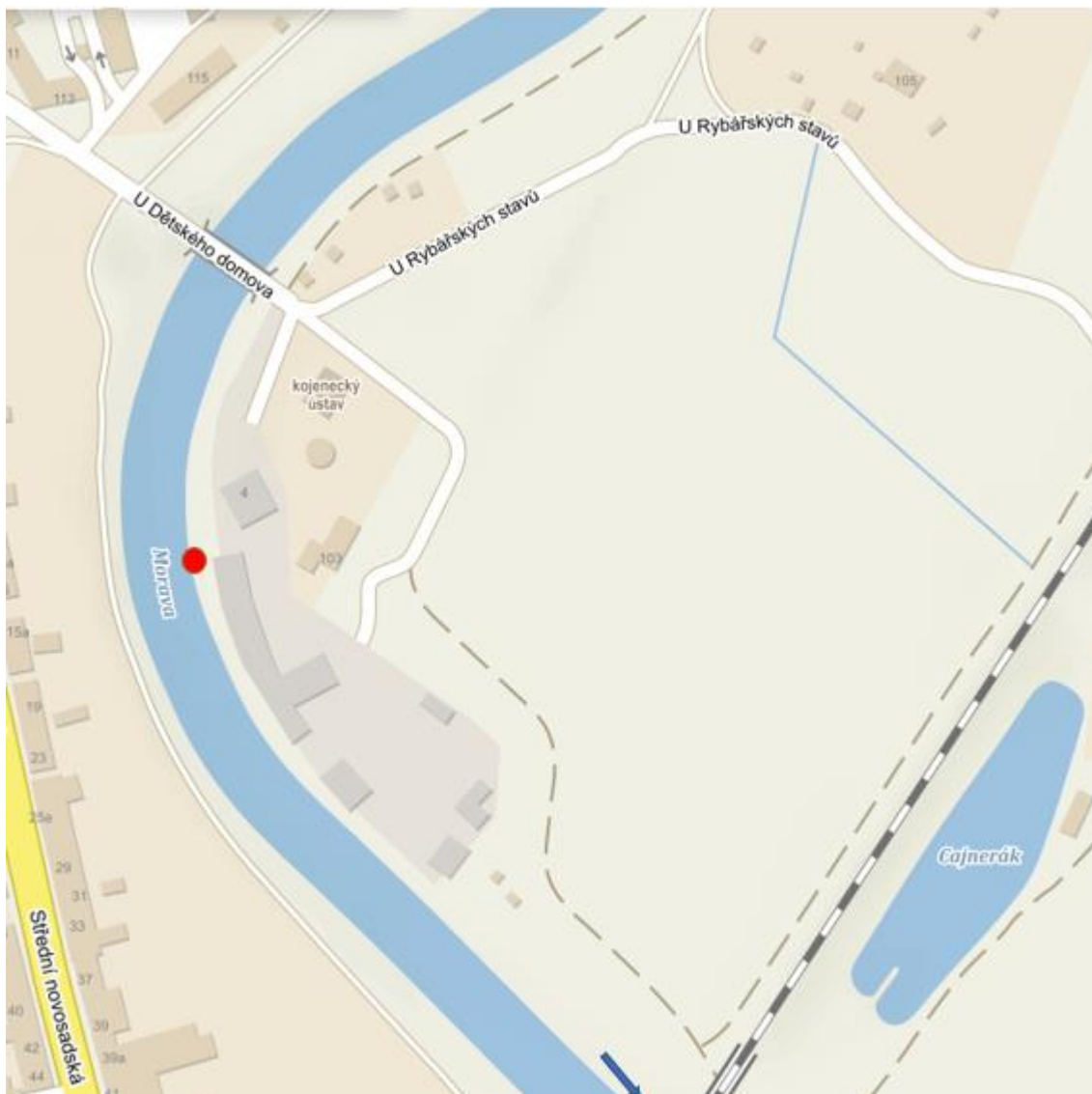
Monitoring na této lokalitě byl proveden 11.7. 2016. V červenci byl odběr uskutečněn v celém příčném profilu toku, a to díky srážce jezu. Ve zúžené proudnici u levého břehu byla rychlost proudění 1 m/s a hloubka vody v rozmezí 10-60 cm. Dno je kamenité, velikost jednotlivých kamenů byla větší než 20 cm.



Obr. 14: Orientální mapa monitorovaného území Evangelický kostel (www.mapy.cz, upraveno).

4.2.5 5 – AREÁL POVODÍ MORAVY, S.P.

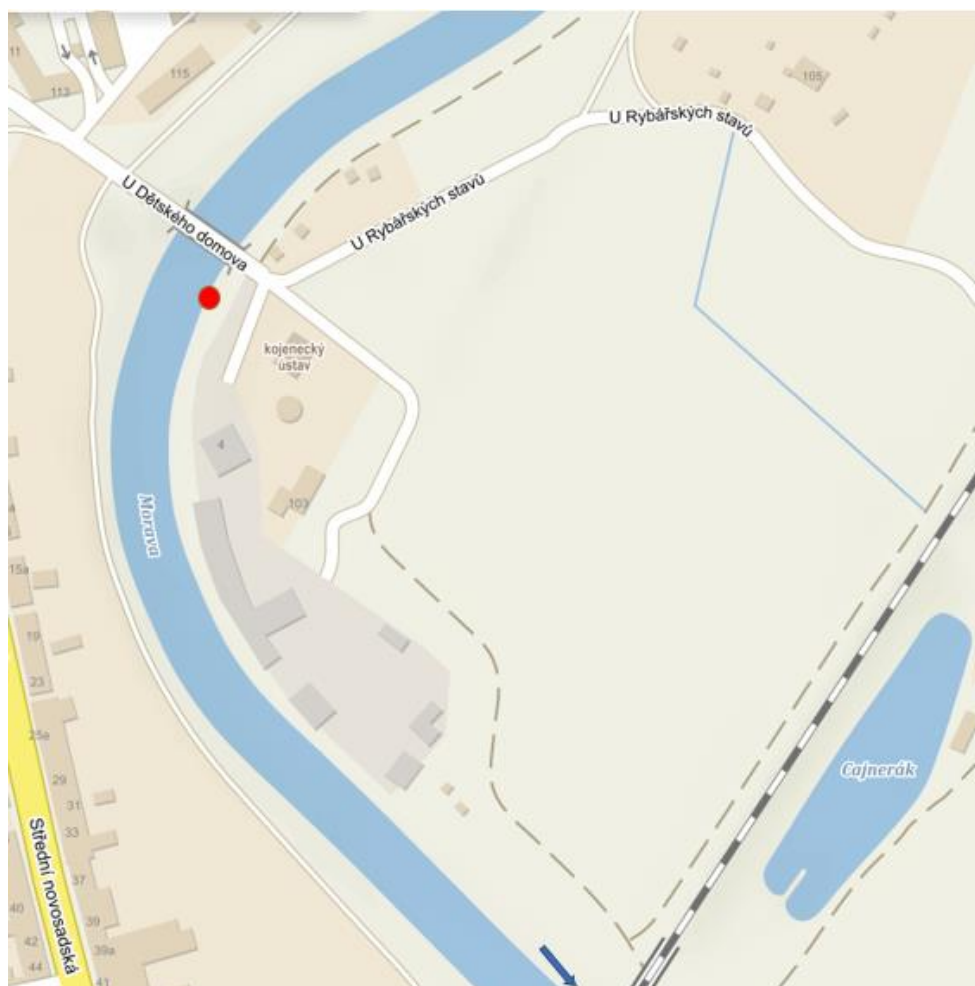
Monitoring na této lokalitě byl proveden 25.4. a 8.9. 2016. Hloubka vody se pohybovala mezi 10-40 cm a rychlost proudění byla 0,15 m/s. Substrát dna je tvořen štěrkem a kameny. Přítomno je pásmo s litorální vegetací.



Obr. 15: Orientální mapa monitorovaného území areálu Povodí Moravy, s.p. (www.mapy.cz, upraveno).

4.2.6 6 – KOJENECKÝ ÚSTAV

Monitoring na této lokalitě byl proveden 31.5. a 1.9. 2014; 2.5., 18.6. a 9.8. 2018. Stanoviště odběru je poblíž mostu na ulici U Dětského domova. Rychlost proudění u levého břehu byla 0,5 m/s a hloubka vody v místě odběru 10-60 cm. Dno je tvořeno jemným štěrkem, jednotlivými kameny většími než 20 cm a ponořeným dřevem. Břehy jsou částečně opevněny hrubým kamenným záhozem, do vody zasahuje břehová vegetace jako: *Carex* sp., *Glyceria maxima* a *Schoenoplectus lacustris*.



Obr. 16: Orientální mapa monitorovaného území Kojenecký ústav (www.mapy.cz, upraveno).

4.2.7 7 – POD ČOV

Monitoring na této lokalitě byl proveden 2.5., 18.6. a 9.8. 2018. Vzorky byly odebírány zhruba 200 m pod vyústěním vyčištěné vody z ČOV Olomouc, pod silničním mostem. Rychlost proudění u pravého břehu byla 0,3 m/s a hloubka vody se v místě odběru pohybovala mezi 10-50 cm. Substrát dna je tvořený hrubým štěrskem a jednotlivými kameny většími než 20 cm. Břehy jsou zčásti opevněny hrubým kamenným záhozem. Přítomna je břehová vegetace, např.: *Scirpus* sp., *Carex* sp., *Schoenoplectus lacustris* a *Glyceria maxima*.



Obr. 17: Orientální mapa monitorovaného území pod ČOV (www.mapy.cz, upraveno).

5 Metodika

Předložená diplomová práce shrnuje výsledky monitoringu říčního makrozoobentosu publikované v Závěrečných zprávách (Uvíra a Janíčková 2014, 2015, 2016; Uvíra et al. 2018). Níže popsaná metodika byla použita ve všech uvedených zprávách. Shromážděná data slouží k posouzení toku před a po realizaci protipovodňových opatření na vybraných lokalitách řeky Moravy v Olomouci.

5.1 Vzorkování

Terénní vybavení

- brodicí kalhoty
- bentosová síť
- plastová vědra
- bílá laboratorní mísa
- entomologické pinzety
- vzorkovnice
- 4 % formaldehyd
- stopovací zařízení
- fotoaparát
- psací potřeby

Monitoring byl proveden v jarním (březen-květen) a letním (červen-srpen) aspektu, v závislosti na vývojových cyklech makrozoobentosu. Data odběrů byla zvolena dle aktuálních hydrologických podmínek – stav a průtok řeky. Pro vzorkování byla užitá Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod PERLA (KOKEŠ & NĚMEJCOVÁ 2006). Metoda je založena na multihabitatovém odběru

(ČSN 757703). Vzorkování bylo uskutečněno 3minutovým semikvantitativním odběrem v broditelné části toku pomocí bentosové sítě s velikostí ok 500 μm .

Doba vzorkování zahrnuje pouze čas, během něhož je uskutečňován aktivní odběr makrozoobentosu. Např., kdy je proti ústí sítě rozrušován substrát a makrozoobentos je spolu s ním strháván do sítě, omývání kamenů a rostlin atd. Vytypovaná odběrová místa jsou charakteristická např. odlišným typem substrátu, jsou v různých vzdálenostech od břehu, s dlouhodobým výskytem CPOM, s příbřežní vegetací ponořenou v toku, vybírány jsou další různé habitaty poskytující útočiště vodním bezobratlým živočichům. Vzorkovaná stanoviště zahrnovala litorální pásmo s příbřežní vegetací, štěrkovité dno bez vegetace a hrubý kamenný zához (UVÍRA et al. 2018).

Aby nedocházelo k rozrušení substrátu doposud neprozkoumané části, vzorkuje se proti proudu řeky výše zmíněným způsobem, odběr je uskutečněn v hloubce zhruba 5-10 cm. Takto získaný materiál je několikrát v průběhu vzorkování umístěn do plastového vědra s vodou. Ze vzorku je odebrán hrubší anorganický i organický materiál a přes odběrovou síť je promyt. V bílých laboratorních mísách je vzorek přebrán a někteří živočichové, kterým by hrozilo mechanické poškození při převozu do laboratoře a tím by byla ztížena pozdější determinace, jsou umístěni do epruvet a fixováni 76 % etanolem. Zbytek vzorku je přemístěn do plastových vzorkovnic a fixován formaldehydem na výslednou koncentraci 4 % (ČSN EN ISO 5667-3). Takto zafixované vzorky jsou označeny štítky s datem a názvem odběrového místa (KOKEŠ & NĚMEJCOVÁ 2006).

5.2 Determinace

Laboratorní vybavení

- síto o velikosti ok 0,5 μm
- destilovaná voda
- 76 % etanol
- stereomikroskop
- mikroskop
- preparační jehly, entomologické pinzety
- laboratorní sklo
- determinační klíče

V laboratoři byl materiál z vzorkovnic propláchnut na sítu o velikosti ok 0,5 μm . Takto promytý vzorek byl umístěn do plastových misek s destilovanou vodou a postupně rozebrán pod stereomikroskopem. Vytříděné organismy byly dle taxonomických skupin rozděleny do skleněných vzorkovnic se 76 % etanolem a označeny štítkem s názvem skupiny, datem odběru a názvem odběrového místa. Takto vytříděný materiál byl určen pomocí determinačních klíčů s použitím stereomikroskopu, některé tělní struktury byly odpreparovány a detailněji sledovány pod mikroskopem.

Na základě determinovaných taxonomických skupin byla určena diverzita makrozoobentosu (Shannon-Wiener index), EPT-index, index saprobity a trofická struktura společenstev zoobentosu.

5.3 Shannon-Wiener index

Princip výpočtu indexu diverzity vychází z předpokladu, že ideální společenstvo obsahuje jeden nebo několik málo dominantních druhů, několik druhů doprovodných a více druhů vzácných. Předpokladem pro aplikaci indexů je, že nenarušená společenstva mají vyšší diverzitu než narušená společenstva, stejně rozložené jedince mezi druhy a vyšší počty jedinců. Indexy jsou vhodné pro posouzení lokality před a po zásahu (ADÁMEK et al. 2010). Pomocí indexů diverzity je vyjadřována druhová bohatost vzorku, tzv. alfa diverzita. Odlišnost jednotlivých indexů alfa diverzity spočívá v preferenci bohatosti nebo vyrovnanosti na lokální škále. Shannon-Wiener index zohledňuje vyváženost abundancí (Shannon's evenness). Hlavním cílem této teorie je pokus o vyjádření nejistoty, díky které je možno předpokládat, jakého druhu bude jedinec náhodně vybraný z reprezentativního vzorku. Index vychází z teorie informace (entropie systému), dnes je hojně využíván ekology (SPELLERBERG 2008). Index je odvozen od Shannonovy funkce H' a je vyjádřen následovně:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad , \text{ kde } p_i = \frac{n_i}{N}$$

N je celkový počet taxonů a n_i je relativní abundancí i -tého druhu.

5.4 Saprobity

Biotické indexy jsou založeny na dvou principech:

- Ve vodě jsou přítomny různé skupiny bezobratlých s různou citlivostí vůči znečištění. Jestli-že znečištění narůstá, méně tolerantní druhy postupně vymizí.
- V případě, že dojde ke zvýšení znečištění, poklesne diverzita společenstva.

Prostřednictvím biotických indexů tudíž můžeme hodnotit jak jakost vod, tak ekologickou kvalitu toku (KOKEŠ & VOJTÍŠKOVÁ 1999). Saprobni index společenstva využívá toleranci saprobiontů k různým stupňům znečištění vod organickými látkami, které jsou vyjadřovány např. jako BSK₅. Stupeň znečištění se vyjadřuje na stupnici saprobity od -0,5 až 8,5 (ADÁMEK et al. 2010). Systém saprobniho hodnocení přírodních a odpadních vod vypracoval Sládeček (1973), kde operuje s pojmy jako: katarobita, limnosaprobita, eusaprobita a transsaprobita. Limnosaprobita se následně dělí na xenosaprobitu (x), oligosaprobitu (o), betamezosaprobitu (β), alfamezosaprobitu (α) a polysaprobitu (p). Saprobni index společenstva (S) je počítán dle následujícího vztahu:

$$S = \frac{0 \sum hx + 1 \sum ho + 2 \sum h\beta + 3 \sum h\alpha + \dots}{\sum h}$$

$\sum hx/ho/h\beta/\dots$ - součet hodnot abundance xenosaprobniích/oligosaprobniích atd. indikátorů

$\sum h$ – suma všech saprobiontů

5.5 EPT-index

Prostřednictvím EPT indexu vyjadřujeme podíl zastoupení jedinců ze skupin Ephemeroptera, Plecoptera a Trichoptera na celkovém počtu zjištěných jedinců. Zástupci ze zmíněných taxonomických skupin jsou hypersenzitivní k znečištění. Jejich přítomnost nebo naopak nepřítomnost má vypovídající hodnotu o kvalitě vody. Reakce vodních bezobratlých poskytuje včasné varování před možným poškozením vodního toku (KITCHIN 2005).

EPT je vyjádřeno procentuálně v poměrném zastoupení sumy senzitivních jedinců (E=Ephemeroptera, P=Plecoptera a T=Trichoptera) a celkové sumy nalezených taxonů, tedy:

$$\frac{\textit{Total EPT Taxa}}{\textit{Total Taxa Found}} \times 100 \% = \% \textit{ Abundance}$$

5.6 Trofická struktura společenstev makrozoobentosu

Jedná se o alternativní přístup, tato metoda hodnotí vliv organického obohacení toku. Neovlivněné lokality se vyznačují tím, že hustota seškrabávačů převyšuje hustotu filtrátorů a sběračů, což je typické pro autotrofní stav lokality. Při zhoršení kvality vody dojde ke změnám struktury těchto potravně-funkčních skupin, jak predikuje Vannote et al. (1980) v Teorii říčního kontinua. Na nejvíce znečištěných místech může hustota seškrabávačů klesnout ze 45 % až na 1 % a tímto se změní autotrofní stav na heterotrofní, který se vyskytuje v nižších úsecích velkých řek. Po ukončení znečištění je zlepšující se kvalita vody indikována zvyšujícím se poměrem filtrátorů a seškrabávačů vůči sběračům (ADÁMEK et al. 2010).

6 Výsledky

Při vyhodnocování výsledků byla vyjádřena dominance jednotlivých taxonomických skupin a jejím přepisem následně relativní četnost. Dále byla struktura společenstva makrozoobentosu hodnocena prostřednictvím indexu EPT, saprobního indexu, Shannon-Wiener indexu diverzity a trofické struktury společenstva. Do této kapitoly jsou zahrnuty pouze některé grafy, zbývající grafy jsou součástí příloh.

6.1 Diverzita makrozoobentosu

Během monitoringu v letech 2014, 2015, 2016 a 2018 bylo ve sledovaném úseku koryta řeky Moravy determinováno celkem 153 taxonů makrozoobentosu. V roce 2014 bylo determinováno 2 008 jedinců, v roce 2015 bylo zaznamenáno 3 648 jedinců, v roce 2016 pak 10 738 jedinců a v roce 2018 celkem 7 267 jedinců. Z těchto hodnot byla vyjádřena relativní četnost, jejíž hodnoty představují dominanci taxonu (D). Hodnoty pro D jsou následující: **1-D<1 %**; **2-D=1-3 %**; **3-D=3-10 %**; **5-D=10-20 %**; **7-D=20-40 %** a **9-D>40 %**.

V průběhu monitoringu byly nalezeny skupiny makrozoobentosu tvořící permanentní i temporární faunu. Permanentní fauna byla tvořena například houbami, mechovkami, korýši, měkkýši, kroužkovci, hlísticemi a ploštěnkami. Temporární fauna byla zastoupena významnými řády vodního hmyzu, jejichž larvální vývoj je vázán na vodní prostředí. Jednotlivá odběrová stanoviště se z hlediska diverzity makrozoobentosu lišila. Nejvyšší diverzita byla zjištěna na lokalitách Černovír a Klášterní Hradisko. Naopak nejnižší diverzita byla zjištěna u Bristolu a Kojeneckého ústavu. Příkladem jednoho z významných nalezených druhů je *Ancylus fluviatilis*, který se vyskytoval na všech odběrových stanovištích, vyjma stanoviště pod ČOV. Dominance kamomila říčního tvořila 1-3 % z celkového počtu všech nalezených taxonů. Na odběrovém stanovišti areál PMO, byla 8.9. 2016 dominance vyšší, a to 3-10 %. Diverzita je vyjádřena prostřednictvím Shannon-Wiener indexu (H') v tabulce níže.

		Černovír	Hradisko	Bristol	Evangelický kostel	Areál PMO	Kojenecký ústav	ČOV
2014	31.5	—	—	—	—	—	2,32	—
	1.9	—	—	—	—	—	2,64	—
2015	1.6	2,16	2,54	1,99	—	—	—	—
	4.9	2,27	2,45	1,94	—	—	—	—
2016	25.4	2,50	2,52	2,11	—	2,20	—	—
	11.7	1,01	1,30	1,19	1,94	—	—	—
	8.9	2,22	2,13	0,64	—	2,32	—	—
2018	2.5	1,40	1,56	0,65	—	—	2,10	2,03
	18.6	0,92	1,85	1,75	—	—	1,78	1,14
	9.8	1,50	1,52	1,17	—	—	1,47	1,11

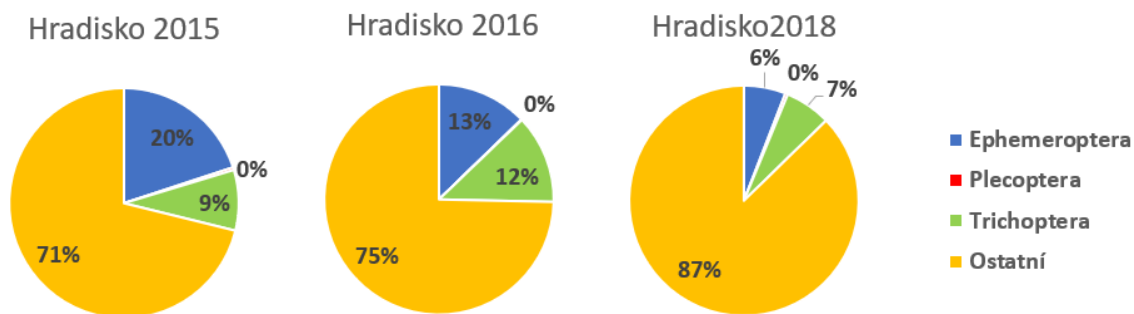
Tab. 1: Shannon-Wiener index-H' pro jednotlivá odběrová stanoviště.

6.2 EPT index

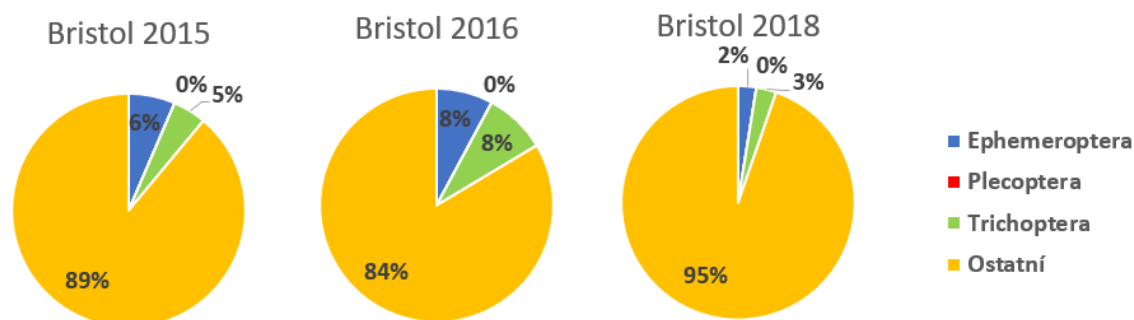
V níže uvedených grafech je procentuálně vyjádřeno zastoupení skupin Ephemeroptera, Plecoptera a Trichoptera v porovnání s celkovým počtem determinovaných jedinců makrozoobentosu, označených jako ostatní, pro vybrané lokality Hradisko a Bristol. Hodnoty jsou uvedeny pro každý rok, kdy byl na dané lokalitě monitoring proveden.

Na lokalitě Hradisko bylo v roce 2015 nalezeno 20 % jedinců z řádu Ephemeroptera a 9 % jedinců náležících do řádu Trichoptera. V roce 2016 bylo zaznamenáno 13 % jedinců z řádu Ephemeroptera a 12 % jedinců z řádu Trichoptera. V roce 2018 bylo determinováno celkem 6 % jedinců z řádu Ephemeroptera a 7 % jedinců z řádu Trichoptera. Zástupci z řádu Plecoptera nebyli zaznamenáni.

Na odběrovém stanovišti Bristol byly hodnoty EPT nižší než na výše zmíněném stanovišti. V roce 2015 bylo nalezeno celkem 6 % jedinců z řádu Ephemeroptera a 5 % z řádu Trichoptera. V roce 2016 bylo determinováno z celkového počtu nalezených druhů 8 % jedinců náležících do řádu Ephemeroptera a stejně tak 8 % jedinců z řádu Trichoptera. V roce 2018 činilo z celkového počtu jedinců 2 % z řádu Ephemeroptera a 3 % z řádu Trichoptera. Zástupci z řádu Plecoptera nebyli zaznamenáni.



Graf 1: Procentuální zastoupení EPT a „ostatní“ v celkovém počtu determinovaných jedinců makrozoobentosu na odběrovém stanovišti Hradisko.



Graf 2: Procentuální zastoupení EPT a „ostatní“ v celkovém počtu determinovaných jedinců makrozoobentosu na odběrovém stanovišti Bristol.

6.3 Saprobita

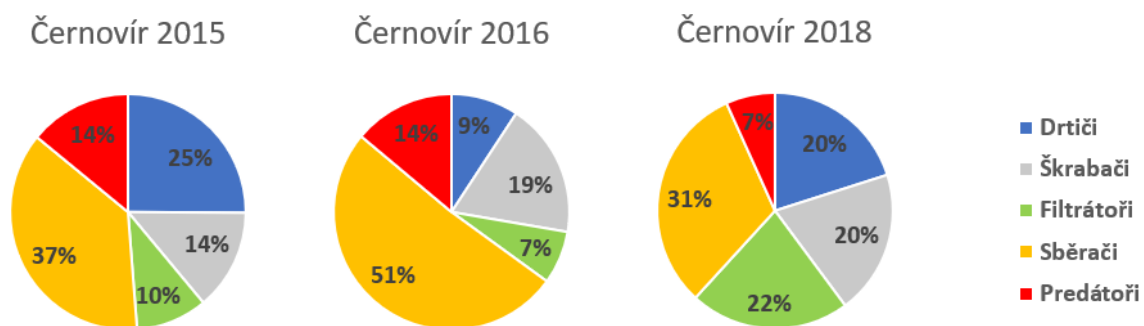
Výpočty saprobních indexů společenstev pro jednotlivé lokality z monitoringu v letech 2014, 2015, 2016 a 2018 jsou uvedeny v tabulce níže. Na všech lokalitách hodnoty odpovídají přirozené beta-mezosaprobítě (MOOG 2002).

		Černovír	Hradisko	Bristol	Evangelický kostel	Areál PMO	Kojenecký ústav	ČOV
2014	31.5	—	—	—	—	—	2,20	—
	1.9	—	—	—	—	—	2,25	—
2015	1.6	2,21	2,18	2,26	—	—	—	—
	4.9	2,18	2,12	2,25	—	—	—	—
2016	25.4	2,18	2,14	2,26	—	2,21	—	—
	11.7	2,22	2,07	2,12	2,32	—	—	—
	8.9	2,23	2,11	2,17	—	2,19	—	—
2017	2.5	2,48	2,29	2,39	—	—	2,22	2,36
	18.6	1,16	2,29	2,42	—	—	2,27	2,28
	9.8	2,36	2,34	2,23	—	—	2,41	2,27

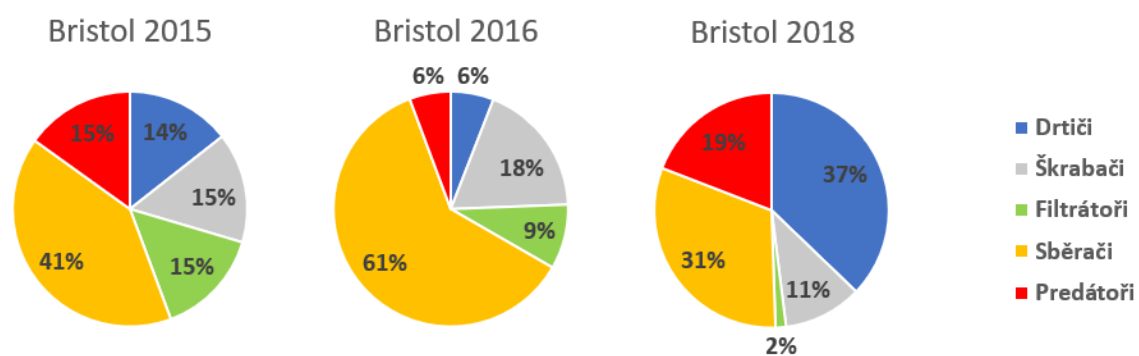
Tab. 2: Vyjádření indexu saprobity pro jednotlivá odběrová stanoviště.

6.4 Trofická struktura společenstev makrozoobentosu

Zastoupení potravně funkčních skupin makrozoobentosu je uvedeno v následujících grafech pro vybrané lokality Černovír a Bristol. Na odběrových stanovištích byly zastoupeny všechny hlavní potravně funkční skupiny.



Graf 3: Procentuální zastoupení hlavních potravně funkčních skupin makrozoobentosu na odběrovém stanovišti Černovír.



Graf 4: Procentuální zastoupení hlavních potravně funkčních skupin makrozoobentosu na odběrovém stanovišti Bristol.

7 Diskuse

7.1 Diverzita makrozoobentosu

Permanentní fauna byla tvořena například houbami, mechovkami, korýši, měkkýši, kroužkovci, hlísticemi a ploštěnkami. Přítomny byly druhy typické pro potamální úsek toku jako například *Sphaerium corneum*, *Pisidium* sp., *Bithynia tentaculata*, *Asellus aquaticus* nebo *Rivulogammarus roeseli*. Nalezena byla i *Erpobdella* sp. nebo druhy náležící do čeledi Tubificidae, které jsou schopny tolerovat velké organické znečištění. Dále byla permanentní fauna zastoupena euryvalentním druhem *Glossiphonia* sp. nebo druhy z čeledi Lumbriculidae. Ve vegetačním substrátu na lokalitách Černovír a Klášterní Hradisko byly přítomny druhy jako *Dendrocoelum lacteum*, *Planaria polychroa* nebo *Planorbis planorbis*, které se běžně vyskytují spíše ve stojatých vodách. Stejně tak perloočky *Daphnia* sp. a *Simocephalus* sp., které se pravděpodobně do toku dostaly z okolních stojatých vod. Jejich výskyt byl zaznamenán v příbřežní pomalu proudící části toku, kde jsou součástí říčního potamoplanktonu. Struktura makrozoobentosu byla poměrně ustálená a jelikož byla nalezena v průběhu různá velikostní stádia, lze tvrdit, že se jedná o stabilní a rozmnožující se populace.

Na všech odběrových stanovištích, vyjma stanoviště pod ČOV, byl přítomen *Ancylus fluviatilis*. Jeho přítomnost indikuje dostatečnou koncentraci rozpuštěného kyslíku ve vodě. Jedná se o reofilní druh, který vyhledává dobře prokysličené proudné úseky toku. Druh je typický pro horské potoky, ale je k nalezení od pramenišť až po větší řeky. Výskyt kamomila říčního je vázán na kamenitý substrát, kde se na svrchní straně tohoto substrátu živí nárosty (BERAN 1998).

V červenci roku 2016 byla poprvé spatřena *Dreissena polymorpha* na lokalitě Bristol. Výskyt tohoto invazního druhu mlže je omezen na lokality s přítomností pevného substrátu, ke kterému se připevňuje bysovými vlákny. Slávička filtrační činností přesouvá organickou hmotu z vodního sloupce do sedimentu, a to ve formě biodepozitu. Dobře asimilovatelný biodepozit je bohatý na organické

látky a má tak podstatný vliv na složení bentosu (HOWARD & CUFFEY 2006). Na lokalitě Bristol slávička zaujímal pouze necelé procento ze všech nalezených taxonů. V roce 2018 nebyl její výskyt na této lokalitě potvrzen.

Při determinaci byla zjištěna i přítomnost invazního plže *Potamopyrgus antipodarum*, jehož původním areálem výskytu je Nový Zéland. Do Evropy se rozšířil důsledkem lodní dopravy. Písečník novozélandský může vytvářet husté populace, které pro původní druhy bezobratlých živočichů představují potravní konkurenci, ale také riziko přenosu parazitů. Značný nárůst nepůvodních populací může být zapříčiněn partenogenetickým způsobem rozmnožování (BERAN 1998).

Temporární fauna byla na monitorovaných lokalitách zastoupena skupinami vodního hmyzu, jejichž larvální vývoj je vázaný na vodní prostředí. Zaznamenány byly například druhy jepic, vážek, chrostíků, ploštic, pošvatek, brouků a taxony dvoukřídlého hmyzu. Přítomny byly druhy jako *Platycnemis pennipes*, *Gomphus vulgatissimus*, *Calopteryx splendens*, *Caenis macrura*, *Caenis robusta*, *Cloeon dipterum*, *Potamanthus luteus*, *Anabolia nervosa* nebo *Hydropsyche pellucidula*, které se běžně vyskytují v potamálním úseku toku. Vyskytovali se také euryvalentní jedinci jako *Baetis rhodani*, *Baetis fuscatus*, *Heptagenia sulphurea*, *Mystacides longicornis*, *Polycentropus flavomaculatus* a další. Nalezeny byly i stenovalentní druhy. Jsou náročné, co se týče kvality vody, vyskytují se pouze na kamenitém substrátu a ve vodě dostatečně nasycené rozpuštěným kyslíkem. Jako příklad lze uvést *Paraleptophlebia submarginata*, *Ephemerella ignita*, *Leuctra* sp., *Protonemura* sp., *Glossosoma* sp., *Goera* sp., *Aphelocheirus aestivalis*, *Sericostoma flavicorne* a *Ophiogomphus cecilia*.

Aphelocheirus aestivalis je dravá vodní ploštice živící se larvami vodního hmyzu, plži a dalšími bezobratlými živočichy. Vyhledává štěrkopískové dno a toky bohaté na kyslík. Vývojový cyklus této ploštice je acyklický a všechna vývojová stádia jsou vázána na vodní prostředí. Trvá dva roky, než se nymfa vyvine v dospělce (www.naturabohemica.cz). Dospělce má vyvinutý tzv. plastron. Jedná se o typ žaber, jejichž povrch je tvořený milióny drobných chloupků, mezi nimiž je udržována tenká vrstva vzduchu. Mezi touto vrstvou a vodou dochází k neustálé výměně plynů. Hlubenka skrytá tedy nemusí obnovovat zásobu plynů nad vodní hladinou. Objem vzduchu v plastronu je velmi malý, zhruba 0,14 mm³. Tracheální systém je se

zbytkem těla propojený prostřednictvím spirál na pokožce (SEYMOUR et al. 2015). Hlubenka skrytá se vyskytovala hojněji v letech 2014, 2015 a 2016, v roce 2018 byla nalezena ojediněle.

Ophiogomphus cecilia je kriticky ohrožený druh vážky. Larva se vyvíjí ve vodním prostředí, je náročná na kvalitu vody a vyhledává písčité nebo šterkový substrát. Preferuje mělká stanoviště nížinných toků. Larvy klínatky rohaté se vyvíjejí dva až čtyři roky a zpravidla se částečně zahrabávají substrátem. K vylétávání dospělců dochází obvykle od května do července. Tento druh byl nalezen poprvé v rámci monitoringu v roce 2018 na lokalitě Hradisko.

Z hlediska diverzity se jednotlivé lokality lišily. Nejnížší diverzita byla zaznamenána na lokalitě Bristol. Jelikož je zde za normálního stavu hloubka zhruba 150 cm, což je dáno jezovým vzduším, byl odběr uskutečněn pouze od břehu. Takový odběr znemožňuje objektivní posouzení příčného profilu řeky. V červenci 2016 došlo ke srážce jezu, tudíž mohl být proveden odběr v celém příčném profilu koryta. Při tomto odběru byla nalezena většina druhů, více než 85 % dominance ale tvořily druhy čeledí Tubificidae, Glossiphoniidae a Chironomidae (UVÍRA & JANÍČKOVÁ 2016). V roce 2018 byla diverzita u Bristolu naopak velmi nízká, což bylo způsobeno sníženým stavem vody a pohybem těžké techniky v toku, a to v důsledku prací na protipovodňových opatřeních. V roce 2013 byla dokončena II. A etapa. Monitoring na odběrovém stanovišti Kojenecký ústav v roce 2014 prokázal, že po technickém zásahu do koryta řeky Moravy byla heterogenita prostředí zachována a rozšířena. Podmínky po realizovaných úpravách umožňují osídlení a rozvoj stabilizovaných společenstev bezobratlých živočichů. Vzniklé podmínky jsou vhodné i pro řadu čistobytných organismů, které v řece dříve zaznamenány nebyly (UVÍRA & JANÍČKOVÁ 2014). Nejvyrovnanější diverzita společenstva makrozoobentosu byla zaznamenána na lokalitách Hradisko, Kojenecký ústav a Černovír. Na těchto stanovištích je nejpestřejší struktura mezohabitatů, především mělké vegetační litorální pásmo, kde se hloubka pohybuje mezi 15-35 cm. Rychlost proudění je zde vyšší než 0,5 m/s, průměrná hloubka je zhruba 30-70 cm a substrát dna tvoří šterk (UVÍRA et al. 2018). Na všech stanovištích byl v srpnu 2018 pozorován úbytek

vody v korytě, který byl způsobený vysokými letními teplotami doprovázenými suchem.

7.2 EPT index

Do výsledků jsem pro srovnání uvedla graf z odběrového stanoviště Hradisko a Bristol. Lokalita Hradisko představuje stabilní stanoviště s pestřejší nabídkou habitatů. Hloubka vody se pohybuje mezi 30-70 cm, rychlost proudění zhruba 0,7 m/s a substrát dna je tvořen štěrkem a kameny. Břeh je s hrubým kamenným záhozem a litorální vegetací. Naopak odběrové stanoviště Bristol je v oblasti jezového vzdutí, tudíž je rychlost proudění vody jen 0,2 m/s. Hloubka vody se pohybuje okolo 150 cm, dochází zde k nepřirozenému zahloubení koryta, břehové pásmo je tvořeno hrubým kamenným záhozem. V roce 2018 byly v této oblasti zahájeny stavební práce, stanoviště bylo v červnu a srpnu touto činností ovlivněno, což vysvětluje pokles v grafu oproti předchozímu roku. Nicméně stejně nízké hodnoty skýtají i výsledky z roku 2014, naopak v roce 2016 lze sledovat rapidní nárůst. To přisuzuji faktu, že v roce 2016 bylo možno provést odběr v celém příčném profilu řeky. Všechny ostatní odběry na této lokalitě byly vzhledem k nebroditelné hloubce uskutečněny pouze ze břehu.

7.3 Saprobity

Na všech odběrových stanovištích byl zjištěn saprobní index odpovídající přirozené beta-mezosaprobite (MOOG 2002). Ojedinele byly nalezeny druhy, které mají těžiště výskytu v oligosaprobite, například *Paraleptophlebia submarginata*, *Glossosoma* sp. nebo *Elmis* sp. *Paraleptophlebia submarginata* byla nalezena v různých instarech, přítomnost vypovídá o podmínkách vyhovujících i citlivějším druhům (UVÍRA & JANÍČKOVÁ 2016). Nalezeny byly i druhy tolerující zatížení toku organickými látkami, jako například *Erpobdella* sp., Tubificidae, Lumbriculidae nebo *Glossiphonia* sp. (UVÍRA & JANÍČKOVÁ 2015). V průběhu monitorovacího období nedošlo k výrazným

změněnám hodnot indexu. Z hlediska zatížení vody organickými látkami lze všechna stanoviště označit za stabilní.

7.4 Trofická struktura společenstev makrozoobentosu

Ve výsledcích jsou uvedeny grafy z odběrových stanovišť Černovír a Bristol. Na všech lokalitách byly zastoupeny hlavní potravně-funkční skupiny. Dominují především sběrači, což lze vysvětlit dostupností FPOM jak suspendovaného ve vodním sloupci, tak uloženého na dně. Pro tento úsek toku je typická přítomnost jemného partikulovaného organického materiálu. Do skupiny sběračů patří především blešivci, pakomáři, jepice z čeledí Caenidae a Baetidae, ploštice z čeledi Corixidae, chrostíci z čeledi Leptoceridae a další. V jarním aspektu bylo zaznamenáno vyšší zastoupení škrabačů, kteří se živí seškrabáváním řasových nárostů na kamenech. Vyšší počet škrabačů lze předpokládat, jelikož na jaře dochází k nárůstu primárních producentů v mělčích úsecích toku. Do skupiny škrabačů patří například *Baetis* sp., *Heptagenia* sp., chrostíci z čeledi Lepidostomatidae a Goeridae, plži *Bithynia tentaculata* a *Ancylus fluviatilis*. Na lokalitách Černovír a Bristol je vyšší zastoupení drtičů, do této skupiny patří například *Rivulogammarus roeseli* nebo chrostíci z čeledi Limnephilidae. Na všech odběrových stanovištích tvoří poměrně stabilní společenstva predátoři. Predátoři jsou zastoupeni například druhy: *Erpobdella* sp., *Glossiphonia* sp., *Calopteryx splendens*, *Gomphus vulgatissimus*, *Platycnemis pennipes*, *Coenagrion puella*, *Dugesia lugubris*, *Dugesia tigrina*, *Dendrocoelum lacteum*, *Sialis lutaria* nebo *Polycentropus flavomaculatus*.

Na lokalitě Černovír je vyšší výskyt larev dravých vážek než na kterékoli jiné lokalitě. Velký podíl filtrátorů byl na lokalitě Hradisko, a to díky masovému výskytu Simuliidae (UVÍRA et al. 2018). Na lokalitě ČOV byla nalezena velmi početná populace *Bithynia tentaculata*, která je schopna měnit své potravní preference. Jestliže je ve vodním sloupci suspendováno dostatek FPOM, živí se jako filtrátor, v opačném případě upřednostňuje seškrabávání. Pod ČOV je dostatek FPOM, takže lze téměř s jistotou tvrdit, že šlo o filtrující populace. Díky dostatečnému množství potravy, a tedy nízké

potravní konkurenci, je možné odůvodnit velmi početné populace tohoto plže. Dalším významným filtrátorem byla *Dreissena polymorpha*, která byla nalezena v roce 2016 na lokalitě Bristol.

V průběhu monitorovacího období nedocházelo k výrazným změnám ve složení potravně-funkčních skupin makrozoobentosu. K nárůstu došlo pouze na lokalitě Bristol v roce 2016. Opět tento fakt odůvodňuji tím, že po srážce jezu byl proveden odběr v celém příčném profilu koryta a bylo tak nalezeno mnohem více druhů než v předchozích letech. Naopak ke snížení počtu druhů došlo v roce 2018 na lokalitě Kojenecký ústav oproti odběrům v roce 2014. Lze předpokládat, že je to zapříčiněno velkým suchem, a tudíž sníženým stavem vody. V letním období voda v korytě značně ustoupila a bylo obnaženo mnoho mezohabitatů, které jindy poskytují útočiště bezobratlým živočichům. Vyjma těchto dvou případů lze konstatovat, že struktura makrozoobentosu je na všech lokalitách víceméně stabilní.

8 Závěr

Diplomová práce je zaměřena na vyhodnocení struktury makrozoobentosu řeky Moravy v Olomouci pod vlivem protipovodňových opatření. Navazuje na hydrobiologický monitoring provedený v letech 2014-2016, v roce 2018 jsem se na monitoringu fyzicky podílela. Práce poskytuje vyhodnocení stavu jednotlivých odběrových stanovišť a jejich vzájemné porovnání.

Nejvíce diverzifikované abiotické podmínky jsou na stanovištích Černovír a Hradisko. Hloubka vody se zde pohybuje okolo 15-100 cm, substrát je tvořen štěrkem, kameny nebo hrubým kamenným záhozem. Vyskytují se úseky s různou rychlostí proudění a přítomna je i litorální vegetace. Je zde poměrně velká heterogenita prostředí a stanoviště disponují početnými mezohabitaty poskytujícími podmínky pro vytvoření stabilního společenstva makrozoobentosu. Na stanovišti Černovír byl zaznamenán nepravidelný průsak odpadní vody, což může poznamenat složení společenstva vodních bezobratlých. Nejvíce antropogenně ovlivněno je stanoviště Bristol, kde v současné době probíhají práce na realizaci II. B etapy protipovodňového opatření. Koryto je v tomto úseku nepřirozeně zahloubeno a rychlost proudění vody je zde snížena až na 0,2 m/s, což je způsobeno jezovým vzdutím hladiny. Tyto faktory významným způsobem ochuzují pestrost společenstva makrozoobentosu.

V roce 2013 byla dokončena II. A etapa v oblasti Kojeneckého ústavu, kde v rámci protipovodňových opatření bylo začleněno několik nových revitalizačních prvků. Například došlo k vytvoření paralelního koryta a zeleného ostrova, vytvořeny byly rybí úkryty, opevnění dřevem, které poskytuje mimo jiné i nový habitat k osídlení makrozoobentosem. Snahou bylo v intravilánu Olomouce upravit koryto řeky Moravy k přírodě blízkému stavu. Dle provedených odběrů bylo zjištěno, že na lokalitě se vyskytuje společenstvo typické svou strukturou pro epipotamální úsek toku. Je nezbytné zdůraznit, že klíčovou roli při realizaci protipovodňových opatření ve vztahu ke společenstvu makrozoobentosu, hraje diverzita abiotických faktorů.

Příkladem je hloubka vody, rychlost proudění, vhodnost a diverzita dostupných substrátů a jiné.

V porovnání s předchozími lety byla v roce 2018 situace horší, za což dle mého názoru mohou extrémní teploty, které jsou doprovázeny suchem a minimálními průtoky. Z výsledků lze vyvodit, že v rámci realizace protipovodňových opatření prozatím nedošlo k výrazným změnám ve struktuře společenstva makrozoobentosu ani k jeho negativnímu ovlivnění.

9 Seznam použité literatury

- ADÁMEK, Z., HELEŠIC, J., MARŠÁLEK, B. & RULÍK, M. (2010): Aplikovaná hydrobiologie. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 350 pp.
- ALLAN, J. D. & CASTILLO, M. M. (2007): Stream ecology: Structure and function of running waters, Second edition. Springer, 436 pp.
- BERAN, L. (1998): Vodní měkkýši ČR. ZO ČSOP Vlašim, 113 pp.
- ČSN 75 7051 (EN ISO 5667-3) (1996): Jakost vod-Odběr vzorků-Část 3: Pokyny pro konzervaci vzorků a manipulaci s nimi. Český normalizační institut, Praha, 32 pp.
- ČSN 75 7703 (EN 27828) (1996): Jakost vod-Metody odběru biologických vzorků-Pokyny pro odběr vzorků makrozoobentosu ruční sítkou. Český normalizační institut, Praha, 12 pp.
- DAHM, V. & HERING, D. (2016): A modeling approach for identifying recolonisation source sites in river restoration planning. *Landscape Ecology*, 31: 2323-2342.
- GILLER, P. S. & MALMQVIST, B. (1998): *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University Press, 296 pp.
- GREŠKOVÁ, A., LEHOTSKÝ, M. & PASTUCHOVÁ, Z. (2007): Morfohydraulická štruktúra dna koryta malého vodného toku a spoločenstvá makrozoobentosu. *Geografický časopis*, 59 (1): 25-45.

- HARTMAN, P., PŘIKRYL, I. & ŠTĚDRONSKÝ, E. (2005): Hydrobiologie, 3. vydání. Informatorium, Praha, 359 pp.
- HOWARD, J. K. & CUFFEY, K. M. (2006): The functional role of native freshwater mussels in the fluvial benthic environment. *Freshwater Biology*, 51: 460-474.
- JONES, J. I., COLLINS A. L., NADEN, P. S. & SEAR, D. A. (2012): The relationship between fine sediment and macrophytes in rivers. *River Research and Applications*, 28: 1006-1018).
- JUST, T., MATOUŠEK, V., DUŠEK, M., FISCHER, D. & KARLÍK, P. (2005): Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. Český svaz ochránců přírody, Ministerstvo životního prostředí, 359 pp.
- KITCHIN, P. L. (2005): Measuring the amount of statistical information in the EPT index. *Environmetrics*, 16: 51-59.
- KOKEŠ, J. & NĚMEJCOVÁ, D. (2006): Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA. Metodika VÚV T.G.M. Praha, 10 pp.
- KOKEŠ, J. & VOJTÍŠKOVÁ D. (1999): Nové metody hodnocení makrozoobentosu tekoucích vod. Výzkum pro praxi, sešit 39. VÚV T.G.M. Praha, 83 pp.
- KRÁLOVÁ, H. (2001): Řeky pro život: revitalizace řek a péče o nivní biotopy. ZO ČSOP Veronica, 439 pp.
- LEPORI, F., PALM, D., BRÄNNÄS & MALMQVIST, B. (2005): does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity?. *Ecological Application*, 15 (6): 2060-2071.

- MEIER, C., BÖHMER, J., BISS, R., FELD, C., HAASE, P., LORENZ, A., RAWER-JOST, C., ROLAUFFS, P. SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F. & SUNDERMANN, A. (2006): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. [online]. [cit. 9. 4. 2019]. Dostupné z: <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>.
- MOOG, O. (ed.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca. Edition 2002. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft Vienna, 97 pp.
- PALMER, M. A., BERNHARDT, E. S., ALLAN, J. D., LAKE, P. S., ALEXANDER, G., BROOKS, S., CARR, J., CLAYTON, S., DAHM, C. N., FOLLSTAD SHAH, J., GALAT, D. L., LOSS, S. G., GOODWIN, P., HART, D. D., HASSETT, B., JENKINSON, R., KONDOLF, G. M., LAVE, R., MEYER, J. L., O'DONNELL, T. K., PAGANO, L. & SUDDUTH, E. (2005): Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, 42: 208-217.
- SAWA, K. & POPEK, Z. (2011): Analysis of the connections between hydromorphological conditions and biocenotic diversity on the example of the Zwoleńka River. *Land Reclamation*, 43 (2): 173-184.
- SEYMOUR, R. S., JONES, K. K. & HETZ, S. K. (2015): Respiratory function of the plastron in the aquatic bug *Aphelocheirus aestivalis* (Hemiptera, Aphelocheiridae). *Journal of Experimental Biology*, 218 (18): 2840-2846.
- SLÁDEČEK, V. (1973): System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie, Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, 7: 1-218.
- SPELLERBERG, I. F. (2008): Shannon-Wiener Index. Lincoln University, 3249-3251.

- SUTHERLAND, A. B., CULP, J. M. & BENOY, G. A. (2012): Evaluation of deposited sediment and macroinvertebrate metrics used to quantify biological response to excessive sedimentation in agricultural streams. *Environmental Management*, 50: 50-63.
- UVÍRA, V. & JANÍČKOVÁ, B. (2014): II. A etapa zkapacitnění koryta Moravy od soutoku Mlýnského potoka s Moravou až k železničnímu mostu níže po toku; monitoring oživení, zhodnocení provedených opatření. Humini Product s.r.o., Nový Malín, 13 pp.
- UVÍRA, V. & JANÍČKOVÁ, B. (2015): Detailní hydrobiologické posouzení řeky Moravy od mostu na Komenského ulici až k černovířskému mostu; příprava podkladů III. Etapa PPO (oživení toku). Humini Product s.r.o., Nový Malín, 16 pp.
- UVÍRA, V. & JANÍČKOVÁ, B. (2016): Detailní hydrobiologické posouzení řeky Moravy v úseku od železničního mostu pod areálem Povodí Moravy s.p. k černovířskému mostu; příprava podkladů PPO (oživení toku). Humini Product s.r.o., Nový Malín, 23 pp.
- UVÍRA, V., JANÍČKOVÁ, B. & HOLCMANOVÁ, Š. (2018): Detailní hydrobiologické posouzení řeky Moravy v úseku od mostu pod areálem ČOV Olomouc až k černovířskému mostu; příprava podkladů PPO (oživení toku). Humini Product s.r.o., Nový Malín, 20 pp.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. (1980): The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- VESELÝ, D. & KOVÁŘOVÁ, L. (2016): Morava, km 230,728 – 231,934 – přírodě blízká protipovodňová opatření na pravém břehu a napojení levobřežního ramene. Povodí Moravy, s.p., 44 pp.

INTERNETOVÉ ZDROJE

- AGENTURA OCHRANY PŘÍRODY A KRAJINY ČESKÉ REPUBLIKY [online]. [cit. 8. 4. 2019]. Dostupné z: www.ochranaprirody.cz
- NATURA BOHEMICA, PŘÍRODA ČESKÉ REPUBLIKY [online]. [cit. 1. 4. 2019]. Dostupné z: www.naturabohemica.cz
- PROTIPOVODŇOVÁ OPATŘENÍ OLOMOUC [online]. [cit. 17. 3. 2019]. Dostupné z: <https://protipovodnovaopatreni.olomouc.eu>

10 Přílohy



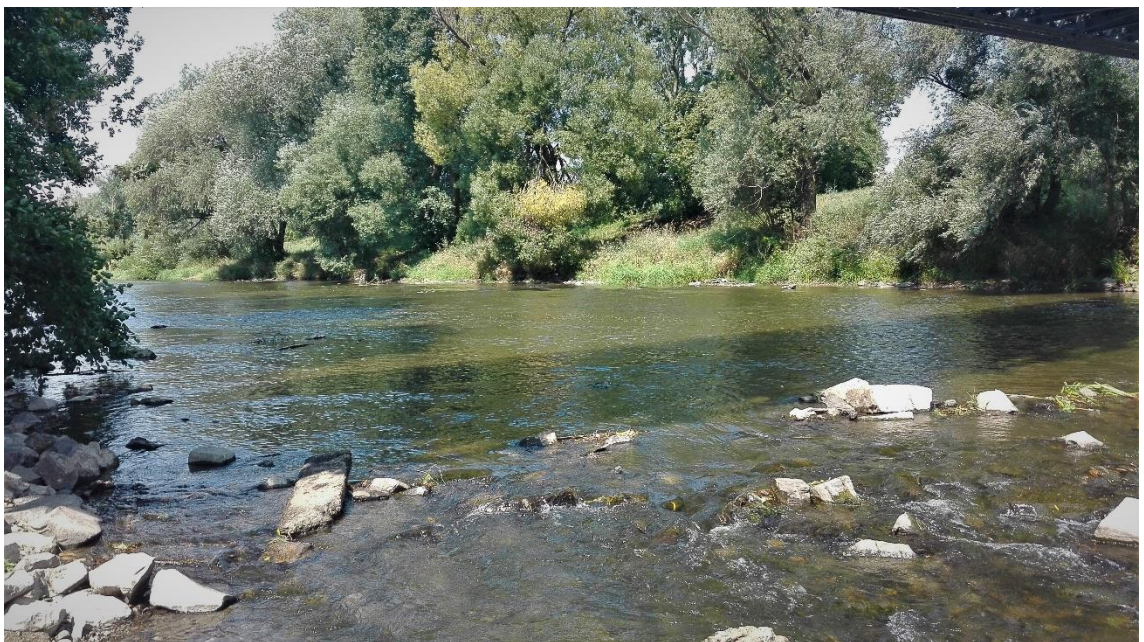
Obr. 18: Odběrové stanoviště Černovír (foto Šárka Holcmanová, 2.5. 2018).



Obr. 19: Odběrové stanoviště Černovír (foto Šárka Holcmanová, 9.8. 2018).



Obr. 20: Odběrové stanoviště Hradisko (foto Šárka Holcmanová, 2.5. 2018).



Obr. 21: Odběrové stanoviště Hradisko (foto Šárka Holcmanová, 9.8. 2018).



Obr. 22: Odběrové stanoviště Bristol (foto Šárka Holcmanová, 2.5. 2018).



Obr. 23: Odběrové stanoviště Bristol (foto Šárka Holcmanová, 9.8. 2018).



Obr. 24: Odběrové stanoviště Kojenecký ústav (foto Šárka Holcmanová, 18.6. 2018).



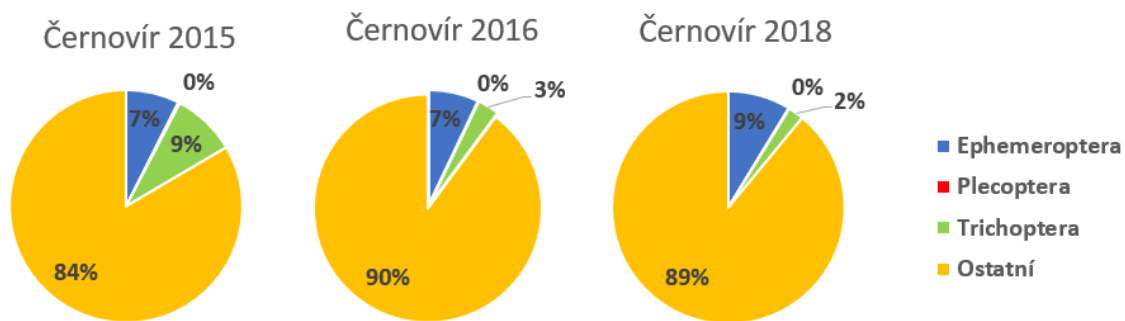
Obr. 25: Odběrové stanoviště Kojenecký ústav (foto Šárka Holcmanová, 9.8. 2018).



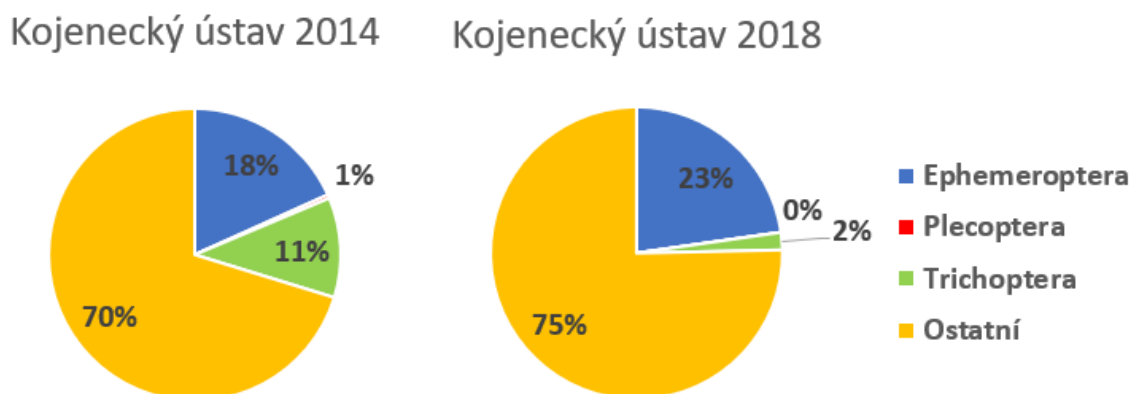
Obr. 26: Odběrové stanoviště pod ČOV (foto Šárka Holcmanová, 18.6. 2018).



Obr. 27: Odběrové stanoviště pod ČOV (foto Šárka Holcmanová, 9.8. 2018).

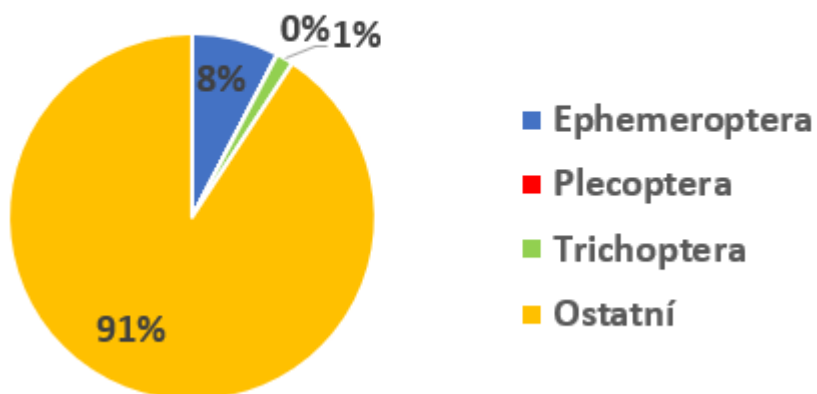


Graf 5: Procentuální zastoupení EPT a „ostatní“ v celkovém počtu determinovaných jedinců makrozoobentosu na odběrovém stanovišti Černovír.

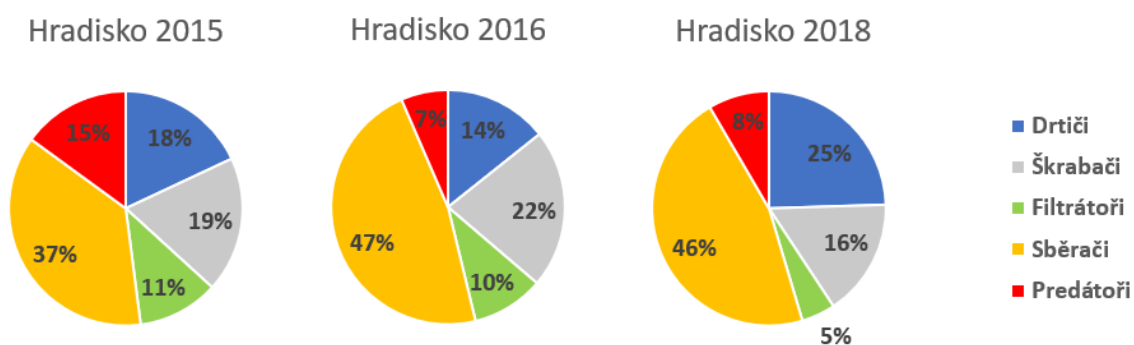


Graf 6: Procentuální zastoupení EPT a „ostatní“ v celkovém počtu determinovaných jedinců makrozoobentosu na odběrovém stanovišti Kojenecký ústav.

ČOV 2018



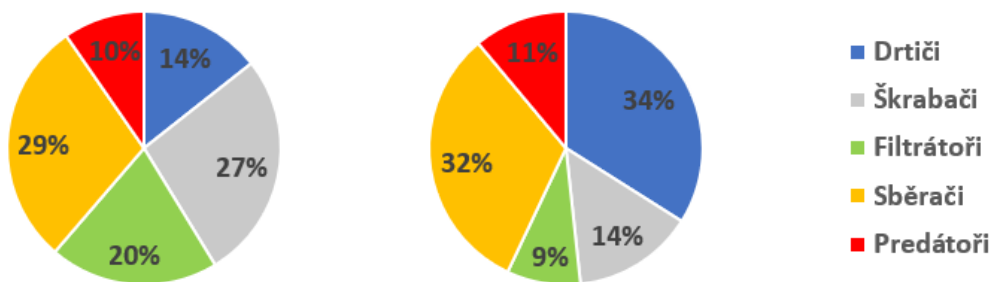
Graf 7: Procentuální zastoupení EPT a „ostatní“ v celkovém počtu determinovaných jedinců makrozoobentosu na odběrovém stanovišti pod ČOV.



Graf 8: Procentuální zastoupení hlavních potravně funkčních skupin makrozoobentosu na odběrovém stanovišti Hradisko.

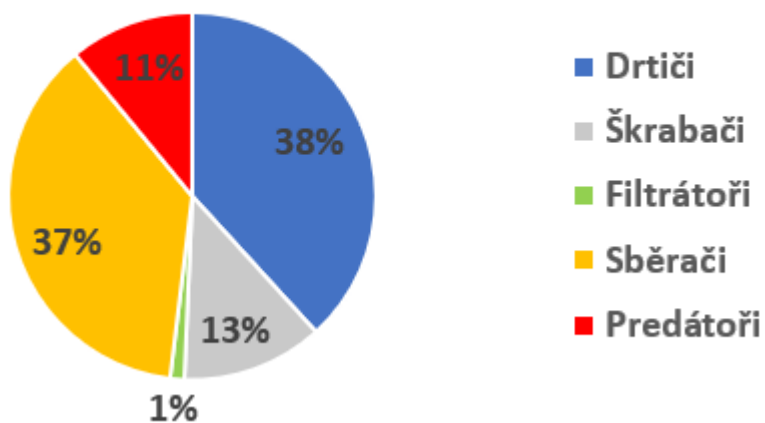
Kojenecký ústav 2014

Kojenecký ústav 2018



Graf 9: Procentuální zastoupení hlavních potravně funkčních skupin makrozoobentosu na odběrovém stanovišti Kojenecký ústav.

ČOV 2018



Graf 10: Procentuální zastoupení hlavních potravně funkčních skupin makrozoobentosu na odběrovém stanovišti pod ČOV.