

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie



Zvyšuje sezónní efekt využívání terestrických habitatů u vážek?

Is there any seasonal effect in terrestrial habitat use in dragonflies?

Bakalářská práce

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

Bakalant: Stanislav Švaček

2015

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra ekologie

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Stanislav Švaček

Aplikovaná ekologie

Název práce

Zvyšuje sezónní efekt využívání terestrických habitatů u vážek?

Název anglicky

Is there any seasonal effect in terrestrial habitat use in dragonflies?

Cíle práce

Úzká vazba larválních stádií na vodním prostředí a jen relativně krátké období vhodných podmínek pro dospělé zvyšuje tlak na synchronizaci lhnutí. Většina vodních bezobratlých se snaží i ve stádiu dospělé udržet v blízkosti vodního biotopu. Během sezóny se tak neustále zvyšuje konkurenční tlak o zdroje poblíž vodních biotopů, což může zvyšovat závislost dospělců na okolním terestrickém prostředí. Je známo, že vážky výrazně zasahují do terestrických potravních řetězců, existuje však jen velmi málo informací o tom, jak významná je tato vazba z pohledu celého životního cyklu a zda se během sezóny mění.

Metodika

Cílem této práce je shromáždit veškeré dostupné informace na toto téma a během pilotního experimentu optimalizovat metodiku pro budoucí diplomovou práci. Na osmi lokalitách (rybnících) budou vytýčeny tři transekty o délce 100 m v 80-ti m rozstupech směrem od vodní hladiny. Ty budou pravidelně procházeny během celé sezóny ve čtrnáctidenních intervalech procházeny a zaznamenávání jedinců všech druhů vážek. S pomocí vhodné statistické metody bude vyhodnocován vliv sezóny na zjištěný počet jedinců jednotlivých druhů na jednotlivých transektech.

Doporučený rozsah práce

40 stran + přílohy

Klíčová slova

Konkurence, intraguild predation continuum (IGP), Odonata, životní historie

Doporučené zdroje informací

- Corbet, P.S. (1999) Dragonflies: Behavior and Ecology of Odonata. Comstock Publishing Associates, Cornell University Press. Ithaca, NY.
- Hopper, K.R., Crowley, P.H., and Kielman, D. (1996) Density dependence, hatching synchrony, and withincohort cannibalism in young dragonfly larvae. *Ecology* 77, 191-200.
- Knight, T.M., McCoy, M.W., Chase, J.M., McCoy, K.A., Holt, R.D. (2005) Trophic cascades across ecosystems. *Nature* 437, 880-883.
- Wissinger, S.A. (1992) Niche overlap and the potential for competition and intraguild predation between size-structured populations. *Ecology* 73, 1431-1444.

Předběžný termín obhajoby

2015/06 (červen)

Vedoucí práce

Mgr. Filip Harabiš, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 29. 10. 2014

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 6. 11. 2014

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 03. 04. 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně pod vedením Mgr. Filipa Harabiše, Ph. D., a že jsem uvedl všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpal.

V Praze dne 15.4.2015

Stanislav Švaček

Poděkování

Touto cestou bych rád poděkoval především vedoucímu bakalářské práce Mgr. Filipovi Harabišovi, Ph.D., za odborné vedení, trpělivost, rady a připomínky, které mi věnoval při řešení dané problematiky. Dále za jeho báječný přístup a vynikající podmínky pro vypracování této práce. Poděkování patří také mým rodičům za veškerou podporu při studiu.

V Praze dne 15.4.2015

Stanislav Švaček

Obsah

1. Úvod	9
2. Cíle práce	10
3. Literární rešerše	10
3.1 Charakteristika řádu Odonata	10
3.1.1 Zařazení vážek do systému živočichů	10
3.1.2 Morfologie a ekologie vážek	11
3.1.3 Faktory limitující výskyt vážek	12
3.1.4 Význam vážek jako bioindikátorů	12
3.2 Sezonalita a prostorové vztahy	13
3.2.1 Vzájemné interakce vývojových stádií	13
3.2.2 Interakce na úrovni larvy	14
3.2.3 Sezónní dynamika společenstev vážek	15
3.2.4 Vážky v terestrickém prostředí	16
4. Metodika	18
4.1 Obecná charakteristika území	18
4.1.1 Lokalizace území	18
4.1.2 Geomorfologie a geologie	19
4.1.3 Pedologie a hydrologie	20
4.2 Sběr dat	20
5. Výsledky	22
5.1 Diverzita vážek na sledovaných rybnících	22
5.2 Vliv faktorů ovlivňujících abundanci vážek na rybnících	22
6. Diskuse	27
7. Závěr	30
8. Seznam použité literatury	31
9. Seznam příloh	36
10. Přílohy	37

Abstrakt

Vážky (Odonata) mají složitý životní cyklus s několika vývojovými stádii. Jejich jedinečnost spočívá ve specializaci na konkrétní druh biotopu. Larvy jsou úzce spjaty s vodním prostředím. Dospělci žijí výhradně ve vzduchu, ale snaží se setrvat v blízkosti vodních biotopů. Jsou však druhy, které se naopak mohou vzdalovat na mnohem větší vzdálenosti. Zvyšující se interakční tlak a konkurenční boj v průběhu sezóny může nutit dospělé k významné závislosti na terestrických biotopech. Je nepřímo prokázáno, že vážky výrazným způsobem zasahují do terestrického prostředí, ale není známo, jak významná je tato vazba ve vztahu k celému životnímu cyklu a zda existuje její proměnlivost během sezóny. A právě studie vlivu sezóny na abundanci jedinců na jednotlivých transektech byla předmětem mojí bakalářské práce. V rešeršní části jsem shromáždil všechny dostupné informace o vzájemných vztazích vývojových stádií vážek a jejich změnách během sezóny. Dále o jejich vazbě na terestrické prostředí. Experimentální část práce zahrnovala sběr a determinaci dospělců vážek na jednotlivých lokalitách ve středních Čechách. Sběr a odchyt jedinců probíhal od května do října roku 2014 s důrazem na transekt a jednotlivé období, ve kterém se jedinci vyskytovali. Vliv sezonality na využívání terestrických biotopů u vážek nebyl pomocí analýzy prokázán. Nejspíše, protože terestrické biotopy reprezentoval pouze transekt vzdálený 5 metrů od vodní hladiny. Vzdálenější transekt (30 m) nebyl součástí analýzy z důvodu chybějících dat. Z výsledků vyplývá, že existují rozdíly v abundanci jednotlivých podřádů vážek v průběhu sezóny. Tato zjištění mohou podporovat teorii o využívání terestrických ekosystémů vážkami v důsledku silných mezidruhových interakcí během vegetační sezóny.

Klíčová slova: *Odonata*, transekt, terestrické biotopy, životní cyklus, interakce, sezónní dynamika, abundance

Abstract

Dragonflies have a complicated life cycle with several development stages. Each stage needs specific type of habitat for development. Larvae live in water, while adults utilize surrounding (terrestrial) habitats. Some species, however, can fly much further from water. Increasing competition pressure among dragonflies can force adults to significant dependence on terrestrial habitats during the summer. There are several indirect evidence that dragonflies interfere with the terrestrial environment but we do not know, how significant is this linkage for the entire life cycle, and we do not know their variability during summer. The aim of my thesis was to analyze the effect of seasonal variability on the abundance Individuals. In research part of my thesis I collected all information about mutual relations of developmental stages of dragonflies, about their variability during summer and about their force on terrestrial habitats. Sampling was done in middle of Bohemia from May to October in 2014. Collecting was carried out within different transects (water, 5m, 30m) bimonthly. The effect of seasonality on the utilization of terrestrial habitats was not significant. This was maybe because only 5m was used for the analysis, while 30m was eliminated because of missing data. Based on the model, it was possible to highlight the differences in abundances of individual suborders (dragonflies and damselflies) during the season. This fact may support theory about using terrestrial ecosystems by dragonflies in consequences strong interspecies interactions during the summer.

Key words: *Odonata*, transect, terrestrial habitats, life cycle, interaction, seasonal dynamics, abundance

1. Úvod

Vážky se na naší planetě poprvé objevily v permu, asi před 300 miliony lety. Staly se poměrně málo početnou, avšak svou pestrostí a variabilitou forem velmi zajímavou skupinou hmyzu (Dolný et al., 2008).

Jsou řádem hmyzu, který se dále dělí na tři podřády. Prvním podřádem je nejprimitivnější skupina Zygoptera charakteristická svým úzkým tělem, stejnou velikostí předních i zadních křídel a jejich pozicí nad tělem pokud je vážka v klidu. Druhý podřád Anisoptera je typický robustnějším tělem, mnohem užšími předními křídly než zadními a pozicí křídel podél těla za klidového stavu. Třetí podřád Anisozygoptera, který má křídla podobná podřádu Zygoptera a tělo podřádu Anisoptera je malým a spíše reliktním podřádem zahrnujícím pouze dva druhy ve východní Asii. V současné době existuje asi 5500 popsanych druhů vážek, většina tropických, z čehož přibližně 120 druhů je známých v Evropě (Miller, 1995).

Díky množství specifických etologických a morfologických znaků a také zvláštností z oblasti biologie a ekologie hrají vážky nezastupitelnou roli při stanovení vlastností a aktuálního stavu životního prostředí. Tj. jsou tzv. bioindikátory - druhy organismů vypovídající množství informací o změnách v krajině.

Jedním z důležitých výlučných znaků je jejich život úzce spjatý s vodním prostředím a vhodnými podmínkami pro všechna vývojová stádia. Po celou dobu životního cyklu mají vážky tendenci zdržovat se v blízkosti vodních biotopů. Tato vazba však může být ovlivňována několika faktory. Například rozdíly mezi jednotlivými obdobími, geografickými oblastmi, vztahy mezi populacemi, jedinci či pohlavími (Dolný et al., 2008).

V důsledku těchto faktorů může docházet ke změnám ve využití prostředí. Lze tedy předpokládat závislost vážek na terestrickém prostředí a její postupné výrazné zvyšování během sezóny. Prokázání a vysvětlení této závislosti může přispět k dalšímu pochopení a objasnění biologických procesů. Znalost těchto procesů může umožnit specifikovat nepopsané ekologické požadavky některých ohrožených druhů vážek, hrajících důležitou roli při odrazu změn v prostředí.

Moje bakalářská práce je primárně zaměřena právě na studium společenstev vážek z hlediska významnosti vazby jejich celého životního cyklu na okolní terestrické prostředí a její změny během sezóny.

2. Cíle práce

Cílem rešeršní části mojí bakalářské práce je shromáždit a analyzovat veškeré dostupné informace o životní historii vážek, jejich vzájemných vztazích a významnosti vazby vážek na terestrické prostředí v průběhu sezóny. Dále na základě pilotního experimentu vyhodnotit vliv a význam sezóny na početnost vážek v jednotlivých transektech a optimalizovat metodiku pro budoucí diplomovou práci. Dílčí částí práce je seznámení se současným stavem odonatofauny a její mapování v zájmovém území. Také uspořádání veškerých informací a poznatků do uceleného souboru informací.

3. Literární rešerše

3.1 Charakteristika řádu Odonata

Na území České republiky žije podle Waldhausera & Černého (2014) 73 zaznamenaných druhů vážek. Na území sousedních států žije ještě několik věrohodně nepotvrzených druhů, které se na našem území mohou pravděpodobně vyskytovat. Dohromady může naše odonatofauna čítat přibližně 75 druhů (Hanel, Zelený, 2000).

3.1.1 Zařazení vážek do systému živočichů

Říše: Živočichové (Animalia)

Kmen: Členovci (Arthropoda)

Podkmen: Šestinozí (Hexapoda)

Třída: Hmyz (Insecta)

Podtřída: Křídlatí (Pterygota)

Řád: Vážky (Odonata)

Podřád: Stejnokřídlice (Zygoptera)

Podřád: Různokřídlice (Anisoptera)

Uvedený seznam byl zpracován podle Dolný et al., 2008.

3.1.2 Morfologie a ekologie vážek

Vážky jsou charakterizovány třemi základními znaky. Jedním z nejzásadnějších znaků je závislost jejich života na vodním prostředí (tzv. amfibtický životní cyklus) alespoň jednoho vývojového stádia, nejčastěji larvy. Druhým znakem je potravní specializace všech zástupců řádu i vývojových stádií. Vážky řadíme mezi predátory. Třetím znakem je specifický způsob rozmnožování, kdy v průběhu kopulace dochází k nepřímé inseminaci, což je unikátní strategie u třídy hmyzu (Dolný et al., 2008).

Život vážek začíná ve vajíčku. Vajíčka kladou samice několika různými způsoby. Zástupci podřádu Zygoptera, pomocí dokonalého kladélka, přímo do rostlinných pletiv. Další druhy za letu do substrátu dna, mokrého substrátu na březích nebo volně do vody. Existují například i zvláštní způsoby kladení vajec do stonků vodních rostlin, při kterých se některé druhy potápějí. Z vajíček se v horizontu několika dní až týdnů, ve výjimečných případech až měsíců, líhnou larvy zcela odlišné od dospělců, žijící ve vodě. Život larvy prochází obvykle 8 – 15 instary, jejich počet se liší v závislosti na druhu i jednotlivých jedincích téhož druhu. Na konci každého instaru dochází ke svlékání staré kutikuly a larva povyroste. Larva je plně pohyblivá, kromě prvního instaru (tzv. prolarvy), která se pohybuje pomocí skákavého pohybu z místa vylíhnutí. Stádium larvy trvá v závislosti na druhu od několika týdnů (pionýrské druhy), 1 rok (podřád Zygoptera), či 2-3 roky (zástupci podřádu Anisoptera) až po dobu 3-5 let u páskovců. Na konci svého vývoje larva opouští vodní prostředí a hledá vhodné místo, kde dochází ke konečné proměně v dospělce, k tzv. líhnutí (Waldhauser, Černý, 2014). Nejpřirozenějším pohybem dospělců je let, při kterém v extrémních případech mohou krátkodobě vyvinout rychlost až 100 km/hod. Stejně jako ostatní vývojová stádia se dospělci živí dravě, loví nejčastěji za letu různý létající hmyz. Pohlavní dospělosti dosahují po několika dnech až týdnech (Hanel, Zelený, 2000).

Pohyb vážek, jejich termoregulační schopnost, interakce a rozmanitost jsou ovlivňovány fyzickou strukturou vegetace. Struktura vegetace může být dobrým ukazatelem požadavků predátorů (např. vážek) na stanoviště, a tím může ovlivňovat i rozmanitost ostatních druhů. Vážky využívají vodní i terestrická stanoviště během životních stádií, ale relativní význam vegetace těchto biotopů je nedostatečně chápán (Remsburg, Turner, 2008). Podle Corbeta (1999) početnost larev vážek koreluje s hojností břehové bylinné vegetace. Dospělcům vážek umožňuje výška vegetace a její otevřená struktura například termoregulaci (May, 1976). Zjištění, že litorální i okolní vegetace má vliv na strukturu společenstev vážek lentických vod má několik důsledků pro jejich ochranu. Snížení abundance a rozmanitosti vážek může ovlivnit mnoho dalších složek vodních a okolních společenstev. Nejčastěji kvůli tomu, že vážky jsou vrcholovými predátory menších bezobratlých po celou dobu svého životního cyklu (Thorp, Cothran, 1984).

3.1.3 Faktory limitující výskyt vážek

Mnoho ekologických faktorů přispívá k regulaci distribuce a abundance vážek. U lokálních populací to může být mortalita způsobená predátory (včetně kanibalismu a predace ostatními vážkami). U larev se zdá být dominantním faktorem nižší tempo růstu v důsledku přítomnosti predátorů (McPeck, Peckarsky, 1998). Z toho je tedy zřejmé, že různé druhy vážek mají odlišné ekologické požadavky na zachování dostatečné abundance populace. Faktorem určujícím abundanci a distribuci vážek v prostředí je především dostupnost vhodných stanovišť pro zachování zdrojové populace (Pulliam, 1988). Dalším důležitým aspektem jsou složky životního prostředí formující samostatnou abundanci a distribuci mezi jednotlivými vodními biotopy. Některé ekologické limity jsou pravděpodobně stanoveny fyzikálními požadavky, některé strukturálními rysy biotopu a některé působením druhů (McPeck, 2008). McPeck (2008) také zdůrazňuje, že na regulaci lokálních populací mají významný vliv jednotlivá vývojová stadia životního cyklu vážek. A protože mnoho druhů vážek tráví většinu života jako larva, je larvální fáze pravděpodobně demograficky rozhodující životní etapou určující samotnou distribuci a abundanci ve vodních nádržích u lokálních populací (Morin, 1984).

3.1.4 Význam vážek jako bioindikátorů

Ekologie vodního hmyzu je intenzivně studována z různých perspektiv. Ty nejčastěji odrážejí jejich abundanci, rozmanitost a významnou roli ve společenstvech a ekosystémech, které obývají. Ve vodních potravních řetězcích jsou zdrojem potravy pro celou řadu obratlovců a bezobratlých predátorů a mnohdy se jimi stávají samy. Odezvy jejich chování v určitém prostředí se často používají jako indikátory podmínek ve sladkovodních ekosystémech. K významným a vhodným bioindikátorům patří vážky (Hershey, et al., 2010).

Výborně charakterizují aktuální stav biotopů i postupný vývoj a s ním související změny (Clark, Samways, 1996). Při hodnocení stavu biocenóz a vodních biotopů jsou efektivně využívány ke zjišťování znečištění a kontaminace vodního prostředí (Takamura et al., 1991). Řadíme je mezi tzv. environmentální indikátory (McGeoch, 1998). Jejich ochrana probíhá prostřednictvím příslušné legislativy a chráněných území (David, Králiková, 2011).

Faktory, které ovlivňují vážky, se zabývala řada studií. Mezi ty hlavní negativně ovlivňující patří zhoršování kvality vody, regulace toku, odvodnění a kolísání vodní hladiny. (Hanel, Zelený, 2000). K dalším významným faktorům patří přítomnost ryb, členitost břehů, pH vody a prosvětlení (Dolný et al., 2008). Je důležité si uvědomit, že výraznou změnu společenstva vážek můžeme způsobit určitými zásahy do biotopu např. sečením (Hanel, Zelený, 2000). I podle Dolného et al. (2008) patří mezi nejvýznamnější faktor přítomnost a

charakter litorální vegetace (Foote, Hornung, 2005). Všechny předešlé faktory se týkají především kvality prostředí, ve kterém vážky žijí. Ohrožení vážek může být způsobeno i jinými faktory. Především vzájemnými vztahy a jejich vlivem nebo sezónní dynamikou celých společenstev. Studií, které se tímto tématem zabývají, existuje jen velmi málo.

3.2 Sezonalita a prostorové vztahy

3.2.1 Vzájemné interakce vývojových stádií

Velmi málo studií se zabývalo potencionálním propojením procesů mezi společenstvy larev a dospělců vážek (Knight et al., 2005). Konkurenční vztahy mezi jednotlivými druhy jsou, mimo jiné, ovlivněny sezónním kolísáním dostupnosti kořisti. Tyto vztahy se v průběhu sezóny často mění. Na jaře mohou být silnější než v létě nebo na podzim, protože počátkem sezóny je kořist dostupnější (Wissinger, 1989). Důsledkem sezonality a konkurenčních vztahů, mezi jednotlivými stádii životního cyklu vážek, je zásadní vliv na strukturu a dynamiku celého společenstva (Crumrine et al., 2008). Teoretické studie v této oblasti naznačují, že riziko kanibalismu a predace vážek může přecházet v interferenční kompetice nebo zpomalovat vývoj a zvyšovat pravděpodobnost mortality jejich dospělců (Crowley, Hopper, 1994). Mezidruhová konkurence a interferenční kompetice jsou však všudypřítomnými vztahy napříč společenstvy vážek. Jsou významným faktorem v jejich evoluci, závisí na dostupnosti potravinových zdrojů a abundanci společenstev (Crowley et al., 1987).

Larvy všech vážek jsou dravé a živí se především menším vodním hmyzem, korýši, larvami jiných vážek, ale i menšími jedinci vlastního druhu. Vnitrodruhová predace je u larev vážek běžným a dobře popsaným jevem (Hanel, Zelený, 2000). Tyto interakce uvnitř jejich společenstev mohou mít vliv na společenstva dospělců. Například stanovištní podmínky larev mohou ovlivňovat jejich početnost nebo období jejich výskytu (Knight et al., 2005). Stejně tak interakce mezi larvami ovlivňují jednotlivé vlastnosti dospělců. Dospělé larvy, které jsou během vývojových stádií vystaveny nutričnímu omezení, se vyskytují v menších velikostech a poměrně později. Důsledkem tohoto trendu je ovlivnění reprodukčních schopností dospělců (De Block, Stoks, 2005).

I dospělci vážek se chovají jako predátoři (Kauppinen, Mappes, 2003). V neobvyklé trofické kaskádě napříč dvěma různými ekosystémy plní nezastupitelnou roli. Z vodního prostředí přenášejí kaskádovitě vliv vrcholového predátora do terestrického (Knight et al., 2005). Samy se však mohou stát kořistí. Nejvýznamnějšími predátory terestrických dospělců

vážek jsou ptáci a z bezobratlých pavouci (Dolný et al., 2008). Jako další predátory můžeme uvést plazy, obojživelníky, drobné savce i vážky samotné (Dolný et al., 2008). K nejvýznamnějším vnitrodruhovým vztahům u dospělců vážek patří interferenční kompetice, ke které obvykle dochází mezi teritorií samců (Worthen, Patrick, 2004). Jedná se o proces, při kterém dochází k boji mezi dvěma organismy o zdroje a životní prostor. Často se však nejedná o přímý kontakt. Hlavním účelem interferenční kompetice je eliminovat jeden druh od všech dostupných zdrojů zvýšenou útočností druhu druhého (Lomolino et al., 2006).

3.2.2 Interakce na úrovni larvy

Vodní hmyz patří k nejvíce diverzifikovaným skupinám živočichů. Zejména díky svým analogickým formám a strategiím, které tomuto hmyzu usnadňují život ve vodě (Usinger, 1956). Jedním z řádů tohoto hmyzu jsou vážky, jejichž dospělci žijí v terestrickém prostředí a ostatní vývojová stadia obývají výhradně vodní prostředí (Hanel, Zelený, 2000). Velmi často se u vážek setkáváme s kanibalismem nebo tzv. intraguilidovou predací. Na rozdíl od ostatních řádů hmyzu, jako například Coleoptera, převládají tyto interakce mezi vážkami, protože se zpravidla vyznačují širokou škálou velikostí těla larev (Crumrine et al., 2008).

Intraguilidová predace (IGP) je interakce úzce spjatá s kanibalismem představující kombinaci predace a konkurence (Polis et al., 1989). Jedná se o predaci mezi konkurenty různých druhů i v rámci jednoho druhu, kdy se predátor kromě společné kořisti živí i druhým predátorem. IGP je běžně rozšířeným a popsaným jevem napříč společenstvy a ekosystémy, který zvýhodňuje dominantního predátora ve větší dostupnosti zdrojů potravy a odstranění potencionálního konkurenta (Claessen et al., 2004). Můžeme se setkat se dvěma typy IGP. Asymetrická IGP (jeden druh je zdrojem potravy pro druhý) nebo symetrická (oba dva druhy jsou si vzájemnou kořistí). Ve většině případů mají tyto vztahy značný dopad na strukturu ekologických společenstev (Crumrine et al., 2008).

U vážek dochází vlivem těchto interakcí k ovlivňování relativní početnosti jednotlivých druhů a velikosti struktury larválních společenstev (Crumrine et al., 2008). Spolehlivé zkoušky predikce teorie IGP se však s vážkami provádí velmi obtížně, protože experimentální řady vzácně splňují předpoklady matematických modelů a nesou pouze nepatrný vztah k předpovědi rovnovážných modelů IGP (Briggs, Borer, 2005). Nicméně experimentální studie v této oblasti významně osvětlily základní rysy IGP a zvýšily porozumění významu IGP ve strukturování vodních společenstev (Crumrine et al., 2008).

Je zřejmé, že IGP silně ovlivňuje velikostní strukturu interagujících populací a jejich prostorové a časové překrytí (Wissinger, 1992). Druhy započínající svůj vývoj v průběhu

sezóny dříve než ostatní, mají předpoklady k tomu, že se budou chovat jako intraguilidoví predátoři v larválních společenstvech vážek (Benke et al., 1982). Míra náchylnosti larev vážek na IGP závisí na antipredačním chování (obraných mechanismech) a využití stanoviště. Laboratorní studie naznačují, že menší jedinci téhož druhu mají v přítomnosti těch větších tendenci redukovat úroveň aktivity (Van Buskirk, 1992). Toto pravidlo platí i pro menší jedince larev v přítomnosti větších jedinců jiného druhu. Snížená úroveň aktivity může být v přítomnosti dravých vážek stejného či jiného druhu spojena s přesunem stanoviště. Jedinci ohrožení IGP se prostorově oddělují od větších jedinců (Crumrine, Crowley, 2003). Polní experimenty potvrzují hypotézu, že prostorové oddělení velikostních tříd vážek podporuje přežití menších jedinců stejného druhu (Wissinger, 1992).

Predikce míry ovlivnění přežití kořisti predátory je trvalá výzva pro ekology. Odchytky v přežití kořisti předpovídají nezávislé rizikové modely, které se označují jako redukce rizika a posílení rizika (Sih et al., 1998). Redukce rizika je běžným jevem ve vodních společenstvech zejména v komunitách vážek. Dochází k němu při asymetrické IGP a vede k nepřímým účinkům. Vrcholoví predátoři sniží hustotu středních predátorů a nepřímo podporují přežití sdílené kořisti. Síla redukce rizika u experimentálních studií by měla být silnější, pokud je IGP vzájemná. Tedy oba predátoři v systému jsou schopni vzájemné konzumace jednoho druhým. V takových případech lze účinky přenášet přes oba predátory. To by mohlo mít značný pozitivní vliv na přežití sdílené kořisti. Naopak malá IGP nebo interference mezi predátory a vyšší celková hustota predátorů snižují přežití sdílené kořisti (Crumrine, Crowley, 2003).

3.2.3 Sezónní dynamika společenstev vážek

Většina hmyzu má složitý životní cyklus s ekologicky a morfologicky odlišnými stádii larev i dospělců (Werner, 1988). Stále však není jasné, do jaké míry jsou tato životní stadia oddělena. U hemimetabolického hmyzu dochází k největším změnám při metamorfóze, tedy v okamžiku přeměny larvy v dospělé (Wilbur, 1980). Mezi takovýto hmyz patří i vážky, které vykazují nejvýraznější změnu při odlišné volbě stanoviště v průběhu svého životního cyklu. Životní cyklus vážek je značně ovlivňován i sezónními změnami v průběhu jejich existence (Corbet, 1999).

Sezonalita u vážek je silnou korelací jejich životní historie s ročním obdobím v daném roce. V důsledku sezónních výkyvů se často projevuje jako dormance. Jedná se o fyziologický stav, charakteristické anticipační chování obvykle indukované teplotou, potravou, fotoperiodou nebo dokonce podzimní rovnodenností. U některých druhů může být dormance alternativně nahrazena např. migrací. Dormance má často za následek omezení konkrétní

životní fáze nebo etapy ve specifickém ročním období. Hraje tedy významnou roli v tzv. fenologii (sezonalitě) vážek (Deacon, 1979).

Fenologie je definována jako sezónní aktivita druhu vedená faktory životního prostředí. Je známo, že letová sezóna vážek se může výrazně lišit v závislosti na nadmořské výšce a zeměpisné šířce (Corbet, 1999). Také na základě regionálního klimatu a klimatických podmínek během roku (Dommanget, 1996). V poslední době bylo také prokázáno, že došlo k fenologickým změnám u množství taxonomických skupin vlivem oteplování klimatu (Menzel, Fabian, 1999).

Fenologické charakteristiky patří mezi významné ekologické ukazatele. Svůj značný význam uplatňují zejména při analýzách a indikacích určitých změn. Aspekty sezónní fenologie jsou zrcadlením roční periodicity životních projevů organismů v závislosti na časovém období. U vážek rozlišujeme, z hlediska sezónní fenologie, několik specifických fází tzv. fenofází. Nejen líhnutí imág (proměnu), jejich všeobecnou aktivitu ale i jejich dílčí specifické epigamní chování. Velmi důležitá je u všech fenofází znalost jejich začátku, doby trvání a konce ke konkrétnímu datu (Dolný et al., 2008).

Aktivní život dospělců různých druhů vážek a jejich početnost určují dva hlavní faktory. Synchronizace výskytu dospělců a délky období jejich výskytu v této fázi. Tyto dva faktory jsou podmíněny zvláštnostmi životních cyklů (Khrokalo, Sheshurak, 2005).

3.2.4 Vážky v terestrickém prostředí

Schopnost vážek trávit čas během svého životního cyklu ve vodě i na souši významně propojuje vodní a terestrické ekosystémy. Je pravděpodobné, že vážky jako nespecializovaní predátoři spojují účinky trofických interakcí napříč hranicemi ekosystémů (Burkle et al., 2012). To může vést k relativně silným přímým i nepřímým vlivům mezi jednotlivými druhy v odlišných prostředích (Wallace et al., 1997). Lze uvést několik existujících důkazů, že vážky nepřímo ovlivňují terestrické ekosystémy. Podle Tiitsaara et al. (2013) byla druhová diverzita motýlů na lokalitách nižší při zvyšující se abundanci vážek a naopak. Je tedy pravděpodobné, že odlišná citlivost a denzita různých druhů motýlů mezi stanovišti může být kauzálně vázána také na sezónní různorodost intenzity predace vážek.

Vážky mohou vytvářet i další trofické kaskády přesahující hranice vodních a terestrických ekosystémů. Ve vodních nádržích, kde jsou přítomny i ryby dochází ke snižování abundance larválních stádií vážek. To vede následně ke snížení abundance dospělců v terestrickém prostředí (Knight et al., 2005). Nižší abundance dospělců znamená menší riziko predace pro opylovače (např. motýli) a změny v jejich chování. V blízkosti nádrží s rybami jsou pak rostliny více opylovány opylovači. Je tedy zřejmé, že toky organismů

napříč hranicemi ekosystémů mohou mít důsledky na dynamiku celých společenstev. Všechny tyto výsledky potvrzují silné interakce, které se mohou odrážet napříč ekosystémy (Knight et al., 2005).

Z předchozích poznatků je tedy zřejmé, že vážky významným způsobem zasahují do terestrických ekosystémů. Tyto ekosystémy jsou pro vážky stejně tak důležité, jako ty vodní. Blízké i vzdálenější okolí vodních ploch využívají k hledání potravy nebo jako vhodný úkryt. Není však stále jasné, jak významná je jejich vazba na terestrické ekosystémy z pohledu jejich celého životního cyklu. A jestli v rámci této vazby dochází během sezóny k nějakým změnám. Tyto a další otázky jsou předmětem mé studie.

4. Metodika

4.1 Obecná charakteristika území

Zájmová území se nachází v jižní části Středočeského kraje, v okrese Příbram. Leží zhruba 50 km jižně od Prahy v Hercynské podprovincii ve Slapském bioregionu. Bioregion se rozprostírá v centrální části geomorfologického celku Benešovská pahorkatina na ploše 1664 km². Charakteristickou částí území pro tuto oblast je převážně žulová pahorkatina rozřezaná skalnatým údolím Vltavy (Culek et al., 1995). Na celém území bioregionu najdeme tři vegetační stupně: 3. dubovo-bukový, 4. bukový a v některých částech i 2. bukovo-dubový. Biotu území tvoří dominantně orná půda, v lesích převážně kulturní bory a smrčiny (Culek et al., 1995).

Podnebí zájmové oblasti ovlivňuje nadmořská výška a můžeme jej označit za drsnější, středně vlhké až vlhké (Škvor, 1995). Z údajů českého hydrometeorologického ústavu vyplývá, že průměrná roční teplota širšího okolí lokalit dosahuje 7 °C. Průměr srážkového ročního úhrnu se pohybuje kolem 550 - 650 mm (Tolasz et al., 2007).

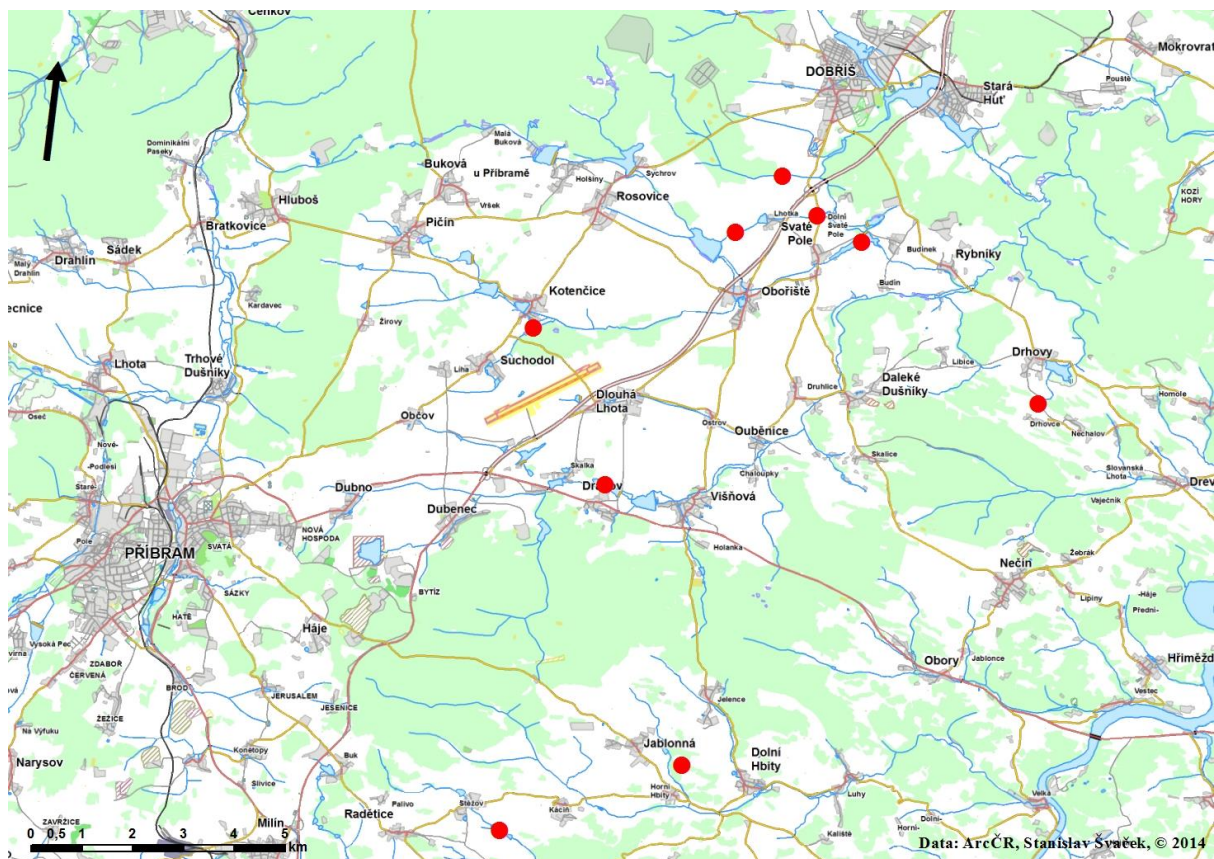
4.1.1 Lokalizace území

Data k mé bakalářské práci byla sbírána na devíti lokalitách v katastrálních územích obcí Svaté Pole, Obořiště, Drásov, Kotenčice, Drevníky, Jablonná a Milín. Jedná se o devět rybníků – Řáhovka (49°45'52.703"N, 14°9'24.071"E), Komora (49°45'30.710"N, 14°10'3.539"E), Svatopolský rybník (49°45'17.959"N, 14°10'49.839"E), Přivaží (49°45'13.893"N, 14°8'46.235"E), Jezero (49°39'31.912"N, 14°9'7.313"E), Prostřední rybník (49°42'21.997"N, 14°7'12.861"E), Drhovecký rybník (49°43'51.636"N, 14°14'4.568"E), Velký rybník (49°38'34.396"N, 14°6'18.647"E) a Chlumský rybník (49°43'55.586"N, 14°5'41.498"E).

Výběr rybníků pro moji bakalářskou práci byl částečně náhodný. Byl založen na předešlých pozorováních vážek v této oblasti, dále na míře zarybnění a hojnosti litorálu. Účelem bylo pokrýt lokality, které jsou spíše extenzivně využívány a nabízejí lepší podmínky pro vývoj bezobratlých, zvláště hmyzu.

Během mé studie musely být některé lokality vyloučeny. Na lokalitách Řáhovka a Velký rybník se mi nepodařilo sbírat data po celou dobu terénních prací. V obou případech se jednalo o soukromé pozemky. Na lokalitě Řáhovka došlo po domluvě s majitelem k ukončení výzkumu. Na lokalitě Velký rybník nešlo dále pokračovat z důvodu

nového oplocení okolo vodní plochy a pasoucího se skotu. Proto nejsou data na těchto dvou lokalitách kompletní a popisují zhruba polovinu sezóny. Po zbytek výzkumu bylo navštěvováno pouze sedm lokalit z původních devíti.



Obr. 1 – Mapa zájmových lokalit (ArcGIS).

4.1.2 Geomorfologie a geologie

Lokality se nachází v oblasti ležící na rozhraní Českomoravské a Poberounské subprovincie. Českomoravská je zastoupena geomorfologickou oblastí Středočeská pahorkatina a Poberounská tzv. Brdskou oblastí. Středočeskou pahorkatinu představuje především erozně denudační reliéf, místy strukturně a tektonicky podmíněn, na granitoidních horninách středočeského plutonu. Její geomorfologický ráz je spjat se strukturně geologickými poměry a geomorfologickým vývojem v kenozoiku. Dokazuje to různá intenzita erozně denudačních pochodů v oblasti. Severním okrajovým celkem Středočeské pahorkatiny je Benešovská pahorkatina, k níž patří i podcelek Dobříšská pahorkatina. Lokality v této oblasti se vyznačují převážně reliéfem zarovnaných povrchů hornin proterozoického stáří. Plynulá sklonitost terénu je orientována od západu k východu směrem k asymetrickému údolí Kocáby. Nadmořská výška území se pohybuje mezi 350-420 metry.

Brdská oblast tvoří okrajovou část zájmového území, které je tvořeno především na tektonicky výrazně porušených a zvrásněných horninách paleozoika (Škvor, 1995).

Oblast, v níž se nacházejí lokality, je charakterizována složitou geologickou stavbou doprovázenou intenzivními projevy hydrotermální činnosti. Podél severozápadního kontaktu středočeského plutonu se vyskytují významné revíry polymetalických rud, uranu a zlata. Tzv. Příbramské rudní pole je z geologického hlediska situováno v úseku kde se protíná jáchymovská a středočeská zóna hlubinných zlomů. Hlavní rysy geologické stavby oblasti jsou prvky těchto zón (Arapov et al., 1984).

4.1.3 Pedologie a hydrologie

Povahu půdního pokryvu v zájmové oblasti určuje matečná hornina. Dalšími vlivnými faktory jsou morfologie reliéfu, podnebí, nadmožská výška, vegetace ad. Lokality svým charakterem nejčastěji odpovídají sušším intermediálním hnědým půdám. Jejich substrát je hrubozrnný s menším obsahem jemného podílu a humusu. Jedná se nejčastěji o hlinito-písčité půdy (Jůzová, 1982). Dále zde můžeme nalézt půdy glejové, oglejené nebo ilimerizované (Smejtek, 1987).

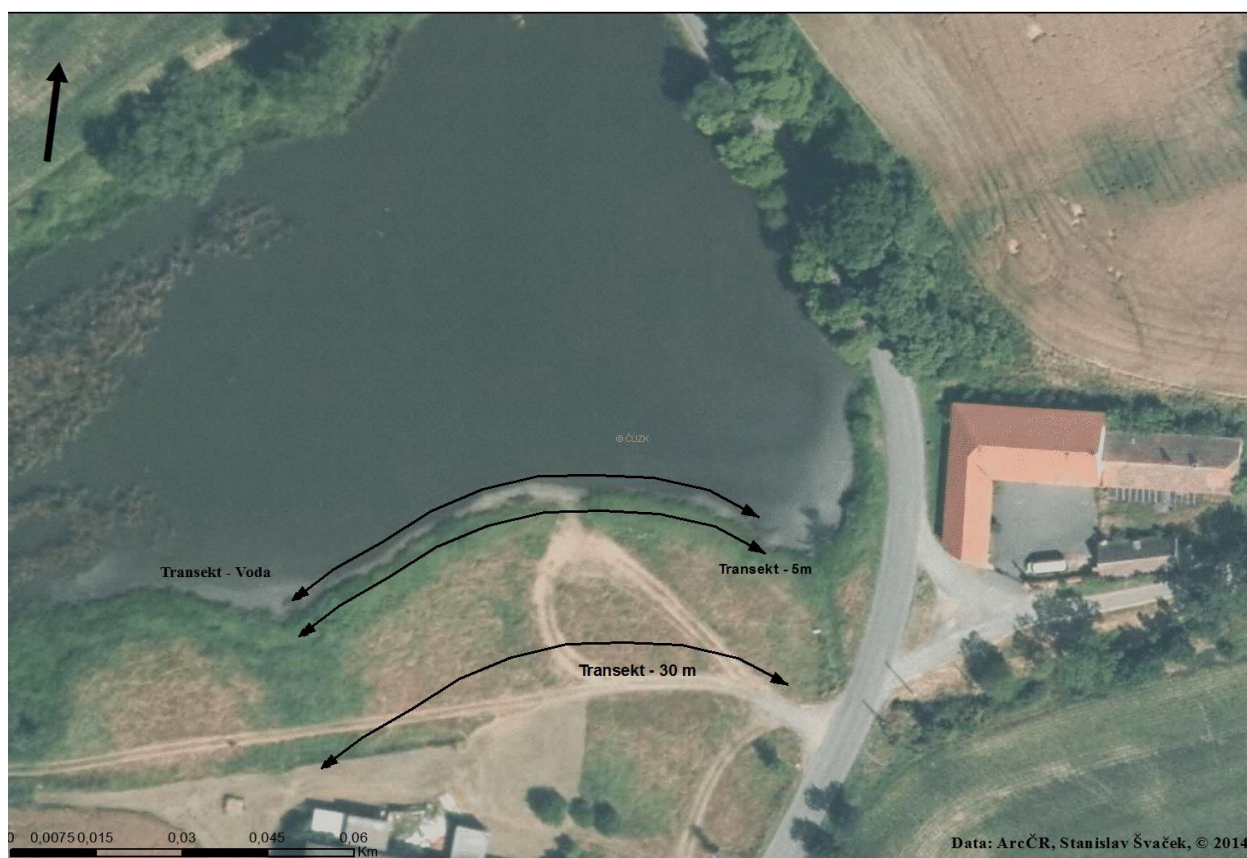
Oblast leží v povodí Vltavy a vodu z ní odvádí její levostranný přítok říčka Kocába, která pramení západně od města Příbram nedaleko obce Dubno. Většina lokalit je součástí malé rybníční pánve na středním toku Kocáby (Olič, 1988).

4.2 Sběr dat

Praktická část méj bakalářské práce byla prováděna na základě pilotní studie v zájmovém území. Během této studie jsem ověřoval a optimalizoval metodiku pro navazující diplomovou práci. Náplní terénních prací byl odchyt jedinců všech druhů vážek v jednotlivých, předem zvolených, transektech na 9 lokalitách v periodicky se opakujících obdobích. Na každé lokalitě (rybníku) byly vytyčeny tři transekty, každý z nich o délce 100 metrů. První transekt probíhal podél břehové linie, druhý byl vzdálený 5 metrů od vodní hladiny a třetí 30 metrů od vodní hladiny (viz Obr. č. 2).

Vážky jsem odchytil pomocí entomologické sítě o průměru 40 cm smýkáním z vegetace nebo odchyťváním za letu nad vodní hladinou. Po determinaci byly vážky opět vypouštěny v místě odchytu.

Po odchycení jedince bylo vždy na každé lokalitě, do předem připravených formulářů, zaznamenáno několik parametrů: o jaký konkrétní druh se jedná, příslušnost k danému transketu (vzdálenost od vodní hladiny), úsek transektu (celkem 10 úseků, děleny po 10 metrech) a stav vegetace v daném transektu (sečeno či nesečeno). Za účelem odchytů vážek bylo realizováno celkem jedenáct návštěv lokalit od poloviny května do začátku října (17.5. – 4. 10. 2014) v pravidelných čtrnácti denních intervalech, za předpokladu příznivých klimatických podmínek. Optimálními podmínkami pro odchyt jedinců byla dostatečná teplota vzduchu, slunečné počasí, bezvětří a vhodná denní doba. Při opakovaných návštěvách lokalit byla procházena vždy stejná trasa jednotlivých transektů, za použití uložených bodů v GPS navigaci z předešlých návštěv. Tím bylo dosaženo takřka stejných podmínek při odchytávání (viz Obr. č. 2).



Obr. č. 2 – Ukázka zvolených transektů na lokalitě č. 2 - Komora (ArcGIS).

5. Výsledky

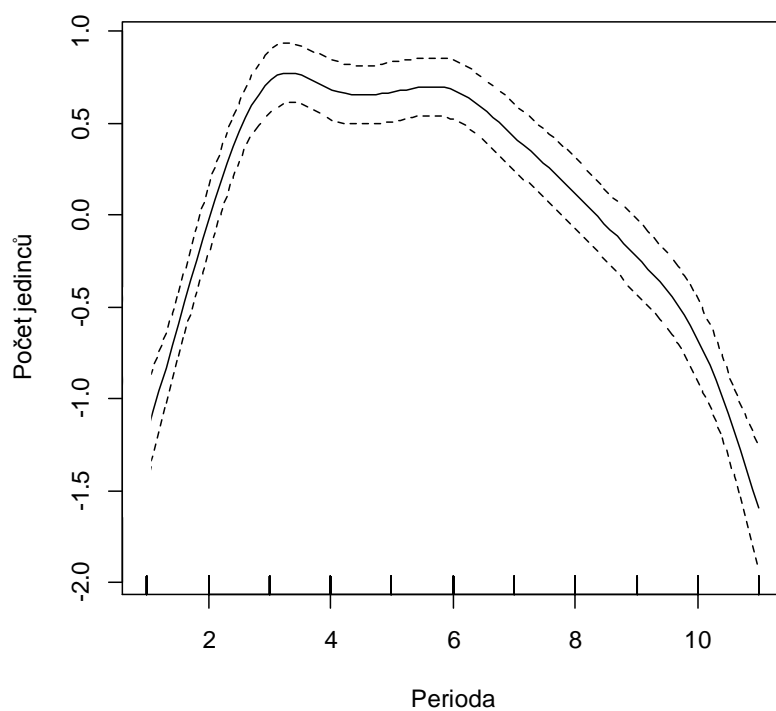
5.1 Diverzita vážek na sledovaných rybnících

Na 9 sledovaných rybnících bylo od poloviny května do začátku října roku 2014 nalezeno celkem 25 druhů vážek. Konkrétně 12 druhů vážek podřádu Zygoptera a 13 druhů vážek podřádu Anisoptera. Výskyt jednotlivých druhů na rybnících podrobněji znázorňuje tabulka v příloze č. 2. Na druhově nejbohatších lokalitách bylo nalezeno celkem 18 druhů a na nejméně bohatých pouze 9 druhů. Nejvíce dominantní byl druh šidélko větší (*Ischnura elegans*), který se vyskytoval na všech 9 lokalitách. Hojně zastoupenými druhy byly také šidélko páskované (*Coenagrion puella*) a šidélko brvonohé (*Platycnemis pennipes*).

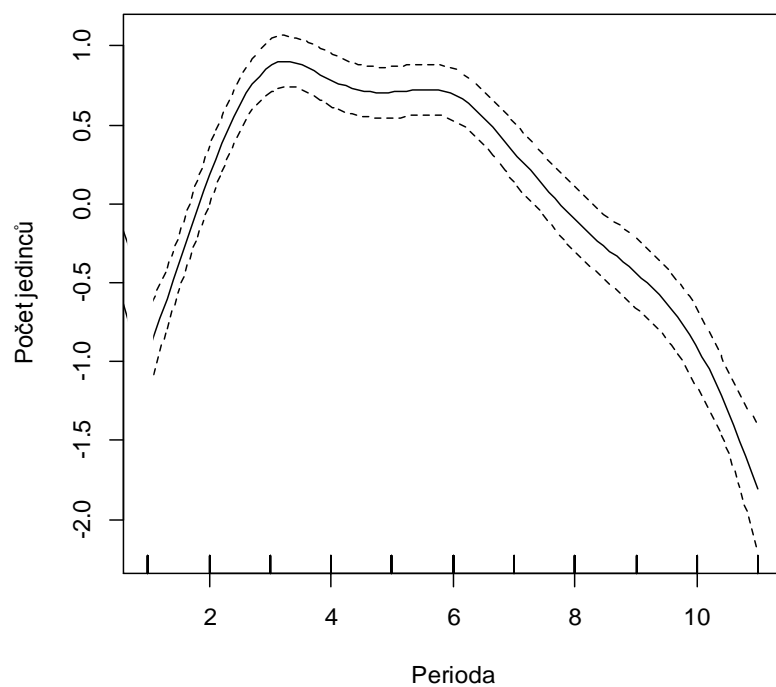
5.2 Vliv faktorů ovlivňujících abundanci vážek na rybnících

Analýzy jsem vyhodnocoval pro jedince všech druhů vážek dohromady a zvláště pro jedince podřádů Zygoptera a Anisoptera. Nejprve jsem zkoumal, jestli se liší abundance v jednotlivých periodách a dále zda se liší v závislosti na vzdálenosti od vody. U jedinců všech druhů vážek, byl prokázán rozdíl v abundanci mezi jednotlivými periodami (Obr. č. 3; Příloha č. 3). Graf vyjadřuje silnou sezonalitu, tedy rozdílnou abundanci v důsledku změn faktorů prostředí během sezóny (teplota, potrava atd.). Největší abundance jedinců je soustředěna v polovině sezóny a v jejím průběhu vykazuje klesající trend. Variabilita abundance v jednotlivých periodách byla prokázána i u obou podřádů vážek (Obr. č. 4; Příloha č. 4; Obr. č. 5; Příloha č. 5). Abundance jedinců vážek podřádu Zygoptera je od počátku sezóny v porovnání s podřádem Anisoptera větší a její vrchol nastává dříve. V průběhu sezóny však dochází u podřádu Zygoptera k výraznému poklesu abundance. Naopak u podřádu Anisoptera je abundance stabilnější a pokles pozvolný. Na konci sezóny vykazuje větší abundanci podřád Anisoptera.

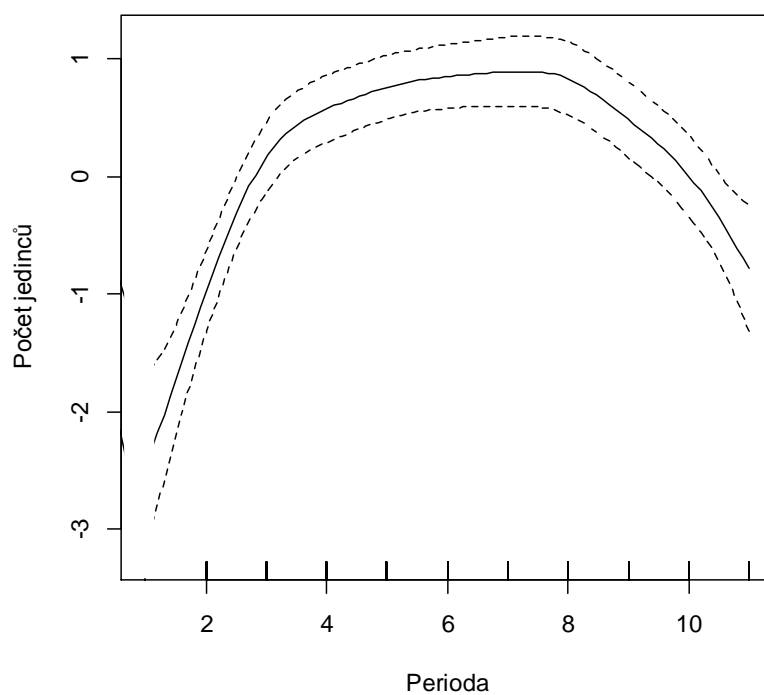
Při další analýze byl prokázán vliv vzdálenosti od vody (transektu) (Tab. č. 1; Tab. č. 2; Tab. č. 3). Níže zobrazené grafy vliv vzdálenosti, transektu, od vody na abundanci vážek potvrzují (Obr. č. 6; Obr. č. 7; Obr. č. 8; Obr. č. 9). Vliv nejvzdálenějšího transektu (30 m) od vodní hladiny pravděpodobně nebyl prokázán z důvodu nedostatku dat pro analýzu. Ve většině případů se jednalo o intenzivně obhospodařované lokality, které byly během sezóny sečeny. Přesto je z dat, která byla k dispozici zřejmé, že určité rozdíly v abundanci během sezóny v tomto transektu mohou existovat. Prokázalo se to jak u jedinců všech druhů vážek, tak u obou podřádů (Příloha č. 17; Příloha č. 18; Příloha č. 19).



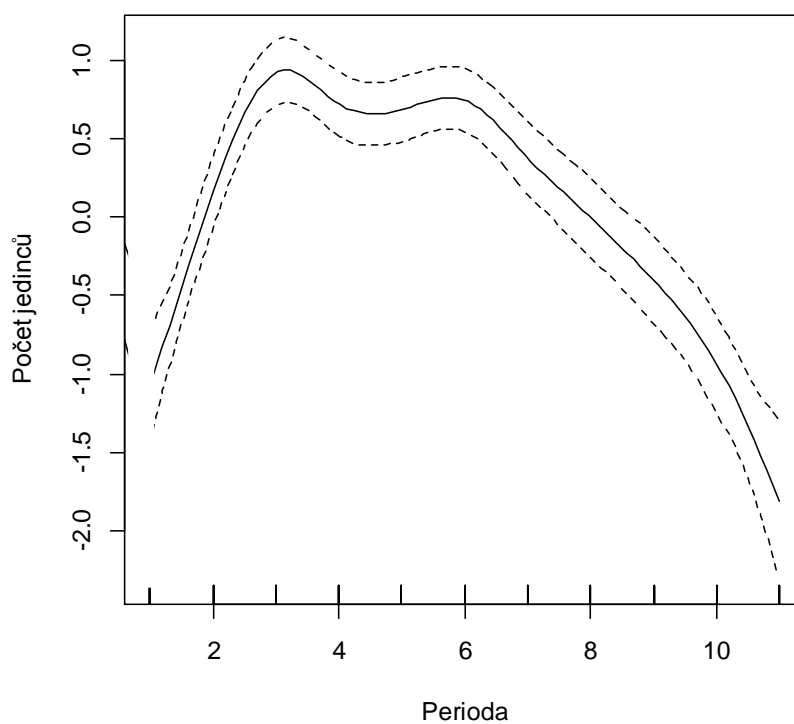
Obr. č. 3 – Zobecněný aditivní model závislosti abundance jedinců všech druhů vážek na všech transektech během sezóny.



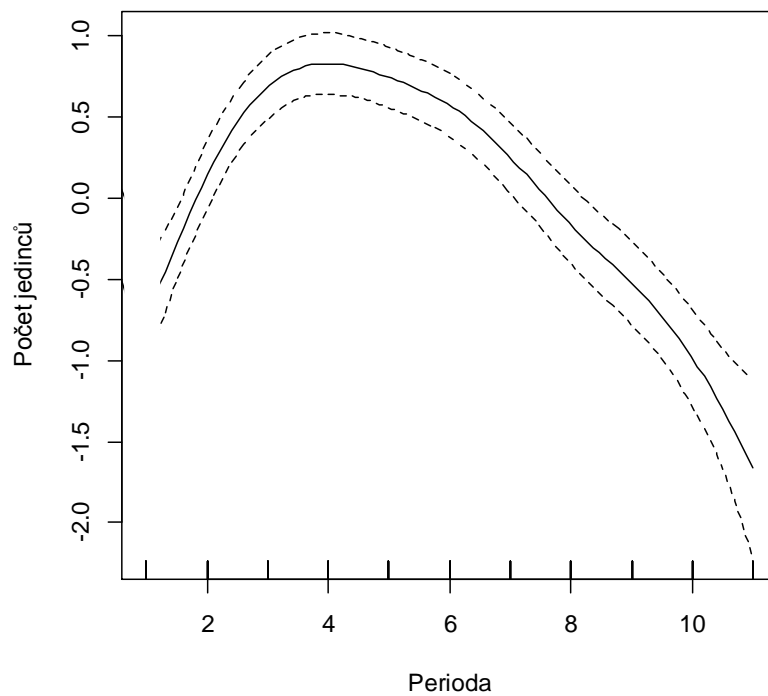
Obrázek č. 4 – Zobecněný aditivní model závislosti abundance jedinců vážek podřádu Zygoptera na všech transektech během sezóny.



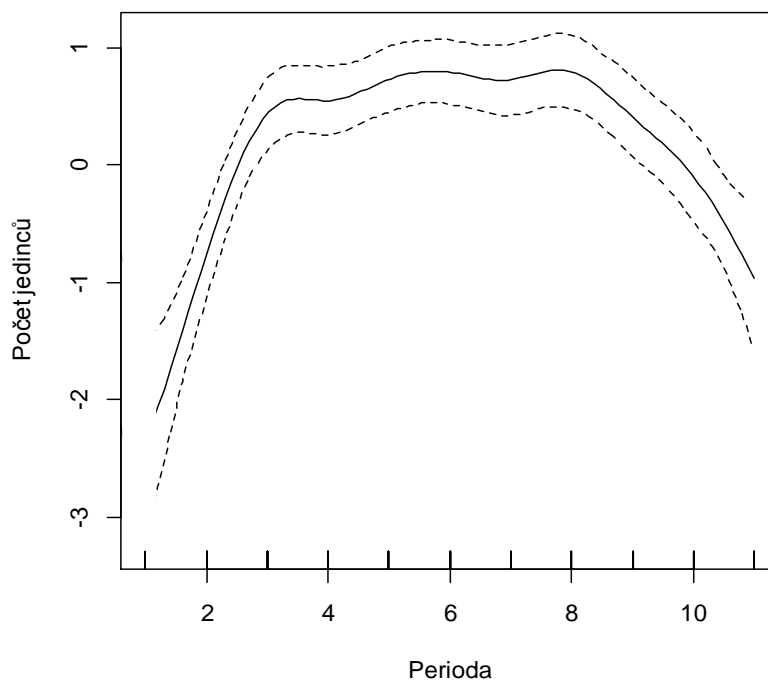
Obrázek č. 5 – Zobecněný aditivní model závislosti abundance jedinců vážek podřádu Anisoptera na všech transektech během sezóny.



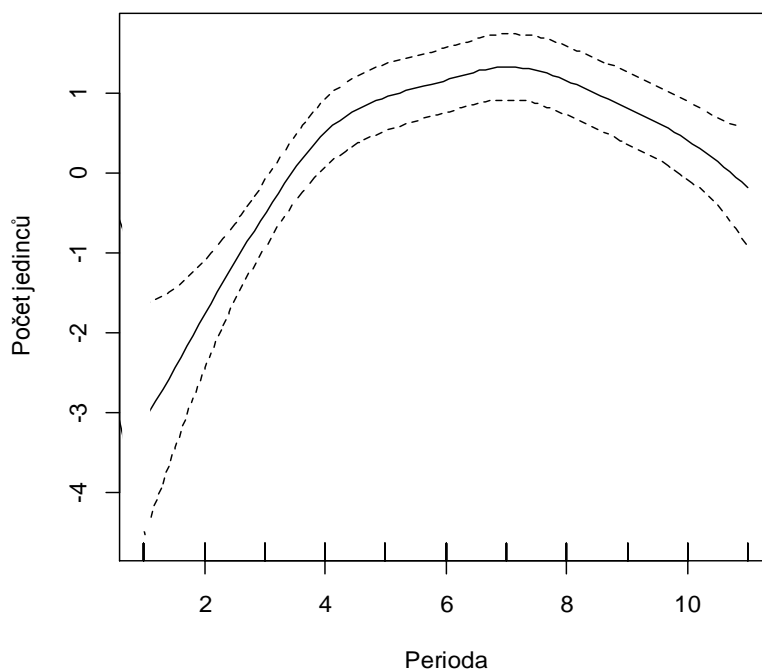
Obr. č. 6 – Zobecněný aditivní model závislosti abundance jedinců vážek podřádu Zygoptera během sezóny v transektu na vodní hladině.



Obr. č. 7 – Zobecněný aditivní model závislosti abundance jedinců vážek podřádu Zygoptera během sezóny v transektu 5m vzdáleného od vodní hladiny.



Obr. č. 8 – Zobecněný aditivní model závislosti abundance jedinců vážek podřádu Anisoptera během sezóny v transektu na vodní hladině.



Obr. č. 9 – Zobecněný aditivní model závislosti abundance jedinců vážek podřádku Anisoptera během sezóny v transektu 5m vzdáleného od vodní hladiny.

	Df	AIC	BIC	logLik	deviance	Chisq	Chi	Df	Pr(>Chisq)
Pocet ~ 1 Lokalita	3	1339.6	1349.2	-666.80	1333.6				
Pocet ~ Perioda Lokalita	68	1286.9	1503.2	-575.45	1150.9	182.716	65		< 0.001
Pocet ~ Transekt + Perioda Lokalita	80	1250.9	1505.4	-545.44	1090.9	60.002	12		< 0.001

Tab. č. 1 – Zobecněné lineární smíšené modely (GLMM) vyjadřující vliv jednotlivých období a transektu na abundanci jedinců všech druhů vážek.

	Df	AIC	BIC	logLik	deviance	Chisq	Chi	Df	Pr(>Chisq)
Pocet ~ 1 Lokalita	3	1262.6	1272.1	-628.30	1256.6				
Pocet ~ Perioda Lokalita	68	1195.0	1411.4	-529.50	1059.0	197.591	65		< 0.001
Pocet ~ Transekt + Perioda Lokalita	80	1182.3	1436.8	-511.13	1022.3	36.741	12		< 0.001

Tab. č. 2 – Zobecněné lineární smíšené modely (GLMM) vyjadřující vliv jednotlivých období a transektu na abundanci jedinců vážek podřádku Zygoptera.

	Df	AIC	BIC	logLik	deviance	Chisq	Chi	Df	Pr(>Chisq)
Pocet ~ 1 Lokalita	3	843.99	852.99	-418.72	837.45				
Pocet ~ Perioda Lokalita	68	873.56	1089.92	-368.78	737.56	99.884	65		< 0.004
Pocet ~ Transekt + Perioda Lokalita	80	808.68	1063.22	-324.34	648.68	88.887	12		< 0.001

Tab. č. 3 – Zobecněné lineární smíšené modely (GLMM) vyjadřující vliv jednotlivých období a transektu na abundanci jedinců vážek podřádu Anisoptera.

6. Diskuse

Na základě získaných poznatků z pilotní studie bylo možné odvodit některé zákonitosti chování vážek během sezóny na jednotlivých transektech. Ačkoli byl při pilotní studii proveden dostatečný počet návštěv, za optimálních podmínek, na všech lokalitách, nepodařilo se získat kvalitní data ve všech transektech. Především proto, že byly vybrány většinou intenzivně obhospodařované lokality, kde během sezóny docházelo k nevhodným zásahům do terestrických stanovišť. I přesto je možné z výsledků odvodit několik klíčových závěrů a nastínit možný význam vazby vážek na terestrické ekosystémy.

Výsledky dokazují, že abundance vážek se mění v závislosti na konkrétním období v průběhu vegetační sezóny i vzdálenostech od vodních biotopů. Během sezóny byla u většiny druhů vážek největší abundance pozorována v první polovině léta. Byly zjištěny a porovnány rozdíly mezi abundancí všech druhů vážek dohromady, obou podřádů a indikačních druhů. Hlavním objevem mé práce je tedy vliv senozality na abundanci vážek. Změny v abundanci vyšly také v závislosti na zvolených transektech. I přesto, že jsem během analýzy porovnával pouze dva transekty, první podél břehové linie a druhý ve vzdálenosti 5 metrů od vodní hladiny, jsou rozdíly v abundanci průkazné. Je však nutné podotknout, že změny abundance v závislosti na vzdálenosti od vodních biotopů mohou být do určité míry zkreslené vlivem předvídatelné korelace obou sledovaných transektů.

Skutečnost, že nebylo získáno většího množství dat i v ostatních transektech k hodnotnějším výsledkům způsobil především intenzivní způsob hospodaření na lokalitách. Významnou roli v tomto případě sehrály i drobné nedostatky v metodice. Je známo, že vážky jsou často používány jako bioindikátory vodních stanovišť (Foote, Hornung, 2005). Jejich celková diverzita závisí na nejrůznějších faktorech. Většina studií se doposud zaměřovala na

význam vodních biotopů, ale hodnoty terestrických biotopů pro vážky často opomíjejí (Dolný et al., 2014). Dospělci využívají primárně vizuálních podnětů k celkovému zhodnocení kvality stanoviště (Corbet, 1999). Proto může být výrazná změna výšky vegetace v terestrickém prostředí vážkami vnímána jako neadekvátní podmínka snižující jeho kvalitu (Moore, 1953). Problémem lokalit, na kterých byla data sbírána, byla absence vegetace v terestrických transektech. V pozdních jarních a prvních letních měsících došlo k sečení vegetace pro hospodářské účely. Příčinou těchto změn byly nevhodné podmínky pro výskyt jedinců ve zmiňovaných transektech. Sečení tedy pravděpodobně může způsobovat stejný efekt jako např. pastva skotu, která má zásadní vliv na abundanci vážek (Foote, Hornung, 2005).

Mnoho mobilních druhů organismů může v závislosti na roční době měnit stanoviště. Místa, která jsou vymezená určitým prostředím s dostupnými zdroji, se mění s měnící se ročním obdobím a jedinci se pohybují z jednoho místa na druhé (Begon et al., 1997). Dospělci vážek vykazují několik různých druhů pohybů. K těmto pohybům patří disperze (rozptyl), migrace, letové aktivity za účelem hledání potravy, kopulace apod. Potřeba disperze vážek souvisí s přesahem nosnosti ekologické niky populace a stanovištěm. Zvyšující se konkurenční tlak a závažnost interakcí v přesycených populacích nutí vážky k vyvolání disperzí za účelem krátkodobého řešení této situace (Moore, 1953). Pravděpodobné je tedy to, že jakýkoliv pohyb vážek za jakýmkoliv účelem hraje významnou roli v populační dynamice a vážky tak zasahují i do terestrických trofických vazeb. Z výsledků mé studie vyplývá, že největší abundance dospělců vážek byla na lokalitách v polovině července. Stejný údaj uvádí ve své práci i Dolný & Bárta (2008), kteří za stejných podmínek zaznamenali po dobu několika let sezónní vrcholy v červenci. Abundance dospělců vážek se však nelišila pouze v závislosti na jednotlivých periodách a vzdálenostech od vody (transektech). Určité rozdíly bylo možné pozorovat i v rámci obou podřádu vážek nebo u tzv. indikačních druhů.

Jediné tři druhy vážek, které byly nalezeny ve velké abundanci na všech lokalitách, byly druhy *Ischnura elegans*, *Coenagrion puella* a *Platycnemis pennipes*. Patří mezi naše nejhojnější druhy vyskytující se až na výjimky po celém území České republiky. Jejich dospělce můžeme potkat v přírodě téměř celou vegetační sezónu. Jde o nenáročné druhy, které osidlují prakticky všechny typy stojatých vod včetně intenzivně obhospodařovaných a chovných rybníků (Waldhauser, Černý, 2014). U druhů *Ischnura elegans* a *Coenagrion puella* byla abundance jedinců po celou dobu sezóny větší v transektu ve vodním prostředí. Odlišný trend však můžeme pozorovat u druhu *Platycnemis pennipes*, u něhož byla během sezóny abundance větší v terestrickém transektu vzdáleném 5 metrů od vodní hladiny. David (1992) uvádí, že se čerstvě vylíhnutá imága druhu *Platycnemis pennipes* vzdalují od vody i několik stovek metrů. S oblibou vyhledávají stanoviště v otevřené krajině, jako nivní louky, nižší patra lemů břehových porostů dřevin nebo blízkých lesíků. To by mohlo vysvětlovat chování tohoto druhu a jeho možnou preferenci terestrických biotopů. Případné přidání

transektu vzdáleného 30 metrů od vodní hladiny do analýz by toto mohlo ještě více poodhalit.

Metoda liniových transektů při sledování vlivu sezóny na využívání terestrických biotopů u vážek odhalila důležité poznatky. Transektory jsou obvykle používány k průzkumu určitých změn napříč životním prostředím skrze určité druhy biotopů. Měly by být stanoveny tak, aby pokryly reprezentativní části společenstev v zájmové oblasti. Jejich výhodou je především pevné umístění a možnost opakovatelnosti. V případě méj studie se povedlo dodržet všechny požadavky pro efektivitu transektů. Faktory intenzivního využívání lokalit nebylo možné žádným způsobem ovlivnit. I přesto výsledky naznačují, že neporušené terestrické biotopy mohou být stanovišti, která během sezóny poskytují vážkám relativně vhodné podmínky pro jejich život. Jakýkoliv zásah do těchto biotopů však znamená nevhodnost stanoviště pro jedince vážek, kteří se zde vůbec nebo dlouhodobě nezdržují. Uvedená zjištění naznačují, že vhodný management zájmových lokalit by mohl vést k příznivým/negativním změnám ve složení a abundanci odonatofauny. Proto by toto mělo být zohledněné také v rámci ochrany vážek. Například Raebel et al. (2012) ve své studii uvádí, že zemědělská intenzifikace v Anglii přispěla k závažným poklesům populací vážek. Cílem jejich práce bylo využití současných opatření určených k ochraně vážek, podle kterých vážkám stanovili vhodné podmínky pro život na lokalitách v zemědělsky využívané krajině. Mimo jiné zjistili, že přítomnost a typ litorální vegetace zřetelně ovlivňuje abundanci a druhové složení vážek. Je tedy zřejmé, že pro realizaci efektivní ochrany a zachování cenných společenstev vážek bude nutné přistupovat k opatřením navrhujícím vhodný management lokalit. Všechny pozorované změny však nelze přičítat pouze nevhodnému managementu lokalit. Změny v abundanci vážek jsou ovlivněny i jinými činiteli. Například přirozenou populační dynamikou jednotlivých druhů nebo klimatickým režimem v daném období (Van Burskirk, 1987).

V rámci terénního průzkumu bylo nalezeno několik cenných nálezů. Mezi ty nejvýznamnější patří šídlo luční (*Brachytron pratense*), které je dle červeného seznamu uvedeno v kategorii druh ohrožený a šídlo červené (*Anaciaeschna isosceles*) uvedené v červeném seznamu jako druh zranitelný (Farkač et al., 2005). Tyto nálezy jsou důležité především proto, že se mapováním skladby společenstev vážek ve středních Čechách zabývalo jen několik málo autorů. V zájmovém území téměř nikdo. Nejvýznamnějších výsledků dosáhl Lubomír Hanel ze správy CHKO Blaník. V letech 1992–1995 determinoval na 59 lokalitách, jihovýchodní části kraje, (okres Benešov, Tábor, Kutná Hora a Příbram) dohromady 34 druhů vážek (Hanel, 1995). V rámci méj bakalářské práce bylo na 9 lokalitách determinováno 25 druhů vážek. Vzhledem k tomu, že autor sledoval společenstva vážek na území o rozloze 1500 km² lze moje pozorování v jihozápadní části kraje považovat za významné.

Na závěr diskuse lze tedy shrnout to, že i když analýza vlivu sezonality na využívání terestrických habitatů u vážek neposkytla průkazné výsledky, nejspíše vlivem nedostatku dat z transektu vzdáleného 30 metrů od vodní hladiny, je studie a její výsledky přínosem nových poznatků tohoto tématu. Poskytuje důkazy o tom, že sezonalita by mohla mít vliv na využívání terestrických biotopů u vážek. Proto bude toto téma předmětem dalších studií. Za tímto účelem byla také vyzkoušena a optimalizována metodika pro budoucí diplomovou práci.

7. Závěr

Hlavním cílem mojí bakalářské práce bylo vyhodnotit vliv a význam sezóny na početnost vážek v jednotlivých transektech, který však nebyl prokázán. Z výsledků analýz i přesto vyplývá, že abundance jedinců vážek klesá s rostoucí vzdáleností od vodního biotopu a pokročilým obdobím v průběhu vegetační sezóny. Jedná se o faktory, které jsou pro abundanci vážek intenzivně obhospodařovaných lokalit zcela zásadní. Významný vliv by však mohlo mít ovlivňování jejich stanovišť nevhodným managementem.

Moje práce je také vhodným podkladem pro navazující diplomovou práci. Teoretická část je zaměřena na studium dostupné odborné literatury, která se zabývá danou problematikou tedy chováním a životními cykly vážek ve vodním a terestrickém prostředí během sezóny. Terénní výzkum byl situován ve středních Čechách, kde byly od května do října roku 2014 odchyťováni jedinci vážek v jednotlivých transektech. Následně byly provedeny, pomocí vhodných statistických metod, analýzy vlivu sezóny na využívání terestrických biotopů u vážek. Tento vliv však nebyl prokázán, pravděpodobně vlivem intenzivního obhospodařování lokalit, jehož důsledkem byl nedostatek dat ve všech transektech. Aby mohl být v budoucí diplomové práci, která bude na tuto práci navazovat, prokázán vliv sezóny na využívání terestrických biotopů u vážek, bude potřeba navrhnout nové přístupy metodiky. Důležité bude vybírat extenzivní lokality, aby nedocházelo k ovlivňování abundance ve vzdálenějších transektech od vodní hladiny. Managementem je ovlivňována jak abundance, tak i druhové složení. Další změnou oproti bakalářské práci by měl být větší počet zkoumaných lokalit umožňující pracovat při analýzách s větším souborem dat, který poskytne průkaznější výsledky. Z výsledků také vyplývá, že první terestrický transekt (vzdálený 5 metrů od vodní hladiny) může silně korelovat s transektem vedeným podél břehové linie a zkreslovat výsledky. Tudíž bude potřeba vytýčit tento transekt ve větší vzdálenosti. Navrhovaná vzdálenost je 10 metrů od vodní hladiny.

Cílem budoucí diplomové práce bude navázání na dosavadní výsledky a zjištění vlivu sezóny na využívání terestrických biotopů u vážek na extenzivněji využívaných lokalitách

v širším kontextu. Protože doposud podobná studie, která by se zabývala tímto vlivem, nebyla v podmínkách střední Evropy prováděna, a téma je velmi zajímavé, mohou výsledky této práce přispět k dalšímu využití. Především k získání znalostí v oblastech studie ekologie společenstev a jejich chování napříč odlišnými biotopy, které poté budeme moci aplikovat v rámci jejich ochrany. Umožní nám komplexněji pohlížet na změny v chování vážek během změn vznikajících v jejich biotopech. Zabrání tak ztrátám původních stanovišť a s tím souvisejícím ohrožením biodiverzity. Ale také mohou poodhalit to, že všechny změny v chování a volbě biotopu vážek vždy nemusí způsobovat pouze lidský faktor.

8. Seznam použité literatury

Arapov J. A., Bojcov V. J., Česnokov N. I., Djakonov A. V., Halbštát J, Jakovjenko A. M., Kolek M., Komínek J., Kozyrev V. E., Kremčukov G. A., Lažanský M., Milovanov I. A., Nový V., Šorf F., 1984: Československá ložiska uranu. SNTL, Praha, 365 s.

Begon M., Harper J. L., Townsend C. R., 1997: Ekologie: jedinci, populace a společenstva, 1. vydání – Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, Olomouc, 929 s.

Benke A. C., Crowley P. H., Johnson D. M., 1982: Interactions among coexisting larval Odonata: an in situ experiment using small enclosures. *Hydrobiologia* 94: 121-130.

Briggs C. J., Borer E. T., 2005: Why short-term experiments may not allow long-term predictions about intraguild predation. *Ecological Applications* 15: 1111-1117.

Burkle L. A., Mihajlevic J. R., Smith K. G., 2012: Effect of an invasive plant transcend ecosystems boundaries through a dragonfly-mediated trophic pathway. *Oecologia* 170: 1045-1052.

Claessen D., Roos A. M., Persson L., 2004: Population dynamic theory of size-dependent cannibalism. *Biological Sciences* 271 (1537): 333-340.

Clark T.E., Samways M. J., 1996: . Dragonflies (Odonata) as indicators of biotope quality in the Kruger National Park, South Africa. *Journal of Applied Ecology* 33(1): 1001–1012.

Corbet P. S., 1999: Dragonflies: Behavior and ecology of Odonata. Harley Books, Colchester, UK, 829 p.

Crowley P. H., Dillon P. M., Johnson D. M., Waston C. N., 1987: Intraspecific interference among larvae in a semivoltine dragonfly population. *Oecologia* 71: 447-456.

Crowley P. H., Hopper K. R., 1994: How to behave around cannibals: a density –dependent dynamic game. *American Naturalist* 143: 117-154.

Crumrine P. W., Crowley P. H., 2003: Partitioning component of risk reduction in a dragonfly-fish intraguild predation system. *Ecology* 84: 1588-1597.

Crumrine P. W., Switzer P. V., Crowley P. H., 2008: Structure and dynamics of odonate communities: accessing habitat, responding to risk, and enabling reproduction. In: Córdoba-Aguilar A., (ed): *Dragonflies & Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*. Oxford University Press, Oxford: 21-38 pages.

Culek M. et al., 1995: Biogeografické členění České republiky. Enigma, Praha, 347 s.

David S., 1992: Vážky (Odonata) Semerovského potoka. *Acta Musei Tekovensis Levice*, I-1992: 117-143.

David S., Králiková A., 2011: Problematika hodnocení ohroženosti – na příkladě vážek (Odonata) na Slovensku. *Životné prostredie* 45, 5, p. 264 – 268.

De Block M., Stoks R., 2005: Fitness effects from egg to reproduction: bridging the life history transition. *Ecology* 86: 185-197.

Deacon K. J., 1979: Seasonality in New Zealand dragonflies. *Entomology* 6: 359-360.

Dolný A., Bárta D., Waldhauser M., Holuba O., Hanel L., 2008: Vážky České republiky: Ekologie, ochrana a rozšíření. Taita Publishers s.r.o., Hradec Králové, 672 s.

Dommanget J. L., 1996: *Oxygastra curtisii* (Dale, 1834), pp. 341–349. In: van Helsdingen P. J., Willemse L. & Speight M. C. D. (eds.), *Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention*. Vol. Part II – Mantodea, Odonata, Orthoptera and Arachnida. Council of Europe Publishing, Strasbourg.

Farkač J., Král D., Škorpík M., (eds.) 2005: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. AOPK ČR, Praha, 760 s.

Foote A. L., Rice Hornung C. L., 2005: Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. *Ecological Entomology* 30:273–283 p.

Hanel L., 1995: Metodika sledování výskytu vážek /Odonata/. Český ústav ochrany přírody, Praha, 78 str.

Hanel L., Zelený J., 2000: Vážky (Odonata): výzkum a ochrana. Český svaz ochránců přírody, ZO Vlašim.

Hershey A. E., 2010: Aquatic Insect Ecology. In: Thorp J. H., Covich A. P., (eds): *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press, Kansas Lawrence : 659-694 pages.

Jůzová L., 1982: Mineralogické a geologické lokality vybrané oblasti (okolí města Příbrami). Diplomová práce Ped. f. UK, Příbram.

Kauppinen J., Mappes J., 2003: Why are wasps so intimidating: field experiments on hunting dragonflies (Odonata: *Aeshna grandis*). *Snímal Behaviour* 66: 505-511.

Khrokalo L. A., Sheshurak P. M., 2005: Flight seasonality of dragonflies (INSECTA, ODONATA) in northeastern Ukraine. *Vestnik zoology* 40(2): 145-154.

Knight T. M., McCoy M. W., Chase J. M., McCoy K. A., Holt R. D., 2005: Trophic cascades across ecosystems. *Nature* 437(7060): 880-883.

Lomolino M. V., Riedle B. R., Brown J. H., eds. 2006: *Biogeography*. 3rd edition. Sunderland, Mass.: Sinauer Associates. XIII, 845. ISBN 0-87893-062-0

May M. L., 1976: Thermoregulation and adaptation to temperature in dragonflies (Odonata: Anisoptera). *Ecological Monographs* 46:1–32.

McPeck M. A., Peckarsky B. L., 1998: Life histories and the strengths of species interactions: combining mortality, growth, and fecundity effects. *Ecology* 79: 867-879.

McPeck M. A., 2008: Ecological factors limiting the distributions and abundances of Odonata. In: Córdoba-Aguilar A., (ed): *Dragonflies & Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*. Oxford University Press, Oxford: 51-62 pages.

McGeoch M. A., 1998: The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73: 181-201.

Menzel A., Fabian P., 1999: Growing season extended in Europe. *Nature* 397:695.

Miller P. L., 1995: Dragonflies. Richmond Publishing, p. 84, ISBN 9780855463007.

Moore N. W., 1953: Population density in adult dragonflies (Odonata: Anisoptera). *Journal of Animal Ecology* 22: 344-359.

Morin P. J., 1984: The Impact of Fish Exclusion on the Abundance and Species Composition of Larval Odonates: Results of Short-Term Experiments in a North Carolina Farm Pond. *Ecology* 65: 53-60.

Olič M., 1988: Dobříš, město na Zlaté stezce. Maroli, Praha.

Polis G. A., Myers C. A., Holt R. D., 1989: The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 297-300.

Pulliam H. R., 1988: Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132: 652-661.

Raebel E. M., Merckx T., Feber R. E., Riodran 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 and Diversity* 5 (6): 422

R Core Team, 2013 – R: A language and environment for statistical computing – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>

Remsburg A. J., Turner M. G., 2008: Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes. *North American Benthological Society* 28(1): 44-56.

Sih A., Englund G., Wooster D., 1998: Emergent impacts of multiple predators on prey. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 350-355.

Smejtek L., 1987: Vývoj osídlení Příbramska v mladším pravěku a jeho vztah k přírodnímu prostředí. In: Vlastivědný sborník Podbrdsko, svazek 38-39. 1.vyd. Příbram: Okresní muzeum a Okresní archiv v Příbrami, s.38-39.

Škvor K., 1995: Závěrečná zpráva ložiska Příbram část I-II: DIAMO s.p., o.z. Správa uranový ložisek Příbram, Příbram, 2716 s.

Takamura K., Hatakeyama S., Shiraishi H., 1991: Odonate larvae as an indicator of pesticide contamination. *Applied Entomology and Zoology* 26: 321-326.

Thorp J., Cothran M., 1984: Regulation of freshwater community structure at multiple intensities of dragonfly predation. *Ecology* 65:1546–1555.

Tittsaar A., Kaasik A., Teder A. T., 2013: The effect of seasonally variable dragonfly predation on butterfly assemblages. *Ecology* 94: 200-207.

Tolasz R., Brázdil R., Bulíř O., Dobrovolný P., Dubrovský P., Hájková L., Žalud Z., 2007: Atlas podnebí Česka. Český hydrometeorologický ústav a Univerzita Palackého, Praha, Olomouc, 255 s.

Usinger R. L., ed. 1956: Aquatic insect of California: with keys to North American genera and California species. Univ. of California Press, p. 508.

Van Buskirk J., 1987: Density-Dependent Population in Larvae of the Dragonfly *Pachydiplax longipennis*: A Field Experiment. *Oecologia* 72: 221-225.

Van Buskirk J., 1992: Competition, cannibalism, and size class dominance in a dragonfly. *Oikos* 65: 455-464.

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

Wallace J. B., Eggert S. L., Meyer J. L., Webster J. R., 1997: Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277: 1022-104.

Werner E. E., 1988: Size, scaling and the evolution of komplex life cycle. In: Size-structured populations. Springer, 60-81 p.

Wilbur H. M., 1980: Complex life cycles. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 11:67-93 p.

Wissinger S. A., 1989: Seasonal variation in the intensity of competition and intraguild predation among dragonfly larva. Ecology 70: 1017-1027.

Wissinger S. A., 1992: Niche overlap and the potential for competition and intraguild predation in size-structured populations. Ecology 73: 1421-1444.

Worthen W. B., Patrick E. R., 2004: Competitive interactions affect perch-height preference of three Odonata taxa (Coenagrionidae, Libellulidae). International Journal of Odonatology 7: 529-541.

9. Seznam příloh

- 1) Vzor zápisového listu na zaznamenávání dat z transektů v terénu
- 2) Přehled druhů vážek zjištěných při terénní studii na jednotlivých lokalitách
- 3) Graf sezónní dynamiky jedinců všech druhů vážek během studie
- 4) Graf sezónní dynamiky jedinců podřádu Zygoptera během studie
- 5) Graf sezónní dynamiky jedinců podřádu Anisoptera během studie
- 6) Graf porovnání abundance indikačních druhů vážek v transektech
- 7) Fotografie - Lokalita č. 1 – „Řáhovka“
- 8) Fotografie - Lokalita č. 2 – „Komora“
- 9) Fotografie - Lokalita č. 3 – „Svatopolský rybník“
- 10) Fotografie – Lokalita č. 4 – „Přivaží“
- 11) Fotografie – Lokalita č. 5 – „Jezero“ (EVL)
- 12) Fotografie – Lokalita č. 6 – „Prostřední rybník“
- 13) Fotografie – Lokalita č. 7 – „Drhovecký rybník“
- 14) Fotografie – Lokalita č. 8 – „Velký rybník“
- 15) Fotografie – Lokalita č. 9 – „Chlumský rybník“
- 16) Fotografie – Šídlo červené (*Aeshna isosceles*)
- 17) Graf abundance odchycených jedinců všech druhů vážek v transektu 30 m vzdáleného od vodní hladiny během sezóny
- 18) Graf abundance odchycených jedinců podřádu Zygoptera v transektu 30 m vzdáleného od vodní hladiny během sezóny
- 19) Graf abundance odchycených jedinců podřádu Anisoptera v transektu 30 m vzdáleného od vodní hladiny během sezóny

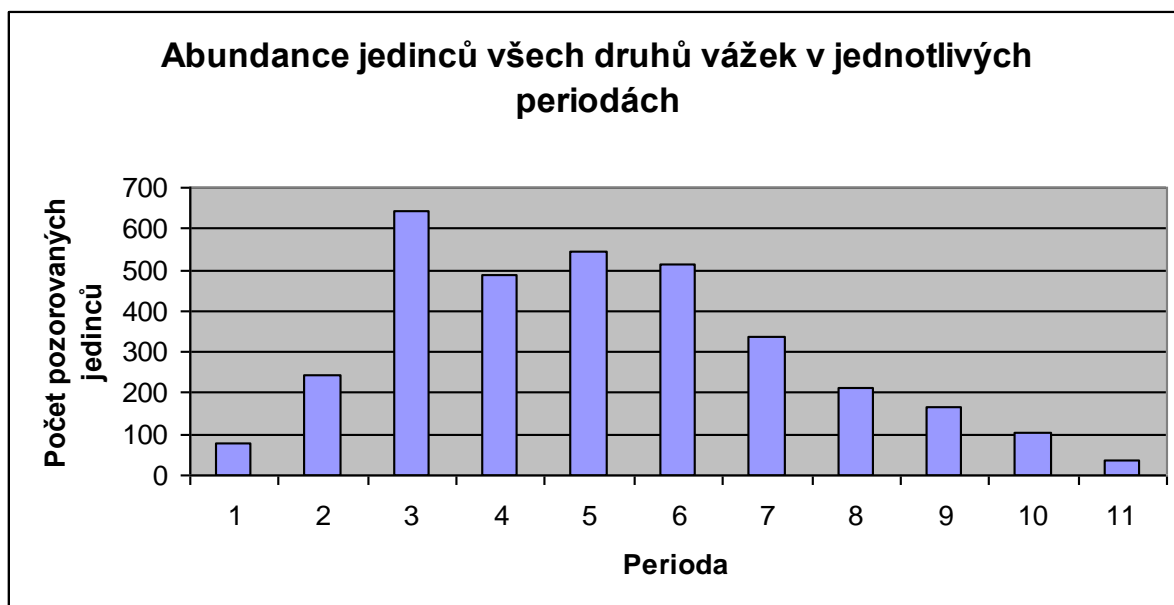
10. Přílohy

Lokalita:			GPS:			Date:			
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Transect:									
<i>S. fusca</i>	<i>S. fusca</i>	<i>S. fusca</i>	<i>S. fusca</i>	<i>S. fusca</i>	<i>S. fusca</i>	<i>S. fusca</i>	<i>S. fusca</i>	<i>S. fusca</i>	<i>S. fusca</i>
<i>L. sponsa</i>	<i>L. sponsa</i>	<i>L. sponsa</i>	<i>L. sponsa</i>	<i>L. sponsa</i>	<i>L. sponsa</i>	<i>L. sponsa</i>	<i>L. sponsa</i>	<i>L. sponsa</i>	<i>L. sponsa</i>
<i>C. viridis</i>	<i>C. viridis</i>	<i>C. viridis</i>	<i>C. viridis</i>	<i>C. viridis</i>	<i>C. viridis</i>	<i>C. viridis</i>	<i>C. viridis</i>	<i>C. viridis</i>	<i>C. viridis</i>
<i>P. penn</i>	<i>P. penn</i>	<i>P. penn</i>	<i>P. penn</i>	<i>P. penn</i>	<i>P. penn</i>	<i>P. penn</i>	<i>P. penn</i>	<i>P. penn</i>	<i>P. penn</i>
<i>P. nymp</i>	<i>P. nymp</i>	<i>P. nymp</i>	<i>P. nymp</i>	<i>P. nymp</i>	<i>P. nymp</i>	<i>P. nymp</i>	<i>P. nymp</i>	<i>P. nymp</i>	<i>P. nymp</i>
<i>E. najas</i>	<i>E. najas</i>	<i>E. najas</i>	<i>E. najas</i>	<i>E. najas</i>	<i>E. najas</i>	<i>E. najas</i>	<i>E. najas</i>	<i>E. najas</i>	<i>E. najas</i>
<i>E. cyath</i>	<i>E. cyath</i>	<i>E. cyath</i>	<i>E. cyath</i>	<i>E. cyath</i>	<i>E. cyath</i>	<i>E. cyath</i>	<i>E. cyath</i>	<i>E. cyath</i>	<i>E. cyath</i>
<i>I. elegan</i>	<i>I. elegan</i>	<i>I. elegan</i>	<i>I. elegan</i>	<i>I. elegan</i>	<i>I. elegan</i>	<i>I. elegan</i>	<i>I. elegan</i>	<i>I. elegan</i>	<i>I. elegan</i>
<i>C. puella</i>	<i>C. puella</i>	<i>C. puella</i>	<i>C. puella</i>	<i>C. puella</i>	<i>C. puella</i>	<i>C. puella</i>	<i>C. puella</i>	<i>C. puella</i>	<i>C. puella</i>
<i>A. cyanea</i>	<i>A. cyanea</i>	<i>A. cyanea</i>	<i>A. cyanea</i>	<i>A. cyanea</i>	<i>A. cyanea</i>	<i>A. cyanea</i>	<i>A. cyanea</i>	<i>A. cyanea</i>	<i>A. cyanea</i>
<i>A. grand</i>	<i>A. grand</i>	<i>A. grand</i>	<i>A. grand</i>	<i>A. grand</i>	<i>A. grand</i>	<i>A. grand</i>	<i>A. grand</i>	<i>A. grand</i>	<i>A. grand</i>
<i>A. mixta</i>	<i>A. mixta</i>	<i>A. mixta</i>	<i>A. mixta</i>	<i>A. mixta</i>	<i>A. mixta</i>	<i>A. mixta</i>	<i>A. mixta</i>	<i>A. mixta</i>	<i>A. mixta</i>
<i>A. imper</i>	<i>A. imper</i>	<i>A. imper</i>	<i>A. imper</i>	<i>A. imper</i>	<i>A. imper</i>	<i>A. imper</i>	<i>A. imper</i>	<i>A. imper</i>	<i>A. imper</i>
<i>A. parth</i>	<i>A. parth</i>	<i>A. parth</i>	<i>A. parth</i>	<i>A. parth</i>	<i>A. parth</i>	<i>A. parth</i>	<i>A. parth</i>	<i>A. parth</i>	<i>A. parth</i>
<i>C. aenea</i>	<i>C. aenea</i>	<i>C. aenea</i>	<i>C. aenea</i>	<i>C. aenea</i>	<i>C. aenea</i>	<i>C. aenea</i>	<i>C. aenea</i>	<i>C. aenea</i>	<i>C. aenea</i>
<i>S. metall</i>	<i>S. metall</i>	<i>S. metall</i>	<i>S. metall</i>	<i>S. metall</i>	<i>S. metall</i>	<i>S. metall</i>	<i>S. metall</i>	<i>S. metall</i>	<i>S. metall</i>
<i>L. depres</i>	<i>L. depres</i>	<i>L. depres</i>	<i>L. depres</i>	<i>L. depres</i>	<i>L. depres</i>	<i>L. depres</i>	<i>L. depres</i>	<i>L. depres</i>	<i>L. depres</i>
<i>L. quadri</i>	<i>L. quadri</i>	<i>L. quadri</i>	<i>L. quadri</i>	<i>L. quadri</i>	<i>L. quadri</i>	<i>L. quadri</i>	<i>L. quadri</i>	<i>L. quadri</i>	<i>L. quadri</i>
<i>O. cancell</i>	<i>O. cancell</i>	<i>O. cancell</i>	<i>O. cancell</i>	<i>O. cancell</i>	<i>O. cancell</i>	<i>O. cancell</i>	<i>O. cancell</i>	<i>O. cancell</i>	<i>O. cancell</i>
<i>C. eryth</i>	<i>C. eryth</i>	<i>C. eryth</i>	<i>C. eryth</i>	<i>C. eryth</i>	<i>C. eryth</i>	<i>C. eryth</i>	<i>C. eryth</i>	<i>C. eryth</i>	<i>C. eryth</i>
<i>S. sangui</i>	<i>S. sangui</i>	<i>S. sangui</i>	<i>S. sangui</i>	<i>S. sangui</i>	<i>S. sangui</i>	<i>S. sangui</i>	<i>S. sangui</i>	<i>S. sangui</i>	<i>S. sangui</i>
<i>S. vulgat</i>	<i>S. vulgat</i>	<i>S. vulgat</i>	<i>S. vulgat</i>	<i>S. vulgat</i>	<i>S. vulgat</i>	<i>S. vulgat</i>	<i>S. vulgat</i>	<i>S. vulgat</i>	<i>S. vulgat</i>

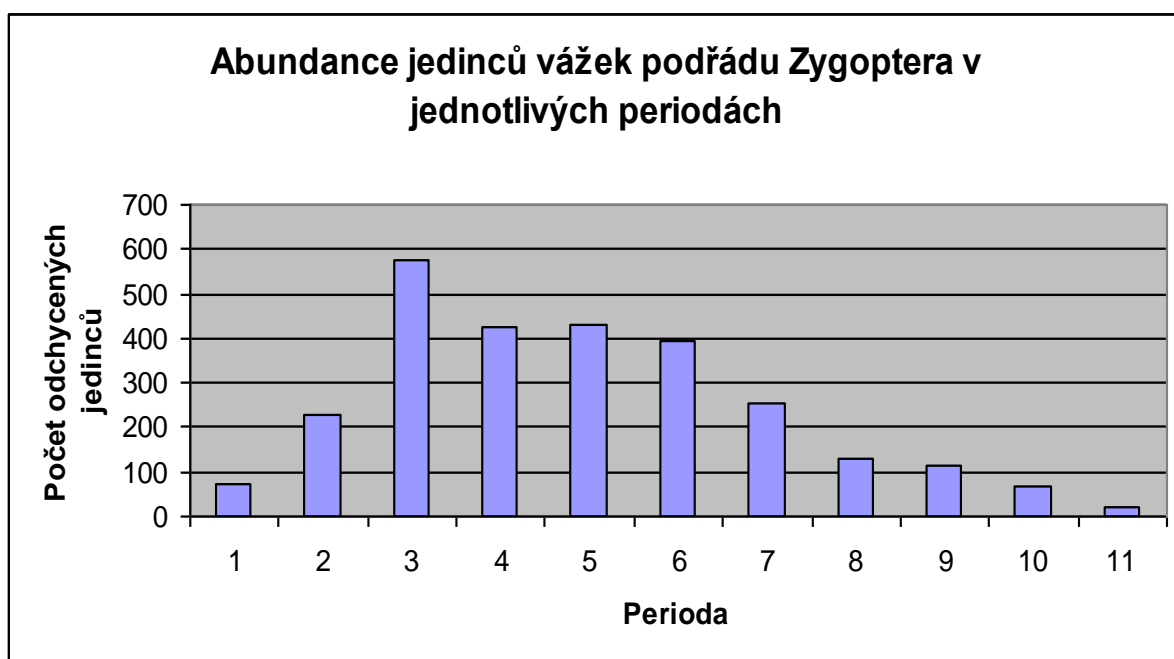
Příloha č. 1 – Vzor zápisového listu, do kterého byla zaznamenávána data v terénu.

Lokalita č.	1	2	3	4	5	6	7	8	9
ZYGOPTERA									
<i>Calopteryx splendens</i>		x				x	x	x	x
<i>Lestes dryas</i>						x			
<i>Lestes sponsa</i>	x	x	x	x		x	x		x
<i>Chalcolestes viridis</i>				x					
<i>Sympecma fusca</i>		x	x	x	x		x	x	
<i>Coenagrion puella</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Enallagma cyathigerum</i>				x					
<i>Erythroma najas</i>	x		x	x				x	
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>							x	x	x
<i>Ischnura elegans</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ischnura pumilio</i>				x					
<i>Platycnemis pennipes</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ANISOPTERA									
<i>Aeshna mixta</i>		x	x	x	x	x	x	x	
<i>Anaciaeschna isosceles</i>		x		x					
<i>Anax imperator</i>	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Anax parthenope</i>		x		x					
<i>Brachytron pratense</i>				x					
<i>Cordulia aenea</i>		x		x					
<i>Somatochlora metalica</i>	x	x				x			
<i>Libellula depressa</i>		x			x			x	x
<i>Libellula quadrimaculata</i>		x			x				
<i>Orthetrum albistylum</i>		x				x			
<i>Orthetrum cancellatum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Sympetrum sanguineum</i>	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Sympetrum vulgatum</i>	x	x	x	x		x			

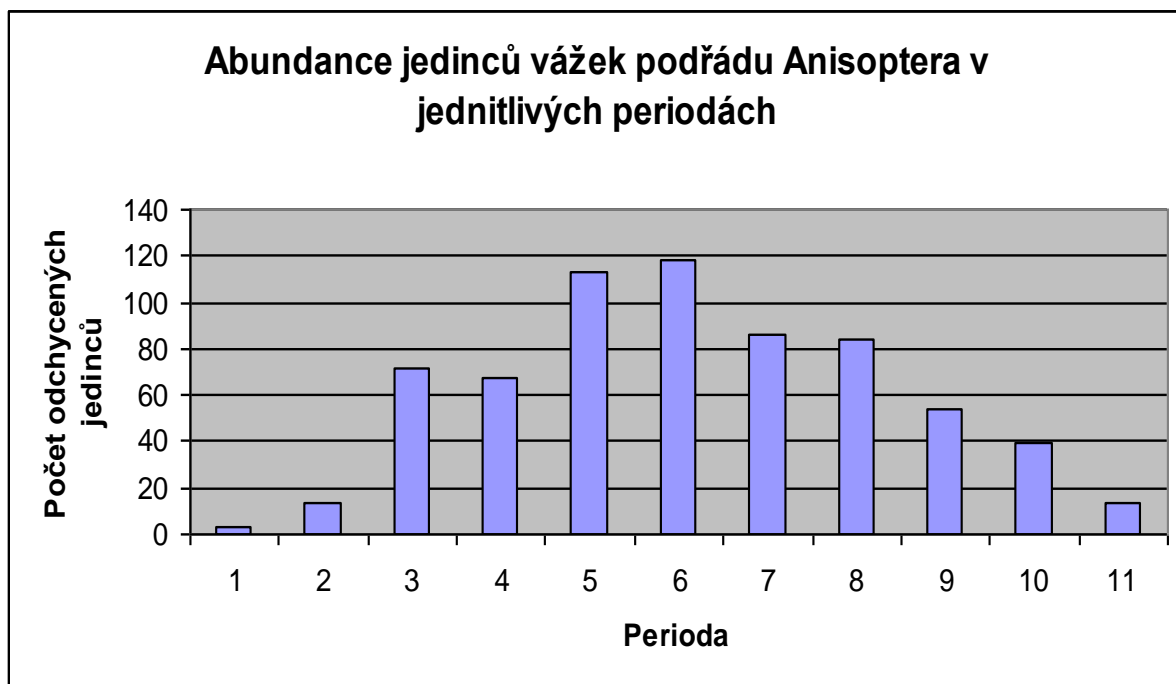
Příloha č. 2 – Přehled druhů vážek zjištěných při terénní studii na jednotlivých lokalitách.



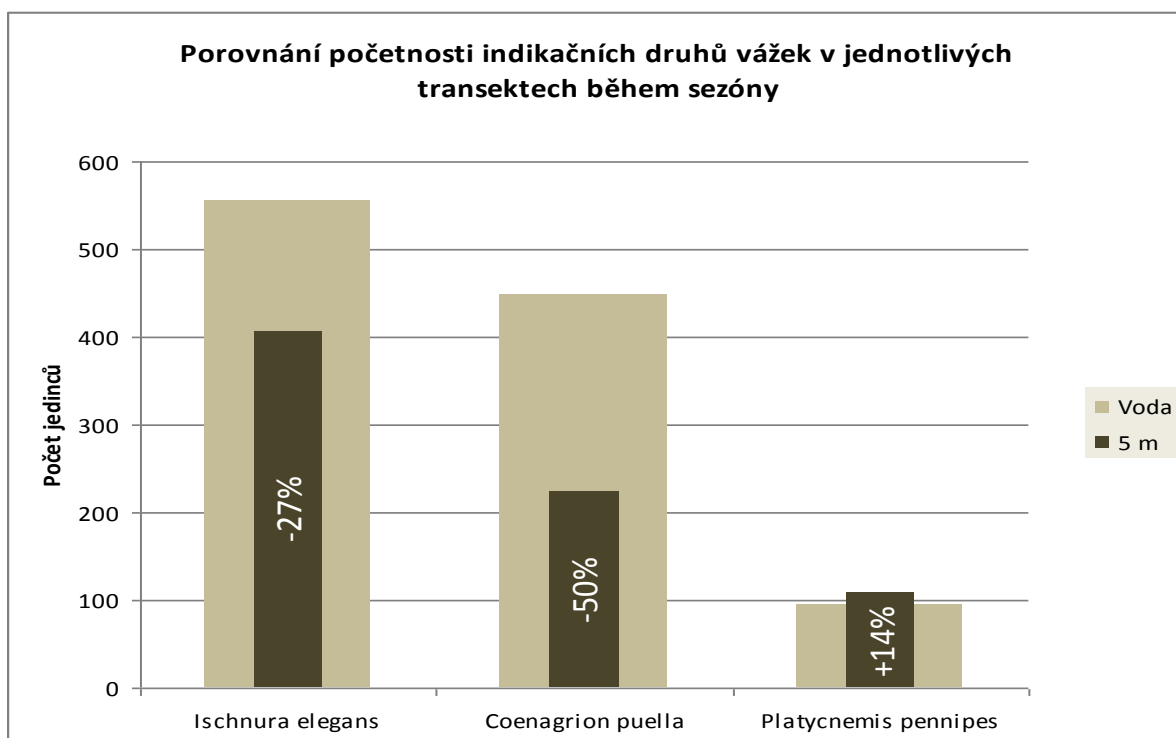
Příloha č. 3 – Počet odchytených jedinců všech druhů vážek, na všech lokalitách, ve všech transektech během sezóny.



Příloha č. 4 – Počet odchytených jedinců vážek podřádu Zygoptera, na všech lokalitách, ve všech transektech během sezóny.



Příloha č. 5 – Počet odchycených jedinců vážek podřádu Anisoptera, na všech lokalitách, ve všech transektech během sezóny.



Příloha č. 6 – Graf znázorňující porovnání abundancí indikačních druhů vážek v transektech.



Příloha č. 7 – Lokalita č. 1 – Řáhovka (foto: originál autor).



Příloha č. 8 – Lokalita č. 2 – Komora (foto: originál autor).



Příloha č. 9 – Lokalita č. 3 – Svatopolský rybník (foto: originál autor).



Příloha č. 10 – Lokalita č. 4 – Přivaží (foto: originál autor).



Příloha č. 11 – Lokalita č. 5 – Jezero (EVL) (foto: originál autor).



Příloha č. 12 – Lokalita č. 6 – Prostřední rybník (foto: originál autor).



Příloha č. 13 – Lokalita č. 7 – Drhovecký rybník (foto: originál autor).



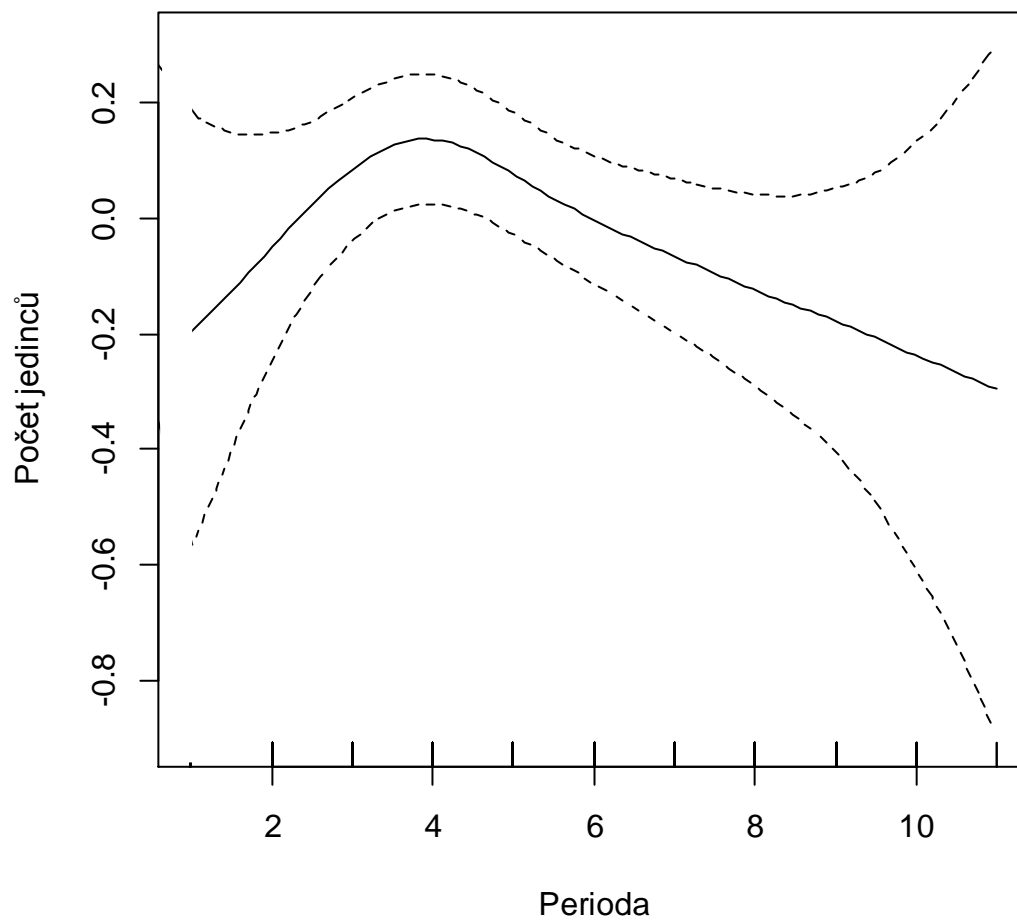
Příloha č. 14 – Lokalita č. 8 – Velký rybník (foto: originál autor).



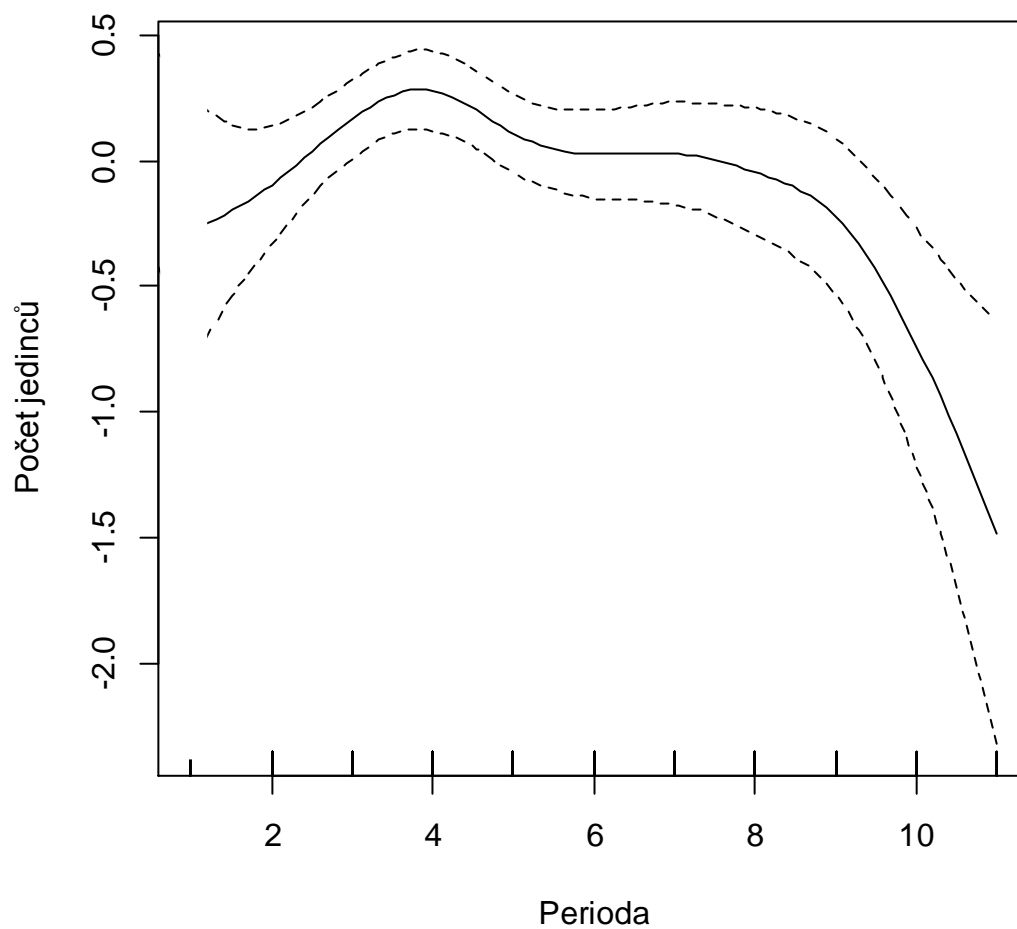
Příloha č. 15 – Lokalita č. 9 – Chlumský rybník (foto: originál autor).



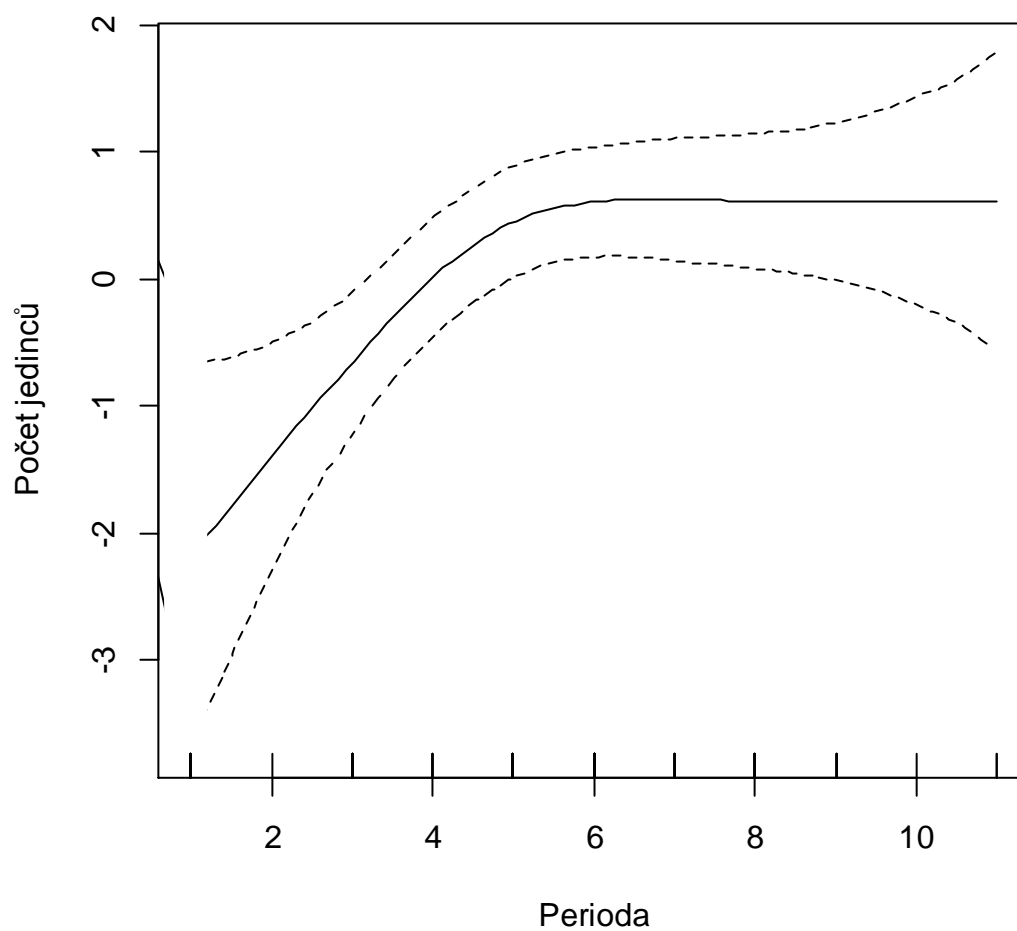
Příloha č. 16 – Šídlo červené (*Aeshna isosceles*) (foto: originál autor).



Příloha č. 17 – Zobecněný aditivní model závislosti abundance jedinců všech druhů vážek na nejvzdálenějším transektu 30 metrů od vodní hladiny během sezóny.



Příloha č. 18 – Zobecněný aditivní model závislosti abundance jedinců vážek podřádu Zygoptera na nejvzdálenějším transektu 30 metrů od vodní hladiny během sezóny.



Příloha č. 19 – Zobecněný aditivní model závislosti abundance jedinců vážek podřádu Anisoptera na nejbližším transektu 30 metrů od vodní hladiny během sezóny.