ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Katedra ekologie

Vliv zemědělského hospodaření a ochranného pásma kolem rybníků na biodiverzitu vodních bezobratlých

The effect of agricultural management and buffer around ponds on the biodiversity of freshwater invertebrates

Bakalářská práce

Vedoucí práce: Mgr. Filip Harabiš, Ph.D.

Bakalantka: Tereza Nebeská

2021

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Tereza Nebeská

Environmentální vědy
Aplikovaná ekologie

Název práce

Vliv zemědělského hospodaření a ochranného pásma kolem rybníků na biodiverzitu vodních bezobratlých

Název anglicky

The effect of agricultural management and buffer around ponds on the biodiversity of freshwater invertebrates

---

Cíle práce

Díky intenzifikaci zemědělství i rybochovných aktivit dochází k výraznému poklesu diverzity vodních bezobratlých z důvodu snížení heterogenity prostředí, nadměrné eutrofizaci i dalšímu znečištění. Cílem této bakalářské práce bude srovnání diverzity vybraných skupin vodních bezobratlých na rybnících, kde zůstaly zachovány přechodová pásma (buffery), a na rybnících bez přechodových pásem, která přímo navazují na zemědělsky využívanou plochu.

Metodika

Terénní výzkum je změřen na rybníky 4 rybničních soustav. V těchto oblastech se nachází mnoho rybníků, které jsou rozdílné svou strukturou k okolní krajině. Data budou sbírány v průběhu sezóny roku 2018-20. Larvy i dospělci budou sbírány na vybraných úsecích rybníků. V těchto úsecích budou vzorky odebírány podél litorální zóny rybníka. Jednotlivé skupiny budou určovány do druhů v laboratoři. Na základě informací o okolní krajině, kvalitě vody a získaných dat o výskytu a početnosti na jednotlivých úsecích bude možné vyhodnotit význam ochranného pásma rybníka.

Harmonogram řešení

březen až květen 2020: příprava podkladů pro bakalářskou práci.

červen až září 2020: sběr dat.

říjen až prosinec 2020: analýza dat a sestavení osnovy práce.

prosinec 2020 až duben 2021: vlastní zpracování bakalářské práce

Doporučený rozsah práce

40 stran + přílohy

Klíčová slova

vodní bezobratlí, diverzita, intenzifikace zemědělství, rybniční hospodaření

Doporučené zdroje informací

Hill M.J., Ryves B.D., White J.C., Wood P.J. (2016). Macroinvertebrate diversity in urban and rural ponds: Implications for freshwater biodiversity conservation. Biological Conservation, 201, 50-59.

Raebel E.M., Merckx T., Femer R.E., Riordan P., MacDonald D.W., Thompson D.J. (2012). Identifying high-quality pond habitats for Odonata in lowland England: Implications for agri-environment schemes. Insect Conservation Diversity, 5, 422-432.

Předběžný termín obhajoby

2020/21 LS – FŽP

Vedoucí práce

Mgr. Filip Harabiš, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Anna-Marie Poskočilová

Elektronicky schváleno dne 3. 3. 2021

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 3. 3. 2021

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 31. 03. 2021

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Vliv zemědělského hospodaření a ochranného pásma kolem rybníků na biodiverzitu vodních bezobratlých vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 31. 3. 2021

.....

Poděkování

Ráda bych tímto chtěla poděkovat hlavně mému vedoucímu Mgr. Filipovi Harabišovi, Ph.D., za jeho laskavé vedení, pomoc a čas, který mi věnoval. Dále bych chtěla poděkovat své rodině, především své mamince za velkou psychickou podporu při zpracovávání této práce.

V Praze dne 31. 3. 2021

.....

Abstrakt

S nástupem intenzifikace zemědělství a zvyšujícímu se antropogennímu vlivu dochází ke změnám druhové diverzity, ztrátám a degradaci vodních stanovišť. Dobrým ukazatelem kvality daného stanoviště jsou vážky, které slouží jako významné bioindikátory prostředí. Ve své studii jsem se zaměřila na posouzení vlivu environmentálních faktorů a složení krajinného pokryvu v blízkém okolí (buffer o poloměru 200 m) a v širším okolí (buffer o poloměru 1000 m) na diverzitu a společenstvo vážek vybraných lokalit rybníků. Terénní výzkum byl zaměřen na 4 oblasti České republiky (Českobudějovicko, Jindřichohradecko, Sedlčansko a Karlovarsko), kde se nachází mnoho rybníků, které jsou rozdílné svou strukturou k okolní krajině. Data byla sbírána v průběhu sezóny (od konce května do září) v letech 2018-2020. Na lokalitách byla zjišťována přítomnost vážek a údaje zaznamenány. Informace o zastoupení krajinných prvků v okolní lokalit byly vyhodnocovány pomocí GIS analýz. Výsledky ukázaly, že na diverzitu a společenstvo vážek má významný vliv intenzita obhospodařování dané lokality a míra urbanizace v okolí. Na základě získaných výsledků studie je zajímavým zjištěním, že se na diverzitu vážek neprojevil vliv rozdílného zastoupení krajinných prvků v okolí lokalit.

Klíčová slova: vážky (*Odonata*), intenzifikace zemědělství, diverzita, rybniční hospodaření

Abstract

With the onset of agricultural intensification and increasing anthropogenic influence, there are changes in species diversity, loss and degradation of water habitats. Dragonflies, which serve as important bioindicators of the environment, are a good indicator of the quality of a given habitat. In my study, I focused on assessing the influence of environmental factors and the composition of land cover in the vicinity (buffer with a radius of 200 m) and in the wider environment (buffer with a radius of 1000 m) on the diversity and community of dragonflies in selected pond sites. The field research was focused on 4 areas of the Czech Republic (České Budějovice, Jindřichův Hradec, Sedlčany and Karlovy Vary), where there are many ponds, which are different in structure to the surrounding landscape. The data were collected during the season (from late May to September) of 2018-2020. The present of dragonflies was find out in localities and data was recorded. The information on the representation of landscape elements in the surrounding localities was evaluated using GIS analyzes. The results showed that the diversity and community of dragonflies is significantly affected by the management intensity of the site and the degree of urbanization in the area. Based on the obtained results of the study, it is an interesting finding that the diversity of dragonflies was not affected by the different representation of landscape elements in the vicinity of localities.

Keywords: dragonflies (*Odonata*), intensification of agriculture, diversity, pond management

Obsah

1. Úvod 9
2. Cíle práce 10
3. Literární rešerše 10
3.1 Charakteristika rybníků 10
3.2 Vývoj rybníkářství v ČR 11
3.3 Vliv intenzifikace zemědělství na ekosystém rybníků 13
3.4 Vliv intenzifikace zemědělství na biodiverzitu 14
3.5 Vliv faktorů prostředí na diverzitu rybníků 16
3.6 Charakteristika řádu vážek (*Odonata*) 17
3.6.1 Vliv predace ryb na vážky 19
3.6.2 Přirozené biotopy vážek 20
4. Metodika 23
4.1 Charakteristika vybraných lokalit 23
4.1.1 Českobudějovicko 23
4.1.2 Jindřichohradecko 25
4.1.3 Sedlčansko 27
4.1.4 Karlovarsko 29
4.2 Sběr dat 32
4.3 Analýza zastoupení krajinných prvků 32
4.4 Statistická analýza 33
5. Výsledky 34
5.1 Vliv environmentálních faktorů a krajinného pokryvu na diverzitu vážek 34
5.2 Druhové složení vážek 36
6. Diskuse 38
7. Závěr 39
8. Seznam použité literatury 41
9. Seznam příloh 47
10. Přílohy 48

1. Úvod

Nástup intenzifikace zemědělství v druhé polovině 20. století a stále se zvyšující antropogenní tlak na životní prostředí ovlivnil na celém světě prakticky všechny suchozemské a vodní ekosystémy. V důsledku toho dochází v posledních letech k výraznému poklesu biodiverzity. Velkým příspěvkem pro regionální biodiverzitu jsou rybníky, které podporují heterogenní společenstva vodních organismů. Rybníky jsou po staletí nedílnou součástí zemědělské krajiny, ačkoliv byly původně navrženy speciálně pro chov ryb, představují důležité biotopy. Mnohdy obsahují vzácné a jedinečné druhy (Wezel et. al., 2014). Příspěvek k biologické rozmanitosti se stává obzvláště důležitým v zemědělských oblastech, kde jsou často obklopeny silně obhospodařovanými poli. Vzhledem k rostoucímu využívání a intenzifikaci zemědělské půdy v mnoha regionech se dosažení optimálního spojení mezi zemědělskou výrobou a ochranou biologické rozmanitosti stalo primárním globálním problémem (Tscharntke et al., 2012).

Většina organismů je náchylná na změny životního prostředí kvůli svým biologickým charakteristikám. Pro posouzení kvality životního prostředí slouží vážky, které jsou dobrými bioindikátory. Vážky jsou běžní bezobratlí v různých vodních ekosystémech. Prochází složitými životními cykly, které se během dospělosti mění a přechází z vodních prostředí na stanoviště suchozemská, čímž překračují hranice ekosystémů (Briers et Biggs, 2003; Corbet, 1999). Jako predátoři hrají důležitou roli v potravní síti rybničních ekosystémů a představují vyšší trofické úrovně. Z tohoto důvodu jsou vážky považovány jako ukazatele pro širší fungování a kvalitu rybníků (Janssen et al., 2018).

2. Cíle práce

Díky intenzifikaci zemědělství i rybolovných aktivit dochází k výraznému poklesu diverzity vodních bezobratlých z důvodu snížení heterogenity prostředí, nadměrné eutrofizaci i dalšímu znečištění.

Cílem této bakalářské práce je srovnání vlivu environmentálních faktorů a složení krajinného pokryvu v blízkém okolí (buffer o poloměru 200 m) a v širším okolí (buffer o poloměru 1000 m) rybníků na diverzitu a společenstvo vážek.

3. Literární rešerše

3.1 Charakteristika rybníků

Sladkovodní stanovitě vyskytující se na Zemi obsahují jen asi 0,01 % všech vod a zaujímají pouze asi 0,8 % povrchu Země, přestože sladkovodní stanoviště zabírají jen zlomek z celkového povrchu Země, tak je na ně vázáno nejméně 100 000 druhů. Což tvoří zhruba 6 % všech popsaných druhů.na světě (Dudgeon et al., 2006). K nejvíce biologicky rozmanitým sladkovodním ekosystémům patří rybníky, bohužel ale na celém světě podléhají významným hrozbám v důsledku odstraňování, degradace stanovišť a nedostatečné legislativní ochraně (Dudgeon et al.2006).

V České republice představují rybníky nejběžnější typy stojatých vodních stanovišť a plní podstatnou funkci v hydrologickém systému. Jejich význam v krajině můžeme shrnout do čtyř vzájemně se ovlivňujících funkcí: vodohospodářské, produkční, rekreační a estetické. Rybník je charakterizován jako vodní dílo, typu umělé vypustitelné nádrže používané především k chovu ryb. K dalším významným funkcím patří chov vodní drůbeže a zadržování vody v krajině. V České republice je účelové využití rybníků patrné z podílu uživatelů na jejich obhospodařování. Podle dostupných údajů tvoří největší podíl s 80 % Statní rybářství, zbylou část pak tvoří ostatní rybářské organizace, zemědělské organizace a ostatní organizace (Čítek et al.,1998).

Pro efektivní využívání rybníků k chovu ryb je hlavním cílem zajistit k tomu ideální podmínky, jako je úrodnost, zásobování vhodnou vodou, bezpečnost před záplavami, dobrá slovitelnost a možnost pravidelného a úplného vypouštění. Velkou

roli při zvolení způsobu obhospodařování hrají přírodní podmínky, které jsou prakticky u každého rybníka jiné. Mimo rybochovných úkolů plní rybníky leckdy i důležité vedlejší úkoly, proto je důležité sladit požadavky rybochovného a vedlejšího využití rybníků tak, aby jejich produkční schopnost byla ovlivněna co nejméně. V krajině jsou často jednotlivé druhy a typy rybníků uspořádány do rybničních soustav, které jsou mezi sebou vzájemně závislé při vypouštění a napájení vodou. Zásobování vodou je nejčastěji zajištěno z potoků, řek, pramene, nebo vodou přitékající z povrchu přilehlého povodí. V menší míře se můžeme setkat, že rybník je zásobován vodou samostatně z povrchového zdroje, nebo jen srážkovou vodou z okolních pozemků (Čítek et al.,1998).

Z ekologického hlediska jsou rybníky důležité, protože přispívají k biologické rozmanitosti sladkovodních bezobratlých a vodních rostlin (Céréghino et al., 2007).

Rybník se dělí podle různých aspektů:

a) Podle polohy – rybníky vrchovinné a nížinné
b) Podle okolí – rybníky polní, luční, lesní, návesní, podvesní
c) Podle hlavní chované ryby – rybníky kaprové a pstruhové
d) Podle vedlejších úkolů – rybníky závlahové, biologické, požární, pro zásobování užitkovou vodou, rybníky usazovací, rekreační
(Čítek et al., 1998)

3.2 Vývoj rybníkářství v ČR

O počátcích českého rybničního hospodářství žádné přesné zprávy nemáme. Můžeme se jen domnívat, jak naši předkové dospěli ke stavbě rybníků. Jednou z úvah je, že nalovené říční ryby, které přechovávaly v uměle vytvořených nádržích se v nich samovolně vytřely a tím vznikla myšlenka umělého chovu. Druhá domněnka uvádí, že znalost rybničního chovu na naše území přinesli v 11. a 12. století klášterníci z jižní a západní Evropy. I přes nejasné zprávy o budování rybníků v období od konce 10. století do poloviny 13. století můžeme s jistotou říct, že jich bylo mnohem více, než písemné zmínky uvádějí (Anderska,1987).

Významný rozvoj zakládání rybníků zaznamenáváme od poloviny 14. století za vlády Karla IV., který nechal vybudovat mnoho rybníků z prostředků královské

komory a nařídil je stavět stavům, městům a církvi, aby zajistily dostatek ryb pro obyvatelstvo. Z této doby pochází například na severu Čech Velký rybník u Doks, dnes známý pod jménem Máchovo jezero (Kuklík, 1984). Ve 14. století však stále ještě rybářská stavební činnost nezasáhla do rovinatějších oblastí, kde dnes najdeme hlavní rybářské oblasti, tzn. Pardubicko, Budějovicko a Třeboňsko. Z počátku se rybníkářství vyvíjelo jen pozvolna a vznikaly tak především menší rybníky v pahorkatinách, kde bylo možné ve vhodném údolí přehradit vodní tok. V nížinách se začaly rybníky stavět až později se zdokonalováním stavení techniky. V průběhu 15. století prodělala zásadní změnu i technika chovu kapra. Od původně primitivní metody označované divoký chov, přes dvoustupňovou metodu byla zavedena třístupňová metoda, která se uplatňuje v rybničním hospodářství dodnes. Na konci 15. století a v 16. století nastává největší rozvoj výstavby rybníků u nás. V tomto období vznikly všechny významné rybniční soustavy u nás (Anderska,1987). O rozvoj rybničních soustav se velkou měrou zasloužil rod Pernštejnů. Pod jejich patronátem vznikly rozsáhlé rybniční sítě na Pardubicku v Polabí nebo na Hlubocku. Druhým rodem, který se věnoval zakládání rybníků byl rod Rožumberků. V jejich službách prosluli dva významní tvůrci rybníků Štěpánek Netolický a Jakub Krčín z Jelčan a Sedlčan. Za největší dílo Štěpánka Netolického se považuje Zlatá stoka, díky které je zajištěna dostatečná zásoba vody pro rybníky v třeboňské oblasti. Jakub Krčín poté u Rožumberků pokračoval v práci Štěpánka Netolického (Kulík, 1984) a zakládal velké rybníky na Třeboňsku, Krumlovsku a Netolicku. Výsledek této zlaté éry českého rybníkářství se odrazil na celkové ploše, která koncem 16. století dosahovala až trojnásobku dnešní plochy (Anderska, 1997).

V 17. století české rybníkářství výrazně ovlivnila třicetiletá válka. Skončila doba budování rybníků a velkých rybničních soustav. Během třicetileté války bylo mnoho rybníků zničeno a po skončení války se už neobnovily (Badinová, 2007).

Od 18. století začíná rybníky postupně ovlivňovat zemědělská produkce. V důsledku růstu obyvatel byl stále větší tlak vyvíjen na zvýšení zemědělské produkce, proto se v místech, kde v 16. století vznikaly velké rybniční soustavy, začaly přeměňovat na pole a louky. Typickým příkladem, jak zasáhla zemědělská výroba je vidět v Polabí, kde rybníkářství ustoupilo se zakládáním prvních cukrovarů (Urbánek, 2015).

Výrazný pokles ubývání rybníků byl zastaven až 1898, kdy bylo rybníkářství začleněno do České zemědělské rady. V té době se také začínají prosazovat nové postupy, jak zefektivnit produkci ryb (Badinová, 2007). Nejzásadnější objev představil Josef Šusta (1835-1914). Ten díky svému výzkumu objasnil do té doby nejasnou otázku, co je potravou kapra obecného (*Caprinus carpio*). Protože zjistil, že kapr se živý vodní mikrofaunou, začal pracovat na postupech, jak vodní mikrofaunu podpořit. Pro zvýšení produktivity rybníků také navrhl jejich vápnění a hnojení (Šusta, 1884).

Další rozvoj českého rybníkářství zastavila první světová válka. Od 30. let 20. století se začala rybníkářství zásadně ovlivňovat intenzifikace zemědělství (Pechar, 2004).

3.3 Vliv intenzifikace zemědělství na ekosystém rybníků

Až do konce 19. století byl vývoj rybničních ekosystémů z velké části součástí přirozeného procesu. Od té doby začal člověk postupně svými zásahy negativně ovlivňovat rybniční ekosystémy. První větší vlivy byly zaznamenány ve 30. letech 20. století s nástupem intenzifikace produkce ryb. V této době se stalo už běžnou praxí hnojení a vápnění rybníků, za účelem zvýšení produkce ryb (Pechar, 2004).

Zásadní zlom pro přirozené fungování rybníků nastal po druhé světové válce, důsledkem nástupu intenzifikace zemědělské výroby. Ta se nepříznivě projevila na stavu rybníků v důsledku změn zemědělských postupů a zavádění strojní mechanizace. Začal být kladen důraz, na zvětšování plochy zemědělské půdy, což mělo za následek odvodnění, znečištění nebo i úplnou likvidaci rybníků. Například ve Velké Británii došlo v průběhu 20. století k zániků přibližně 50 % rybníků (Carey et al., 2008). Intenzivní obhospodařování půdy přispělo k jejich značné eutrofizaci následkem nadměrného používání hnojiv s vysokým obsahem dusíku a fosforu (Wazel et al., 2013). Vyšší koncentrace živin a znečišťujících látek ve vodě pak mají za následek snižování biologické rozmanitosti (Tilman, 1999).

Zároveň s rozvojem zemědělství se negativně na stavu rybničních ekosystémů podepsal i managment řízení rybníků. Ten se ve většině případů zaměřil na zvýšení produkce ryb, které se dosahovalo přihnojováním a přikrmováním ryb. K přihnojování se používala statková i fosilní hnojiva a vápnění. Takto hnojená rybniční voda byla zarostlá různou vegetací a velmi zapáchala. Rybáři často prováděli vyhrnování

rákosin, které z naší přírody ve větších případech vymizely. Spolu s rákosinami byly zpravidla odstraňovány i pobřežní ostřice (*Carex*) a vodní rostliny např. lekníny (*Nymphea*), stulíky (*Nuphar*), šípatky (*Sagittaria*), plavíny (*Nymphoides*). S úbytkem rákosí došlo ke snížení počtu vodního ptactva (Anderska, 1997).

Důkazem, jak okolní využívání půdy ovlivňuje rybníky v zemědělské krajině můžou být výsledky výzkumu, prováděného v Belgii. Výzkum se zaměřil na 126 rybníků nacházející se po celém belgickém území s různou intenzitou využití zemědělské půdy v okolí. Výsledky prokázaly, že rybníky v blízkosti obdělávané půdy a pastvin vykazovaly větší hodnoty látek, které způsobují zákal vody (např. fosfor, sedimenty a chlorofyl a), nižší průhlednost vody a obsahovaly méně vodní vegetace. Naopak rybníky umístěné v blízkosti lesního porostu vykazovaly opačný trend. U rybníků s vysokou mírou přilehlých pastvin skotu byl zjištěn i nižší počet hojných taxonů vodních rostlin a nižší růstové formy vodních rostlin (Declerck et al., 2006).

Dopady změn zemědělských postupů se nedotkly jen vodních ekosystémů, ale prakticky všech světových ekosystémů. Následkem zavádění monokultur plodin došlo ke snížení heterogenity prostředí, což mělo neblahý dopad na druhy rostlin, hmyzu i mnoho druhů obratlovců (Tilman, 1999). Pokles můžeme kupříkladu pozorovat u populací ptáků s vazbou na zemědělskou krajinu (Inger et al., 2015). Proto zachování a správné řízení rybníků může podpořit i organismy, které přímo nezávisí na rybničním biotopu. Tomuto tématu se věnovala studie v anglickém Norfolku. Studie zjistila, že obnova a správný managment pozitivně ovlivnil hojnost hmyzu a biomasy v oblastech rybníků, která vedla ke zvýšení počtu a druhové bohatosti ptáků na zemědělské půdě (Lewis-Philips et al., 2020).

3.4 Vliv intenzifikace zemědělství na biodiverzitu

Jak už bylo zmíněno v předchozí kapitole intenzifikace zemědělství neměla vliv pouze na rybniční ekosystémy, nýbrž na celkovou biologickou rozmanitost. V posledních desetiletích probíhá na celém světě snižování biologické rozmanitosti v dosud nebývalém měřítku důsledkem intenzifikace zemědělství. Největší ztráty biodiverzity souvisí s poválečnou přeměnou tradičních postupů za moderní vysoce intenzivní postupy, které využívají půdu za účelem zvýšené poptávky po potravinách a krmivech pro hospodářská zvířata (Tscharntke et al, 2005; Emmerson et al., 2016).

Za klíčové změny ve využívání půdy se považuje proměna komplikovaných přírodních ekosystémů na zjednodušené řízené ekosystémy, zvýšené používání agrochemikálií a vyšší zásahy na její fungování. Kvůli zvýšení účinnosti zemědělství došlo k sjednocení a rozšíření polí, přeměnu travních porostů na orná pole nebo ničení okrajových stanovišť (např. meze, hranice polí, břehy podél vodních toků), což mělo za následek vytvoření homogenní krajiny s fragmenty přírodních stanovišť (Tscharntke et al., 2005).

Rozšíření anorganických hnojiv je jednou z primárních složek, která má přímý i nepřímý účinek na snížení biologické rozmanitosti. Využití umělých hnojiv přispívá k dosažení pěstování monokultur v zemědělství. Nejvýznamnější prvky, které ovlivňují suchozemské, sladkovodní a mořské ekosystémy jsou dusík a fosfor. Tyto prvky se následkem zvýšené aplikace v zemědělské výrobě akumulují v různé formě v mnoha odlišných prostředích (např. orná půda, podzemní voda, sladkovodní a mořské ekosystémy) (Tilman, 1999). V Nizozemsku došlo následkem velké depozice dusíku způsobené intenzivním používáním v zemědělství k přeměně druhově bohatých vřesovišť na druhově chudé travní porosty a poté na lesy (Aerts et Berendse, 1988).

Další látky, které mají trvale negativní účinky na biodiverzitu jsou pesticidy. S rostoucí aplikací a zvyšování efektivity herbicidů, insekticidů a fungicidů klesá hojnost volně rostoucích rostlin a živočichů. V období mezi lety 1950 a 1970 byl zaznamenán v západní Evropě pokles velkého množství dravých ptáků vlivem používání pesticidních přípravků DDT a dieldrinu. Po jejich zakázání se mnoho druhů dokázalo z tohoto zásahu velmi rychle zotavit (Emmerson et al., 2016). Přestože v posledních letech dochází k omezování škodlivých pesticidů, jejich negativní účinky stále přetrvávají (Geiger et al., 2011).

Intenzifikace zemědělství pro zvýšení výnosů nespočívala pouze v nástupu využívání chemických látek, ale také v rozvoji strojní mechanizace a mechanických operacích, které zapříčinily časté narušení půdy. Díky zvýšené dostupnosti mechanizace se může obdělávat více zemědělské půdy, jenž dříve zůstávala ladem a tím vznikaly úhory. Na těchto neobdělávaných plochách se zaznamenala větší biodiverzita ve srovnání s okolními zemědělskými porosty (Emmerson et al., 2016).

3.5 Vliv faktorů prostředí na diverzitu rybníků

Současná opatření týkající se diverzity z velké části přehlížejí, že změna podmínek prostředí nebo počtu druhů může mít významný vliv na fungování ekosystémů (Arnan et al., 2017). Celosvětově jsou rybníky vážně ohroženy managmentem řízení rybníků, využíváním půdy a změnou klimatu (Klotz et Linn, 2001). Neblahý vliv na diverzitu rybníků, má také růst lidské populace, což způsobuje řadu environmentálních problémů, především rozšiřování městských center. Urbanizace zapříčinila velké změny v krajině, výstavbou budov a stavbou silnic (Booth et Jackson, 1997). Při nedávných studiích rybníků bylo zjištěno, že fylogenetická, funkční a taxonomická diverzita je obvykle ovlivněna místními faktory prostředí okolní krajiny (Gianuca et al., 2017; Heino et Tolonen, 2017).

K posouzení různých environmentálních faktorů na diverzitu rybníků se často využívají bioindikátory. Mezi efektivní bioindikátory patří vážky, které jsou užitečné pro sledování celkové biologické rozmanitosti vodních stanovišť a slouží jako dobré ukazatele pro zdravé životní prostředí (Briers et Biggs, 2003). Vážky během svého vývoje prochází složitým životním cyklem, kdy během dospělosti mění svá stanoviště z vodních na suchozemská. Většina druhů mnohem více času tráví v larválním stadiu (vodní prostředí) než v dospělém stadiu (suchozemská stanoviště), (Corbet, 1999). Dospělci i larvy vážek mohou být ovlivněny změnami podmínek prostředí, mezi které patří přítomnost břehové vegetace, koncentrace znečišťujících látek ve vodě a teplota vzduchu (Corbet, 1999; Remsburg et al., 2008). Nepříznivé faktory vodního prostředí mohou negativně ovlivnit přítomnost druhů. (Kadoya et al.,2004). Struktura krajiny však také ovlivňuje jejich výskyt (Corbet, 1999). Výsledkem je, že přítomnost vážek u rybníků odráží nejen kvalitu rybníků, ale také okolní zemědělské krajiny.

Jak ovlivňuje druhovou bohatost vážek využití okolní krajiny kolem rybníků se zabývali ve své studii Raebel et al. (2012). Ve své studii zjistili, že mobilní vážky z podřádu *Anisoptera* více ovlivnily krajinné proměnné ve větším měřítku. Naopak na méně pohyblivé vážky z podřádu *Zygoptera* měly větší vliv proměnné v lokálních měřítcích. Dále bylo zjištěno, že větší počet krajinných prvků v okolní rybníků měl větší příznivý vliv na druhovou bohatost exuviae (svlečka po posledním larválním stadiu) než na dospělé vážky (Raebel et al., 2012).

3.6 Charakteristika řádu vážek (*Odonata*)

Vážky jsou starobylý řád hmyzu. Přítomný na Zemi přes 300 miliónů let a tím jsou považovány za nejstarší dosud žijící zástupce podtřídy *Pterygota* (křídlatí) (Dolný et al., 2008).

Řád řadíme do systému následovně: říše *Animalia* (živočichové), kmen *Arthropoda* (členovci), podkmen *Hexapoda* (šestinozí), třída *Insecta* (hmyz), podtřída *Pterygota* (křídlatí), nadřád *Odonatoptera* (vážkokřídlí), řád *Odonata* (vážky) (Dolný et al., 2008).

Doposud bylo popsáno necelých 5700 druhů vážek, které rozdělujeme do tří podřádů – *Zygoptera* (stejnokřídlice), *Anisoptera* (různokřídlice) a *Anisozygoptera* (šídlice) (Kalkman et al., 2008). Podřád *Zygoptera* obsahuje zhruba 2800 druhů ve 270 rodech. Dospělci jsou stavbou těla menší, oči na hlavě mají zřetelně odděleny, pár předních i zadních křídel jsou tvarově a velikostně velmi podobné, které při odpočinku většina druhů dává k sobě (Dolný et al., 2008). Larvy jsou štíhlejší a na konci zadečku mají 3 výrazné tracheální žábry (Kalkman et al., 2008). Podřád *Anisoptera* je o něco početnější, obsahuje zhruba 2900 druhů ve 360 rodech. Dospělci jsou oproti řádu *Zygoptera* vzhledem větší a robustnější, oči na hlavě se téměř nebo úplně dotýkají. Zadní pár křídel mají nápadně větší než přední, oba páry při klidu nechávají rozevřená (Dolný et al., 2008). Larvy jsou mohutnější a postrádají tracheální žábry (Kalkman et al., 2008). *Anisozygoptera* je malý podřád zahrnující jen rod *Epiophlebia* s dvěma druhy z Japonska a východních Himalájí. Přestože tento podřád vykazuje některé charakteristické rysy pro podřád *Zygoptera,* je dnes mnohými autory často zařazován do podřádu *Anisoptera* (Kalkman et al., 2008).

V celé Evropě se vyskytuje 130 druhů vážek. Z celkového počtu tvoří 35 % podřád *Zygoptera* a 65 % podřád *Anisoptera*. V České republice bylo zaznamenáno asi 73 druhů (Dolný et al., 2008).

Z hlediska zbarvení náleží k nejnápadněji zbarvenému hmyzu. Barevnost způsobují dva základní faktory. První faktor, který působí na zbarvení vážek je pigmentace. Jednotlivé pigmenty dělíme na kutikulární, epidermální a suprakutikulární. Druhý faktor je dán fyzikálními jevy, které jsou založeny na vzájemném působení lomu světla s povrchem struktury těla vážky. U některých druhů se vyskytuje sexuální dichroizmus, kdy se od sebe výrazně odlišují samci a samičky

(Dolný et al., 2008). Velmi silně vyvinuté mají kousací ústní ústrojí. U larev pozorujeme jedinečné ústní ústrojí, jejich spodní pysk je přeměněn ve vychlípenou masku, kterou vymršťují pomocí hemolymfy (Dolný et al., 2008). Křídla se vyznačují bohatou žilnatinou. Síťovitá žilnatina představuje důležitý determinační znak, kdy vzhled jednotlivých žilek a políček je podstatný pro systematiku řádu (Dolný et al., 2008). Ve srovnání s jinými řády hmyzu mají vážky jedinečnou stavbu a upnutí křídel k létajícím svalům. Let vážek je úchvatný, ve vzduchu se otáčejí, dokážou letět i pozadu, klesat či stoupat. Některé druhy převážně z podřádu *Anisoptera* jsou vynikající letci a dokáží překonat vzdálenost až stovky kilometrů, ale například u druhu *Anax ephippiger* (šídlo hnědé) bylo prokázáno až 4000 km (Corbet, 1999).

Proces rozmnožování vážek je naprosto unikátní. Sameček před samotným aktem páření musí přesunout semenné buňky z primárního pohlavního orgánu, nacházející se na devátém zadečkovém článku do sekundárního orgánu, který je umístěn na druhém až třetím zadečkovém článku. Na začátku kopulace sameček uchopí samičku a utvoří tandemovou formaci. Vzhledem k tomu, že u vážek často dochází k tzv. rekopulaci, sameček mnohdy před předáním svého genetického materiálu odstraňuje spermie jiného samečka. Ke kladení vajíček samičky zpravidla přistupují okamžitě po páření. U kladení vajíček odlišujeme dva základní typy. Při endofytickém typu dochází ke kladení vajíček do rostlinných pletiv. Při druhém exofytickém typu jsou vajíčka kladena volně do vody nebo mokrého bahna. Ovšem setkáváme se i se speciální situací, kdy samička naklade vajíčka do rostlinných pletiv dřevin blízko vodní plochy (Dolný et al., 2008). Pokud dojde k nakladení vajíček v období od jara do začátku léta vzniká zpravidla po dvou až šesti týdnech první vývojový instar zvaný prolarva. U vajíček nakladených až ke konci léta je vývoj přerušen a opět pokračuje až následující jaro. Pro svůj další rozvoj se prolarva z místa líhnutí přesunuje pomocí skákavého pohybu. Následující vývoj zahrnuje ve většině případů 8–16 instarů. Při každém přechodu na nový instar se larva vyvíjí, roste a dochází ke svlečení staré kutikuly. Některé larvy se promění v dospělou vážku za několik měsíců, jiné žijí pod vodou v larválním stádiu i pět let. Před přeměnou posledního stadia larvy na dospělce se larva vydává na souš, aby se zachytila na břehové vegetaci nebo jiném podkladu a dokonala tak svou metamorfózu. Po vylíhnutí dospělce můžeme na místě líhnutí pozorovat exuvii (svlečku) posledního vývojového stadia larvy. Tato skutečnost nám pomáhá v monitoringu výskytu vážek (Dolný et al., 2016).

Z hlediska potravní strategie jsou dospělci i larvy vážek predátoři, přičemž ve výběru potravy nejsou nějak speciálně vyhranění. Potravu dospělců nejčastěji tvoří menší až středně velký hmyz. Ve stylu lovu rozeznáváme dva způsoby. První skupinu (fliers) tvoří vážky, které během svého letu kořist vyhledávají a drobnější jedince i ve vzduchu dokážou zkonzumovat. Druhá skupina (perchers) vážek na svou kořist vyčkává na strategické místě a následně zaútočí. S lapenou kořistí se pak vrací zpátky na místo (Corbet, 1999).

3.6.1 Vliv predace ryb na vážky

Na larvy vážek je vyvíjen predační tlak, který tak ovlivňuje jejich celkovou hojnost a výskyt. Za největší predátory larev jsou považovány ryby, které se vyživují bentosem. V České republice dochází k největšímu predačnímu tlaku na rybnících s intenzivním chovem ryb, kde má největší zastoupení kapr obecný (*Cyprinus carpio).* V těchto lokalitách pak dochází k poklesu diverzity vážek nejen kvůli samotné predaci, ale i z důvodu snižování dostupnosti potravy pro vážky následkem velké obsádky ryb (Dolný et al., 2008).

Proti vlivu predátorů si larvy vyvinuly nejen obranné a ochranné strategie, ale i morfologické adaptace, které pomáhají zamezit útoku a omezují úspěšnost predace ryb. K mechanickým opatřením proti útokům predátorům larvy využívají především hřbetní a postranní trny (Dolný et al., 2008). Výzkum v jihovýchodním Michiganu se proto zaměřil na fakt, zda bude mít vliv na délku trnů larev druhu *Leucorrhinia intacta* přítomnost dravých ryb v rybníce. Výzkum probíhal na dvou rybnících. Na prvním rybníce se v průběhu sledovaného období ryby nevyskytovaly. U druhého rybníku došlo během experimentu k situaci, kdy vlivem suchého období byly přítomné ryby vyhubeny. Výsledky ukázaly, že délka trnů larev se liší v závislosti na přítomnosti ryb. Larvy odebrané z rybníku, u kterého došlo k vyhubení ryb, ještě před vyhubením měly výrazně delší trny. Ve velikosti trnů u larev pocházející z druhého rybníka, během stejného období, výrazné změny v délce zaznamenány nebyly (McCauley et al., 2008).

Vzhledem k tomu, že jednotlivé druhy vykazují jak morfologické adaptace, tak i behaviorální adaptace proti predaci, může být pro osvětlení této problematiky příklad studie prováděná ve Švédsku. Studie se zaměřila na vztah mezi morfologickou ochranou a ochrano-obranou strategií u larev blízce příbuzných druhů rodu

Leucorrhinia (vážka), které se liší délkou trnů. Z výsledku studie vychází, že delší trny poskytovaly lepší ochranu proti útokům predátora v tomto případě okouna. Naopak s druhy s menší morfologickou ochranou se projevovaly větší ochrano-obranné taktiky (Mikolajewski et Johansson, 2004).

Zvláštní případ ochrany poskytují proti rybám některé vodní rostliny. Mezi tyto rostliny patří řezan pilolistý (*Stratiotes aloides*), který svými ostře pilovitými listy vytváří ochranné stanoviště pro larvy, jenž postrádají ochranné trny (Rantala et al. 2004).

3.6.2 Přirozené biotopy vážek

Jednotlivé druhy vážek se odlišují svou vazbou a tolerancí ke specifickým parametrům daného prostředí. Některé druhy mají ekologickou valenci relativně širokou. Tyto druhy jsou schopné více tolerovat působení různých faktorů prostředí a osidlují pestrou škálu vodních biotopů. Jsou to biotopoví generalisté. Malá část těchto druhů je euryeknì, vyskytují se ve stojatých i tekoucích vodách. Větší část druhů se však kvůli vyšší vyhraněnosti vyskytuje pouze v různých typech stojatých vod nebo jsou vázány čistě na tekoucí vody. Naopak mnoho druhů má úzkou ekologickou valenci, díky které mají velmi specifické nároky na prostředí a jsou to takzvaní biotopoví specialisté (Dolný et al., 2008).

Pro vývoj vážek jsou důležité téměř všechny typy stojatých i tekoucích vod. Přestože vývoj larválních stádii je závislý na vodním prostředí, dospělci se často nacházejí i v terestrických biotopech, které jsou vzdálené od vodních biotopů i mnoho kilometrů. Biotopy stojatých vod jsou z hlediska rozmanitosti početnější než biotopy tekoucích vod. V prostředí stojatých vod se vyskytují nejen v běžných typech jako jsou rybníky, jezera nebo velké nádrže, ale i ve typově specifických prostření, což představují malé tůňky a rašeliniště (Dolný et al., 2016). V tekoucích vodách nalezneme vážky od pramenišť přes všechny typy říčních systémů až po veletoky. Přítomnost vážek byla potvrzena i ve zvláštních antropogenních vodách jejichž vznik je spojen převážně s průmyslovou činností (Dolný et al., 2008).

Biotopy stojatých vod

V České republice je výhradně nebo alespoň částečně svým vývojem vázáno na stojaté vody přibližně 90 % druhů našich vážek. Početnost a druhová rozmanitost vážek běžných stojatých vod je převážně ovlivněna pokročilostí sukcesního stadia, rozvojem vodní a litorální vegetace, množstvím anorganického a organického znečistění a predačním tlakem ryb (Dolný et al., 2008).

Velké umělé vodní plochy představují vodní plochy, které vznikly po těžbě zemních materiálu a přehradní nádrže nejsou z hlediska odonatofauny nijak rozmanité. Diverzita vážek je ovlivněna primárně litorální vegetací, jejíž zastoupení nebývá velké. Běžně se zde vykytují stagnikolní druhy jako jsou *Enallagma cyathigerum* (šidélko kroužkované), *Ischnura pumilio* (šidélko malé), *Anax imperator* (šídlo královské) *a Libellula depressa* (vážka ploská). U přehradních nádrží v místech přítoků a výpustí vody je zaznamenána přítomnost i reofilních druhů např. *Calopteryx* spp. (motýlice) (Dolný et al., 2008).

K druhově chudým stanovištím patří také intenzivně obhospodařované rybníky pro chov ryb. Nižší diverzita je zapříčiněna vysokou obsádkou ryb, převážně starších ročníků kapra a s ní spojené negativní dopady na kvalitu vody způsobené hnojením, přikrmováním a vápněním. K obvyklým druhům, které se na těchto rybnících vyskytují patří *Platycnemis pennipes* (šidélko brvonohé), *Enallagma cyathigerum* (šidélko kroužkované), *Ischnura elegans* (šidélko větší), *Anax imperator*, *Libellula depressa*, *Orthetrum cancellatum* (vážka černořitná), *Sympetrum vulgatum* (vážka obecná) a *S. sanguineum* (vážka rudá). Na rybnících se zachovaným přírodě blízkým rázem břehů a dobře rozvinutou litorální vegetací se nachází například také *Lestes sponsa* (šídlatka páskovaná), *Chalcolestes viridis* (šídlatka velká), *Sympecma fusca* (šídlatka hnědá), *Erythromma najas* (šidélko rudoočko), *Aeshna* mixta (šídlo pestré), Cordulia aenea (lesklice měděná) a další (Dolný et al., 2008). Naopak biotopy s vysokou diverzitou vážek jsou plůdkové rybníky s velmi malým predačním tlakem ryb a druhově rozmanitou vegetací vodních a litorálních rostlin. Mimo běžné druhy vážek se zde vyskytují ochranářsky významné druhy, např. *Anax parthenope* (šídlo tmavé), *Orthetrum alhistylum* (vážka bělořitná), *Crocothemis erythrea* (vážka červená), i kriticky ohrožené druhy *Sympetrum depressiusculum* (vážka rumělková) a *Leucorrhinia albifrons* (vážka běloústá) (Dolný et al., 2008).

Velmi druhově rozmanitá stanoviště představují rašeliniště, na kterých se vyskytuje mnoho druhů vážek, jiné přírodní prostředí jim nevyhovuje. Z rašeliništních biotopů jsou více druhově bohatá slatiniště, naopak vrchoviště jsou obývána více specializovanými druhy, například *Leucorrhinia dubia* (vážka čárkovaná) a *Somatochlora alpestris* (lesklice horská) (Waldhauser et Černý, 2014).

Mezi přirozené stojaté vody patří glaciální jezera a říční jezera (paleopotamon) vzniklé uzavřením starých říčních ramen. K typickým druhů našich glaciálních jezer patří *Pyrrhosoma nymphula* (šidélko ruměnné), *Coenagrion hastulatum* (šidélko kopovité), *Aeshna juncea* (šídlo sítinové), *A. cyanea* (šídlo modré) a *Somatochlora metallica* (lesklice zelenavá). V biotopech říčních jezer se v České republice mimo běžné druhy vyskytují také vzácné vážky *Epitheca bimaculata* (lesklice velká) *a Libullula fulva* (vážka plavá) (Dolný et al., 2008).

Biotopy tekoucích vod

Svým vývojovým cyklem je na tekoucí vody ve srovnání s vodami stojatými vázáno méně druhů vážek. Mezi typické reofilní druhy patří zástupci z čeledi *Gomphidea*, zástupci rodů *Calopteryx* (motýlice), *Cordulegaster* (páskovec) a také některé druhy z rodů *Coenagrion* (šidélko), *Somatochlora* (lesklice) *a Orthetrum* (vážka) (Dolný et al., 2016).

Zvláštním typem vodních biotopů jsou prameniště, která se obvykle prezentují nízkou biodiverzitou. Na našem území je jediným druhem výhradně vázaným na pramenné vody *Cordulegaster bidentata* (páskovec dvojzubý). V hlubších a širších pramenných stužkách a potůčcích můžeme také nalézt *Cordulegaster boltonii* (páskovec kroužkovaný) či *Orthetrum coerulescens* (vážka žlutoskvrnná) (Dolný et al., 2008).

Velký vliv na výskyt druhů vážek v říčních systémech má rychlost a charakter proudění vody (Dolný et al., 2008). K druhově chudým biotopům patří bystřiny a potoky nacházející se v lesní krajině. Přítomnost vážek se soustřeďuje především na klidnější úseky s bohatou břehovou vegetací. Z druhů se zde pravidelněji vyskytuje pouze *Calopteryx virgo* (motýlice obecná) a *Cordulegaster boltonii* (páskovec kroužkovaný) (Waldhauser et Černý, 2014).

Velmi bohaté na různé druhy vážek jsou luční potoky, jenž osidlují i ochranářsky významné druhy *Coenagrion ornatum* (šidélko ozdobné) *a Libellula fulva* (Waldhauser et Černý, 2014).

Široké řeky s mělkým korytem jsou charakteristické poměrně širší skupinou reofilních druhů. Typickým zástupcem na řekách je *Calopteryx splendens* (motýlice lesklá) a *Gomphus vulgatissimus* (klínatka obecná). V místech, kde dochází k nižší intenzitě proudu se nachází také druhy typické pro stojaté vody, například *Platycnemis pennipes, Ischnura elegans* (šidélko větší), *Aeshna mixta* (šídlo pestré) a *Sympetrum vulgatum* (vážka obecná) (Dolný et al., 2008; Waldhauser et Černý, 2014).

Významné prostředí pro širokou škálu druhů vážek mohou vytvořit dobře prosluněné, nezastíněné menší vodní toky v zemědělské krajině (Dolný et al., 2008).

4. Metodika

4.1 Charakteristika vybraných lokalit

4.1.1 Českobudějovicko

V kraji převládá pahorkatinný georeliéf, velkou část zaujímají dvě pánve Českobudějovická a Třeboňská. Malou část tvoří vrchoviny a hornatiny. Území se táhne od Novohradských hor až do středního Povltaví pod soutok Vltavy s Lužnicí. Nejvýše položené místo Českobudějovicka je hora Vysoká (1033,8 m n. m.), nachází se v Novohradských horách. Naopak nejníže položené místo je hladina údolní nádrže Orlík (353 m n. m.), (Albrecht et al., 2003).

Jihočeské pánve patří k nejteplejším oblastem, průměrná roční teplota vzduchu se pohybuje v rozmezí 7,5 - 8°C. V podhůří dosahuje průměrná roční teplota vzduchu přibližně 6,5°C. Na nejvyšších šumavských vrcholech je průměrná teplota 3 – 4°C. K nejchladnějším místu Šumavy patří Jezerní slať u Kvildy s pouhou průměrnou roční teplotou 2°C. Průměrný roční úhrn srážek v regionu činní 629 mm. Nejsušší oblasti se nachází v srážkovém stínu Brd západně od Písku a pruh území podél Vltavy severně od Týna nad Vltavou s průměrným ročním úhrnem 550 mm. Největší průměrné roční úhrny 1100 – 1600 mm, dosahují na pohraničních hřebenech Šumavy (Albrecht et al., 2003).

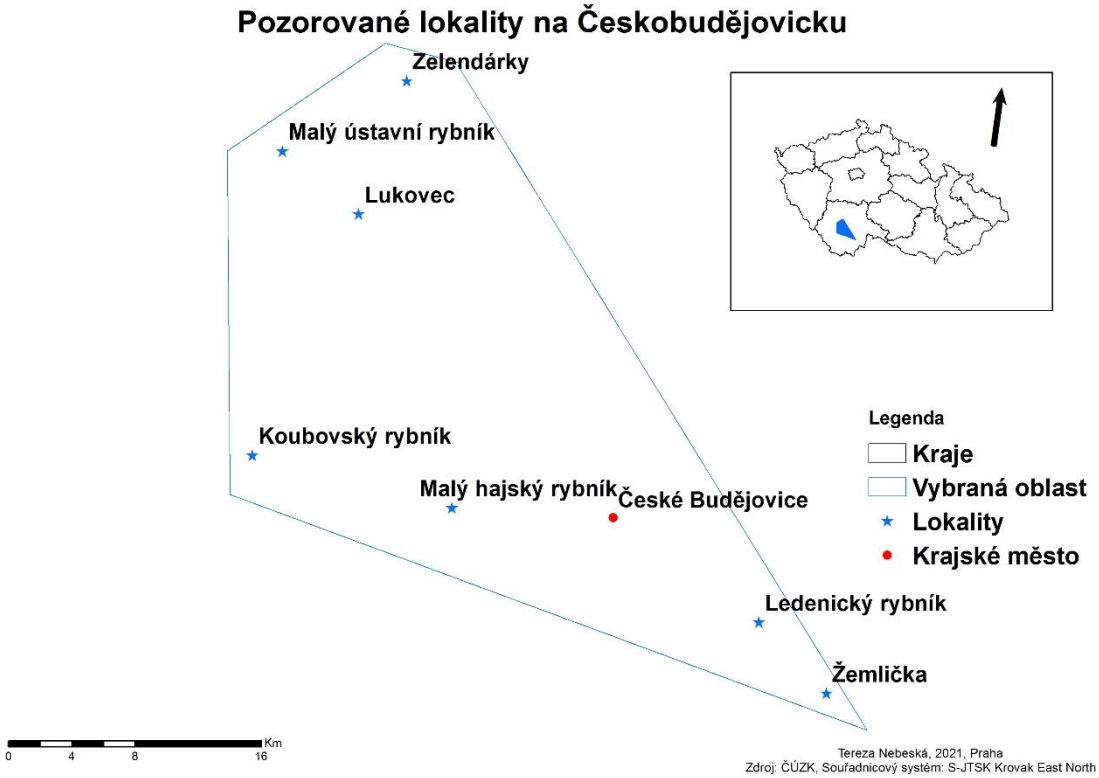
Z geologického hlediska Českobudějovicou pánev vyplňují přes 300 m mocné usazeniny svrchnokřídového (senonského) a v malé míře také miocenního stáří. V pánvi se nacházejí ložiska jílů, lignitu a diatomitu (Petránek et al., 2016).

V regionu převládají hydromorfní půdy a hnědé půdy (kambizemně) s doprovodnými jednotkami převažující pseudogleje a kambizemě pseudoglejové (Albrecht et el., 2003).

V Jižních Čechách se vyskytuje hustá říční síť, v pánvích a nivách doprovázena mnoha mrtvými rameny a poříčními tůněmi. Mimo vodních toků tvoří významnou strukturu krajiny i početné rybníky, které jsou soustředěny převážně v Třeboňské a Českobudějovické pánvi. K největším českobudějovickým rybníkům patří Bezdrev (394 ha), Dvořiště (388 ha) a Dehtář (246 ha). Zdejší rybníky jsou jediným českým hnízdištěm *Egretta garzetta* (volavka stříbřitá) a *Platalea leucorodia* (kolpík bílý), (Albrecht et al., 2003).

V Jihočeských pánvích je velký oběh podzemních vod, které se navenek projevují výstupnými artéskými výrony a prameny, které přispívají k tvorbě rozlehlých mokřadních ekosystémů bažinných olšin a pánevních rašelinišť (Albrecht et al., 2003).

Lesnatost v Českobudějovické pánvi je velmi nízká, protože zdejší krajina byla odedávna osídlena a intenzivně zemědělsky využívána. V květeně zde můžeme nalézt řadu vzácných a ohrožených druhů, například *Utricularia bremmi* (bublinatka vícekvětá), (Albrecht et al., 2003).



Obr. 1:Pozorované lokality na Českobudějovicku

Lokality	GPS (N)	GPS (E)	Management intensity	Transparency	pH	Conduct (mS/cm)
Koubovský rybník	48.9811858	14.1700344	1	100	7,57	238,0
Ledenický rybník	48.9264356	14.6235417	3	80	7,68	172,7
Lukovec	49.1254833	14.2319928	3	50	8,26	297,3
Malý hajský rybník	48.9673575	14.3473883	2	40	7,69	400,7
Malý ústavní rybník	49.1551606	14.1591097	2	100	7,99	208,7
Zelendárky	49.2036681	14.2566844	2	60	7,80	189,3
Žemlička	48.8913858	14.6893331	1	100	6,97	87,0

Tab. 1: Lokalizace a vybrané parametry jednotlivých lokalit

4.1.2 Jindřichohradecko

Území Jindřichohradecka tvoří dvě základní geomorfologické podsoustavy, Jihočeské pánve na západě a Českomoravská vrchovina na východě. Odlišný prvek v pahorkatinném charakteru povrchu tvoří Třeboňská pánev, která má mírně zvlněný

reliéf jen při okrajích (Albrecht et al., 2003). Nadmořská výška se pohybuje v rozmezí 400 – 700 m n. m. (Krajská správa ČSÚ v Českých Budějovicích, ©2020).

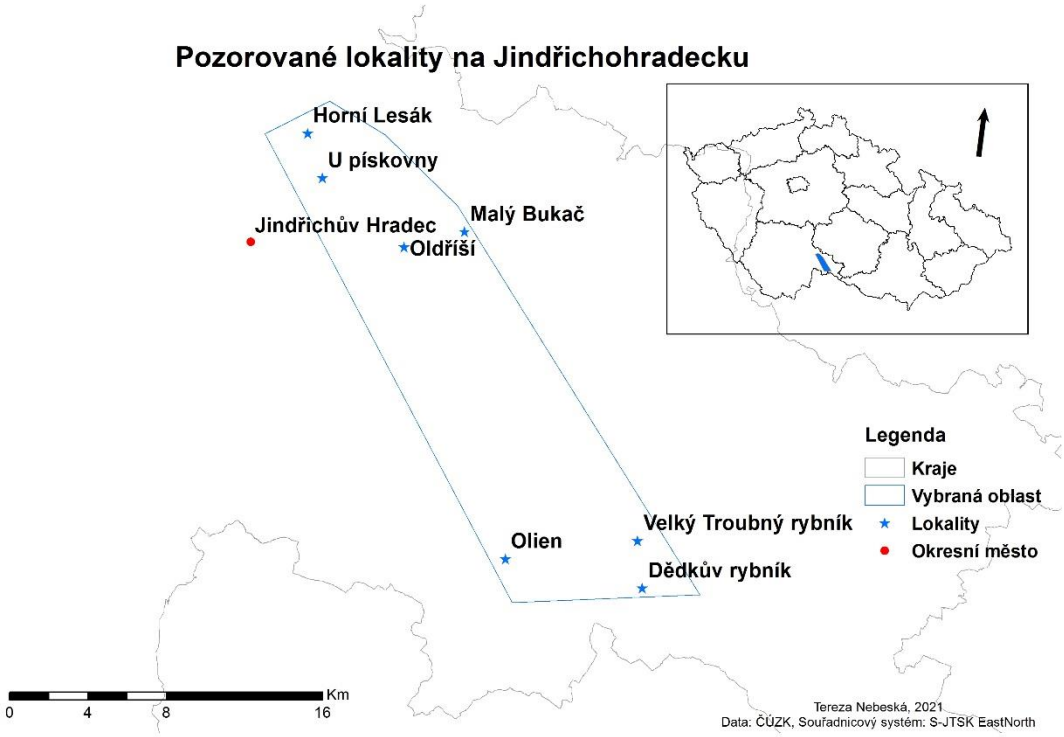
Průměrná roční teplota vzduchu dosahuje rozmezí 6 - 8°C. Nejteplejší oblastí je Třeboňská pánev, mezi chladnější oblasti patří Studenecko v okolí Javořice. Průměrný roční úhrn činní 600 mm. Nejsušší částí je Třeboňská pánev v oblasti Lomnice nad Lužnicí. Směrem k východu roste srážkové množství. Nejvyšší roční úhrn 750 mm je na Novobystřické vrchovině a masivu Javořice (Krajská správa ČSÚ v Českých Budějovicích, ©2020).

Území není geologicky nijak složité, největší část pokrývají žuly a granodiority Českomoravské vrchoviny (Krajská správa ČSÚ v Českých Budějovicích, ©2020).

Největší část regionu zaujímají půdy lehké písčitohlinité, na Třeboňsku se vyskytují půdy jílovité a ve vlhkých oblastech půdy rašelinové (Krajská správa ČSÚ v Českých Budějovicích, ©2020).

Velký význam na Jindřichohradecku mají rozlehlé vodní plochy vybudovaných rybničních soustav. Rybníky s chovem ryb, kterých je zde přes 2 500, zabírají téměř 7 % okresu. Největší rybníky v Třeboňské pánvi jsou Rožmberk (489 ha), Velký Tisý (317 ha), Velký Tisý (317 ha), Záblatský (305 ha) a Svět (201 ha). Nejvýznamnějším vodním tokem je řeka Lužnice s přítoky Dračicí, Koštěnickým potokem, Nežárkou a Nadymačem. Malý spád řek Lužnice a Nežárky v pánevním reliéfu je příčinou vzniku rozsáhlých rašelinišť. Velké množství rybníků a navazující mokřady poskytují útočiště pro mnoho druhů obojživelníků a vodních ptáků (Krajská správa ČSÚ v Českých Budějovicích, ©2020).

Vytváření chráněných území přispívá ke zlepšování životního prostředí. Jedná se hlavně o Chráněnou krajinnou oblast Třeboňsko, která je zapsaná na seznamu UNESCO. Na území se nachází celkově 45 maloplošných chráněných oblastí např. NPR Stará a Nová řeka, Velký a Malý Tisý a PR Mutenská obora (Krajská správa ČSÚ v Českých Budějovicích, ©2020).



Obr. 2: Pozorované lokality na Jindřichohradecku

Lokality	GPS (N)	GPS (E)	Management intensity	Transparency	pH	Conduct (mS/cm)
Dědkův rybník	49.0131719	15.3075581	1	50	8,30	109,7
Horní Lesák	49.2009453	15.0344122	0	50	7,58	85,3
Malý Bukač	49.1654108	15.1524578	2	50	3,79	42,7
Oldříši	49.1548928	15.1114558	1	50	7,76	81,3
Olien	49.0186294	15.2101858	2	100	8,38	217,5
U pískovny	49.1814286	15.0494181	3	80	7,93	280,7
Velký troubný rybník	49.0345469	15.3002297	2	50	8,56	95,0

Tab. 2: Lokalizace a vybrané parametry jednotlivých lokalit

4.1.3 Sedlčansko

Malebný kraj Sedlčanska je region středního Povltaví, který se nachází na rozhraní středních a jižních Čech. Na severu a na západě ohraničuje území Sedlčanska řeka Vltava, na jihu vrchovina Českého Meránu a Čertovy hrbatiny s nejvyšším bodem Javorovou skálu vysokou 723 m, na východě přechází plynule na oblast Voticka.

(Sedlčanský kurýr – Nezávislý regionální posel dobrých i méně dobrých zpráv, ©2009). Krajina má zvlněný reliéf, kde kopce střídají údolí. Nachází se zde mnoho lesů, skal, žulových lomů, rybníků, potůčků a tůní. Na některých místech jsou zachovány balvany, které jsou nevšední svým tvarem a velikostí (MAS Sedlčansko, ©2015). Geomorfologicky patří do Středočeské pahorkatiny. Nadmořská výška se pohybuje ve větších rozptylech od 270 m n. m. po výšky nad 500 m n. m. (MAS Sedlčansko, ©2015).

Největší část Sedlčanska leží v mírně teplé klimatické oblasti. Pouze jižní část s nejvyššími partiemi Čertova břemene spadá do klimatické oblasti chladné. Průměrná roční teplota je mezi 7-8°C. Průměrné roční srážky činní pouze 500 – 600 mm. Podprůměrné hodnoty jsou zčásti zapříčiněny srážkovým stínem Brdské vrchoviny (MAS Sedlčansko, ©2015)

Geologicky je krajina velice různorodá. Na pravém břehu Vltavy jsou významné horniny zejména žuly (granit, granodiorit, dubrachity). Ostrůvek krystalických vápenců devonského stáří tvoří jeskyně Týnčanského krasu. Pro oblast je typické dlouhá těžební tradice, především místních žul (MAS Sedlčansko, ©2015).

V kraji se nejvíce vyskytují kambizemě. Na většině území má půda velký obsah skeletu, občas i malou hloubku (MAS Sedlčansko, ©2015).

Celé území Sedlčanska patří do povodí Vltavy. Na Vltavě jsou vybudovány tři údolní nádrže Orlík, Kamýk a Slapy. Největší přítoky Vltavy v regionu jsou potoky Brzina, Musík a Mastník, které mají v některých místech hluboce zařízntutá koryta. Velkou důležitost na území plní i síť meších toků, jenž vytvářejí často balvanitá stanoviště vhodné například pro výskyt raků. Největší počet rybníků se nachází v rovinatější části Sedlčanska u obce Dublovice (MAS Sedlčansko, ©2015).

Velkou hodnotu krajiny představuje zachovalost jejích funkcí a rázu, což dokazuje i hustá síť systému ekologické stability (ÚSES). Ze zachovalých přírodních habitatů jsou nejrozšířenější křoviny, vodní plochy, vodní toky, trávníky u obcí Petrovice, Nechvalice, Počepice a lesy. Podél toku Vltavy se na obou březích táhne rozsáhlé pásmo lesů, které tvoří ekologicky hodnotnou oblast a v rámci ochrany přírody je vedena jako významný biokoridor, upevňující ekologickou stabilitu území (MAS Sedlčansko, ©2015).

Obr. 3: Pozorované lokality na Sedlčansku

Lokality	GPS (N)	GPS (E)	Management intensity	Transparency	pH	Conduct (mS/cm)
Boukal	49.4653561	14.3370506	1	80	7,28	236,3
Buzín	49.5123983	14.6105922	2	200	8,44	202,0
Dražský rybník	49.6828308	14.6049722	1	100	8,06	259,3
Hájky	49.5099475	14.2776803	3	50	8,38	441,5
Obděnické rybníky	49.5609650	14.3604667	2	50	8,84	324,0
Pavlatovo jezírko	49.6215192	14.4373358	3	60	8,01	565,0
Podhatník	49.6144167	14.6267819	3	40	8,88	290,0
Zeman	49.5204556	14.4939686	1	50	8,10	103,7

Tab. 3: Lokalizace a vybrané parametry jednotlivých lokalit

4.1.4 Karlovarsko

Povrch Karovarska se vyznačuje velkými výškovými rozdíly. Území Karlovarska má mírné horské klima, ovlivněné Krušnými horami. Typickým krajinným prvkem této oblasti jsou vrchoviště. Krušné hory od Slavkovského lesa odděluje sníženina Sokolovské pánve. Do území okresu zasahují sopečné Doupovské hory, které oddělují západní část Podkrušnohorské podsoustavy od Mostecké pánve na východě.

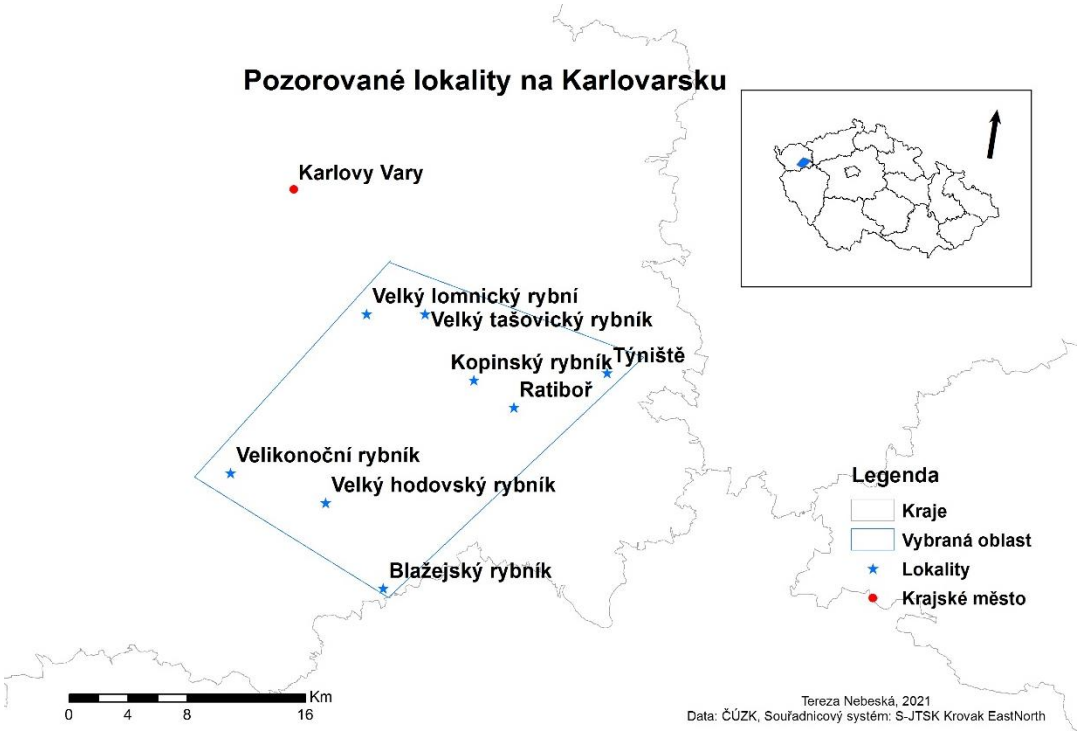
V Krušných horách leží Klínovec s nadmořskou výškou 1 244 m, tvoří nejvyšší bod tohoto okresu. Naopak nejnižším místem v regionu je hladina Ohře pod obcí Boč s nadmořskou výškou 310 m (Zahradnický et Mackovčin, 2004).

Průměrná roční teplota vzduchu na Klínovci je pouhých 2,7°C, v údolí Ohře je přes 7°C. Celoroční úhrn srážek na vrcholu Krušných hor je v průměru vyšší než 1 100 mm, v Karlových Varech dosahuje jen 659 mm. Nejnižší průměrný celoroční úhrn srážek menší než 550 mm je v jihovýchodní části území a je způsoben srážkovým stínem Krušných a Doupovských hor (Zahradnický et Mackovčin, 2004).

V tomto kraji se vyskytuje hodně metamorfovaných hornin, minerálů a nerudných minerálů. Na Karlovarsku se nejvíce vyskytují kyselé a nasycené půdy, přecházející do horských podzolů. Na území se také nachází velká ložiska kaolinu, který tvoří základní surovinu pro výrobu porcelánu (Zahradnický et Mackovčin, 2004).

Oblast Karlovarska náleží do tří povodí. Největší část spadá do povodí Ohře. Jejími největšími přítoky jsou řeky Teplá, Rolava a Jáchymovský potok. Vodnatost klesá od severu k jihovýchodu od oblasti velmi vodné do oblasti nejméně vodné. Pozůstatkem vulkanické činnosti jsou hojné vývěry minerálních vod a termálních pramenů (Zahradnický et Mackovčin, 2004).

Na většině území okresu je rozšířena vegetace oblasti mezofytika, především v Sokolské pánvi, v Doupovských horách a na Tepelské vrchovině, kde na mnoha místech zůstala zachována druhově bohatá, polopřirozená společenstva hlavně vlhkých stanovišť. Význačné druhy na těchto lokalit jsou hořešek drsný Sturmův (*Gentianella obtusifolia* subsp. *sturmiana*), prstenec májový (*Dactylorhiza majalis*), kosatec sibiřský (*Iris sibirica*) a kakost luční (*Geranium pratense*). Typickým biotopem Sokolské pánve v okolí řeky Teplé a Bochova jsou rybníky s přilehlými podmáčenými loukami. Tyto biotopy obývá charakteristická fauna tvořená hlavně hmyzem, obojživelníky a ptáky. Lesnatost Karlovarska je poměrně vysoká, činní 40,1 %. Původní lesy, které byly původně z větší části listnaté se postupně nahradily jehličnatými porosty (Zahradnický et Mackovič, 2004).



Obr. 4: Pozorované lokality na Karlovarsku

Lokality	GPS (N)	GPS (E)	Management intensity	Transparency	pH	Conduct (mS/cm)
Blažejský rybník	49.9984789	13.0168917	2	70	7,59	297,0
Kopinský rybník	50.1323225	13.0712650	2	70	8,04	331,7
Ratiboř	50.1194658	13.1124994	2	200	7,85	234,7
Týniště	50.1489850	13.1940539	2	170	8,24	317,7
Velikonoční rybník	50.0535961	12.8583339	0	80	6,97	68,7
Velký hodovský rybník	50.0444822	12.9506183	1	200	7,23	171,7
Velký lomnický rybník	50.1617761	12.9614522	1	50	8,665	259,5
Velký tašovický rybník	50.1673253	13.0160006	1	100	7,78	595,3

Tab. 4: Lokalizace a vybrané parametry jednotlivých lokalit

4.2 Sběr dat

Terénní výzkum probíhal celkem na 30 lokalitách ve čtyřech oblastech České republiky – Českobudějovicko, Jindřichohradecko, Sedlčansko a Karlovarsko. V jednotlivých oblastech byly před zahájením sběru dat vytypovány lokality, které zahrnovaly intenzivně i extenzivně obhospodařované rybníky. Sběr dat byl realizován v průběhu sezóny (od konce května do září) v letech 2018-2020.

Návštěva jednotlivých lokalit ve všech čtyřech oblastech probíhala během sezóny, přibližně každé tři týdny vždy dva dny. Pro odchyt vodního hmyzu, především vážek, byly primárně využity dvě metody vázané na litorální část rybníků - smýkání vodní síťkou a umístění živochytné pasti. Na každé lokalitě byly první den návštěvy instalovány 4 živochytné pasti, vodní síťkou sebrány vodní bezobratlí (larvy vážek, ploštice a vodní brouci).

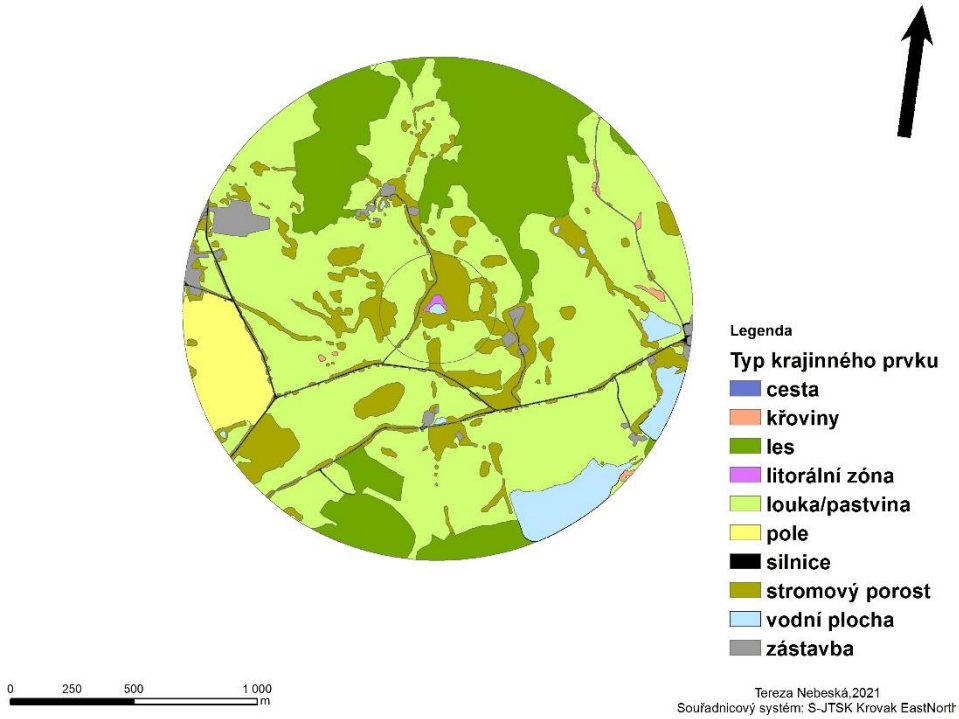
Živochytné pasti byly umístěny vždy po dvou do vybraného úseku rybníka na dobu 24 hodin. Instalace pasti probíhala tak, aby nikdy nebyla celá pod vodou. Vrchní část byla nechána nad vodou z důvodu přístupu kyslíku pro vodní živočichy, kteří dýchají vzdušný kyslík. Jako návnada do živochytných pastí byly použity kuřecí játra. Po uplynutí 24 hodin byli z pastí vybráni vodní bezobratlí, kteří byli umístěny do lahviček s lihem a poté předány pro determinaci do laboratoře. Jednotlivé lahvičky byly řádně označeny datem a místem sběru. Smýkání vodní síťkou do tvaru osmiček bylo prováděno v oblasti litorální vegetace. Získaný obsah byl vysypán na bílou misku, z které byli vybíráni vodní brouci, larvy vážek a vodní ploštice a opět umístěny do lahviček pro zakonzervováni v lihu a následnou determinaci v laboratoři.

Odchyt dospělců vážek do entomologické síťky probíhal na každé lokalitě po dobu 30 minut na litorální i na blízké okolní vegetaci. Během této doby byla snaha projít celý biotop pro zachycení více druhů. Po determinaci byli dospělci vážek okamžitě vypuštěni zpět do přírody.

4.3 Analýza zastoupení krajinných prvků

Data o zastoupení jednotlivých krajinných prvků byly zpracovány pomocí GIS analýz v prostředí ArcMap 10.7.1 (ESRI, ©2019). Pro charakteristiku okolní krajiny jednotlivých lokality byly vytvořeny u každého z 30 rybníků dva polygony (buffery)

s poloměry 200 m a 1000 m, ve kterých byly na podkladu Ortofota ČR (ČÚZK, ©2020) zvektorizovány všechny krajinné prvky a následně ke každému prvku přiřazen jeho typ. Poté bylo vypočítáno procentní zastoupení jednotlivých krajinných prvků v daném polygonu (bufferu).



Obr. 5: Příklad digitální mapy oblasti obklopující rybník

Příloha 1: Tabulka s procentním zastoupením jednotlivých krajinných prvků u jednotlivých lokalit v polygonu o poloměru 200 m

Příloha 2: Tabulka s procentním zastoupením jednotlivých krajinných prvků u jednotlivých lokalit v polygonu o poloměru 1000 m

4.4 Statistická analýza

Pro porovnání podobnosti společenstev vážek na jednotlivých lokalitách bylo využito multidimenzionální škálování (NMDS) s Bray-Curtisovou vzdáleností. Pro hodnocení vlivu environmentálních proměnných na složení společenstev byla použita funkce envfit, která promítá podobnost společenstev jednotlivých lokalit a maximální korelaci s odpovídajících proměnných prostředí (zastoupení krajinného pokryvu) a vliv environmentálních faktorů (Management_intensity, Transparency, Ph, Depth, Conduct, N, NO_3^-, NO_2^-, N-NH_4, NH_4^+) ukazují průměry úrovní faktorů. Ordinace

byly analyzovány s pomocí package vegan 2.4-3. (Oksanen et al., 2017). Všechny analýzy byly provedeny v programu R 4.0.3 (R Development Core Team, 2020).

5. Výsledky

5.1 Vliv environmentálních faktorů a krajinného pokryvu na diverzitu vážek

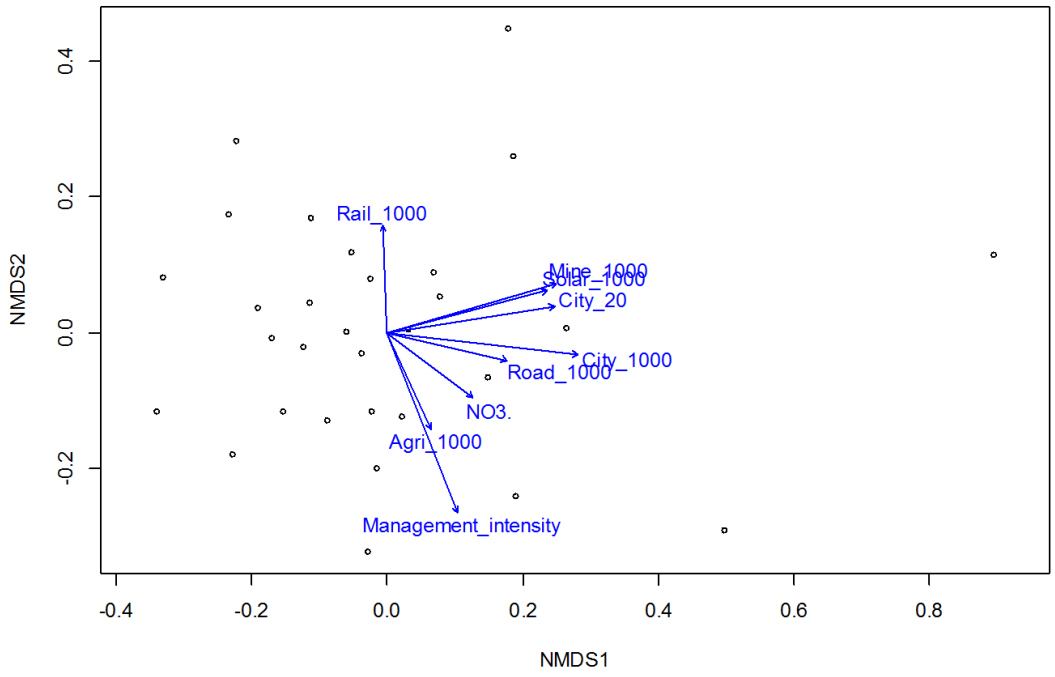
Výzkum se zaměřil na 30 lokalit ve čtyřech oblastech České republiky. V rámci výzkumu byl zjišťován vliv environmentálních proměnných na diverzitu vážek na jednotlivých lokalitách pomocí ordinací.

Výsledky ukázaly, že na podobnost společenstev vážek na jednotlivých lokalitách má signifikantní vliv zejména intenzita obhospodařování dané lokality (Management_ intensity), (Tab. 5). Déle měla na diverzitu vážek signifikantní vliv míra urbanizace (City_20, City_1000), přítomnost kamenolomu (Mine_1000), solární elektrárny (Solar_1000) a silnic (Road_1000) v okolí lokalit. (Tab. 5). Zajímavým výsledkem je, že kromě míry urbanizace (City_20) v blízkém okolí lokalit (buffer o poloměru 200 m) je vliv ostatních významných složek pouze v širším měřítku (buffer o poloměru 1000 m). Naopak vliv ostatních environmentálních proměnných v okolí lokalit na diverzitu vážek prokázán nebyl.

Factor	NMDS1	NMDS2	r^2	Pr(>r)
Management_intensity	0,36111	-0,93252	0,5626	0,001
Transparency	-0,37270	0,92795	0,0348	0,623
Depth	-0,00249	1,00000	0,0004	0,989
Ph	-0,02183	-0,99976	0,0294	0,617
Conduct	-0,02074	-0,99978	0,0929	0,264
Path_20	-0,26064	0,96544	0,0311	0,644
Shrub_20	-0,99965	0,02642	0,0275	0,605
Forest_20	-0,20895	0,97793	0,1413	0,121
Litoral_20	-0,99752	0,07044	0,1024	0,227
Meadow_20	-0,48528	-0,87436	0,0358	0,617
Agri_20	0,21163	-0,97735	0,0561	0,434
Road_20	0,73485	-0,67822	0,0854	0,269
Tree_20	0,23347	-0,97236	0,0262	0,701
Water_20	0,49925	-0,86646	0,0987	0,214
City_20	0,98814	0,15355	0,4327	0,025
Path_1000	0,49940	0.86637	0,0234	0,715
Mine_1000	0,96032	0,27889	0,466	0,026
Shrub_1000	-0,38465	0.92306	0,0044	0,932
Forest_1000	-0,71973	0,69425	0,1222	0,172
Litoral_1000	-0,72066	-,069328	0,0819	0,294
Meadow_1000	-0,51448	0,85750	0,0259	0,695
Agri_1000	0,41232	-0,91104	0,1684	0,079
Road_1000	0,97429	-0,22530	0,2271	0,036
Dump_1000	-0,80485	0,59347	0,0124	0,829
Solar_1000	0,96700	0,25479	0,4121	0,037
Tree_1000	0,74653	-0,66535	0,0266	0,712
Water_1000	-0,78780	-0,61593	0,0082	0,881
River_1000	0,93230	-0,36169	0,0682	0,297
City_1000	0,99350	-0,11382	0,5538	0,002
Rail_1000	-0,04290	0,99908	0,1744	0,091
N	-0,87069	-0,49184	0,0059	0,912
NO3.	0,79786	-0,60285	0,1722	0,093
NO2.	0,40332	-0,91506	0,0310	0,642
N.NH4	-0,05080	0,99871	0,0240	0,704
NH4.	-0,05114	0,99869	0,0240	0,704

Tab. 5: Výsledné hodnoty z ordinací závislost vlivu environmentálních proměnných na diverzitu vážek

Z ordinačního diagramu je patrné, že vlivy jednotlivých environmentálních proměnných spojených s urbanizací (první osa) a intenzitou zemědělského obhospodařování (druhá osa) spolu korelují (Graf 1).



Graf 1: Ordinační diagram ukazuje vliv jednotlivých environmentálních proměnných na podobnost společenstev vážek

5.2 Druhové složení vážek

Dohromady na všech 30 lokalitách byl zjištěn výskyt 41 druhů vážek, což tvoří přibližně 56 % všech druhů vyskytujících v České republice (Dolný et al., 2008). Z nalezených 41 druhů patří do podřádu *Anisoptera* 23 druhů a do podřádu *Zygoptera* 18 druhů. Zjištěno bylo celkem 6 druhů zařazených na Červené seznamu ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí (Dolný et al., 2017).

Podle klasifikace stupně ohrožení byl nalezen 1 druh označený jako kriticky ohrožený (CR) *Coenagrion lunulatum* (šidélko jarní), 1 druh označený jako zranitelný (VU) *Leucorrhinia rubicunda* (vážka temnoskvrnná) a 5 druhů označených jako téměř ohrožené (NT) *Brachytron pratense* (šídlo luční), *Coenagrion hastulatum* (šidélko rašelinné), *Lestes dryas* (šídlatka tmavá), *Leucorrhinia dubia*, *Leucorrhinia pectoralis*

(vážka jasnoskvrná) a *Sympecma paedisca* (šídlatka kroužkovaná). Druhy zařazené na Červeném seznamu ohrožení se vyskytovaly pouze na lokalitách s nízkým stupněm obhospodařování. Kriticky ohrožená *Coenagrion lunulatum* a zranitelná *Leucorrhinia rubicunda* byly nalezeny pouze v oblasti Jindřichohradecka na lokalitě Horní Lesák. *Brachytron pratense* byla zaznamenána jen v oblasti Sedlčanska na lokalitě Boukal. *Coenagrion hastulatum* se vyskytovala na 8 lokalitách – Dražský rybník (Sedlčansko), Blažejský rybník (Karlovarsko), Kopinský rybník (Karlovarsko), Ratiboř (Karlovarsko), Velikonoční rybník (Karlovarsko), Dědkův rybník (Jindřichohradecko), Olien (Jindřichohradecko) a Horní Lesák (Jindřichohradecko). Výskyt *Lestes dryas* byl zaznamenán na 6 lokalitách – Kopinský rybník (Karlovarsko), Velký hodovský rybník (Karlovarsko), Ratiboř (Karlovarsko), Koubovský rybník (Českobudějovicko), Žemlička (Českobudějovicko) a Olien (Jindřichohradecko). *Leucorrhinia dubia* se vyskytovala na jedné lokalitě Českobudějovicka – Žemlička a dvou Jindřichohradecka – Olien a Zelendárky. *Leucorrhinia pectoralis* byla zaznamenána ve všech čtyřech oblastech, na Sedlčansku – Boukal, Dražský rybník a Zeman, Kralovarsku – Kopinský rybník, Velký tašovický rybník a Velikonoční rybník, Českobudějovicku – Koubovský rybník a Jindřichohradecku – Horní Lesák. *Sympecma paedisca* se nalézala pouze v oblasti Karlovarska na třech lokalitách Velký tašovický rybník, Týniště a Ratiboř.

Největší druhová diverzita se byla zaznamenána v oblasti Jindřichohradecka, kde se celkem vyskytovalo 36 druhů, 20 z podřádu *Anisoptera* a 16 z podřádu *Zygoptera*. Celkové hodnoty druhů vážek na lokalitách se pohybovaly v rozmezí 11-21. Naopak nejmenší celkový počet druhů 25 vykazovala oblast Českobudějovicka, z podřádu *Anisoptera* 13 a z podřádu *Zygoptera* 12. Na Karlovarsku bylo dohromady zaznamenáno 30 druhů, z podřádu *Anisoptera* 16 a podřádu *Zygoptera* 14. Na lokalitách v oblasti Sedlčanska se vyskytovalo celkem 29 druhů, z podřádu *Anizoptera* 15 a podřádu *Zygoptera* 14.

6. Diskuse

K nejvíce biologicky rozmanitým sladkovodním ekosystémům patří rybníky, přesto dochází k jejich úbytku a degradaci kvality stanovišť z důvodů nedostatečné legislativní ochrany (Dudgeton et al., 2006). Rybníky jsou zvláště důležité v převládající antropogenně ovlivněné krajině a intenzivně obhospodařovaných oblastech, kde mohou plnit funkci hotspotů biologické rozmanitosti, jak z hlediska druhového složení, tak biologických vlastností. Za posledních dvacet let významně vzrostl počet studií zabývající se ochranou fauny a flóry rybníků. V posledním desetiletí se trojnásobně zvýšil počet výzkumných prací publikovaných v odborných časopisech zabývající se biodiverzitou rybníků (Céréghino et al., 2014).

Pro zajištění správné ochrany a péče o stanoviště je tedy důležité porozumět faktorům, které ovlivňují přítomnost druhů. V rámci této studie se ukázalo, že na společenstvo vážek mají vliv pouze globální efekty spojené s intenzitou zemědělského obhospodařování a míra urbanizačního ovlivnění. Kdy následkem urbanizace může dojít k částečné homogenizaci krajiny, a proto některé citlivější druhy na prostředí přestávají tyto místa osidlovat (McKinney, 2006). Oproti očekávání se na společenstvo vážek významně neprojevil vliv zastoupení jednotlivých krajinných prvků v blízkém okolní rybníku (buffer 200 m) a ani v širším okolí (buffer 1000 m). Tento fakt může být způsoben tím, že sledované lokality byly umístěny v dostatečně heterogenní krajině, kdy se rybníky nenacházely v místech, ve kterých by primárně dominovalo zastoupení jednoho typu krajiny, např. lesní, polní a městská. Ačkoliv se lišila charakteristika okolní krajiny rybníků, jednotlivé zastoupení krajinných prvků nebylo tak rozdílné, aby se to výrazně projevilo na společenství vážek. Pro srovnání například Le Gall et al. (2018) ve své studii zkoumali, jak faktory prostředí ovlivňují druhové bohatství vážek na rybnících umístěných ve třech různých krajinných oblastech: s dominantním zastoupením lesů, městské zástavby a polí, kde posuzovali vlivy okolní krajiny a místních charakteristik rybníků, jako je složení vegetace, obsah organických a anorganických látek ve vodě, plocha rybníků a přítomnost predátorů vážek. Z jejich výsledků bylo zjištěno, že společenstvo vážek je silně ovlivněno krajinou kolem rybníků a různou charakteristikou rybníků. U lesních a polních rybníků byly zaznamenány společenstva vážek, která se od sebe druhově velmi lišila. Městské rybníky vykazovaly pouze druhy, které nejsou náročné na specifické prostředí.

V městském prostředí se kvůli vysokému podílu uzavřených ploch, rozmanitost přirozené vegetace často snižuje. To může být z větší míry důvodem, že podíl specializovaných druhů vážek je v urbanizací ovlivněné krajině nižší než v přirozených neporušených oblastech. Některé studie potvrdily, že v urbanizačně ovlivněných místech se vyskytují spíše běžné druhy vážek, které jsou schopné snášet antropogenní vlivy (Lubertazzi et Ginsberg, 2010; Goertzen et Suhling, 2013).

V důsledku častého intenzivního využívání zemědělské půdy a chovu ryb dochází k častému snížení kvality vody, což má neblahý vliv na výskyt vážek (Corbet, 1999). Z analýzy výsledků této studie však vyplývá, že vliv kvalitativních parametrů vody neměl zásadní dopad na diverzitu vážek.

Jaký vliv má zemědělské obhospodařování na jednotlivé druhy vážek se projevilo i v rámci studie, kdy byl prokázán výskyt kriticky ohroženého druhu *Coenagrion lunulatum* pouze na jediném rybníku Horní Lesák v oblasti Jindřichohradecka. Lokalita vykazovala minimální vliv intenzity obhospodařování. Tento druh se vyskytuje velice vzácně v extenzivně využívaných či neobhospodařovaných vodních nádržích na Jindřichohradecku a v Novohradských horách (Dolný et al., 2008), což se shoduje s výsledky.

7. Závěr

Cílem této bakalářské práce bylo srovnání vlivu environmentálních faktorů a složení krajinného pokryvu v blízkém okolí (buffer o poloměru 200 m) a v širším okolí (buffer o poloměru 1000 m) rybníků na diverzitu a společenstvo vážek. Pro tuto studii bylo vybráno 30 lokalit ze čtyř oblastí České republiky.

Z výsledků studie vychází, že na diverzitu a společenstvo vážek na jednotlivých lokalitách mají významný vlivy především globální efekty spojené s intenzitou obhospodařovaná lokality a mírou urbanizace ve sledovaném okolí lokalit. Zajímavým zjištěním naopak bylo, že ačkoliv se jednotlivé lokality lišily v rozdílném zastoupení krajinných prvků v blízkém okolní (buffer 200 m) i širším okolí (buffer 1000 m) významný vliv těchto prvků se neprojevil. Z toho lze usuzovat, že variabilita podmínek prostředí jednotlivých rybníků nebyla dostatečně rozdílná.

Na základě výsledků se dá říct, že vážky ovlivňují environmentální faktory prostředí a však pro ještě větší upřesnění výsledků by bylo vhodné do studie zařadit více environmentálních faktorů zkoumaných rybníků, jako například složení a množství rybí obsádky, typy břehů. Z mého pohledu se podařilo splnit cíle práce a získat základní informace o dané problematice s možností dalšího rozšíření výzkumu na zvolené téma.

8. Seznam použité literatury

Aerts R. et Berendse F., 1988: The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. Vegetatio 76. 63-69.

Albrecht J., 2003: Českobudějovicko – Chráněná území ČR VIII. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 807.

Anderska J., 1987: Rybářství a jeho tradice. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 205.

Anderska J., 1997: Lesk a sláva českého rybářství. Nuga, Praha, 166.

Arnan X., Cerdá X., Retana J., 2017: Relationships among taxonomic, functional and phylogenetic ant diversity across the biogeographic regions of Europe. Ecography 40/3. 448-457.

Badinová L., 2007: Historie a současnost českého rybníkářství. Univerzita Palackého, Přírodovědecká fakulta, Katedra geografie, Olomouc. 106. (diplomová práce). „nepublikováno“. Dep. Univerzita Paleckého v Olomouci.

Booth D. B. et Jackson C. R., 1997: Urbanizaciton of aquatic systems: degradation thresholds, stormwater detection and the limits of mitigation. Journal of the American Water Resources Association 33/5. 1077-1090.

Briers R. A. et Biggs J., 2003: Indicator taxa for the conservation of pond invertebrate diversity. Aquatic Conservation 13/4. 323-330.

Carey P. D., Wallis S., Chamberlain P. M., Cooper A., Emmett B. A., Maskell L. C., McCann T., Murphy J., Norton L. R., Reynolds B., Scott W. A., Simpson I. C., Smart S. M., Ullyett J. M., 2008: Countryside Survey: UK Results from 2007. NERC/Centre for Ecology and Hydrology.

Corbet P. S., 1999: Dragonflies. Behaviour and ekology Odonata. Harley Books, Colchester.

Céréghino R., Ruggiero A., Marty P., Angélibert S., 2007: Biodiversity and distribution patterns of freshwater invertebrates in farm ponds of a south-western French agricultural landscape. Hydrobiologia 597/1. 43-51.

Céréghino R., Boix D., Cauchie H.-M., Martens K., Oertli B., 2014: The ecological role of ponds in a changing world. Hydrobiologia 723/1. 1-6.

Čítek J., Krupauer V., Kubů F., 1998: Rybníkářství. Informatorium, Praha, 306.

Declerck S., De Bie T., Hampel H., Schrijvers S., Van Wichelen J., Gillard V., Mandiki R., Losson B., Bauwens D. Keijers S., Vyverman W., Goddeeris B., De meester L., Brendonck L., Martens K., 2006: Ecological characteristics of small farmland ponds: Associations with land use practices at multiple spatial. Biological Conservation 131/4. 523-532.

Dolný A., Bárta D., Waldhauser M., Holuša O., Hanel L., 2008: Vážky České republiky: Ekologie, ochrana a rozšíření/ The Dragonflies of the Czech Republic: Ecology, Conservation and Distribution. Vlašim: Český svaz ochránců přírody, Vlašim, 670.

Dolný A., Harabiš F., Bárta D., 2016: Vážky (*Insecta: Odonata*) České republiky. Academia, Praha, 344.

Dolný A., Harabiš F., Holuša O., Hanel L., Waldhauser M., 2017: *Odonata* (vážky). In: Hejda R., Farkač J., Chobot K. (eds.): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha. 118-122.

Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A., 2006: Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society 81. 163–182.

Emmerson M., Morales M. B., Onate, J. J., Batáry P., Berendse F., Liira J., Aavik T., Guerrero I., Bommarco R., Eggers S., Pärt T., Tscharntke T., Weisser W., Clement L., Bengtsson J., 2016: Chapter Two – How Agricultural Intensification Affects Biodiversity and Ecosystem Services. Advances in Ecological Research 55. 43-97.

ESRI, 2019: ArcGIS Desktop, Version 10.7.1. Environmental Systems Research Institute. Redlands CA.

Geiger F., Bengtsson J., Berendse F., Weisser W. W., Emmerson M., Morales M. B., Ceryngier P., Liira J., Tscharntke T., Winqvist C., Eggers S., Bommarco R., Pärt T., Bretagnolle V., Plantegenest M., Clement L. W., Dennis Ch., Palmer C., Onate J. J., Guerrero I., Hawro V., Aavik T., Thies C., Flohre A., Hänke S., Fischer Ch., Goedhart P. W., Inchausti P., 2010: Persistent negative effects of biological control potential on European farmland. Basic and Applied Ecology 11/2. 97-105.

Gianuca A. T., Declerek S. A., Lemmens P., De Meester L., 2017: Effect of dispersal and environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of β-diversity. Ecology 98. 525-533.

Goertzen D. et Suhling F., 2013: Promoting dragonfly diversity in cities: major determinants and implications fo urban pond desing. Journal of Insect Conservation 17. 399-409.

Heino J. et Tolonen K. T., 2017: Ecologial drivers of multiple facets of beta diversity in lentic macroinvertebrate metacommunity. Limnology and Oceanography 62/6. 2431-2444.

Inger R., Gregory R., Duffy J. P., Stott I., Voříšek P., Gaston K. J., 2015: Common European birds are declining rapidly while less abundant species´ numbers are rising. Ecology letters 18. 28-36.

Janssen A., Hunger H., Konold W., Pufal G., Staab M., 2018: Simple pond restoration measure increase dragonfly (*Insecta: Odonata*) diversity. Biodiversity and Conservation 27. 2311-2328.

Kadoya T., Suda S., Washitani I., 2004: Dragonfly species richness on man-made ponds: effects of pond size and pond age on newly established assemblages. Ecological Research 19/5. 461-467.

Kalkman V. J., Clausnitze V., Dijkstra K.-S., Orr A. G., Paulson D. R., Van Tol J. 2008: Global diversity of dragonflies (*Odonata*) in Freshwater. Hydrobiologia 595. 351-363.

Klotz R. L. et Linn S. A., 2001: Influence of factors associated with water level drawdown on phosphorus release from sediments. Lake and Reservoir Management 17. 48-54.

Kuklík K. et Hrabáček J., 1984: České a moravské rybníky: Češskije i moravskije prudy = Böhmische und mährische Teiche = Bohemian and Moravian Ponds. Pressfoto, Praha, 83.

Le Gall M., Fournier M., Chaput-Brady A., Husté A., 2018: Determinant landscape-scale factors on pond odonate assemblages. Freshwater Biology 63/3. 306-317.

Lewis-Phillips J., Brooks S. J., Sayer C. D., Patmore I. R., Hilton G. M., Harrison A., Robson H., Axmacher J. C., 2020: Ponds as insect chimneys: Restoring overgrown farmland ponds benefits birds through elevated productivity of emerging aquatic insects. Biological Conservation 241. 108253.

Lubertazzi M. A. et Ginsberg, 2010: Emerging dragonfly diversity at small Rhode Island (U.S.A.) wetlands along an urbanization gradient. Urban Ecosystems 13. 517-533.

McCauley S. J., Davis Ch. J., Werner E. E., 2008: Predator induction of spine length in larval *Leucorrhinia intacta* (*Odonata*). Evolution Ecology Reseach 10. 435-447.

McKinney M. L., 2006: Urbanization as a major cause of biotic homogenization. Biological Conservation 127/3. 247-260.

Mikolajewski D. J., Johansson F., 2004: Morphological and behavioral defenses in dragonfly larvae: trait compensation and cospecialization. Behavioral Ecology 15/4. 614-620.

Pechar L., 2004: Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. Fisheries Management and Ecology 7. 23-31.

Petránek J., Březina J., Břízová E., Cháb J., Loun J., Zelenka P., 2016: Encyklopedie geologie. Česká geologická služba, Praha. 349.

R Development Core Team R, 2020: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna,, Austria.

Raebel E. M., Merckx T., Feber R. E., Riordan P., Thompson D. J., Macdonald D. W., 2012: Multi-scale effects of farmland management on dragonfly and damselfly assemblages of farmland ponds. Agriculture, Ecosystems and Environment 161. 80-87.

Rantala M. J., Ilmonen J., Koskimäki J., Suhonen, Tynkkynen K., 2004: The macrophyte, *Stratiotes aloides*, protects larvae of dragonfly *Aeshna viridis* against fish predation. Aquatic Ecology 38. 77-82.

Remsburg A. J., Olson A. C., Samways M. J., 2008: Shade alone reduces adult dragonfly (*Odonata: Libellulidae*) abudance. Journal of Insect Behavior 21. 460-468.

Šusta J., 1884: Výživa kapra a jeho družiny rybničné. Tiskem J. Otty, Praha, 251.

Tilman D., 1999: Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. PNAS 96/11. 5995-6000.

Tscharntke T., Klain A. M., Kruess A., Steffan-Dewenter I., Thies C., 2005: Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. Ecology Letters 8. 857-874.

Tscharntke T., Clough Y., Wanger T., Jackson L., Motzke I., Perfecto I., Vandermeer J., Whitbread A., 2012: Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. Biological Conservation 151/1. 53-59.

Urbánek M. (ed.), 2015: Naše rybářství. Typ, České Budějovice, 244.

Waldhauser M. et Černý M., 2014: Vážky České republiky – Příručka pro určování našich druhů a jejich larev. Vlašim: Český svaz ochránců přírody, Vlašim, 184.

Wezel A., Arthaud F., Dufloux C., Renoud F., Vallod D., Robin J., Sarrazin B., 2013: Varied impact of land use on water and sediment parameters in fish ponds of the Dombes agro-ecosystem, France. Hydrological Sciences Journal 58/4. 854-871.

Wezel A., Oertli B., Rosset V., Arthaud F., Leroy B., Smith R., Angelibert S., Bornette G., Vallod D., Robin J., 2014: Biodiversity patterns of nitrient-rich fish ponds and implications for conservation. Limnology 15/1. 213-223.

Zahradnický J. et Mackovčin P., 2004: Plzeňsko a Karlovarsko – Chráněná území ČR XI. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 588.

ČÚZK, ©2020: Ortofoto ČR (online) dostupné z <https://geoportal.cuzk.cz/(S(feovswjqk4zdhvn5t2p5es1l))/Default.aspx?mode=TextMeta&side=ortofoto&metadataID=CZ-CUZK-ORTOFOTO-R&productid=63410&mapid=83&menu=231>

Krajská správa ČSÚ v Českých Budějovicích, ©2020: Charakteristika okresu Jindřichův Hradec (online) [cit. 2021.03.16] dostupné z https://www.czso.cz/csu/xc/charakteristika_okresu_jh

Oksanen J., Blanchet F. G., Kindt R., Legendre P., Minchin P. R., O´Hara R. B., Simpson G. L., Solymos P., Henry M., Stevens H., Wagner H., 2017: Vegan: Community Ecology Package. R package Version 2.4-3 (online) [cit. 2021. 02. 15], dostupné z <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

MAS Sedlčansko, ©2015: Životní prostředí – Příroda a krajina (online) [cit. 2021.03.16], dostupné z <http://www.mas-sedlcansko.eu/wp-content/uploads/2016/01/%C5%BDivotn%C3%AD-prost%C5%99ed%C3%AD.pdf>.

Sedlčanský kurýr – Nezávislý regionální posel dobrých i méně dobrých zpráv, © 2009: Sedlčansko (online) [cit. 2021.03.16], dostupné z <https://www.sedlcany-info.cz/sedlcansko/>.

9. Seznam příloh

1. Tabulka s procentním zastoupením jednotlivých krajinných prvků u jednotlivých lokalit v polygonu o poloměru 200 m
2. Tabulka s procentním zastoupením jednotlivých krajinných prvků u jednotlivých lokalit v polygonu o poloměru 1000 m

10. Přílohy

Locality	Path_20	Shrub_20	Forest_20	Litoral_20	Meadow_20	Agri_20	Road_20	Tree_20	Water_20	City_20
Dražský rybník	0,000	1,239	0,296	1,760	45,358	34,631	0,000	14,533	2,183	0,000
Podhatník	0,000	0,963	0,000	0,000	56,841	13,967	0,000	19,599	8,630	0,000
Pavlatovo jezírko	0,386	0,284	0,000	3,126	42,939	36,012	1,682	10,603	4,873	0,096
Obděnické rybníky	0,000	0,191	0,000	3,843	32,489	23,748	1,387	27,085	6,756	4,500
Hájky	0,000	2,882	0,000	0,396	13,178	79,036	0,000	1,007	3,501	0,000
Boukal	1,748	0,000	82,330	5,561	5,508	0,000	0,000	0,411	3,593	0,848
Buzín	0,000	0,259	27,505	0,289	3,477	48,520	1,602	3,705	6,941	7,701
Zeman	0,000	0,000	0,000	1,582	53,057	0,000	0,891	43,158	1,312	0,000
Týniště	0,000	22,068	0,000	3,467	70,316	0,000	0,000	0,631	3,518	0,000
Kopinský rybník	0,145	1,173	22,799	0,514	58,985	0,000	0,490	6,426	9,468	0,000
Velký tašovický rybník	0,404	0,380	60,367	1,186	18,475	0,000	0,901	7,930	10,349	0,008
Ratiboř	1,246	5,351	31,258	0,655	35,800	17,951	0,290	0,413	6,803	0,231
Velikonoční rybník	0,754	0,000	81,545	0,226	16,661	0,000	0,000	0,000	0,814	0,000
Velký lomnický rybník	0,427	3,861	3,560	0,525	53,579	0,000	0,000	20,774	17,274	0,000
Blažejský rybník	0,000	1,831	0,000	1,950	60,736	0,000	0,511	19,771	15,016	0,185
Velký hodovský rybník	0,324	0,190	60,179	0,000	6,073	23,811	0,000	2,699	6,725	0,000
Žemlička	0,000	1,278	71,068	1,673	0,000	22,452	0,000	0,000	3,530	0,000
Malý hajský rybník	0,000	0,000	42,239	1,828	2,470	47,393	2,110	0,465	3,494	0,000
Ledenický rybník	0,000	0,555	40,804	0,000	12,105	3,254	1,784	5,807	8,188	27,504
Koubovský rybník	0,000	0,000	0,000	1,115	37,622	34,579	0,000	22,536	3,702	0,447
Lukovec	0,000	5,928	35,305	3,567	46,719	1,725	0,000	0,851	5,905	0,000
Malý ústavní rybník	1,212	2,257	15,959	0,757	6,258	20,471	0,241	2,228	50,617	0,000

Zelendárky	0,000	1,884	51,373	0,392	31,150	3,972	1,146	0,000	8,825	1,259
Olien	0,000	3,756	55,759	0,384	27,966	0,000	0,000	3,310	8,826	0,000
Oldříší	0,481	2,447	30,495	0,861	36,976	0,434	1,471	14,657	8,189	3,989
Velký Troubný rybník	0,000	0,000	86,666	0,000	0,000	1,555	1,321	0,000	10,458	0,000
Dědkův rybník	0,635	0,000	85,781	1,517	0,000	0,000	1,005	0,000	11,062	0,000
Horní Lesák	0,543	0,000	91,514	5,712	0,000	0,000	0,000	0,000	2,231	0,000
Malý Bukač	0,000	5,713	48,120	5,928	29,383	1,257	0,000	3,021	6,578	0,000
U Pískovny	0,000	5,489	19,667	1,624	7,634	55,497	0,000	0,023	9,887	0,180

Příloha 1: Tabulka s procentním zastoupením jednotlivých krajinných prvků u jednotlivých lokalit v polygonu o poloměru 200 m

Locality	Path_1000	Mine_1000	Shrub_1000	Forest_1000	Litoral_1000	Meadow_1000	Agri_1000	Road_1000	Dump_1000	Solar_1000	Tree_1000	Water_1000	River_1000	City_1000	Rail_1000
Dražský rybník	0,0	0,0	0,3	20,3	0,1	37,4	28,9	0,5	0,1	0,0	9,7	1,5	0,0	1,0	0,0
Podhatník	0,0	0,0	0,1	19,2	0,0	27,3	40,2	0,5	0,0	0,0	9,2	1,0	0,0	2,4	0,0
Pavlatovo jezírko	0,1	0,0	0,1	2,4	0,4	17,0	59,9	1,0	0,0	0,0	14,8	1,4	0,0	2,9	0,0
Obděnické rybníky	0,1	0,0	0,7	18,4	0,7	27,5	28,9	0,9	0,0	0,0	18,4	1,7	0,0	2,7	0,0
Hájky	0,2	0,0	0,5	1,8	0,3	23,1	55,4	1,3	0,0	0,0	7,7	1,2	0,0	8,6	0,0
Boukal	0,5	0,0	0,2	51,3	0,6	10,5	27,5	1,3	1,2	0,3	2,2	1,3	0,0	3,0	0,0
Buzín	0,3	0,0	0,1	35,9	0,0	5,0	45,6	1,0	0,0	0,0	4,9	0,8	0,0	6,4	0,0
Zeman	0,1	0,0	0,2	20,4	0,1	55,9	4,1	0,8	0,0	0,0	13,0	3,5	0,0	1,7	0,0
Týniště	0,1	0,0	6,1	0,5	0,2	80,2	4,0	0,4	0,0	0,0	7,2	0,5	0,0	0,8	0,0
Kopinský rybník	0,3	0,0	0,9	32,6	0,1	47,6	0,0	0,3	0,0	0,0	6,4	11,4	0,0	0,5	0,0
Velký tašovický rybník	0,2	0,5	0,8	30,7	0,1	43,9	9,1	1,7	1,0	0,0	9,2	0,8	0,0	2,0	0,0
Ratiboř	0,4	0,6	1,8	46,7	0,0	31,2	14,7	0,2	0,0	0,0	2,8	0,7	0,0	0,9	0,0
Velikonoční rybník	0,6	0,0	0,3	74,1	0,0	21,3	0,0	0,0	0,0	0,0	3,3	0,0	0,0	0,0	0,2
Velký lomnický rybník	0,5	0,0	0,8	53,7	0,1	37,4	0,0	0,2	0,0	0,0	5,6	1,8	0,0	0,1	0,0
Blažejský rybník	0,2	0,0	0,8	29,6	0,2	60,8	0,2	0,4	0,0	0,0	5,4	1,6	0,0	0,9	0,0
Velký hodovský rybník	0,4	0,0	0,2	59,5	0,2	10,3	27,3	0,0	0,0	0,0	1,1	0,8	0,0	0,0	0,2
Žemlička	0,7	0,0	1,0	57,3	0,5	22,1	10,8	0,7	0,0	0,0	1,2	1,5	0,0	3,8	0,4
Malý hajský rybník	0,1	0,0	0,3	49,0	0,3	11,4	25,9	1,1	0,0	0,0	1,7	8,3	0,0	1,9	0,0
Ledenický rybník	0,1	8,4	0,3	19,6	0,0	20,5	22,5	2,0	0,0	1,2	4,4	1,1	0,0	19,9	0,0
Koubovský rybník	0,0	0,0	0,4	5,5	0,1	33,1	45,5	1,0	0,0	0,0	12,5	0,3	0,0	1,6	0,0
Lukovec	0,2	0,0	2,9	29,4	1,0	15,0	36,4	0,4	0,0	0,0	1,3	13,5	0,0	0,1	0,0
Malý ústavní rybník	1,8	0,0	7,3	10,7	0,0	14,4	33,1	1,2	0,0	0,0	4,7	17,1	1,8	7,7	0,0
Zelendárky	1,7	0,0	1,5	39,2	0,3	34,3	14,0	0,5	0,0	0,0	1,8	3,9	0,0	2,7	0,0
Olien	0,2	0,0	1,4	59,2	0,0	34,6	0,1	0,8	0,0	0,0	2,3	1,2	0,0	0,3	0,0
Oldříší	0,1	0,0	0,6	29,5	0,1	15,6	41,2	0,6	0,0	0,0	7,9	0,6	0,5	3,3	0,0

Velký Troubný rybník	0,2	0,0	1,3	76,5	0,0	4,9	12,9	0,4	0,0	0,0	0,9	2,7	0,0	0,1	0,0
Dědkův rybník	0,9	0,0	0,2	88,7	0,2	5,8	0,0	0,4	0,1	0,0	0,8	3,0	0,0	0,0	0,0
Horní Lesák	0,2	0,0	0,2	61,7	0,7	8,3	22,5	0,3	0,0	0,0	1,0	4,9	0,0	0,0	0,2
Malý Bukač	0,1	0,0	2,7	43,7	1,7	18,7	23,6	0,1	0,0	0,0	3,3	5,7	0,0	0,4	0,0
U Pískovny	0,2	0,0	0,7	21,0	0,4	14,9	48,4	1,2	0,0	0,0	5,1	2,9	0,4	4,8	0,0

Příloha 2: Tabulka s procentním zastoupením jednotlivých krajinných prvků u jednotlivých lokalit v polygonu o poloměru 1000 m