

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie



**Diverzita vážek (Insecta: Odonata) vojenských
výcvikových prostorů**

Diversity of dragonflies (Insecta: Odonata) in military training areas

Diplomová práce

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

Diplomant: Bc. Stanislav Švaček

2017

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Stanislav Švaček

Ochrana přírody

Název práce

Diverzita vážek (Insecta: Odonata) vojenských výcvikových prostorů

Název anglicky

Diversity of dragonflies (Insecta: Odonata) in military training areas

Cíle práce

Vojenské výcvikové prostory (dále jen VVP) jsou relikty indikující někdejší jedinečné způsoby hospodaření, které ze současné kulturní krajiny zcela vymizely. Existují nejméně dva důvody, proč jsou VVP výjimečné z biologického a ochrannářského hlediska. První je izolace před negativními vlivy spojenými s lidskou činností, zejména – intenzifikací zemědělství, zásahy pozměňujícími vodní režim oblasti nebo jakoukoliv urbanizací. Samotný vojenský výcvik představuje disturbance, která může mít za následek vznik a udržování heterogenní mozaiky biotopů. Odrazem této mozaiky je, ve srovnání s okolní krajinou, vysoká rozmanitost jak terestrických, tak i vodních biotopů. Pro vážky v současnosti nemáme mnoho informací o jejich vztahu k těmto stanovištím. Existuje také velmi málo informací o významu jednotlivých faktorů, které mohou významným způsobem zvyšovat nebo naopak snižovat diverzitu vážek ve VVP. Cílem této diplomové práce je shromáždit veškeré dostupné informace na dané téma a porovnat diverzitu vážek uvnitř vojenských prostorů a v okolní krajině.

Metodika

Během roku 2016 budou provedeny celkem 4 návštěvy na 24 lokalitách ve VVP Libavá, Hradiště, bývalých VVP Ralsko a Brdy s cílem porovnat rozdíly v diverzitě vážek ve VVP a v kulturní krajině a analyzovat vliv potenciálních faktorů ovlivňujících diverzitu vážek v těchto oblastech.

Harmonogram řešení

březen až duben 2016: příprava podkladů pro diplomovou práci a výběr lokalit

květen až září 2016: sběr dat

září až listopad 2016: analýza dat a sestavení osnovy práce

listopad 2016 až duben 2017: vlastní zpracování diplomové práce

Doporučený rozsah práce

50 stran + přílohy

Klíčová slova

vojenské výcvikové prostory (VVP), vážky, biodiverzita, ochrana přírody, kulturní krajina

Doporučené zdroje informací

- Čížek O., Vrba P., Beneš J., Hráčský Z., Koptík J., Kučera T., Marhoul P., Zámečník J., Konvička M., 2013: Conservation Potential of Abandoned Military Areas Matches That of Established Reserves: Plants and Butterflies in the Czech Republic. PLoS ONE 8(1): e53124.
- Dolný A., Bárta D., Waldhauser M., Holuša O., Hanel L., et al., 2007: Vážky České republiky: Ekologie, ochrana a rozšíření. Český svaz ochránců přírody Vlašim, 672 s.
- Kim S-S., Kwon T-S., Lee Ch. M., 2015: Effect of military activity on butterfly (Lepidoptera) communities Korea: Conservation and maintenance of red listed species. Eur. J. Entomol. 112 (4): 770 – 777.
- Rief J., Marhoul P., Čížek O., Konvička M., 2011: Abandoned military training sites are an overlooked refuge for at-risk open habitat bird species. Biodiversity and Conservation 20(14): 3645 – 3662.

Předběžný termín obhajoby

2016/17 LS – FŽP

Vedoucí práce

Mgr. Filip Harabiš, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 16. 3. 2016

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 16. 3. 2016

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 14. 03. 2017

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou 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 18.4.2017

Stanislav Švaček

Poděkování

Touto cestou bych rád poděkoval především vedoucímu diplomové práce Mgr. Filipovi Harabišovi, Ph.D., za odborné vedení, cenné rady a konzultace, které mi poskytoval po celou dobu řešení dané problematiky. Dále za jeho báječný přístup, vynikající podmínky pro vypracování a pomoc při sběru terénních dat. Poděkování za pomoc při sběru dat patří také Doc. RNDr. Alešovi Dolnému, Ph.D. a Bc. Tomášovi Věbrovi. V neposlední řadě děkuji také celé mé rodině za veškerou podporu při studiu.

V Praze dne 18.4.2017

Stanislav Švaček

Obsah

1. Úvod	9
2. Cíle práce	11
3. Literární rešerše	12
3.1 Vážky jako indikátory stavu prostředí	12
3.2 Současné změny krajiny a jejich dopady na vážky	13
3.3 Disturbance a vývoj společenstev	15
3.4 Charakteristika vojenských výcvikových prostorů	16
3.4.1 Historie	16
3.4.3 Optimalizace vojenských újezdů	17
3.5 Vojenské výcvikové prostory a biodiverzita	18
3.6 Vojenský management	19
3.6.1 Negativní vlivy	19
3.6.2 Pozitivní vlivy	20
4. Metodika	22
4.1 Lokalizace území	22
4.2 Charakteristika VVP Hradiště	23
4.2.1 Základní informace	23
4.2.2 Přírodní poměry a biologická rozmanitost	23
4.3 Charakteristika VVP Libavá	24
4.3.1 Základní informace	24
4.3.2 Přírodní poměry a biologická rozmanitost	24
4.4 Charakteristika bývalého VVP Brdy	25
4.4.1 Základní informace	25
4.4.2 Přírodní poměry a biologická rozmanitost	25
4.5 Charakteristika bývalého VVP Ralsko	26
4.5.1 Základní informace	26
4.5.2 Přírodní poměry a biologická rozmanitost	27
4.6 Sběr dat	27
4.7 Zpracování dat	29
5. Výsledky	30
5.1 Druhová diverzita vážek VVP a okolní krajiny	30
5.1.2 Diverzita ochránářsky hodnotných druhů	32
5.2 Podobnost společenstev	34
5.3 Druhové charakteristiky a rozdíl v početnostech vážek	35
6. Diskuse	37
7. Závěr	43
8. Seznam použité literatury	44
9. Seznam příloh	55
10. Přílohy	57

Abstrakt

Vojenské výcvikové prostory (VVP) bývají považovány za oblasti s výjimečnou ochránářskou hodnotou. Ta se nejčastěji vysvětluje jako výsledek působení dvou zcela odlišných faktorů. Tím prvním je izolace od působení negativních vlivů, které v první polovině 20. století vedly k výrazné proměně struktury i hospodářského využití evropské krajiny. Těmito vlivy byly především intenzifikace zemědělství související s opuštěním tradičních forem hospodaření a rostoucí urbanizace. Druhým faktorem je samotný vojenský výcvik a využívání vojenské techniky. Ty přispívají ke vzniku a udržování heterogenní mozaiky biotopů, jejíž odrazem je, v porovnání s okolní krajinou, značná rozmanitost terestrických i vodních biotopů. Je zřejmé, že určitý ochránářský potenciál tyto oblasti mají. Nicméně doposud neexistuje studie, která by srovnávala diverzitu vodních biotopů v rámci VVP v kontextu okolní krajiny. A právě tato studie diverzity vážek VVP a okolní krajiny byla předmětem mé diplomové práce. Její rešeršní část shromažďuje dostupné informace na toto téma a experimentální část se zabývá srovnáním společenstev vážek uvnitř VVP a jejich okolí ve čtyřech oblastech České republiky. Sběr dat probíhal od května do září roku 2016. Byl prokázán vliv využívání lokality (land use) na ochránářskou hodnotu vážek (tzv. Dragonfly biotic index). Stejně tak i to, že VVP jsou oblastmi, které umožňují přežití ochránářsky hodnotných, ale i jiných druhů vážek. Z výsledku dále vyplývá, že VVP mají pro vážky, které jsou považovány za vhodné indikátory změn v životním prostředí, nezanedbatelný význam.

Klíčová slova: *Odonata*, bioindikátory, disturbance, ochránářský potenciál, management, vojenský výcvik

Abstract

Military training areas (MTA) are considered as areas with high conservation value. This value may be a consequence of two main influences. First is the isolation from negative influences which lead to the degradation and structural change of European landscape in the first half of 20th century. Intensification of agriculture, abandonment of traditional management and increasing urbanization were main influences of diversity decline. The second factor is military training and other associated activities. Such activities contribute to the creation and maintenance of heterogeneity of habitats. In comparison with surrounding landscape these habitats have higher diversity. However there is no study comparing the diversity of aquatic habitats within MTA and the diversity of surrounding areas. So aim of my thesis was to compare diversity of dragonflies in MTA and in surrounding areas. In the literature review I have compiled the available information about the diversity of MTA and in experimental part I analyze the differences in dragonfly communities within MTA and their surroundings in the four areas in the Czech Republic. Data were collected from May to September 2016. Influence of land use to conservation value of dragonflies was confirmed (Dragonfly biotic index). It seems that MTA are areas (refuges) which host a large proportion of species with high conservation value. The results show that these areas have considerable potential for the conservation of dragonflies and other freshwater invertebrates.

Key words: *Odonata*, bioindicators, disturbance, conservation potential, management, military training

1. Úvod

Snižující se biologická rozmanitost je jedním z hlavních ekologických problémů na Zemi. Týká se i vyspělých oblastí, mezi které bezpochyby patří i Evropa (Hanski, 2005). Jinak tomu není ani u sladkovodních ekosystémů, kde ke ztrátě biodiverzity dochází pravděpodobně ještě rychleji než u těch terestrických (Dudgeon et al., 2006), a to především v důsledku antropogenních vlivů (Allan et al., 2005). K těm patří zejména ztráta přirozených biotopů, znečištění a eutorfikace, zavlečení nepůvodních druhů a klimatické změny (Dudgeon et al., 2006). Proto je vyvíjena snaha zabraňovat dalšímu poklesu biodiverzity například obnovou degradovaných nebo narušených ekosystémů. Nicméně, míra jejich zotavení může být ovlivněna fyzikálními vlastnostmi prostředí a jde o komplikovaný dlouhotrvající proces s nejistým výsledkem (Moreo-Mateos, 2012). Proto se v současnosti ochrana přírody zaměřuje na zachování stavu ekosystémů s vysokou biologickou rozmanitostí a hojným zastoupením ohrožených druhů (vysokou ochrannářskou hodnotou).

V této souvislosti se v posledních letech rozšiřují dílčí studie o zachování biodiverzity i v oblastech dotčených antropogenní činností. Díky tomu, že je lidská činnost tak různorodá, vytváří celou řadu heterogenních stanovišť. Příkladem těchto oblastí jsou mimo jiné pískovny (Eversham et al., 1996), výsypky po povrchové těžbě uhlí (Šálek, 2012) nebo vojenské výcvikové prostory (Reif et al., 2011). Důvodů, které dělají tyto oblasti tak specifickými je několik. Jejich unikátní charakter souvisí především se skutečností, že jejich specifický režim eliminuje mnohé negativní vlivy vyskytující se v okolní krajině. Dalším důvodem je to, že některé z těchto oblastí byly po dlouhá desetiletí izolovány, což nám umožňuje pochopit jak vypadala středoevropská krajina před změnami, které ji postihly v druhé polovině 20. století (Reif et al., 2008). Izolace od změn v okolní krajině však neznamená, že se těmto oblastem jakékoliv změny zcela vyhýbají, právě naopak. V důsledku antropogenní činnosti, která s nimi souvisí (povrchová těžba, deponie vytěženého materiálu nebo vojenský výcvik) jsou různorodě ovlivňovány. Vznikají tak nové typy stanovišť kombinující vlastnosti, které v běžné (intenzifikované) krajině postrádáme (Hobbs et al., 2006). Ty se vyznačují pestrým druhovým složením a jejich klíčovými rysy jsou koexistence druhů potenciálem pro změny ve fungování ekosystémů a reakcemi na abiotické podmínky vyvolané činností člověka. To je předurčuje k tomu, že jejich případný vývoj musí být řízen nastaveným managementem. A to zejména z

hlediska podpory udržení biologické rozmanitosti daného území (Hobbs et al., 2006). Není totiž pochyb o tom, že tyto oblasti dotčené antropogenní činností mohou mít významnou roli v současné ochraně přírody.

Vojenské výcvikové prostory (dále jen VVP) jsou chápány jako území vyčleněná pro potřeby obrany státu. V důsledku nebezpečí plynoucího z používání ostré munice a utajení vojenských aktivit mají specifický správní statut. Ten omezuje vstup veřejnosti na jejich území (Gazenbeek, 2005). Nepřístupnost VVP napomohla k eliminaci vlivů jako je intenzifikace zemědělství a rostoucí urbanizace, které měly negativní dopad na biologickou rozmanitost v celosvětovém měřítku (Gazenbeek, 2005). Mimo nepřístupnosti a eliminace negativních vlivů charakterizuje VVP i určitý disturbanční režim. Přirozené disturbance jsou zde obohaceny o široké spektrum těch antropogenních – v podobě intenzivního armádního výcviku. (Warenn et al., 2007). Ten souvisí především s odstraňováním náletových dřevin z dopadových ploch, pohybem pásových vozidel, výbuchy munice, hloubení zákopů apod. (Whitcotton et al., 2000). V důsledku působení těchto aktivit dochází k narušení půdního profilu, vzniku terénních depresí a s tím související větší členitosti terénu nebo vzniku požárů lokálního charakteru (Warren et al., 2007). Kromě toho jsou nejintenzivněji využívané plochy (např. střelnice) obklopeny většími ochrannými pásmy, kde neexistuje prakticky žádná vojenská aktivita. Jedná se o rozsáhlé lesní celky, kde z bezpečnostních důvodů nebyl prováděn žádný výcvik (Herl et al., 2005). VVP tak tvoří velmi pestrá heterogenní krajinnou mozaiku biotopů. Ta je jedním z nejdůležitějších předpokladů druhové rozmanitosti (Warenn et al., 2007). Stále častěji jsou proto popisovány jako místa s vysokou biologickou rozmanitostí, která hostí velké množství chráněných nebo ohrožených druhů. V některých případech mohou poskytovat i útočiště pro větší početnosti ohrožených druhů než je tomu v případě o dost větších chráněných území (Davis et al., 1994).

Z vedených poznatků je zřejmé, že o ochrannářském potenciálu VVP se mezi ekology mluví již dlouho. To ostatně dokládají i dosavadní práce na toto téma. Nicméně doposud neexistuje studie, která by se pokoušela porovnat vodní ekosystémy a společenstva vážek uvnitř VVP a v okolní krajině. Moje studie se v první řadě věnuje právě diverzitě vážek v aktivních i opuštěných VVP a porovnává vodní ekosystémy, na které jsou vážky vázány. Především proto, zda se izolace VVP od negativních vlivů okolní krajiny odráží i v jejich kvalitě. A zda v důsledku toho hostí lokality uvnitř prostorů ochrannářsky hodnotnější druhy vážek. Pro ty mohou být VVP významné právě v důsledku absence vlivů, které je v současnosti v

běžné evropské krajině nejvíce ohrožují. Studium těchto oblastí tak může přispět k pochopení mechanismů vedoucích k udržení biologické rozmanitosti nebo vlivu antropogenní činnosti na blokování ekologické sukcese. Dále může více specifikovat význam a funkci VVP. Zejména z pohledu toho jak se krajina v současnosti mění a jak by vypadala bez intenzivního hospodaření.

2. Cíle práce

Hlavním cílem méj diplomové práce je srovnání diverzity společenstev vážek na území VVP se společenstvy v okolní krajině. Na základě dat získaných terénním výzkumem zjistit početnost jednotlivých druhů vážek na studovaných lokalitách a charakterizovat společenstva vážek z hlediska zastoupení ohrožených nebo biotopově specializovaných druhů. Dále s důrazem na popis odlišností prostředí VVP a jejich okolí zjistit, zda existují i další faktory, které mohou pozitivně nebo negativně ovlivňovat diverzitu vážek ve VVP. A do jaké míry lze výsledky tohoto výzkumu považovat za obecné pro VVP v širším geografickém měřítku.

3. Literární rešerše

3.1 Vážky jako indikátory stavu prostředí

Sladkovodní biotopy jsou ovlivněny antropogenní činností a bývají považovány za jedny z nejhroženějších ekosystémů (Abell, 2002). Přestože k jejich ovlivňování dochází již po několika staletí, míra jejich ohrožení se stále zvyšuje (Oertli, 2008; Darwall et al., 2008; Clausnitzer et al., 2008). Dochází k tomu především v důsledku intenzifikace zemědělství a urbanizace. Je tedy důležité, aby byl jejich management prováděn na základě komplexních metod hodnocení a monitorování (Resh et al., 1994). Takových metod, které jsou schopny efektivně posoudit a monitorovat dopady změn na ekosystémy je celá řada. Běžně se používají tzv. bioindikační metody. Ty využívají specifické druhy organismů jako biologické indikátory (Resh et al., 1994). Bioindikátory jsou druhy nebo skupiny druhů, které svou přítomností mohou odrážet fyzikální a biotické vlastnosti ekosystémů a poukazují na určitý stav prostředí. Mezi hlavní skupiny bioindikátorů sladkovodních biotopů, které spolehlivě charakterizují jejich ekologický stav a jeho změny v čase, patří i některé skupiny bezobratlých (Hershey, 2010).

Hmyz patří mezi druhově nejbohatší a nejčastěji zastoupenou skupinu bezobratlých, která se vyskytuje prakticky ve všech typech sladkovodních biotopů (Hershey, 2010). Studium vodního hmyzu odráží především jeho pestrou rozmanitost, abundanci a jeho klíčovou funkční roli ve společenstvech (Ward, 1992). Pro celou řadu obratlovců a bezobratlých predátorů je v potravních řetězcích významným zdrojem potravy atd. (Hershey, 2010). Díky těmto znalostem o chování hmyzu v určitém prostředí se jeho zástupci často používají jako vhodné bioindikační druhy. Ne všechny však mají takové vlastnosti, které napomáhají snadnému studiu jejich role v ekosystémech. K celkovému zefektivnění využití bioindikátorů je vhodné používat skupiny s následujícími charakteristikami: taxonomicky dobře zdokumentované, jednoduše determinovatelné, rychle reagující na změny ve svém prostředí a široce rozšířené. K takovým skupinám bezesporu patří i vážky (Silva et al., 2010).

Vážky jsou taxonomickou skupinou představující řád hmyzu, který má úzkou vazbu na sladkovodní prostředí a jeho dospělci jsou schopni šířit se na poměrně velké vzdálenosti (Corbet, 2004). Na základě těchto atributů a toho, že jsou jedním z mála dobře prozkoumaných řádů hmyzu je lze využívat jako bioindikátory (Adams, 2011). Mnohé druhy vážek jsou vázané nejen na podmínky vodního, ale i okolního terestrického prostředí, kde se vyskytují (Dolný et al., 2014). Mohou tak rychle reagovat na změny kvality svého prostředí (Oertli, 2008). A vzhledem k tomu, že se vyskytují v obou typech prostředí, lépe odráží jejich rozdíly v různých měřících (Clark & Samways, 1996). Další výhodou využití vážek jako bioindikátorů je tedy komplexnost jejich indikačních vazeb. Nelze opomenout ani výhodu, kterou je nápadnost dospělců a jejich snadná determinace i na druhové úrovni (Dolný et al., 2012; Foote & Hornung, 2005). Dospělce lze v rámci bioindikací využít také proto, že mají tendenci rozptylovat se v krajině i na větší vzdálenosti od mateřské lokality a disponují schopností aktivně vybírat specifické prostředí pro ovipozici (Dolný et al., 2016).

Je tedy zřejmé, že vážky mají vysoký potenciál pro bioindikace kvality vodních i terestrických ekosystémů. Neodráží pouze znečištění vodního prostředí, ale i celkový stav vodních ekosystémů a jejich okolí (Dolný, 2000). Jsou efektivním nástrojem pro celkové hodnocení zachovalosti sladkovodních biotopů (Clark & Samways, 1996). Mohou reagovat i na změny související s antropogenními disturbancemi a vývojem původní heterogenní struktury krajiny k té více homogenní (Dolný et al., 2016). Pozůstatky oblastí kde se heterogenní struktura krajiny více či méně zachovala, jsou právě vojenské výcvikové prostory. Popis vztahu vážek k těmto stanovištím není doposud znám a může přispět k rozšíření jejich indikačního potenciálu. Vážky totiž dobře charakterizují nejen aktuální stav biotopu, ale i postupné změny a vývoj, ke kterému dochází např. v důsledku probíhající sukcese apod. (Dolný et al., 2008).

3.2 Současné změny krajiny a jejich dopady na vážky

Krajina se v průběhu času mění. Nejčastěji v důsledku toho, že reaguje na projevy interakcí mezi hmotnou složkou prostředí a přírodními silami. Takové interakce vytváří odlišné krajinné typy. Dynamika krajiny je důležitá především pro krajinnou rozmanitost a identitu (Fairclough, 2003). Nicméně, dnešní rychle se měnící společnost a životní prostředí vedou k tvorbě zcela nových typů krajiny. Takové změny jsou považovány za hrozbu ztráty její kvality a hodnoty. Skutečnými

procesy, které vedou k takovým změnám jsou ztráta rozmanitosti a soudržnosti současné krajiny, zavádění nových homogenních prvků a zvyšující se rozsah a rychlost těchto změn (Antrop, 2008).

Není pochyb o tom, že střeoevropská krajina prošla během několika posledních desetiletí řadou zásadních změn. Zejména v důsledku upouštění od tradičního maloplošného hospodaření a přechodu k intenzivnější formě jejího využití (Heřman, 1999). V důsledku intenzifikace zemědělství došlo k omezení nepravidelného mozaikového kosení a extenzivní pastvy dobytka (Reif et al., 2008). A v neposlední řadě se na těchto změnách podepsalo i období tzv. kolektivizace po druhé světové válce. To přineslo změny v podobě přetváření tehdejší heterogenní krajinné mozaiky v homogenní mozaiku, zásahy v podobě scelování pozemků a meliorací (Cílek et al., 2004). V současné době k podobným změnám dochází neustále. Pokračující intenzifikace zemědělství, postupující vývoj výstavby v úrodných oblastech, opouštění zemědělské půdy a s tím související útlum hospodaření nebo zvyšující se podíl lesních porostů ať už spontánním nebo aktivním zalesňováním (Bičík et al., 2001).

Výše uvedené změny krajiny se samozřejmě mohou odrážet i ve stavu odonatofauny na určitém území. Jako významný negativní vliv působící na současná společenstva vážek je v několika studiích popisována například urbanizace (Alberti Lubertazii & Ginsberg, 2010; Wildermuth, 2010). Jedná se však o velmi komplexní problém. Je tedy důležité zohlednit jeho jednotlivé aspekty, které mají na diverzitu vážek největší vliv (Villalobos-Jimenez et al., 2016). Jedním z nich, jež s urbanizací související, je fragmentace krajiny. To dokazuje i studie z Velké Británie, která potvrdila její významný vliv na disperzi druhu *Coenagrion mercuriale* (Watts et al., 2004). Dalším aspektem souvisejícím s urbanizací je vypouštění odpadních vod do vodotečí. Ferreras-Romero et al., (2009) ve své studii ze Středozeří prokázal, že znečištění způsobené vypouštěním odpadních vod do vodotečí souvisí se vzrůstem abundance některých tolerantních druhů čeledi *Libellulidae*, ale poklesem abundance některých citlivých druhů čeledi *Gomphidae*. Znečištění vodotečí odpadními vodami může být také zdrojem těžkých kovů. Citlivost druhu *Platycnemis pennipes* na kadmium a bor prokázal ve své studii Girgin et al. (2010). Tyto a další důkazy naznačují, že pro detailnější pochopení dopadu dlouhotrvajících změn v krajině na vážky je vhodné najít oblasti, které jsou těmito vlivy zasaženy minimálně nebo vůbec. Jedním z typů takových oblastí mohou být právě vojenské výcvikové prostory.

3.3 Disturbance a vývoj společenstev

Se změnami v krajině souvisí také disturbance. Ty bývají označovány jako jedny z hlavních výzev v oblasti současné ekologie a ochrany přírody. Cílem jejich studia má být porozumění procesům, které formují biologická společenstva (Mouillot et al., 2013). Jsou definovány jako náhodné jevy způsobené biotickými i abiotickými faktory, včetně působení člověka, který svým působením mění vnitřní vztahy ekosystémů. Jejich rozsah a intenzita utváří dynamickou mozaiku plošek různé struktury, která vede ke značné diverzitě biotopů (Bengtsoon et al., 2000). Mají širokou škálu frekvencí, mohou být charakterizovány svým prostorovým uspořádáním i velikostí včetně intenzity (Landers et al., 1999).

Souvisí i s určitým vývojem evropské krajiny, která má bohatou historii. K té přispěla mimo jiné i společenstva velkých holocenních (čtvrtohory) herbivorů (Vera, 2000). Svou činností ovlivnili strukturu a formování lesních porostů. Tehdejší početné populace praturů, zubrů nebo divokých koní měli společně s přirozenými živly vliv na specifický disturbanční režim krajiny, kterou udržovaly ve stavu neustálých změn (Bradshaw et al., 2003). Pod jejich trvalým tlakem se tak vyvíjela mnohá lesní i nelesní společenstva a byla udržována mozaikovitá krajina s vysokou diverzitou rostlin a živočichů vyžadujících bezlesí. První výraznější změnou z hlediska fungování krajiny ve vztahu k herbivorům bylo období neolitu. Velcí herbivoři se stali vyhraněnou skupinou a byli vytlačeni člověkem. Jejich ekologickou roli v krajině od té doby začali plynule plnit domestikované formy hospodářských zvířat – skot, koně i nepůvodní herbivoři jako kozy a ovce. Na fungování krajiny se nic zásadního nezměnilo. Zlom přišel až v polovině 20. století. Souvisel s intenzifikací zemědělství a zavedením mechanizace, která nahradila hospodářská zvířata (Vera, 2000). Došlo ke znatelnému úbytku biodiverzity a bohatě rozmanitá společenstva byla nahrazena těmi více homogenními. Taxonomicky značně ochuzení nevyhranění herbivoři (muflon, jelen, daněk) nedokázali zastavit pokračující sukcesí. To způsobilo zarůstání nelesních společenstev konkurenčně silnějšími, expanzivními druhy a později i dřevinami. Vznikla tak zcela umělá společenstva, která neměla historickou analogii (Bokdam, 2003).

Oblastmi, kde došlo k udržení určité fáze blokové sukcese, jsou například VVP. Ty byly podmíněny antropogenní činností i přírodními procesy (Warren et al., 2007). Fungoval tam různorodý systém disturbancí a existovala i různorodá sukcesní stádia, která se v prostoru i čase měnila. Důsledkem toho byla větší rozmanitost vhodných plošek pro větší množství druhů. Velké množství druhů mělo k dispozici pestrou nabídku prostředí a disturbancí. To se stalo jedním ze zásadních rozdílů odlišnosti VVP od okolní krajiny, kde je míra frekvencí disturbancí omezena kritérii využití prostředí a disturbanční režim se tak nemůže plně rozvinout (Willig et al., 2003). Některé z disturbancí ve VVP tak paradoxně přispěly k zachování společenstev závislých na narušování.

Příčinami disturbancí ve VVP, které nahrazují ty přirozené (půdní eroze, povodně, požáry atd.), mohou být dělostřelecké aktivity, řízené požáry sloužící k vojenským účelům nebo manévry obrněných vozidel. Ty vytváří podmínky k tomu, aby nedocházelo k pokračující sukcesi a zarůstání tak cenných otevřených stanovišť (Gazenbeek, 2005). Specifickou disturbancí spjatou s VVP je totiž nepravidelné narušování edafických poměrů a obnažování půdních horizontů. V územích s vydatnějším hydrogeologickým režimem dochází k otevření hladiny podzemní vody a tvorbě zvodnělých depresí (Warenn et al., 2007). Ty se mohou stát vhodným živným biotopem například pro obojživelníky i některé druhy vodních bezobratlých (Gazenbeek, 2005). Střídáním periodického narušování půd s plochami v různém sukcesním stádiu tak dochází ke konzervaci biotopů, které v unifikované krajině zcela postrádáme (Warenn et al., 2007).

3.4 Charakteristika vojenských výcvikových prostorů

3.4.1 Historie

Vojenské újezdy a prostory, v podobě ve které je dnes známe, začaly vznikat na území České republiky již na konci 19. století – v období tehdejšího Rakouska – Uherska. S rostoucí modernizací vojenské techniky a zvyšujícími se stavy armády přestaly vyhovovat kapacity tehdejších vojenských zařízení. To mělo za následek potřebu vytvořit nové, větší prostory pro efektivní vojenský výcvik. Pozornost byla upírána především na oblasti s přírodní charakteristikou vyznačující se svoji rozlohou a zeměpisnou polohou (Řehounek, 2006). První platnou právní normou, která upravovala vojenské újezdy a jejich řízení, byl zákon č. 169/1949 Sb. o

vojenských újezdech, ve znění pozdějších předpisů. V souladu s tímto zákonem vznikla velká část újezdů u nás. V roce 1999 byl Parlamentem České republiky přijat zákon č. 222/1999 Sb., o zajišťování obrany České republiky. Podle toho zákona je vojenským újezdem vymezená část území státu určená k zajišťování obrany státu a výcviku ozbrojených sil. Zákon upravuje základní ustanovení o vojenských újezdech Boletce, Březina, Hradiště a Libavá. Do 31.12.2015 upravoval tato ustanovení také o bývalém vojenském újezdu Brdy. Ten byl zrušen na základě zákona č. 15/2015 Sb., o hranicích vojenských újezdů a na jeho území byla vyhlášena CHKO Brdy.

3.4.2 Základní informace

Vojenské újezdy jsou zvláště vyčleněná území pro potřeby obrany státu. Ve stávajících hranicích zřízeny výše zmiňovaným zákonem č. 15/2015 Sb., o hranicích vojenských újezdů. Slouží k výcviku ozbrojených sil České republiky v době míru, ke společnému výcviku se zahraničními jednotkami v rámci NATO nebo zkušební činnosti při zavádění nových zbraňových systémů a zkoušek munice (Mičica, 2007).

Název	Kraj	Rozloha (ha)
Hradiště	Karlovarský	28 081
Libavá	Olomoucký	22 710
Boletice	Jihočeský	16 559
Březina	Jihomoravský	14 983
Celkem		82 333

Tabulka č. 1 – Základní údaje o aktivních vojenských újezdech v ČR k 1.1.2016 (MO ČR, 2015)

3.4.3 Optimalizace vojenských újezdů

V případě vojenských újezdů má proces optimalizace dopad na územní strukturu. Logicky tedy se změnou jejich vymezení, rozsahu a polohy souvisí i změna geograficko-politických podmínek. Poslední etapou optimalizace vojenských újezdů v České republice byla ta na základě zákona č. 15/2015 Sb., o hranicích vojenských újezdů. K její realizaci došlo od 1. 1. 2016. Tyto změny se v rámci této diplomové práce týkají VVP Libavá, Hradiště i v současnosti již bývalého VVP Brdy. Území zrušeného VVP Brdy bylo rozděleno mezi okolí obce na základě původního

rozdělení katastrů obcí. Došlo i ke změně hranice mezi Plzeňským a Středočeským krajem a ke vzniku nové CHKO Brdy. Z uvolněných částí VVP Hradiště bylo vyjmuto (z celkových 33 161 ha) území o velikosti 5 080 ha (cca 15%) a vznikly zde dvě obce s několika místními částmi. Území VVP Libavá bylo zmenšeno z původních 32 724 ha o rozlohu činící zhruba 31% té původní (10 014 ha) za vzniku tří obcí (MO ČR, 2015). Zmenšení výměry aktivních VVP nebo jejich úplné zrušení s sebou nese i určitá rizika. A to zejména ve vztahu k cennému přírodnímu prostředí. Proto je důležité, aby byl proces optimalizace natolik citlivý, aby nedošlo k poškození stability těchto ekosystémů. Je nutné najít vzájemnou rovnováhu mezi přírodním a socioekonomickým vývojem těchto významných oblastí (Kučerová, 2013).

3.5 Vojenské výcvikové prostory a biodiverzita

Biodiverzita je široce definovaný pojem. Nejčastěji jako rozmanitost rostlinných i živočišných druhů, které se vyskytují na určitém místě. Nevysvětluje však pouze jejich prostorovou diverzitu, ale také genetickou variabilitu a rozmanitost ekosystémů kde se organismy vyskytují (Stein et al., 2008). Je zásadní v mnoha směrech včetně podpory estetické hodnoty a zachování integrity životního prostředí, regulace biochemických cyklů nebo indikace změn životního prostředí (Spellerberg & Hargreaves, 1992). Navzdory významu biologické rozmanitosti, je nejvíce ohrožených druhů a ekosystémů zaznamenáno v současné době. Většina těchto ohrožení je způsobena antropogenní činností v podobě nevhodného hospodaření a pomíjivé hospodářské politiky. V důsledku toho je na biodiverzitu mezi ekology kladen velký důraz. Cílem jejich důrazu je snaha o udržení všech biologických funkcí globálního ekosystému. Mezi stávající opatření přispívající k zachování biologické rozmanitosti patří například chráněná území, zoologické a botanické zahrady, semenné banky apod. (Stein et al., 2008).

K dalším oblastem, které mohou být velmi rozmanité, patří i tzv. sekundární biotopy, mezi které řadíme i vojenské výcvikové prostory. To ostatně dokazuje několik studií, které popisují jejich význam pro biodiverzitu. Gazenbeek (2005) v té své uvádí, že na VVP jsou vázané vzácné a ohrožené druhy a zdůrazňuje význam jejich stanovišť. Neobvykle vysokou biodiverzitu v aktivních i bývalých VVP popisují i Warenn et al. (2007). Některé práce se snaží objasnit i důvody těchto hodnot. Již zmiňovaný Warenn et al. (2007) popisuje, že vysoké hodnoty biodiverzity evropských VVP souvisí s heterogenním prostředím vytvořeným v důsledku

vojenských aktivit. Gazenbeek (2005) zase naznačuje, že ochranná hodnota VVP jsou důsledkem nenarušených refugií bioty. Je tedy zřejmé, že stav krajiny a přírody ve VVP dokládá, že koexistence vojenských aktivit ochrany přírody je reálnou možností.

3.6 Vojenský management

Vojenský konflikt se stal všudypřítomným aspektem lidské civilizace. Má významný vliv na biosféru napříč spektrem ekologických měřítek (Dudley et al., 2002). Míra, do jaké armádní aktivity mohou vyvinout vliv na ekosystémy a jejich dílčí populace spočívá výhradně v charakteru narušení, citlivosti a odolnosti ekosystému i časovému měřítku jejich uskutečnění (Warenn et al., 2007). V důsledku toho má management na území VVP potenciál rozšiřovat širokou škálu vlivů na biologickou rozmanitost i struktury a funkce ekosystémů. Ačkoliv můžeme předpokládat, že všechny zásahy jsou převážně negativní, ve skutečnosti důsledky vojenských aktivit generují kontinuum pozitivních i negativních vlivů (Dudley et al., 2002).

3.6.1 Negativní vlivy

Širokou veřejností jsou VVP s nadsázkou vnímány jako část zdevastované krajiny. Je totiž složité si představit, že něco jako pojezdy pásovými vozidly nebo dopady dělostřelecké munice může přispět ke zlepšení stavu životního prostředí. Takový pohled vede často k tomu, že se skutečný biologický význam těchto oblastí setkává s nepochopením široké veřejnosti (Gazenbeek, 2005). To ovšem neznamena, že by neexistovaly žádné negativní důsledky vojenských aktivit. Se samotným budováním VVP souvisí především degradace stanovišť, eroze půdy a chemická kontaminace (Tang et al., 2005). Prvotní rozvoj VVP vyžaduje odstranění určitého množství porostů. Odstraňování vegetace spolu s výkopy půdy zvyšuje riziko vzniku půdní eroze a snižuje její retenční schopnost. Mění se ekologie krajiny v podobě změn struktury a chemických vlastností půdy a rostoucích odtoků vody (Kopel et al., 2015). Dalším typickým příkladem je vliv pojezdu velkých pásových i kolových vozidel na celé spektrum terestrických ekosystémů. V důsledku toho, že tyto opakované antropogenní zásahy nemají přirozenou analogii. Negativní důsledky pozemního výcviku byly studovány především v Coloradu (Milchunas et al., 1999), Gruzii (Dilustro et al., 2002) nebo v západní Evropě (Vertegaal, 1989).

Jejich výsledkem bylo zjištění, že kumulativní účinek vojenských aktivit vede ke snížení abundance vytrvalých druhů rostlin, celkové ztrátě původních druhů a nárůstu druhů introdukovaných. Quist et al. (2003) dále uvádějí, že tato činnost je spojena s ovlivněním i dalších ekosystémů. Kdy při častých manévrech vojenskou technikou dochází k zvýšené sedimentaci a snížení abundance bahno-netolerujících vodních druhů například některých ryb. Celkově tyto studie naznačují, že časté využití pojezdových ploch má významné účinky na terestrické i vodní ekosystémy. Další negativní účinky mohou způsobovat již zmiňované dělostřelecké aktivity. Ty jsou nejčastěji spojovány s výbuchy munice nebo sekundárními požáry. To může mít fatální následky např. pro druhy ptáků hnízdících na zemi (Gazenbeek, 2005). Ale výjimkou nejsou ani jiné specializované skupiny živočichů. Například Tripolszky (2008) popisuje ohrožení zmije stepní v důsledku několikaletého intenzivního vypalování v jednom z maďarských VVP. I přesto existují možnosti jak těmto negativním vlivům zabránit a minimalizovat tak případnou degradaci kvality VVP. Zejména na základě koordinovaného hodnocení a sledování těchto vlivů, kterými jsou především eroze půdy, ztráta původní vegetace, hydrologické změny atd. (Orzell & Platt, 2008). Je důležité zvážit interakce mezi přirozenými disturbančními procesy a antropogenním narušováním, které vyplývá mimo jiné i z vojenské činnosti (Orzell & Platt, 2008).

3.6.2 Pozitivní vlivy

Výše uvedené informace potvrzují, že vojenské aktivity mohou mít na kvalitu VVP v určitém okamžiku negativní vliv. Nicméně z dlouhodobého hlediska se vojenský výcvik jeví jako aktivita se spoustou pozitivních dopadů na biologickou rozmanitost na lokální, regionální i globální úrovni (Tripolszky, 2008). Pro efektivní bojový výcvik v reálných situacích, musí být VVP prostorné a musí zahrnovat širokou rozmanitost prostředí a klimatických podmínek (Smith et al., 2002). V závislosti na specifické povaze a využití VVP je veřejný přístup obvykle omezen. Především z důvodu bezpečnosti. To vytváří podmínky pro vznik rozsáhlých ploch postrádajících negativní antropogenní vlivy (Tripolszky, 2008). Na těchto rozsáhlých plochách vznikají unikátní stanoviště – tzv. pionýrské biotopy. Nejčastěji v důsledku dopadu dělostřelecké munice, zákopových aktivit nebo cvičení s vozovou technikou. Současná situace v krajině zamezuje přirozenému vzniku takových biotopů a otevřených stanovišť tak razantně ubývá (Gazenbeek, 2005). Z hlediska ochrany přírody jsou však velmi vyhledávaným útočištěm mnoha chráněných nebo

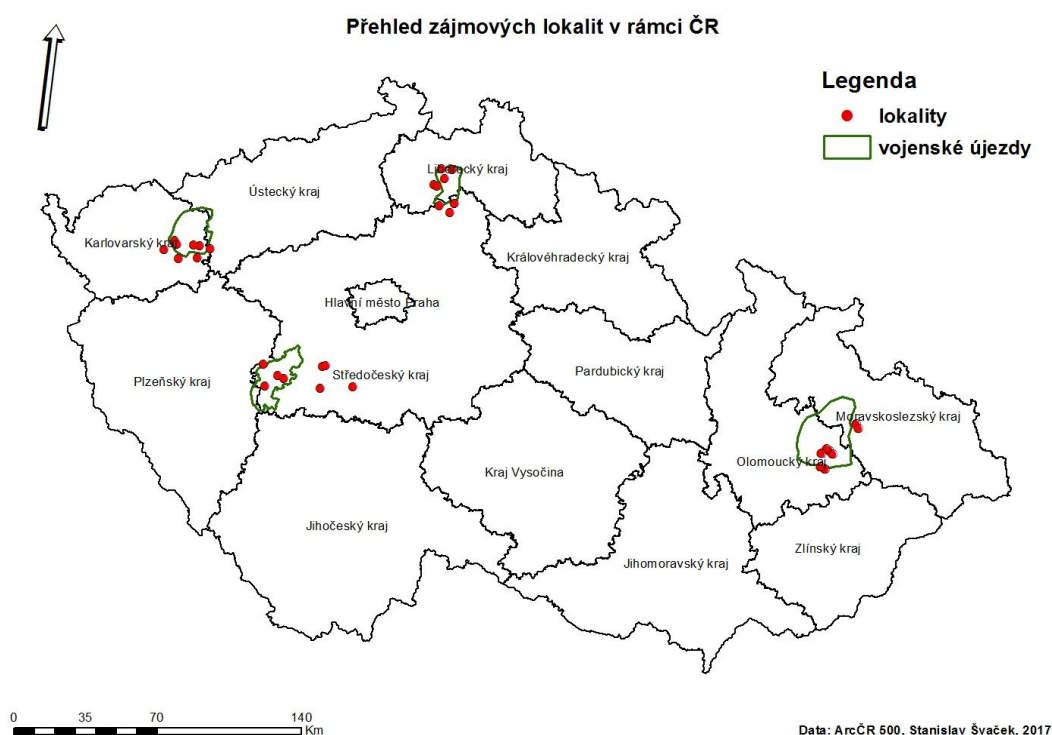
ohrožených druhů rostlin a živočichů. Bez přítomnosti těchto stanovišť zmizí i druhy na ně vázané. K obnově poškozených a tvorbě nových pionýrských biotopů však přispívá např. vojenský výcvik, který může napodobovat některé přírodní procesy (Tripolszky, 2008). Děje se tomu v podobě narušování a zhutňování půdního profilu nebo rozvolnění vegetace, měrou různé intenzity v závislosti na typu konkrétního vozidla. Neodmyslitelnou součástí vojenských aktivit, které pozitivně působí na ekologickou hodnotu VVP je pohyb vojska a s tím související budování protitankových zákopů, hloubení příkopů apod. Výbuchy munice zase vytvářejí terénní deprese a jsou doprovázeny možným vznikem požárů (Whitcotton et al., 2000). Je tedy zřejmé, že na rozdíl od většiny ostatních antropogenních disturbancí, které bývají značně uniformní v prostoru, čase i intenzitě jsou ty, které vznikly vojenskou činností odlišeny vyšší mírou heterogenity. V tom spočívá nejvýznamnější pozitivní vliv vojenských aktivit (Herl et al., 2005).

4. Metodika

4.1 Lokalizace území

Výzkum za účelem sběru dat k mé diplomové práci probíhal na území České republiky. Především v Olomouckém (VVP Libavá), Libereckém (bývalý VVP Ralsko), Středočeském (CHKO Brdy) a Karlovarském kraji (VVP Hradiště). Z části zasahoval také do krajů Ústeckého, Plzeňského a Moravskoslezského. Reprezentujícím vzorkem mojí studie bylo dohromady 32 lokalit (viz obrázek č. 1). V každé ze čtyř hlavních oblastí jich bylo osm. Tyto lokality byly dále rozděleny do dvou kategorií – lokality uvnitř VVP a mimo VVP (kontrolní).

Výběr lokalit pro moji diplomovou práci proběhl na základě předchozích pozorování vážek v daných oblastech a podle leteckých snímků nebo map. Lokality byly vybírány tak, aby reprezentovaly podobné rybníky. Zejména vzhledem k jejich velikosti. To bylo důležité pro možnost porovnávání kontrolních lokalit mimo VVP s těmi uvnitř VVP. Zároveň bylo nutné dodržet určitou vzdálenost mezi lokalitami, aby nedocházelo k zaznamenávání stejných jedinců na více lokalitách. Vzhledem k tomu, že se 8 lokalit nacházelo za území stále aktivních VVP Hradiště a Libavá, bylo třeba dbát i na bezpečnost nebo v případě sběru dat v CHKO Brdy i na povolení SCHKO.



Obrázek č. 1 – Mapa zájmových lokalit v rámci ČR (ArcGIS)

4.2 Charakteristika VVP Hradiště

4.2.1 Základní informace

Vojenský výcvikový prostor Hradiště (dále jen VVP Hradiště) je svou rozlohou 33 161 ha největším výcvikovým prostorem Armády České republiky (Roušar et al., 2006). Vznikl 1.2.1953 usnesením předsednictva tehdejší vlády ČSR a v současnosti je stále aktivní. Je určený k výcviku pozemního vojska, protivzdušné obrany a letectva (Komár, 1993). Leží na území Karlovarského kraje v nejzápadnější části České republiky. Jeho výcviková zařízení se nacházejí v nadmořských výškách mezi 335-943 m n.m. a průměrný roční úhrn srážek činí zhruba 800 mm. Zahrnuje pět katastrálních území: Bražec u Hradiště, Doupov u Hradiště, Žďár u Hradiště, Radošov u Hradiště a Tureč u Hradiště (Roušar et al., 2006).

4.2.2 Přírodní poměry a biologická rozmanitost

Vznik Doupovských hor, jejichž součástí je i VVP Hradiště, souvisí s působením vulkanické činnosti ve třetihorách (Roušar et al., 2006). Jedná se o jednotný útvar tzv. denudační trosku mohutného stratovulkánu, která je budovaná převážně čedičovými horninami a pokryvy pyroklastik (Culek et al., 2005). Z geomorfologického hlediska lze tuto oblast rozdělit na tři celky: Rohozeckou vrchovinu, Hradištskou vrchovinu a Jehličenskou hornatinu. Průměrná teplota oblasti se pohybuje okolo 6 °C. Pokud bereme v potaz i značnou členitost terénu a půdní typ s mělkým profilem, nejsou zde příliš vhodné podmínky pro intenzivní zemědělství (Roušar et al., 2006).

Původním vegetačním krytem, zejména vyšších poloh, jsou květnaté bučiny. Východní okraj oblasti je typický pro výskyt teplomilných doubrav. Dubohabřiny pokrývají pouze údolí řeky Ohře a údolí na jižním okraji oblasti. Cenné je také primární bezlesí skalních stepí, mozaika travinnobylinných společenstev, remízků a porostů keřů zachovaných díky sukcesy na opuštěných původně obhospodařovaných plochách (Culek et al., 2005).

4.3 Charakteristika VVP Libavá

4.3.1 Základní informace

Druhým největším vojenským výcvikovým prostorem v ČR je svoji rozlohou 32 724 ha právě Libavá (k 31.12.2015). Leží v severovýchodní části naší republiky asi 25 km severovýchodním směrem od města Olomouc (Roušar et al., 2006). Historie VVP Libavá je datována od 1. července 1950 kdy byl na základě rozhodnutí tehdejší vlády zřízen. Vznikl na území již existujícího Vojenského výcvikového tábora Moravský Beroun, který byl zřízen o několik let dříve – konkrétně 19. září 1946. V období mezi roky 1968 a 1989 byl využíván armádou Československé socialistické republiky společně s armádou Sovětského svazu. V současnosti je stále aktivním VVP. Většina plochy prostoru zaujímá nadmořskou výšku 500 – 650 m n. m. (Losík, Háková, 2007). Průměrný roční úhrn srážek se v této oblasti pohybuje okolo 860 mm. Stejně jako VVP Hradiště i Libavá zahrnuje pět katastrálních území: Velká Střelná, Město Libavá, Slavkov u Města Libavá, Rudoltovice a Čermná u Města Libavá (Roušar et al., 2006).

4.3.2 Přírodní poměry a biologická rozmanitost

Újezd leží ve východní části Nízkého Jeseníku nazývané Oderské vrchy. Celá jeho oblast je historicky spjata s povrchovou i hlubinnou těžbou nerostných surovin. Zejména břidlic, které tvoří nejrozšířenější typ zdejších hornin. Dále se v zájmovém území těžily také stříbrné rudy jako například galenit. Z hlediska podnebních charakteristiky se jedná o oblast mírně teplou a vlhkou. S ročním úhrnem srážek zhruba 863 mm. Převážná část újezdu leží v povodí řeky Odry a je významnou oblastí povrchových vodních zdrojů. Řada z nich má vyhlášena ochranná pásma a to i z důvodu, že podzemní zdroje vody nejsou vydatné kvůli malé propustnosti zdejších hornin (Roušar et al., 2006).

Vegetaci zdejší oblasti tvoří tři základní typy. V první řadě vegetace, která s vyvinula z té původní vlivem změny využívání krajiny. Druhým typem je vegetace, která vznikla zanedbaným obhospodařováním. A třetím typem je vegetace vzniklá specifickou antropogenní činností prováděnou v tomto území v posledních desetiletích (Culek et al., 2005). Z hlediska ochrany přírody se jedná o území velice

stabilní s minimálními stopami po poškození. Nachází se zde např. přírodní rezervace Smolenská luka jejíž hlavním cílem ochrany jsou především mokřadní společenstva lučních porostů, která hostí mimo jiné i dvanáct druhů vážek. Součástí újezdu je například také EVL Libavá nebo PO Libavá (Roušar et al., 2006).

4.4 Charakteristika bývalého VVP Brdy

4.4.1 Základní informace

Brdy byly s vybudováním VVP spjaty již od první poloviny 20. století. A i přes silnou vlnu tehdejších protestů z řad jednotlivců i organizací byla v Brdech 14. července 1928 zřízena dělostřelecká střelnice. Dalším historickým milníkem byl 1. červen 1950 kdy byl na území této střelnice podle příslušného zákona zřízen vojenský újezd Brdy (Roušar et al., 2006). Zrušení vojenského újezdu Brdy proběhlo k 31. prosinci 2015 na základě zákona č. 15/2015 Sb., o změně hranic vojenských újezdů. V současnosti je celá část území bývalého vojenského újezdu Brdy součástí CHKO Brdy.

Bývalý vojenský újezd Brdy ležel na území Středočeského kraje asi 60 km jihozápadním směrem od Prahy. Kopíroval centrální část pohoří Brd jehož nejvyšším vrcholem je s nadmořskou výškou 864,9 m n. m. Tok. Roční průměr srážek se pohybuje od 550 – 950 mm, zejména z důvodu výškové členitosti újezdu (Roušar et al., 2006). Území bývalého vojenského újezdu Brdy představuje útvar, jehož jednotícím činitelem je lesnaté pásmo s výraznou geologickou stavbou (Čáka, 2003) a zahrnuje pět katastrálních území: Baština, Hrachoviště, Kolvín, Těně a Záběhlá (Roušar et al., 2006).

4.4.2 Přírodní poměry a biologická rozmanitost

Bývalý vojenský újezd Brdy je z floristického i zoologického hlediska velmi zajímavou oblastí. Ojedinelé lokality pro biotu tady tvoří cílové dopadové plochy jež se činností armády přeměnily v druhotné bezlesí (Roušar et al., 2006). Brdská květena má horský charakter. Proto je zde možné nalézt rostliny, které dále najdeme až v pohořích na hranicích České republiky. Zdejšími typickými horskými prvky jsou především hrachor horský, dřípátka horská nebo pcháč různolistý. Dalším typickým prvkem Brdy jsou rašeliniště, která hostí druhy severské přírody.

Jako například klikvu bahenní, suchopýr pochvatý nebo hojnou rosnatku okrouhlostou. Činností armády zde vznikla i výjimečná rozlehlá horská vřesoviště. Ta vytváří biologicky hodnotné a působivé porosty. Díky inverzi vegetačních stupňů je možné v Brdech spatřit i teplomilné prvky a to zejména v údolí řeky Litavky (Fišer et al., 2016).

Zásadní význam má charakter Brd i pro živočišné druhy, které zde žijí. Evropsky významná lokalita Ohrazenický potok je velmi vhodným biotopem pro mihuli potoční. Hlavním předmětem ochrany na EVL Padrťský potok je naopak rak kamenáč a Padrťské rybníky jsou hnízdištěm chráněných druhů jako je čáp černý, chrástal vodní nebo žluva šedá (Roušar et al., 2006). Na otevřených plochách je pozoruhodná i přítomnost teplomilných druhů pěnice vlašské nebo běláška ovocného (Fišer et al., 2016).

4.5 Charakteristika bývalého VVP Ralsko

4.5.1 Základní informace

Bývalý vojenský výcvikový prostor Ralsko vznikl 1. července 1950 na základě již zmiňovaného zákona č. 169/1949 Sb., o vojenských újezdech. Jeho plocha měla rozlohu zhruba 25 000 ha a samotný újezd se nacházel necelých 75 km severně od Prahy. Z geomorfologického hlediska se jedná o území charakteristické poměrně jednotvárným terénem. Leží v nadmořské výšce 300 až 700 m (Honců, 1998). Průměrný roční úhrn srážek činí 600 mm. Jeho geologické podloží tvoří převážně křemenné pískovce. S tím souvisí také těžba uranových rud probíhající na ložisku Stráž pod Ralskem. Tehdejší velký tlak na urychlené prozkoumání a následné otevření ložiska uranu však způsobil kontaminaci životního prostředí radioaktivními prvky. Z pedologického hlediska jsou pro tuto oblast typické především chudé písčité půdy. Důležitý je také fakt, že v letech 1968 až 1991 na území VVP probíhal aktivní výcvik jednotek Sovětské armády (Novák, 2008). Se změnou politické situace a v důsledku odchodu Sovětských vojsk však došlo k 31.12.1991 ke zrušení újezdu a začala následná revitalizace celého území (Kühn, 2007).

4.5.2 Přírodní poměry a biologická rozmanitost

Z hlediska biogeografického členění České republiky se území bývalého VVP Ralsko rozkládá v Ralském bioregionu, který je součástí Hercynské oblasti. Pro tento bioregion je typická především málo členěná písčivcová tabule s podmáčenými depresiemi. Díky střídání suchých a mokřadních společenstev má tento bioregion také nejpestřejší biotu ze všech regionů písčivcového charakteru (Culek et al., 2005). Z hlediska ochrany přírody jsou na území bývalého VVP Ralsko zastoupeny mnohé kategorie zvláště chráněných území. Namátkou PP Rašeliniště Černého rybníka, PP Meandry Ploučnice u Mimoně nebo EVL Ralsko. Celý VVP je také součástí CHKO Kokořínsko – Máchův kraj. V oblasti výrazně převažují lesní biotopy nejčastěji tvořené květnatými bučinami. Ze zoologického hlediska jsou zde významná především společenstva reliktní entomofauny nebo hnízdiště některých ohrožených druhů ptáků (Zedníková, 2016).

4.6 Sběr dat

Praktická část méj diplomové práce měla dvě dílčí fáze. První z nich bylo zaznamenávání abundance všech druhů vážek v daném období na vybraných lokalitách. Druhá fáze spočívala v systematickém sběru vzorků vody z těchto lokalit. Náplní práce byl odchyt dospělců vážek do entomologické sítěky o průměru 40 cm. Odchyt probíhal smýkáním z vegetace nebo přímo za letu nad vodní hladinou. Po determinaci na základě znalostí diplomanta nebo pomocí vhodného determinačního klíče (Dolný et al., 2016) byli jedinci v místě odchyty opět vypuštěni. Společně s abundancí vážek jsem do předem připravených formulářů zaznamenával i další údaje. Jako například substrát dna, skladbu litorálu, zastínění, vodní vegetaci, přítomnost či nepřítomnost ryb atd. (viz příloha č.1). Veškerá získaná data byla následně přepsána do souboru v programu Excel. Samotný sběr vzorků vody pro následné analýzy proběhl do předem připravených sterilních nádob o deklarovaném objemu. Odebrané vzorky pak byly uloženy do chladicího zařízení a zpracovány v laboratoři. Společně s odběrem vzorků vody probíhalo na lokalitách zaznamenávání pH.

Monitoring probíhal v období od 29.5.2016 do 4.9.2016 v pravidelných intervalech 1x za tři týdny, za předpokladu příznivých klimatických podmínek. Optimálními podmínkami pro odchyt vážek bylo bezvětří, slunečné počasí a dostatečná teplota vzduchu v rozmezí 17 – 22 °C. Celkem byly realizovány čtyři po sobě jdoucí návštěvy. Abecední seznam mapovaných lokalit je uveden v tabulce č.2. Na mapování se podílel vícečlenný tým (Mgr. Filip Harabiš, Ph.D., Doc. RNDr. Aleš Dolný, Ph.D., Bc. Stanislav Švaček a Bc. Tomáš Vébr).

Lokalita	GPS N	GPS E	ÚJEZD
Bor	49.6876231	13.8545508	Brdy - uvnitř
Černý rybník	50.6905008	14.8413003	Ralsko - vně
Činov	50.2070944	13.0278117	Hradiště - uvnitř
Dlouhá	50.1941269	13.0475983	Hradiště - uvnitř
Hejnice, nádrž	49.5623389	17.5906208	Libavá - vně
Heřmánky	49.6438833	17.6102331	Libavá - uvnitř
Hradčany	50.6149558	14.7287500	Ralsko - uvnitř
Jesenský rybník	50.2012336	13.2025042	Hradiště - uvnitř
Jezero	49.6588218	14.1521803	Brdy - vně
Komora	49.7584322	14.1676359	Brdy - vně
Kopinský rybník	50.1322225	13.0713039	Hradiště - vně
Krupský rybník	50.5433394	14.8874094	Ralsko - vně
Lomnický rybník	50.1615008	12.9621111	Hradiště - vně
Musík	49.6838244	14.3685121	Brdy - vně
Na Boškovském potoku u harty	49.6308206	17.6352206	Libavá - vně
Na Plazském potoku, cvičiště Čermná	49.6518583	17.5892475	Libavá - uvnitř
Novodvorský rybník	50.6462997	14.7975447	Ralsko - uvnitř
Nový rybník (Lochotín)	50.2001931	13.1614822	Hradiště - uvnitř
Valcha	50.5003828	14.8664022	Ralsko - vně
PR Smolenská luka	49.6317031	17.5535539	Libavá - uvnitř
Průrvy ploučnice	50.6892981	14.7685050	Ralsko - vně
Přivaží	49.7538209	14.1463255	Brdy - vně
Rašeliniště Kamenka	49.7534378	17.7875686	Libavá - vně
Rašeliniště u Slavkova	49.5709036	17.5580386	Libavá - uvnitř
Strašice	49.7267537	13.7940456	Brdy - uvnitř
Týniště	50.1488869	13.1948411	Hradiště - vně
Václavka	49.6331124	13.7883546	Brdy - uvnitř
Valeč	50.1966253	13.2752428	Hradiště - vně
Vavrouškův rybník	50.6096636	14.7516306	Ralsko - uvnitř
Vítkov - Bělídlo	49.7750364	17.7739767	Libavá - vně
Vodní nádrž Pilská	49.6777514	13.8991351	Brdy - uvnitř
Vrchbelský rybník	50.5269153	14.7845144	Ralsko - uvnitř

Tabulka č. 2 – Seznam studovaných lokalit

4.7 Zpracování dat

Veškerá data k mé diplomové práci byla analyzována a vizualizována pomocí softwarového programu R verze 3.2 (R Development Core, 2015). Package lme4 (Bates et al., 2016) byla použita pro vytvoření zobecněných lineárních smíšených modelů (GLMM), které hodnotily vliv enviromentálních proměnných na počet druhů a jejich ochránářskou hodnotu (DBIsv). Pro hodnocení vlivu enviromentálních proměnných na počet druhů byl použit model s negativně binomickým rozdělením. Vysvětlovanou proměnnou byl v tomto případě průměrný počet všech druhů vážek uvnitř a vně VVP. Vysvětlujícími proměnnými bylo pH, nadmořská výška, land use a umístění lokality uvnitř nebo vně VVP. Do modelu byl zahrnut také náhodný efekt, kterým byla oblast výzkumu. K analýze pro hodnocení vlivu enviromentálních proměnných na ochránářskou hodnotu byl použit model s normálním rozdělením. Vysvětlovanou proměnnou byla hodnota DBIsv (Dragonfly biotic index). Vysvětlující proměnné a náhodný efekt byli stejné jako v případě předchozího modelu.

Dále byla za použití package BORAL verze 0.9 (Hui, 2016) provedena vizualizace podobnosti společenstev vážek. Jednalo se o přístup založený na lineárních modelech bez vysvětlujících proměnných (pure latent variable model). Tento model je v podstatě alternativou nepřímých ordinací s několika výhodami. Pro vizualizaci korelace mezi jednotlivými enviromentálními proměnnými a diverzitou byla použita metoda Nonmetric Multidimensional Scaling (NMDS) s Bray-Curtisovou distancí v package Vegan verze 2.4 (Oksanen et al., 2016).

Poslední použitá package mvabund verze 3.10 (Wang et al., 2012) sloužila k analýze vztahu mezi enviromentálními proměnnými a funkčními charakteristikami vážek. V rámci této analýzy byl použit model CATS (community assembly via trait selection) regrese, který umožňuje analyzovat souvislosti mezi funkčními vlastnostmi vážek a vlastnostmi prostředí kde se vyskytují a zachovává rozdílné zastoupení i početnosti jednotlivých druhů (Warton et al., 2015). Funkčními charakteristikami, které vstupovaly do analýzy, byla velikost těla (mm), disperzní schopnosti (podle Harabiš & Dolný, 2011), typy larválních strategií: 1) sprawlers – larvy pobývající na vegetaci v blízkosti vodní hladiny; 2) claspers – larvy přímo vázané na vegetaci v blízkosti vodní hladiny; 3) burrowers – larvy žijící v substrátu

dna (Corbet & Brooks, 2008), počet preferovaných habitatů podle kritérií IUCN, sensitivita k zastínění a typ vodního biotopu (stálý/vysychající). Enviromentální proměnné zastupovala plocha lokality (m²), typ land use (umělý rybník, extenzivní rybník, hospodářský rybník, rašeliniště, mokřad), umístění lokality uvnitř/vně újezdu, pH, koncentrace NH₄⁺ a pokryvnost vodní vegetace (rozvolněná, chybějící, bohatá, specifická na určitých místech).

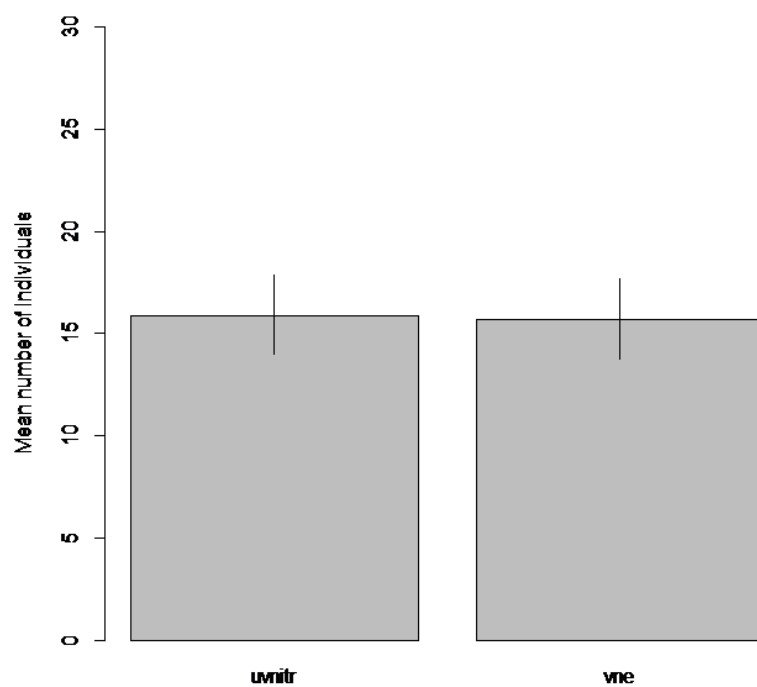
5. Výsledky

5.1 Druhová diverzita vážek VVP a okolní krajiny

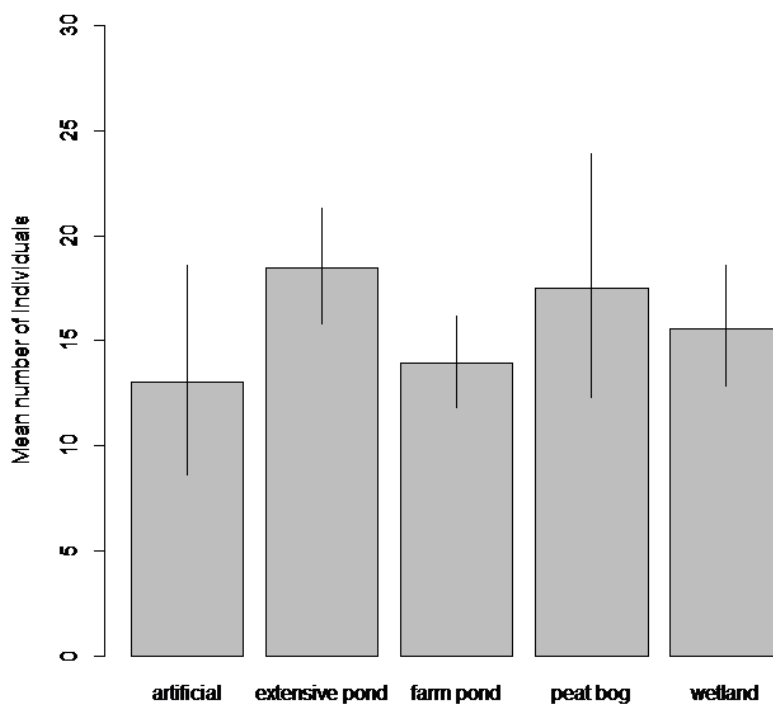
Na 32 sledovaných lokalitách bylo v průběhu méj srovnávací studie zaznamenáno celkem 49 druhů vážek. Z toho 20 druhů vážek podřádu Zygoptera a 29 druhů vážek podřádu Anisoptera. Porovnání druhové diverzity vážek ve VVP a okolní krajině mělo ověřit účinnost hypotézy, že VVP hostí celkově větší počet druhů než okolní krajina a je na ně vázán větší počet druhů s významnou ochránářskou hodnotou. Na základě toho byla pomocí zobecněných lineárních smíšených modelů (GLMM) provedena analýza této hypotézy. Signifikantní rozdíl v početnosti druhů mezi VVP a okolní krajinou však prokázán nebyl (Tab. č. 3). Celkový počet druhů se proto mezi VVP a okolní krajinou významně neliší (Obr. č. 2). Rozdíl v průměrné početnosti druhů je mírně znatelný v případě porovnání jednotlivých typů land use (Obr. č. 3).

	Df	AIC	BIC	logLik	deviance	Chisq	Chi	Df	Pr(>Chisq)
Spec ~ log(Water) + Ph + Altitude + (1 Oblast)	6	200.94	209.73	-94.469	188.94				
Spec ~ log(Water) + Land.use + Ph + Altitude + (1 Oblast)	10	202.51	217.16	-91.253	182.51	6.4321	4		0.1691
Spec ~ log(Water) + Land.use + Ph + Altitude + Ujezd + (1 Oblast)	11	204.44	220.56	-91.220	182.44	0.0662	1		0.7970

Tabulka č. 3 – Zobecněné lineární smíšené modely (GLMM) vyjadřující vliv jednotlivých proměnných na celkovou početnost druhů vážek ve VVP a okolní krajině.



Obrázek č. 2 – Porovnání průměrné početnosti všech druhů vážek uvnitř VVP a v okolní krajině.



Obrázek č. 3 – Porovnání průměrné početnosti všech druhů vážek ve VVP a okolní krajině, z hlediska typu land use jednotlivých lokalit.

5.1.2 Diverzita ochránářsky hodnotných druhů

Z ochránářské hlediska byly během výzkumu zjištěny 4 druhy chráněné zákonem o ochraně přírody a krajiny podle vyhlášky 395/1992 Sb., v platném znění. Konkrétně silně ohrožený druh šídlatky kroužkované (*Sympecma paedisca*), vážky bělousté (*Leucorrhinia albifrons*), vážky jasnoskvrnné (*Leucorrhinia pectoralis*) a klínatky rohaté (*Ophiogomphus cecilia*). Dále bylo zjištěno celkem 23 druhů vážek uvedených na červeném seznamu ohrožených druhů České republiky (Farkač et al., 2005). Jednotlivé kategorie ohrožení výše uvedených druhů upravuje následující tabulka (Tab. č. 4).

Dle vyhlášky č. 395/1992			
Kategorie	Druh	Oblast	
		Uvnitř VVP	Vně VVP
Silně ohrožený	<i>Sympecma paedisca</i>		x
Silně ohrožený	<i>Leucorrhinia albifrons</i>	x	x
Silně ohrožený	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>		x
Silně ohrožený	<i>Ophiogomphus cecilia</i>		x
Dle červeného seznamu ohrožených druhů ČR (Farkač et al., 2005)			
Kategorie	Druh	Oblast	
		Uvnitř VVP	Vně VVP
Kriticky ohrožený	<i>Coenagrion lunulatum</i>		x
Kriticky ohrožený	<i>Sympecma paedisca</i>		x
Kriticky ohrožený	<i>Epitheca bimaculata</i>	x	
Kriticky ohrožený	<i>Leucorrhinia albifrons</i>	x	x
Ohrožený	<i>Brachytron pratense</i>	x	
Ohrožený	<i>Ophiogomphus cecilia</i>		x
Ohrožený	<i>Orthetrum brunneum</i>		x
Ohrožený	<i>Sympetrum fonscolombii</i>		x
Zranitelný	<i>Lestes barbabus</i>		x
Zranitelný	<i>Lestes dryas</i>	x	x
Zranitelný	<i>Lestes virens</i>	x	x
Zranitelný	<i>Aeshna affinis</i>	x	x
Zranitelný	<i>Aeshna juncea</i>	x	
Zranitelný	<i>Anaciaeshna isosceles</i>	x	x
Zranitelný	<i>Anax parthenope</i>	x	x
Zranitelný	<i>Cordulegaster boltonii</i>	x	
Zranitelný	<i>Leucorrhinia dubia</i>	x	
Zranitelný	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>		x
Téměř ohrožený	<i>Coenagrion hastulatum</i>	x	x
Téměř ohrožený	<i>Erythroma viridulum</i>	x	x
Téměř ohrožený	<i>Ischnura pumilio</i>	x	x
Téměř ohrožený	<i>Sympecma fusca</i>	x	x
Téměř ohrožený	<i>Sympetrum striolatum</i>	x	x

Tabulka č. 4 – Tabulka ochránářsky hodnotných druhů vážek, které jsou součástí vyhlášky č. 395/1992 Sb. a červeného seznamu ohrožených druhů vážek České republiky dle Farkače et al., (2005).

V rámci další analýzy byl testován vliv proměnných prostředí na tzv. srovnávací kvalitativní index DBI (Dragonfly biotic index). Ten je stanovován na základě tří charakteristik druhů vážek, kterými jsou jejich ohrožení, rozšíření a senzitivita ke změnám prostředí. Analýza byla provedena za pomoci již zmiňovaných zobecněných lineárních smíšených modelů (GLMM). Bylo zjištěno, že signifikantní vliv na hodnoty tohoto indexu má typ land use lokality (Tab. č. 5). Nicméně druhové složení společenstev se mezi jednotlivými typy land use významně nelišilo (Tab. č. 6).

	D f	AIC	BIC	logLik	devianc e	Chisq Chi	D f	Pr(>Chis q)
DBIsv ~ log(Water) + Ph + Altitude + (1 Oblast)	6	39.8 2	48.62 1	-13.913 4	27.827			
DBIsv ~ log(Water) + Land.use + Ph + Altitude + (1 Oblast)	1 0	38.3 0	52.96 6	-9.1541	18.308	9.5185	4	0.04937*
DBIsv ~ log(Water) + Land.use + Ph + Altitude + Ujezd + (1 Oblast)	1 1	39.3 7	55.49 7	-8.6868	17.373	0.9347	1	0.33364

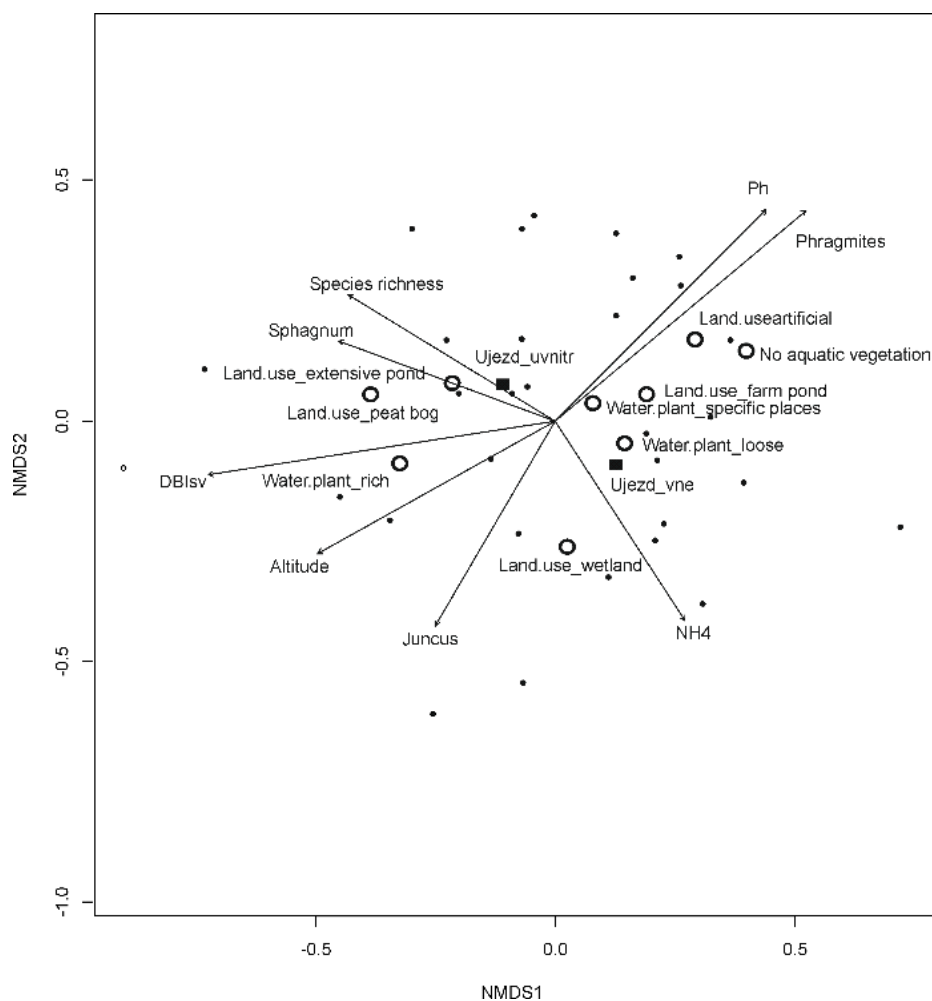
Tabulka č. 5 – Zobecněné lineární smíšené modely (GLMM) vyjadřující vliv jednotlivých proměnných prostředí na ochranářskou hodnotu vážek VVP a okolní krajiny.

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
extensive pond - artificial == 0	0.6459	0.3156	2.047	0.2645
farm pond - artificial == 0	0.1066	0.3300	0.323	0.9973
peat bog - artificial == 0	0.2540	0.3784	0.671	0.9583
wetland - artificial == 0	0.3911	0.3219	1.215	0.7322
farm pond - extensive pond == 0	-0.5393	0.2019	-2.671	0.0838
peat bog - extensive pond == 0	-0.3919	0.2887	-1.357	0.6470
wetland - extensive pond == 0	-0.2548	0.2119	-1.202	0.7393
peat bog - extensive pond == 0	0.1474	0.3167	0.465	0.9891
wetland - farm pond == 0	0.2845	0.2237	1.272	0.6988
wetland - peat bog == 0	0.1371	0.2668	0.514	0.9841

Tabulka č. 6 – Zobecněné lineární smíšené modely (GLMM) vyjadřující vliv interakce jednotlivých typů land use na druhové složení společenstev vážek VVP a okolní krajiny.

5.2 Podobnost společenstev

Pomocí ordinačního diagramu byla provedena také vizualizace toho, jak ve VVP a okolní krajině vzájemně korelují jednotlivé enviromentální proměnné (Obr. č. 4). Z diagramu vyplývá, že ve VVP najdeme zejména extenzivně využívané až rašelinné vodní biotopy s bohatým zastoupením litorální vegetace kde dominují druhy rodu *Sphagnum*. Naopak v okolní krajině se jedná především o umělé a hospodářsky využívané biotopy s chudším litorálem a zastoupením rákosin (rodu *Phragmites*). Dále je zřejmé, že bohatá pokrývnost vodní vegetace biotopů ve VVP má za důsledek vyšší počet ochranněsky hodnotných druhů. Oproti tomu biotopy v okolní krajině, kde místy vodní vegetace zcela chybí a litorál je tvořen homogenními rákosinami, zastoupení ochranněsky hodnotných druhů vážek klesá.

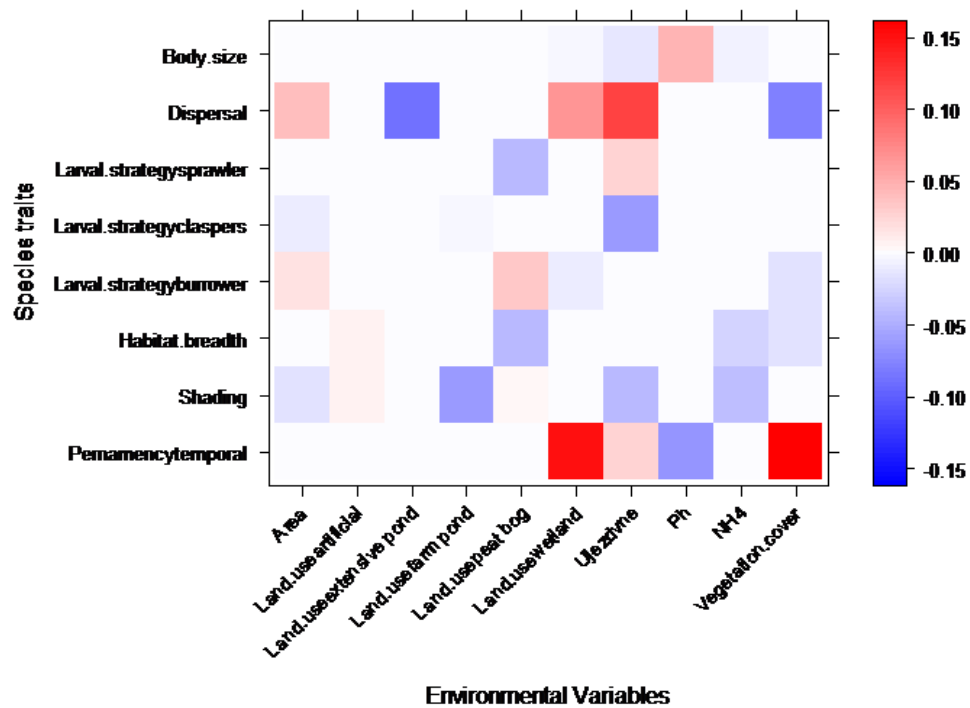


Obrázek č. 4 – Ordinační diagram zobrazující podobnost jednotlivých enviromentálních proměnných ve VVP a okolní krajině.

5. 3 Druhové charakteristiky a rozdíl v početnostech vážek

Další část výsledků mojí práce popisuje vztahy druhových charakteristik vážek a faktorů prostředí (Obr. č. 5). Z grafu je zřejmý silný pozitivní vztah mezi disperzními schopnostmi druhů a lokalitami vně VVP. V okolní krajině je diverzita biotopů znatelně chudší, a v důsledku toho je proces zcela opačný. Dochází tedy k větší disperzi. Silný pozitivní vztah byl popsán také mezi lokalitami označovanými typem land use jako mokřad a druhy vážek s vlastnostmi typickými pro biotopy s kolísavým režimem vodní hladiny. Tyto druhy mají silný pozitivní vztah i k proměnné pokryvnosti vodní vegetace. Výše zmíněný graf vysvětluje i několik negativních vztahů druhových charakteristik vážek a faktorů prostředí. Jedním z nich je ten mezi disperzí a typem land use extenzivní rybník. Dalším popsáním negativním vztahem je interakce mezi disperzí a pokryvností vodní vegetace.

V rámci doplňkových analýz byly zjišťovány také pozitivní a negativní vztahy druhových charakteristik na faktory prostředí pro jednotlivé druhy vážek (Příloha č. 11). Dále pak početnosti jednotlivých druhů uvnitř a vně VVP (Příloha č. 12). Z těchto výsledků lze odvodit, že nejčastěji zaznamenávanými druhy, které byly vázané převážně na VVP jsou *Coenagrion pulchellum*, *Coenagrion hastulatum*, *Sympetrum danae* a *Lestes dryas*. Všechny tyto druhy mají podobné nároky na stanoviště a vyskytují se také na různých typech mělčích, bohatě zarostlých až přechodných rašeliništ, která jsou často v pozdních sukcesích stádiích. To svědčí o tom, že lokality uvnitř VVP jsou oproti těm v okolní krajině z hlediska vývoje mnohem stabilnější. Pro druhy, které se hojně vyskytovali ve VVP i okolní krajině je zase typické to, že nejsou nikterak ekologicky vyhraněné a v rámci jejich druhových charakteristik existují minimální vztahy k faktorům prostředí.



Obrázek č. 5 – Graf popisující negativní a pozitivní vztahy jednotlivých druhových charakteristik vážek a faktorů prostředí. Pozitivní vztahy jsou vyjádřeny červenou barvou, negativní modrou barvou.

6. Diskuse

Na území České republiky žije podle posledních publikovaných údajů prokazatelně 73 druhů vážek (Jeziorsky & Holuša, 2012). V rámci mého terénního průzkumu bylo na lokalitách uvnitř i vně VVP determinováno dohromady 49 druhů. Tedy zhruba dvě třetiny veškerých druhů naší odonatofauny. A to i přesto, že jsem se vůbec nezaměřil na vážky tekoucích vod, jejichž počet se pohybuje okolo 12 druhů (Dolný et al., 2016). Nicméně mapování odonatofauny bylo pouze dílčím cílem mé práce. Ten hlavní spočíval především v tom, že se jedná o ucelenou studii, která porovnává společenstva vážek na území současných i bývalých VVP s diverzitou společenstev vyskytujících se v krajině mimo ně. Důvodem tohoto srovnání byl předpoklad určitého ochrannářského potenciálu VVP. Ten by je mohl předurčit k tomu, aby mohly být ekvivalentem ke zvláště chráněným územím. Dalším důvodem srovnávání diverzity vážek uvnitř a vně VVP bylo to, že vliv na společenstva bezobratlých živočichů byl doposud ve VVP studován jen výjimečně, a řada prací se zaměřuje na jiné taxonomické skupiny, zejména obratlovce. Příkladem jedné takové práce je i ta, popisující unikátní biologickou hodnotu stále aktivního VVP Záhorie na Slovensku, kde je vážkám věnovaná jen nepatrná část (Kustrová, 2016). Také Gazenbeek (2005) ve své práci jen zmiňuje, že na území VVP se vyskytuje 40 z celkových 60 v Nizozemsku zjištěných druhů vážek. Ani studie, které výhradně popisují společenstva sladkovodních ekosystémů ve VVP, neuvádí vážky jako zájmovou skupinou (Horwitz & Andrew, 1992). Chybí tak rozsáhlá data, která by mohla porovnat ochrannářský význam společenstev vážek ve VVP. Proto jsem se na tuto problematiku v rámci svého studia zaměřil.

Na základě výsledků svojí práce mohu konstatovat, že VVP jsou pro společenstva vážek významnými oblastmi. Zejména pokud se jedná o zachování jejich nejvíce ohrožených biotopů, které z běžné krajiny téměř vymizely (Gazenbeek, 2005; Kustrová, 2016). Mohlo by se zdát, že i proto budou hostit větší počet druhů než kontrolní lokality v okolní krajině. Vysvětlením toho, proč se společenstva vážek ve VVP a okolní krajině výrazně druhově nelišila, může být např. výběr kontrolních lokalit vně VVP. Lokality v okolní krajině totiž byly cíleně vybírány tak, aby z hlediska zachovalosti konkrétního biotopu reprezentovaly stanoviště vyšší kvality. Jednalo se především o extenzivní rybníky, mnohdy i s určitým statutem ochrany. Konkrétně Černý rybník, Jezero, Kopinský rybník, Lomnický rybník, Valcha, Týniště a Valeč jsou vyhlášeny jako kategorie

maloplošného zvláště chráněného území – přírodní památka. To mělo zajistit porovnání ochrany významných lokalit vně VVP s těmi uvnitř těchto oblastí, u kterých byl možný předpoklad určitého biologického významu. Fakt, že se druhové složení společenstev vážek ve srovnávaných oblastech výrazně nelišilo, je důkazem toho, že VVP mohou fungovat jako oblasti s určitým ochranným potenciálem, který však často není nikterak legislativně ukotven. Z toho důvodu by v případě optimalizace nebo úplného rušení VVP mohly být takové lokality za zvláště chráněná území vyhlášeny. Otázkou však zůstává, zda je pro ně dostačující legislativní ochrana nebo skutečnost, že jsou součástí VVP. Legislativní ochrana má mnohdy na rozdíl od aktivit souvisejících s VVP omezenější možnosti co do způsobů aktivních zásahů v rámci managementu takových stanovišť.

Další možné vysvětlení neprůkazných rozdílů v celkové početnosti druhů mezi VVP a okolní krajinou by mohlo souviset s frekvencí výskytu ochranných významných lokalit v prostoru. Vzhledem k tomu, že průzkum probíhal i ve dvou stále aktivních VVP (Hradiště a Libavá), bylo zapotřebí dbát na pokyny a bezpečnost plynoucí z povolení vydaných újezdními úřady. V důsledku toho se lokality uvnitř dvou zmiňovaných VVP vyskytovaly na menší části jejich celkového území. V případě bývalého VVP Brdy to bylo obdobné, protože na části území nově vyhlášené CHKO Brdy probíhala pyrotechnická asanace. Rozložení lokalit v prostoru je zřejmé i z příloh mé práce, kde jsou umístěny mapové výstupy znázorňující jednotlivé rybníky v rámci čtyřech studovaných oblastí. Přílohy poukazují také na to, jak významný je kontrast mezi jednotlivými VVP a okolní krajinou. Až na výjimku, kterou je VVP Hradiště, jsou zbylé oblasti ostrovem diverzity obklopeným intenzivně využívaným zemědělským prostředím. V tom se samozřejmě odráží i kvalita „běžných“ rybníků mimo VVP. Kontrast mezi okolní krajinou a zmiňovaným VVP Hradiště však tak markantní není. Především proto, že se v této oblasti doposud hospodaří spíše extenzivněji. V důsledku toho mohou mít i klasické rybníky, které reprezentovali kontrolní lokality a neměly žádný statut ochrany, určitý ochranný potenciál. Ten může vést k tomu, že jejich druhová diverzita vážek je vyšší a v porovnání s těmi ve VVP se výrazně neliší.

Z dostupné literatury, která popisuje význam a potenciál VVP (Čížek et al., 2013; Reif et al., 2011; Warren & Büttner, 2008) se dalo předpokládat i to, že hostí výrazně větší podíl ochranných hodnotných druhů než okolní krajina. Podle výsledků této práce jsou VVP cennými oblastmi sekundárních biotopů pro řadu ohrožených druhů vážek, ale hostí i druhy, které bychom hledali spíše v okolní

krajině. S tím může souviset i to, že nebyl prokázán ani rozdíl v početnosti ochránářsky významných druhů mezi VVP a okolní krajinou. Nejvýznamnějšími zaznamenanými ochránářsky hodnotnými druhy byly silně ohrožené šídlatka kroužkovaná (*Sympecma paedisca*), vážka běloustá (*Leucorrhinia albifrons*), vážka jasnoskvrnná (*Leucorrhinia pectoralis*) a klínatka rohatá (*Ophiogomphus cecilia*), zahrnuté do přílohy č. III. vyhlášky 395/1992 Sb., o zvláště chráněných druzích rostlin a živočichů České republiky. Kromě vážky jasnoskvrnné se zbylé druhy vyskytovali pouze vně VVP. Obdobný výsledek můžeme pozorovat i u druhů, které jsou uvedeny na červeném seznamu ohrožených druhů vážek České republiky. Takových bylo v rámci VVP zaznamenáno 18 a v okolní krajině celkem 22. V souvislosti s červeným seznamem však byly zjištěny i druhy, které se vyskytovaly pouze uvnitř VVP. Konkrétně kriticky ohrožená lesklice velká (*Ephiteca bimaculata*), ohrožené šídlo luční (*Brachytron pratense*), zranitelné šídlo sítinové (*Aeshna juncea*), páskovec kroužkovaný (*Cordulegaster boltonii*) a vážka čárkovaná (*Leucorrhinia dubia*).

Z ochránářského hlediska je zajímavé také to, že využívání krajiny (land use) mělo vliv na ochránářskou hodnotu vážek (DBIsv). Takzvaný dragonfly biotic index se používá k monitoringu probíhajících změn ve sladkovodních ekosystémech (Samways & Simaika, 2016). Autoři indexu sami poukazují na to, že změny v hodnotách zmiňovaného indexu jsou u společenstev ohrožených a mnohdy biotopově specializovaných druhů vážek odrazem různých kategorií land use (Simaika & Samways, 2009). Samotný index je významným indikátorem také pro jednotlivé druhy. Každý druh má hodnotu tohoto indexu v rozpětí hodnot 0-9, přičemž vysoké hodnoty blízké k horní hranici indexu charakterizují druhy velmi ohrožené a citlivé na změny v jejich bezprostředním okolí. Na druhém konci tohoto spektra se naopak nachází druhy běžné, rozšířené a tolerantní vůči změnám v životním prostředí (Samways, 2008). Druhy s vyšší hodnotou DBIsv se tak vyskytovaly na lokalitách, které reprezentovaly rašelinné, mokřadní nebo jiné extenzivně obhospodařované biotopy. Naopak vážky vázané na umělé a intenzivně využívané rybníky měly hodnotu DBIsv indexu podstatně nižší. To může poukazovat na účinnost tohoto indexu v případě, že chceme určit prioritní lokality zasluhující určitý statut ochrany. Hodnoty DBIsv by v některých případech mohly rozlišovat také rozsah dopadu antropogenních aktivit v jednotlivých VVP, protože nevíme, do jaké míry jsou si tyto oblasti podobné a zda je lze srovnávat. Mohly by se stát i užitečným měřítkem ekologické integrity a stanovení priorit pro zachování stanovišť ve VVP. Nicméně DBIsv nebyl schopen detekovat významné rozdíly mezi jednotlivými typy

stanovišť (land use). To by mohlo souviset s tím, že ochránářsky významné druhy vážek preferují, vzhledem k testovaným typům biotopů, různá stanoviště. A neexistuje tak žádný ideální model prostředí, kde se vyskytují všechny hodnotné druhy. Naopak je zřejmé, že pro efektivitu ochránářského potenciálu VVP je nezbytné vytvářet různorodé podmínky prostředí.

V rámci mé práce jsem dále řešil také podobnost společenstev vážek studovaných oblastí. Bylo použito několik druhových charakteristik, u kterých byl předpoklad jejich korelace s rozdílem v početnostech jednotlivých druhů mezi VVP a okolní krajinou. Nejednalo se však o statistickou analýzu, ale o vizualizaci podobnosti pomocí ordinačního diagramu. Výraznou druhovou charakteristikou bylo složení litorální vegetace. Extenzivně využívaným až rašelinným vodním biotopům s bohatým zastoupením litorální vegetace uvnitř VVP dominoval rašeliník r. *Sphagnum*. To by mohlo poukazovat na to, že lokality uvnitř VVP jsou vzhledem k těm v okolní krajině vývojově stabilnější a starší. Důvodem tohoto předpokladu je skutečnost, že postupným přirůstáním rašeliníků vznikají rašeliníště, která mají mnohdy i tisíciletou historii (Kolmanová et al., 2000). Pokud se tedy ve VVP setkáváme s biotopy kde dominují tyto druhy, můžeme předpokládat, že tato společenstva reprezentují sukcesně starší stádia. Ta mohou mít pro vážky velký význam. Je prokázáno, že druhová diverzita vážek se zvyšuje mimo jiné i se stářím lokality (Kadoya et al., 2004), a že některé rostliny včetně rašeliníku se ve vodních biotopech podílí na změně mikrohabitatové struktury čímž přispívají k významně vyšší abundanci některých řádů bezobratlých, včetně vážek (Henrikson, 1993). Oproti tomu lokality v okolní krajině byly charakteristické chudším litorálem se zastoupením rákosin (rodu *Phragmites*). Jednalo se spíše o eutrofní stojaté vody, které jsou v běžné krajině ovlivněny intenzivní zemědělskou činností. To by mohlo vysvětlovat i fakt, že složení litorální vegetace může odrážet ekologický stav vodního prostředí. Další výraznou charakteristikou prostředí, která je zřejmá z ordinačního diagramu byla pokryvnost vodní vegetace. Ta korelovala s početností ochránářsky hodnotných druhů na lokalitách ve VVP. Z výsledků je zřejmé, že lokality s bohatou pokryvností vodní vegetace hostily větší počet ochránářsky hodnotných druhů a naopak. Což se dalo do jisté míry předpokládat, protože vliv vegetace na diverzitu vážek je znám (Rensburg & Turner, 2009). A totéž platí i pro vliv pokryvnosti vodní vegetace na druhovou diverzitu ochránářsky hodnotných druhů (Kadoya et al., 2004). Je tedy zřejmé, že lokality uvnitř VVP představují biotopy, které jsou díky izolaci od negativních vlivů v okolní krajině vývojově starší a mají bohatší pokryvnost vodní vegetace.

Nedílnou součástí výsledků mé diplomové práce byly také druhové charakteristiky a rozdíly v početnostech vážek. Pozitivní vztah byl prokázán mezi disperzními schopnostmi druhů a lokalitami uvnitř VVP. Vysvětlením tohoto vztahu by mohlo být to, že VVP představují oblasti s širokou škálou biotopů, které jsou typické pro otevřenou krajinu. V ní dominují druhy s lepšími schopnostmi, zejména generalisté (Miller et al., 2015), kteří nejsou závislí na úzkém okruhu potravních zdrojů a podmínek prostředí. V důsledku toho se mohou pravděpodobně lépe šířit. Mimo pozitivní vztah dispersně schopnějších druhů a lokalit uvnitř VVP lze poukázat i na další, které z ordinačního diagramu také vyplívají. Tím prvním je ten mezi typem land use mokřad a druhy vážek, které jsou vázané na biotopy s kolísavým režimem vodní hladiny. To lze vysvětlit tím, že mokřady představují typ biotopů, který je mimo jiné popisován jako mělké, částečně zarostlé i periodicky vysychající stanoviště a v důsledku toho může hostit i tyto druhy. V návaznosti na druhové charakteristiky těchto druhů je zajímavý také jejich vztah k pokryvnosti vodní vegetace. Kolísavý režim vodní hladiny může za určitých okolností způsobit dočasné vysychání takovýchto lokalit. A pro některé druhy může být v této souvislosti zásadní to, aby se na stanovišti vyskytovalo dostatečné množství této vegetace. Ta jim v případě změny vodního režimu může poskytnout dočasné útočiště. Pokud se však na tyto vztahy druhových charakteristik a faktorů prostředí podíváme z opačné strany, zjistíme, že existuje i několik negativních zákonitostí. Tou první je vztah mezi disperzními schopnostmi a typem land use extenzivní rybník. To by mohlo znamenat, že na extenzivně využívaných rybnících převažují druhy, které mají menší rozptylové vlastnosti. Může to souviset s tím, že tento typ rybníků kolonizují druhy, které jsou vyhranění specialisté. Ty mají na rozdíl od typických generalistů menší disperzní schopnosti a v důsledku toho se šíří na kratší vzdálenosti. S disperzními schopnostmi druhů souvisí i druhý negativní vztah. Ten popisuje interakci mezi disperzními schopnostmi a pokryvností vodní vegetace. Tedy případ kdy mají vážky vázané na biotopy s dostatečným zastoupením pokryvnosti vodní vegetace menší disperzní schopnosti. Je možné předpokládat, že tyto dva vztahy spolu úzce souvisí. Pokud se jedná o extenzivní rybník je pravděpodobné, že bude bohatý na zastoupení litorální vegetace a pokryvnost té vodní bude také výrazně bohatší než u běžných hospodářsky využívaných rybníků. V důsledku toho mohou být na taková stanoviště vázány již zmiňované mírně specializované druhy, které mají disperzní schopnosti nižší než ty, které jsou tolerantní vůči většímu spektru podmínek prostředí.

Pokud se zaměřím na výskyt jednotlivých druhů ve VVP, byly těmi nejčastěji zaznamenanými vážka tmavá (*Sympetrum danae*), šidélko kopovité (*Coenagrion hastulatum*), šidélko širokosvrnné (*Coenagrion pulchellum*), šídlatka tmavá (*Lestes dryas*) a šidélko ruměnné (*Pyrrhosoma nymphula*). Jedná se o druhy dominující v určitém typu biotopu. Vážka tmavá je relativně početným druhem, který preferuje menší stojaté vody, často vysychající bohatě zarostlé rybníky až rašeliniště. V poslední době však z doposud neobjasněných důvodů mírně ubývá. Jedním z popsaných rizik pro současné populace tohoto druhu mohou být aktivity vedoucí k přímé likvidaci biotopů nebo odvodňování (Dolný et al., 2016). Hojně zaznamenaným druhem ve VVP byl také zástupce podřádu *Zygoptera* šidélko kopovité. Vyznačuje se do značné míry preferencí plytkých stanovišť s bohatou příbřežní vegetací a vyskytuje se na různých typech rašelinišť, vrchovišť a slatinišť. Podobné nároky má také šidélko širokosvrnné. To vyhledává lokality s vyšším rozvojem vegetace plovoucích rostlin a je acidoindiferentní. Tedy tolerantní vůči rozpětí hodnot pH a vyskytuje se tak i na rašeliništích, slatiništích nebo vrchovištích (Hanel & Zelený, 2000). Stanoviště v pozdních stádiích sukcesního vývoje zase často preferuje zaznamenaná šídlatka tmavá (Dolný et al., 2016). Nároky výše uvedených druhů tak poukazují na fakt, že VVP jsou vhodnými oblastmi pro jejich výskyt. Naopak v okolní krajině se jednalo především o šídlatku velkou (*Chalcolestes viridis*), šídlatku brvnatou (*Lestes barbarus*), vážku žlutavou (*Sympetrum flaveolum*) a šídlatku zelenou (*Lestes virens*). Hojný výskyt šídlatky velké v okolní krajině lze přisuzovat skutečnosti, že se jedná o dobře determinovatelný druh (je víc vidět), který je vázaný na vody s rozmanitými dřevinnými porosty na březích a v blízkém okolí biotopu. Zejména různé druhy vrb, které se ve VVP vyskytovali zřídka. Společnými znaky výskytu šídlatky brvnaté a vážky žlutavé jsou vysychavé, narušované ranně sukcesní biotopy. V důsledku toho se tyto druhy vyskytují především v okolní krajině protože ve VVP najdeme spíše pozdně sukcesní biotopy. Poslední druh šídlatka zelenavá byla v okolní krajině zaznamenávaná častěji pravděpodobně proto, že je vázaná i na eutrofní vody, které v okolní krajině najdeme častěji vzhledem ke způsobům hospodaření. Z výše uvedených druhových charakteristik tedy vyplívá zásadní rozdíl mezi lokalitami uvnitř a vně VVP. Ve VVP najdeme lokality, které mají bohatě rozvinuté litorální pásmo, jsou z hlediska sukcesního vývoje poměrně starší a stabilnější, mají bohatší pokryvnost plovoucí vegetace a jedná se o rybochovně nevyužívané rybníky. To se samozřejmě může odrážet i na diverzitě jednotlivých druhů vážek.

Na závěr diskuse je důležité připomenout ještě jeden podstatný fakt. Všechny předchozí poznatky totiž popisují pouze jeden z faktorů, který je zásadní pro ochránářskou hodnotu VVP. Je jím izolace těchto oblastí od negativních vlivů, které působí na okolní krajinu. Předpokladem významu VVP však může být také určitý disturbanční režim, který je důsledkem vojenských aktivit. To ostatně dokazuje i jedna ze studií zaměřená na tuto problematiku – Military training effect on terrestrial and aquatic communities on a grassland military installation (Quist et al., 2003). Z pohledu vážek je však spíše zanedbatelná, protože se věnovala pouze společenstvům tekoucích vod, které jsou pro vážky našich podmínek méně zásadní než ty stojaté. A její zájmovou skupinou nebyly vážky, ale ryby. Nicméně z této studie vyplývá to, že vojenské aktivity způsobující určitý disturbanční režim stanovišť, bývají ve vztahu k celkovému území VVP soustředěny na menších plochách. V rámci těchto ploch mají vliv především na terestrické biotopy v podobě požárů, pojezdů pásovou technikou nebo dopadů dělostřelecké munice, ale přispívají i ke vzniku některých vodních biotopů. Ty jsou díky parametrům vojenské techniky spíše menšího charakteru a pro mnoho druhů našich vážek nejsou tolik zajímavé. Především proto, že naše odonatofauna je vázaná spíše na plošně rozsáhlejší biotopy, které používaná vojenská technika není schopna vytvářet. Z toho je možné usuzovat, že vliv výcviku na diverzitu vážek je na rozdíl od izolace těchto oblastí méně zásadním faktorem. Nikoliv však bezvýznamným.

7. Závěr

Hlavním cílem mé diplomové práce bylo porovnat diverzitu společenstev vážek uvnitř VVP se společenstvy v okolní krajině. Výsledky ukázaly, že početnost druhů se mezi těmito oblastmi výrazně neliší. To bylo způsobené především tím, že kontrolní lokality cíleně představovaly biotopy spíše extenzivního charakteru a mnohdy měly určitý statut ochrany. Takový výběr lokalit byl zcela záměrný, aby bylo možné porovnávat lokality VVP s těmi co jsou jim v běžné krajině nejvíce podobné. Výsledek této analýzy je tedy pozitivní. Především proto, že poukazuje na možný ochránářský potenciál lokalit uvnitř VVP. Ten může být srovnatelný s tím, kterým disponují lokality vně VVP a jsou vyhlášené jako zvláště chráněná území. U ochránářsky hodnotných druhů se průměrná početnost mezi VVP a okolní krajinou také nelišila, ale byl prokázán vliv využití lokality (land use) na ochránářskou hodnotu vážek (tzv. DBIsv). To však neplatilo v případě porovnání jednotlivých typů

land use mezi sebou. Z výsledků vyplývá nicméně i to, že určité proměnné prostředí typické pro VVP mohou korelovat s některými druhovými charakteristikami vážek.

Potvrzení vlivu land use na ochranářskou hodnotu vážek může mít viditelný přesah i do ochrany přírody. Protože způsob využití daného území představující vodní i terestrické biotopy může mít na společenstva vážek zásadní vliv. Pokud jsou však takové biotopy zachovalé, což platí i pro ty ve VVP, a jsou vhodným prostředím pro ochranářsky hodnotné druhy, nemusí to znamenat, že nejsou vhodné i pro druhy ekologicky méně vyhraněné a naopak. Stále rostoucí tlak na stanoviště okolní krajiny, v důsledku intenzifikace hospodaření, způsobuje, že oblasti s vyšší diverzitou biotopů a eliminací antropogenních vlivů, osidluje stále více druhů. V některých případech i těch, které jsou vůči mnohým změnám v současné krajině do jisté míry tolerantní. Proto může nastat situace kdy naopak druhy ochranářsky hodnotné, vázané na oblasti s významným biologickým potenciálem (jako jsou VVP) v důsledku mezidruhových interakcí vyhledávají útočiště na lokalitách mimo tyto oblasti, a kolonizují ty s určitým ochranářským statutem v okolní krajině. Proto pravděpodobně dochází k tomu, že se celkové početnosti druhů mezi VVP a okolní krajinou výrazně neliší i přesto, že VVP mají pro vážky nezanedbatelný význam.

8. Seznam použité literatury

Abell R. (2002). Conservation Biology for the Biodiversity Crisis: a Freshwater Follow-up. *Conservation Biology* 16: 1435–1437. doi:10.1046/j.1523-1739.2002.01532.x

Adams V. (2011). Species of the month: dragonflies and damselflies. Texas Parks and Wildlife Department- unpublished.

Aliberti Lubertazzi M. A. & H. S. Ginsberg (2010). Emerging dragonfly diversity at small Rhode Island (USA) wetlands along an urbanization gradient. *UrbanEcosystems*, 13, 517–533. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-010-0133-8>.

Allan J. D., R. Abell, Z. Hogan, C. Regenta, B. W. Taylor, R. L. Welcomme & K. Winemiller. (2005). Overfishing of inland waters. *BioScience* 55 : 1041–1051.

Antrop M. (2008). Landscapes at Risk: About Change in the European Landscapes. In *Evolution of Geographical Systems and Risk Processes in the Global Context*, ed. Dostál P., 57–79. Prague, Czech Republic: Charles University in Prague. Faculty of Science.

Bates D., M. Maechler, B. Bolker & S. Walker (2016). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48.<doi:10.18637/jss.v067.i01>.

Bengtsson J., S. G. Nilsson, A. Franc & P. Menozzi (2000). Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management*, 132(1), 39–50.

Bičík I., P. Chromý, V. Jančák, L. Jeleček, L. Krupková, V. Štěpánek & J. Winklerová (2001). Land Use/Land Cover Changes in Czechia over the past 150 Years – An Overview. In: Y. Himiyama, A. Mather, I. Bičík & E. V. Milanova, (eds.): *Land Use/Cover Change in Selected Regions in the World, Volume I*, IGU SG LUCC and Institute of Geography, Hokkaido Univ. of Education, Asahikawa, pp. 29–39.

Bokdam J. (2003). Nature conservation and management. Free-ranging cattle as a driving force for cyclic vegetation succession. PhD Thesis. Wageningen University, Wageningen, the Netherlands.

Bradshaw R. H. W., G. E. Hannon & A. M. Lister (2003). A long-term perspective on ungulate-vegetation interactions. *Forest Ecology and Management*, 181: 267-280.

Cílek V., P. Mudra, V. Ložek, P. Špryňar, V. Žák, J. Obermajer & R. Schmelzová (2004). *Vstoupit do krajiny: o přírodě a paměti středních Čech*. 1. vyd. Praha: Dokořán. ISBN 80-86569-58-6.

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

Clausnitzer K. D., J. Gabriel, N. Diefenbach, T. Loga & W. Wosniok (2008). Effekte des CO₂- Gebäudesanierungsprogramms 2007. Bremen: Bremer Energie Institut.

Corbet P. S. (2004). Dragonflies: Behaviour and Ecology of Odonata. Harley, Colchester.

Corbet, P. & Brooks, S. (2008). Dragonflies. The New Naturalist Library, Collins, London, 454pp.

Culek M., V. Grulich, Z. Laštůvka & J. Divíšek (2005). Biogeografické členění ČR II. Enigma, Praha, 589 str.

Čáka J. (2003). Střední Brdy – krajina neznámá, 1 vydání. Praha, Mladá fronta. ISBN 80-204-0752-9

Čížek O., P. Vrba, J. Beneš, Z. Hrázský, J. Koptík & T. Kučera (2013). Conservation Potential of Abandoned Military Areas Matches That of Established Reserves: Plants and Butterflies in the Czech Republic. PLoS ONE 8(1): e53124. doi:10.1371/journal.pone.0053124

Darwall W., K. Smith, D. Allen, M. Seddon, G. McGregor Reid, V. Clausnitzer & V. Walkman (2008). Freshwater biodiversity – a hidden resource under threat The 2008 review of the IUCN Red List of threatened species (ed. by Vié J. - C., editor; , Hilton - Taylor C., editor; and Stuart S.N., editor.), pp. 1–11. IUCN, Gland, Switzerland.

Davis S. D., V. H. Heywood & A. C. Hamilton, editors (1994). Centres of plant diversity. A guide and strategy for their conservation. vol. 1. Europe, Africa, South West Asia and the Middle East. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources Publications Unit, Cambridge, United Kingdom.

Dilustro J. J., B. S. Collins, L. K. Duncan & R. R. Scharitz (2002). Soil texture, land-use intensity, and vegetation of Fort Benning upland forest sites. Journal of the Torrey Botanical Society 129(4): 289–297.

Dolný A. (2000). Vážky (Odonata) jako biologické indikátory. Sborník referátů III. celostátního semináře odonatologů v CHKO Třeboňsko 2000, ZO ČSOP Vlašim: 8-23.

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

Dolný A., F. Harabiš, D. Bárta, S. Lhota & P. Drozd (2012). Aquatic insects indicate terrestrial habitat degradation: changes in taxonomical structure and functional diversity of dragonflies in tropical rainforest of East Kalimantan, *Tropical Zoology*, 25:3, 141-157.

Dolný A., F. Harabiš & H. Mižičová (2014). Home range, movement, and distribution patterns of the threatened dragonfly *Sympetrum depressiusculum* (Odonata: Libellulidae): A thousand times greater territory to protect? *PLoS ONE*, 7:1–10.

Dolný A., F. Harabiš & D. Bárta (2016). Vážky (Insecta: Odonata) České republiky. Academia, Praha, 342 s. ISBN 978-80-200-2503-6.

Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z.- I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A.-H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny & C. A. Sullivan (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. – *Biological Reviews* 81: 163 –182.

Dudley J. P., J. R. Ginsberg, A. J. Plumptre, J. A. Hart & L. C. Campos (2002). Effects of war and civil strife on wildlife and habitats. *Conserv. Biol.* 16(2): 319–329. doi:10.1046/j.1523-1739.2002.00306.x.

Eversham B. C., D. B. Roy & M. G. Telfer (1996). Urban, industrial and other manmade sites as analogues of natural habitats for Carabidae. *Annales Zoologici Fennici*. 33, 149-156. ISSN 0003-455X.

Fairclough G. (2003). The long chain: archaeology, historical landscape characterization and time depth in the landscape. In H. Palang & G. Fry (Eds.), *Landscape Interfaces. Cultural heritage in changing landscapes* (pp. 295-318). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

Farkač J., D. Král & M. Škorpík eds. (2005). Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí.

Ferreras-Romero M., J. Marquez-Rodriguez & A. Ruiz-Garcia (2009). Implications of anthropogenic disturbance factors on the Odonata assemblage in a Mediterranean fluvial system. — *Int. J. Odonatol.* 12: 413–428

Fišer B., J. Pipek, K. Urban, J. Spilka, P. Moravec, L. Klouda & M. Lang (2016). Chráněná krajinná oblast Brdy: ostrov horské přírody uprostřed Čech. Jince, Agentura ochrany přírody a krajiny.

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

Gazenbeek A. (2005). LIFE, Natura 2000 and the Military. European Commission, Environment Directorate General, Brussels, 86 pp.

Girgin S., N. Kazanci & M. Dugel (2010). Relationship between aquatic insects and heavy metals in an urban stream using multivariate techniques. — *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 7: 653–664.

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

Hanski I. (2005). Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response. *EMBO Reports.* 6(5):388-392. doi:10.1038/sj.embor.7400398.

Harabiš F. & A. Dolný (2011). The effect of ecological determinants on the dispersal abilities of Central European dragonflies (Odonata). *Odonatologica*, vol. 41, s. 17–26.

Henrikson B. I. (1993). Sphagnum mosses as a microhabitat for invertebrates in acidified lakes and the colour adaptation and substrate preference in *Leucorrhinia dubia* (Odonata, Anisoptera). *Ecography*, 16: 143-153.

Herl B.K., W.W. Doe III & D.S. Jones (2005). Use of military training doctrine to predict patterns of maneuver disturbance on the landscape. I. Theory and methodology. *Journal of Terramechanics* 42:353–371.

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.

Heřman P. (1999). Taxonomie a rozšíření druhů rodu *Leptidea* (Lepidoptera, Pieridae). Diplomová práce, vedoucí: Prof. RNDr. Milan Chvála, DrSc. Praha: Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Katedra zoologie. 96 s.

Hobbs R. J., S. Arico, J. Aronson, J. S. Baron, P. Bridgewater, V. A. Cramer, P. R. Epstein, J. J. Ewel, C. A. Klink, A. E. Lugo, D. Norton, D. Ojima, D. M. Richardson, E. W. Sanderson, F. Valladares, M. Vila, R. Zamora & M. Zobel (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*. 15, 1-7. ISSN 1466-822X.

Honců M. (1998). Biologické a krajinné hodnoty území bývalého vojenského výcvikového prostoru Ralsko. In: *Geografie – Sborník ČGS*, 103, č. 3, s. 171 - 189.

Horwitz P. & J. Andrew (1992). The conservation status of freshwater macroinvertebrates in the Buckland Military Training Area, southeastern Tasmania. *Pap. Proc. R. Soc. Tasm.* 126: 101 – 108.

Hui F. K. C. (2016). Boral–Bayesian ordination and regression analysis of multivariate abundance data in R. *Methods in Ecology and Evolution* 7(6):744-750.

Jeziorsky P. & O. Holuša (2012). An updated checklist of the dragonflies (Odonata) of the Czech Republic. *Acta Musei Beskidensis*, 4: 143–149.

Kadoya T., S. Suda S. & I. Washitani (2004). Dragonfly species richness on man-made ponds: effects of pond size and pond age on newly established assemblages. *Ecol. Res.* 19:461-467. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1440-1703.2004.00659.x>

Kolmanová A., K. Hudec & V. Růžička (2000). Rašeliniště. – In: Kovařík P. & I. Machar (eds.): Sborník z konference uspořádané 13. – 15. 9. 2000 v Olomouci při příležitosti 10. Výročí vzniku CHKO Litovelské Pomoraví. Invence, Práce správ chráněných krajinných oblastí ČR, Janov u Litomyšle, 276 p. ISBN 80-86143-20-1.

Komár A. (1993). Vojenský újezd Hradiště. In: Geografie – Sborník České geografické společnosti 2. Praha: Česká geografická společnost, 75-86. ISSN 1212-0014.

Kopel D., D. Malkinson & L. Wittenberg (2015). Characterization of vegetation community dynamics in areas affected by construction waste along the urban fringe. *Urban Ecosyst.* 18: 133-150.

Kučerová A. (2013). Optimalizace vojenských újezdů jako příležitost k rozvoji území. Bakalářská práce, vedoucí: Mgr. Tomáš Krejčí. Brno: Mendelova univerzita, Fakulta regionálního rozvoje a mezinárodních studií. 68 s.

Kustrová M. (2016). Unique Natural Values of the Military Training Area Záhories. *Atlantic Association for Research in the Mathematical Science.* Vol. 15, No. 1, 75–83.

Kühn P. (2007). Pozůstatky po těžbě železných rud v okolí Mimoně. In: Petříček, V., Kuchařová, P.: Ochrana přírody a krajiny ve vojenských újezdech. AOPK ČR, Praha, s. 343–357.

Landers P. B., P. Morgan & F. J. Swanson (1999). Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications*, 9: 1179–1188.

Losík J. & A. Háková (2007). Vojenský újezd Libavá. *Ochrana přírody* 62(4): 2-5.

Mičica D. (2007). Základní informace o vojenských újezdech České republiky. In: Petříček V. & P. Kuchařová (2007). Ochrana přírody a krajiny ve vojenských újezdech. Sborník z konference Libavá 3. - 4. Května 2006, Prahy. ISBN 978-80-87051-11-5.

Milchunas D.G., K. A. Schultz & R. B. Shaw (1999). Plant community response to disturbances by mechanized military maneuvers. *Journal of Environmental Quality* 28:1533–1547.

Miller J. E. D., E. I. Hamschen, S. P. Harrison & J. B. Grace (2015). Landscape structure affect specialists but not generalists in naturally fragmented grasslands. *Ecology*, 96: 3323-3331.

Ministerstvo obrany České republiky (2015). Optimalizace vojenských újezdů. VHÚ – Praha. ISBN 978-80-7278-673-2.

Moreno-Mateos D., M. E. Power, F. A. Comín & R. Yockteng (2012). Structural and Functional Loss in Restored Wetland Ecosystems. *PLoS Biol* 10(1): e1001247. doi:10.1371/journal.pbio.1001247.

Mouillot D., N. A. J. Graham, S. Villéger, N. W. H. Mason & D. R. Bellwood (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecol. Evol.* 28:167–177.

Novák V. (2008). Armáda v Liberci a Libereckém kraji: vojenské posádky, vojenské útvary, vojenská zařízení, vojenské školy. Liberec: Knihy 555, 2008. 136 s. ISBN 978-80-86660-27-1.

Oertli B. (2008). Chapter 7. The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. In: Córdoba-Aguilar, A. *Dragonflies and Damselflies : Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research.* Oxford University Press.

Oksanen J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlenn & H. Wagner (2016). Vegan: community ecology package. R package version 2.4-0. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Orzell S. & J. Platt (2008). The Effect of Natural and Man-Made Disturbances. In: Benton N., J. D. Ripley & F. Powledge, eds. *Conserving Biodiversity on Military Lands: A Guide for Natural Resources Managers*. 2008 edition. Available at <http://www.dodbiodiversity.org>. Arlington, Virginia: NatureServe. 2008. ISBN 0-9711053-8-3.

Quist M. C., P. A. Fay, C. S. Guy, A. K. Knapp & B. N. Rubenstein (2003). Military training effects on terrestrial and aquatic communities on a grassland and military installation. *Ecological Applications* 13(2): 432–442.

R Development Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Reif J., P. Voříšek, K. Šťastný, V. Bejček & J. Petr (2008). Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. *Ibis* 150: 596–605

Reif J., P. Marhoul, O. Čížek & M. Konvička (2011). Abandoned military training sites are an overlooked refuge for at-risk open habitat bird species. – *Biodiversity Conservation* 20: 3645–3662.

Remsburg A. J. & M. Turner (2009). Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes. *Journal of the North American Benthological Society*, 28, 44-56.

Resh, V. H., A. G. Hildrew, B. Statzner & C. R. Townsend (1994). Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: a synthesis of long-term ecological research on the Upper Rhône River in the context of concurrently developed ecological theory. *Freshwater Biology* 31:539-554.

Roušar J., J. Švarcová, J. Brádka & B. Beránek (2006). *Vojenské újezdy Armády České republiky*, Ministerstvo obrany České republiky. AVIS, Praha. 285 s.

Řehounek J. (2006). *Osudové okamžiky: Sto let vojenského výcvikového prostoru Milovice – Mladá*. Nymburk: Jan Řehounek – Kaplanka, 2006. 105 s. ISBN 80-903783-1-5.

Samways M. J. (2008). Dragonflies and damselflies of South Africa. Pensoft, Sofia – Moscow.

Samways M. J. & J. P. Simaika (2016). Manual of freshwater assessment for South Africa: Dragonfly Biotic Index. SANBI, Pretoria.

Silva D., P. D. Marco & Resende, D (2010). Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: A case study *Ecological Indicators*, 10 (3), 744-752.

Simaika J. P. & M. J. Samways (2009). An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing streams for conservation action. *Biodivers. Conserv.* 18, 1171-1185.

Smith M. A., M. G. Turner & D. H. Rusch (2002). The effects of military training activity on eastern lupine and Karner blue butterfly at Fort McCoy, Wisconsin. *Environmental Management* 29:102–115.

Spellerberg I.F. & S.R. Hardes (1992). Biological conservation. Cambridge University Press, 123 pp.

Stein B. A., C. Scott & N. Benton (2008). Federal lands and endangered species: The role of military lands for sustaining biodiversity. *BioScience*, in press.

Šálek M. (2012). Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *Journal of Applied Ecology*. 49, 1417-1425. ISSN 1365-2664.

Tang Z., B. A. Engel, B. C. Pijanowski & K. J. Lim (2005). Forecasting land use change and its environmental impact at a watershed scale. *J. Environ. Manage.* 76: 35-45.

Tripolszki S. (2008). Nature Protection in Military Training Areas in Visegrad Countries, Budapest, 117s.

Vera F. W. M. (2000). Grazing ecology and forest history. CABI Publishing. Oxford, 506 pp.

Vertegaal P. J. M. (1989). Environmental impact of Dutch military activities. *Environmental Conservation* 16:54–64.

Villalobos-Jimenez G., A. Dunn & Ch. Hassall (2016). Dragonflies and damselflies (Odonata) in urban ecosystems: a review. *European Journal of Entomology*. 113: 217-232.

Vyhláška č. 395/1992 Sb. Ministerstva životního prostředí České republiky, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

Wang Y., U. Neuman, S. Wright & D. I. Warton (2012). mvabund: an R package for model-based analysis of multivariate abundance data. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 471-473.

Ward J. V. (1992). *Aquatic Insect Ecology*. 1. Biology and Habitat. New York, NY: Wiley and Sons.

Warren, S.D., S.W. Holbrook, D.A. Dale, N.J. Whelan, M. Elyn, W. Grimm & A. Jentsch (2007). Biodiversity and the heterogeneous disturbance regime on military training lands. *Restoration Ecology* 15:606–612.

Warren S.D. & R. Büttner (2008). Active military training areas as refugia for disturbance-dependent endangered insects. — *J. Insect Conserv.* 12: 671–676.

Warton D. I., B. Shipley & T. Hastie (2015). CATS regression – a model-based approach to studying trait-based community assembly. *Methods in Ecology and Evolution*, 6, 389-398.

Watts P. C., J. R. Rouquette, I. J. Saccheri, S. J. Kemp, & D. J. Thompson (2004). Molecular and ecological evidence for small-scale isolation by distance in an endangered damselfly, *Coenagrion mercuriale*. *Molecular Ecology* 13:2931–2945.

Whitecotton R. C. A., M. B. David, R. G. Darmody & D. L. Price (2000). Impact of Foot Traffic from Military Training on Soil and Vegetation Properties. *Environmental Management* 26, 697-706. ISSN 1432-1009.

Wildermuth H. (2010). Monitoring the effects of conservation actions in agricultural and urbanized landscapes – Also useful for assessing climate change? *Biorisk*, 5, 175–192.

Willig M. R., D. M. Kaufmann & R. D. Stevens (2003). Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 273-309.

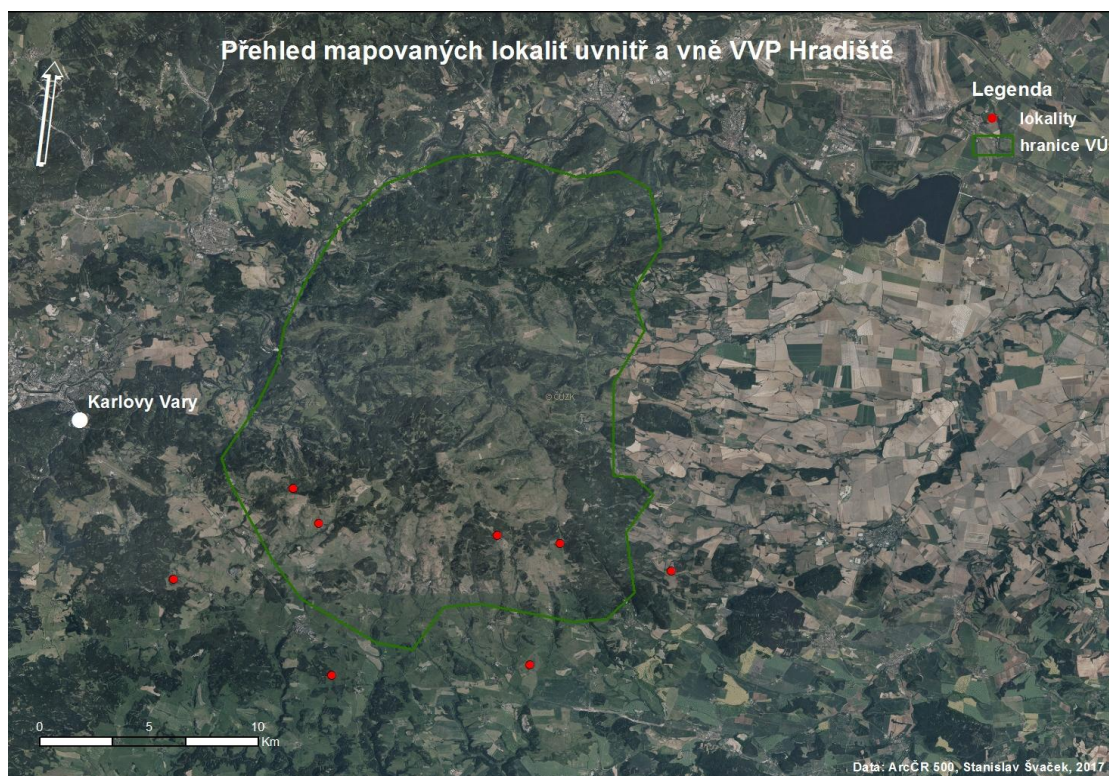
Zedníková P. (2016). Vojenské výcvikové prostory – ostrovy biodiverzity v České republice. Hradec Králové. Bakalářská práce, Přírodovědecká fakulta Univerzity v Hradci Králové. Vedoucí práce: RNDr. Romana Prausová, Ph. D., 46 s.

9. Seznam příloh

1. Mapa – Detailní přehled mapovaných lokalit uvnitř a vně VVP Hradiště na ortofotosnímku
2. Mapa – Detailní přehled mapovaných lokalit uvnitř a vně VVP Libavá na ortofotosnímku
3. Mapa – Detailní přehled mapovaných lokalit uvnitř i vně bývalého VVP Brdy na ortofotosnímku
4. Mapa – Detailní přehled mapovaných lokalit uvnitř i vně bývalého VVP Ralsko na ortofotosnímku
5. Fotografie – Dlouhá (N 50.1941269; E 13.0475983) – příklad lokality uvnitř VVP Hradiště
6. Fotografie – Valeč (50.1966253; E 13.2752428) – příklad lokality vně VVP Hradiště (PP Vrbina u Nové Vsi)
7. Fotografie – Bor (N 49.6876231; E 13.8545508) – příklad biotopu s bohatým zastoupením rašeliníku r. *Sphagnum spp.* (bývalý VVP Brdy)
8. Fotografie – Jezero (N 49.6588218; E 49.6588218) – příklad srovnávací lokality k bývalému VVP Brdy (PP Jablonná – mokřad)

9. Fotografie – Hrachoviště (bývalý VVP Brdy) – příklad zvodnělé terénní
10. Fotografie – Vavruškův rybník (N 50.6096636; E 14.7516306) – příklad lokality uvnitř bývalého VVP Ralsko
11. Graf – Negativní a pozitivní vztahy druhových charakteristik a faktorů prostředí pro jednotlivé druhy vážek
12. Graf – Početnosti jednotlivých druhů uvnitř a vně VVP
13. Fotografie – PR Smolenská luka (N 49.6317031; E 17.5535539) – příklad lokality uvnitř VVP Libavá
14. Tabulka - Ukázka části dat zanesených v programu Excel
15. Graf – Průměrná hodnota biotického indexu vážek (DBIsv) uvnitř i vně VVP
16. Graf – Průměrná hodnota biotického indexu vážek (DBIsv) uvnitř i vně VVP ve vztahu ke kategorii land use
17. Fotografie – Samec *Aeshna affinis* (šídlo rákosní)
18. Fotografie – Samice *Sympetrum flaveolum* (vážka žíhaná)
19. Fotografie – Samec *Leucorrhinia dubia* (vážka čárkovaná)
20. Fotografie – Samec *Sympetrum fonscolombii* (vážka jarní)
21. Fotografie – Samec *Lestes dryas* (šídlatka tmavá)
22. Fotografie – Tandem *Ischnura elegans* (šidélko větší)
23. Tabulka - Vzor zápisového archu, do kterého byla zaznamenávána data v terénu

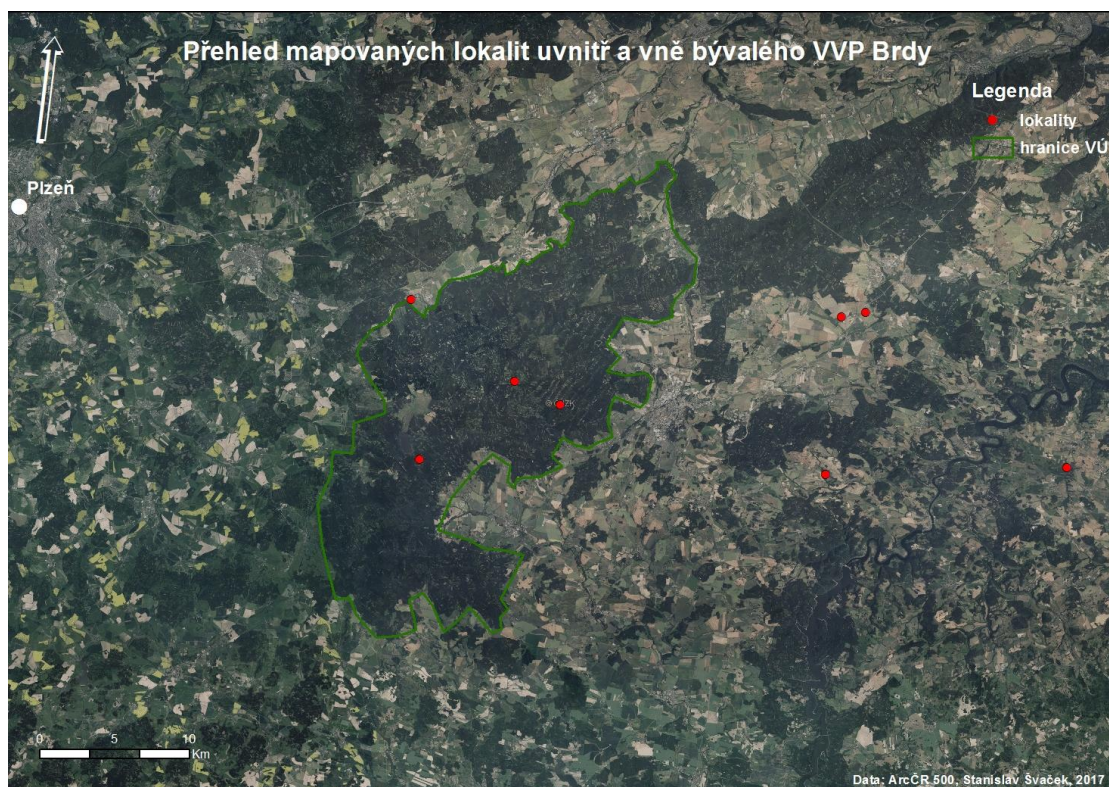
10. Přílohy



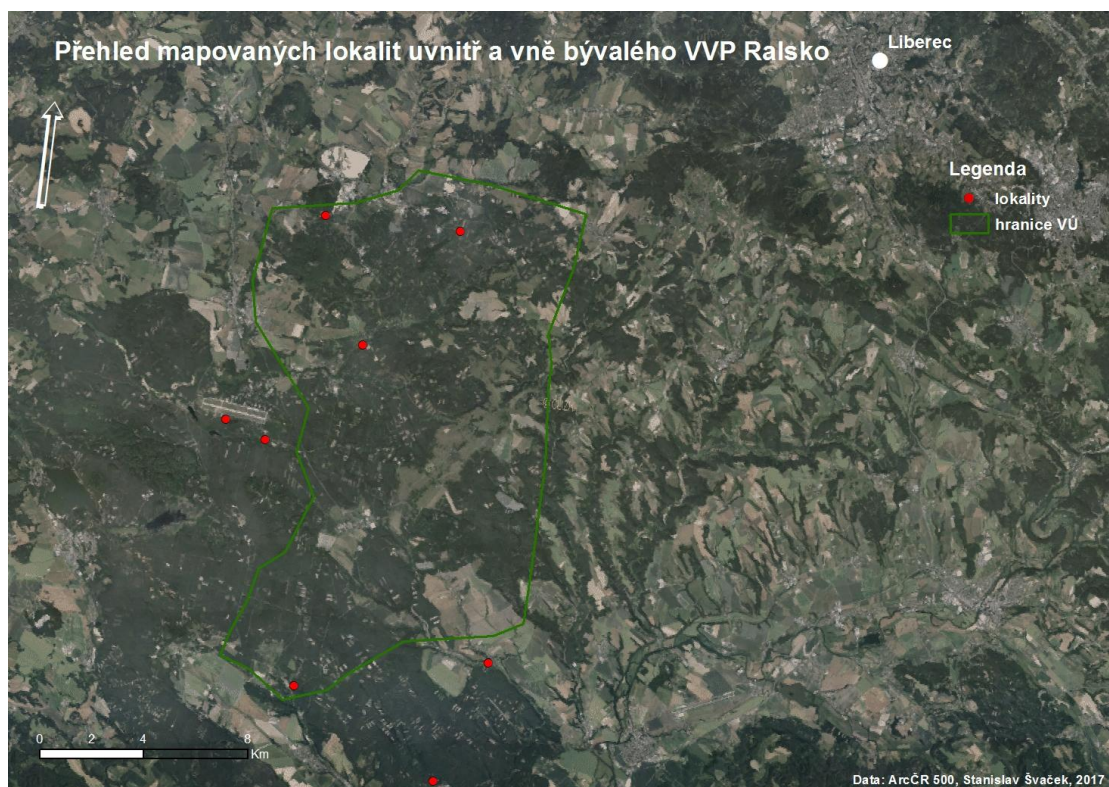
Příloha č. 1 - Detailní přehled mapovaných lokalit uvnitř a vně VVP Hradiště na ortofotosnímku (ArcGIS).



Příloha č. 2 - Detailní přehled mapovaných lokalit uvnitř a vně VVP Libavá na ortofotosnímku (ArcGIS).



Příloha č. 3 - Detailní přehled mapovaných lokalit uvnitř i vně bývalého VVP Brdy na ortofotosnímku (ArcGIS).



Příloha č. 4 - Mapa – Detailní přehled mapovaných lokalit uvnitř i vně bývalého VVP Ralsko na ortofotosnímku (ArcGIS).



Příloha č. 5 – Dlouhá (N 50.1941269; E 13.0475983) – příklad lokality uvnitř VVP Hradiště (foto: Stanislav Švaček).



Příloha č. 6 – Valeč (N 50.1966253; E 13.2752428) – příklad málo zavodnělého až vysychajícího biotopu vně VVP Hradiště (PP Vrbina u Nové Vsi) (foto: Stanislav Švaček).



Příloha č. 7 - Bor (N 49.6876231; E 13.8545508) – příklad biotopu s bohatým zastoupením rašeliníku r. *Sphagnum* spp. (bývalý VVP Brdy) (foto: Stanislav Švaček).



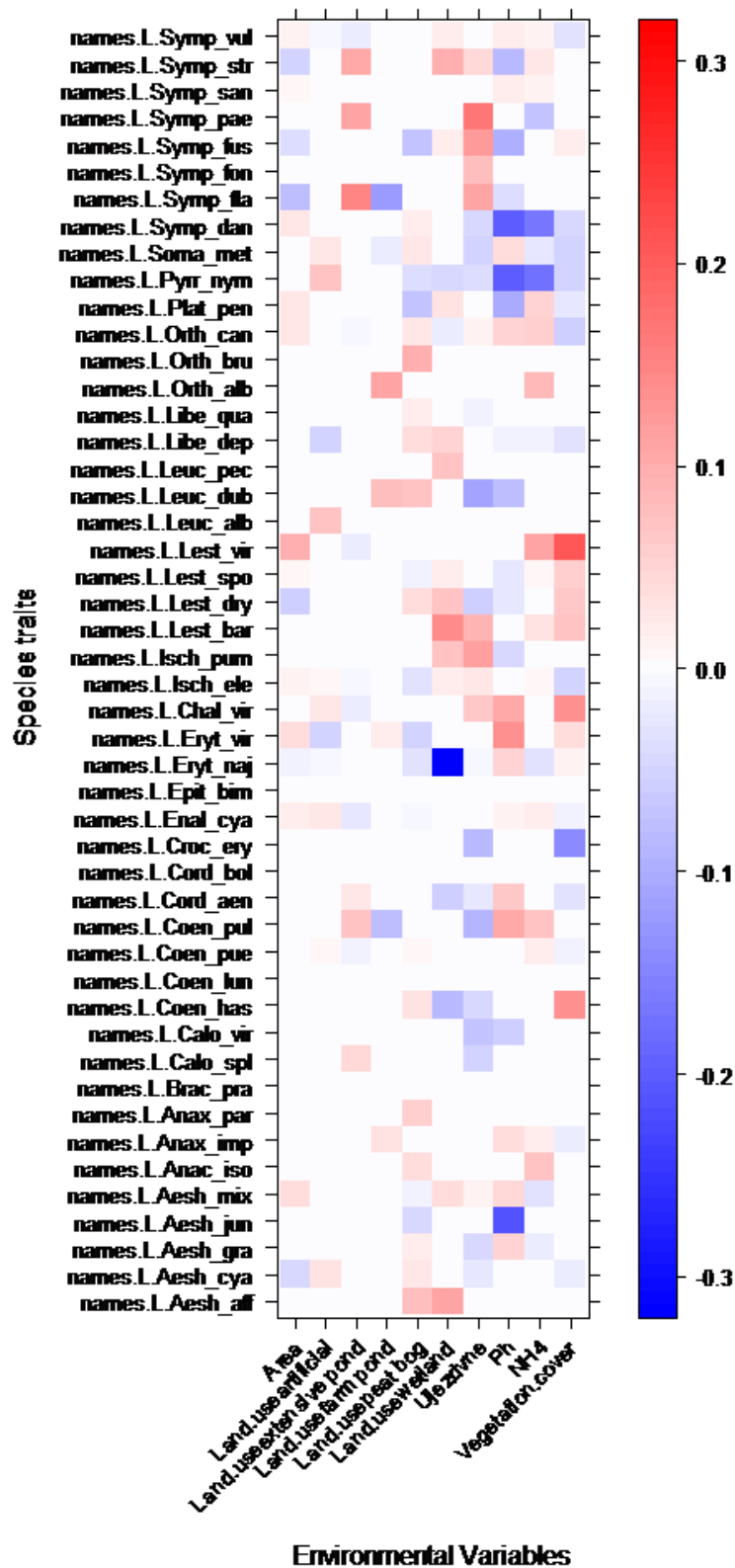
Příloha č. 8 - Jezero (N 49.6588218; E 49.6588218) – příklad srovnávací lokality k bývalému VVP Brdy (PP Jablonná – mokřad) (foto: Stanislav Švaček).



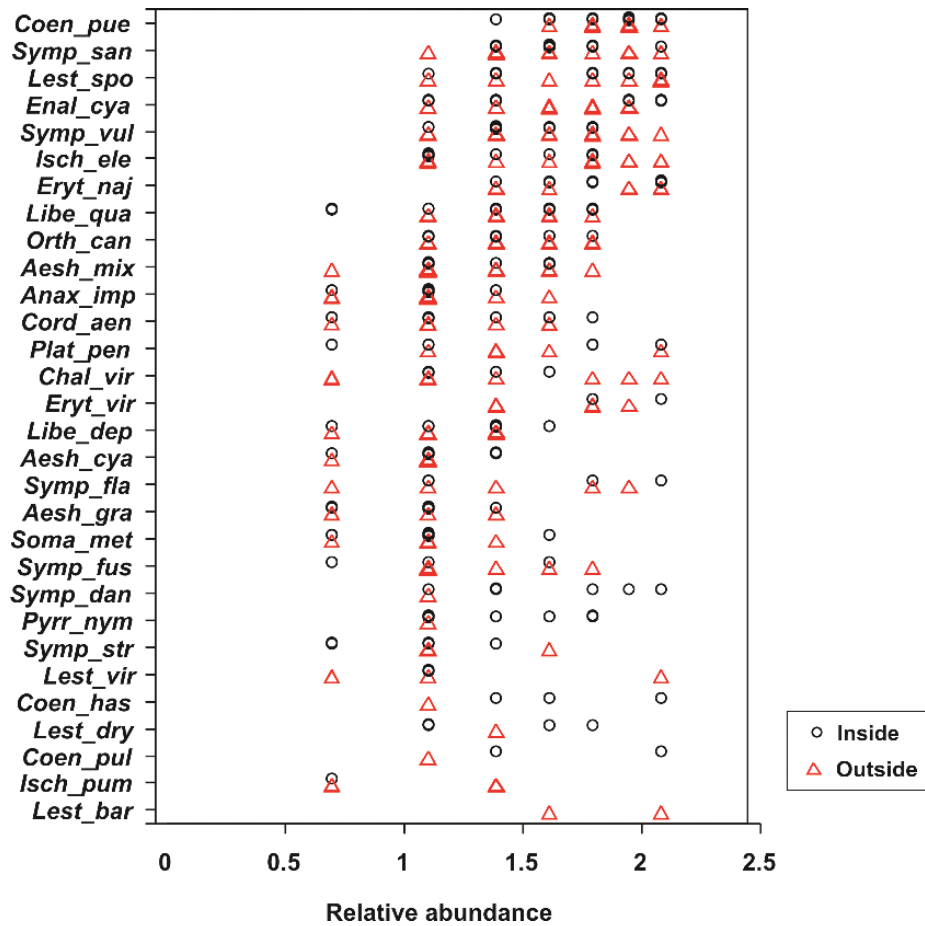
Příloha č. 9 - Hrachoviště (bývalý VVP Brdy) – příklad zvodnělé terénní deprese, která vznikla v důsledku pojezdu těžkou technikou (foto: Stanislav Švaček).



Příloha č. 10 - Vavruškův rybník (N 50.6096636; E 14.7516306) – příklad lokality uvnitř bývalého VVP Ralsko (foto: Filip Harabiš).



Příloha č. 11 - Negativní a pozitivní vztahy druhových charakteristik a faktorů prostředí pro jednotlivé druhy vážek.



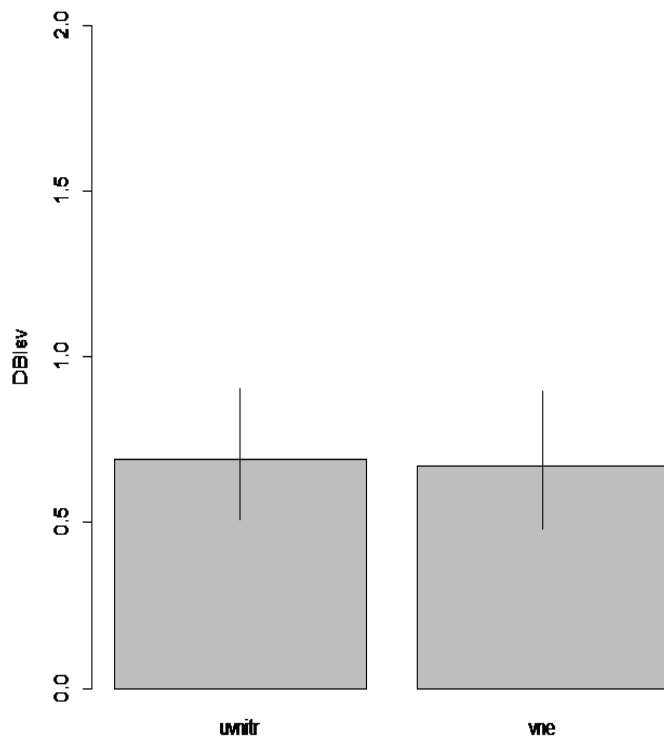
Příloha č. 12 – Početnost jednotlivých druhů vážek uvnitř i vně VVP.



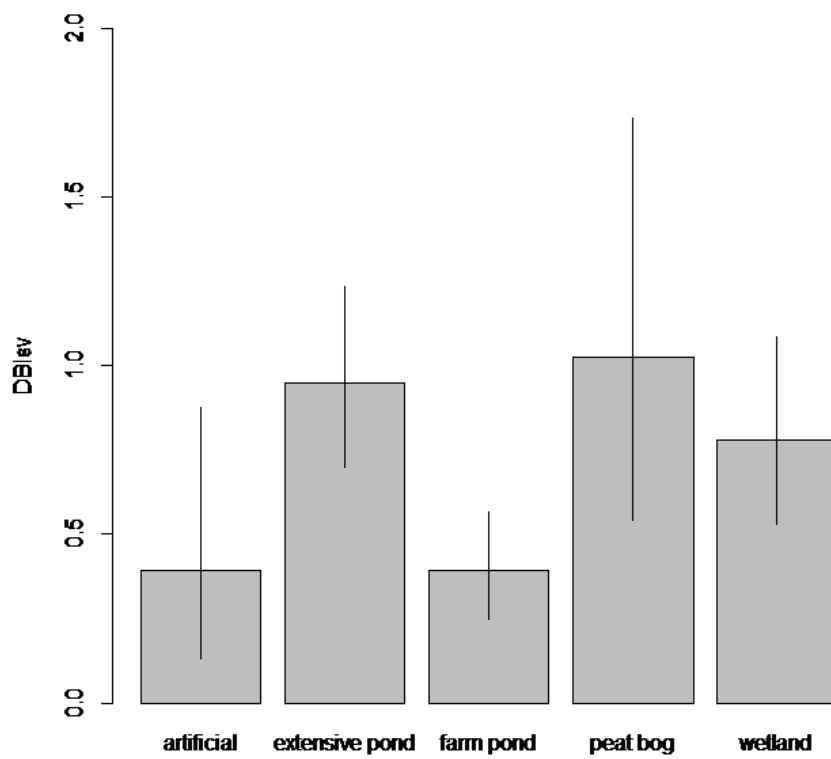
Příloha č. 13 - PR Smolenská luka (N 49.6317031; E 17.5535539) – příklad lokality uvnitř VVP Libavá (foto: Aleš Dolný).

Species	Abund	Locality	GPS N	GPS E	Water	Depth	Fish	Substrate	Litt_veget
Coen_puel	4	Bor	49.6876231	13.8545508	1343	3	no	mud	up to 2 m
Cord_aene	1	Bor	49.6876231	13.8545508	1343	3	no	mud	up to 2 m
Leuc_dubi	1	Bor	49.6876231	13.8545508	1343	3	no	mud	up to 2 m

Příloha č. 14 – Ukázka části dat zanesených v programu Excel.



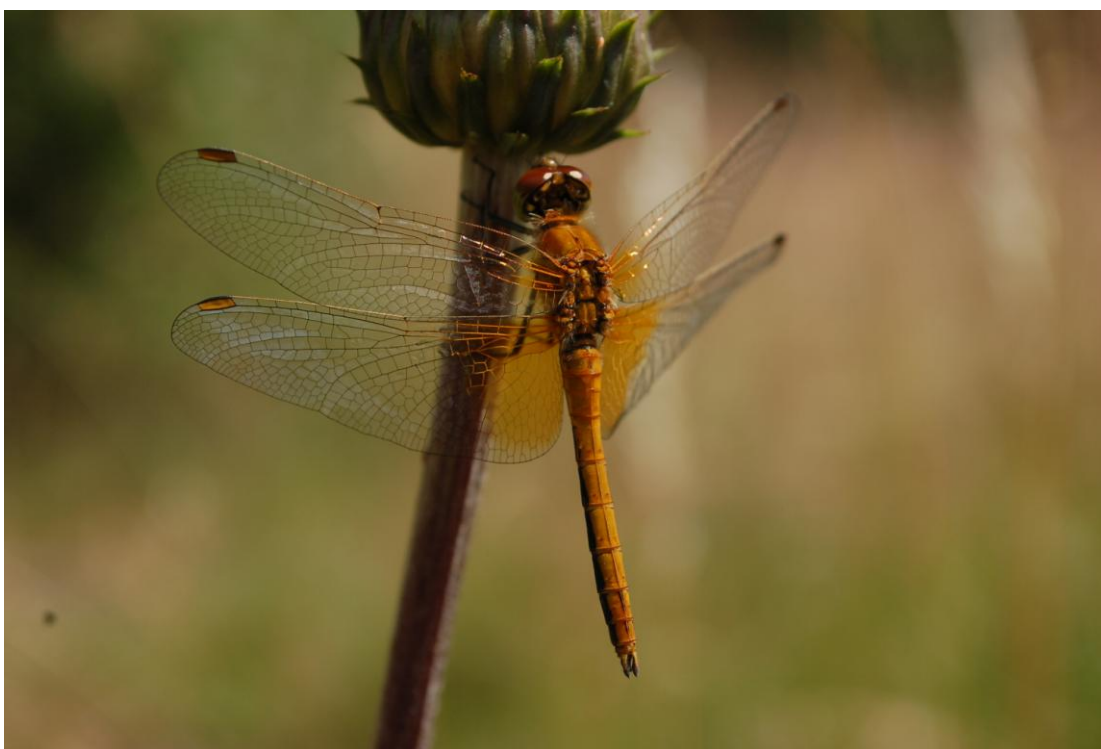
Příloha č. 15 - Průměrná hodnota biotického indexu vážek (DBIsv) uvnitř i vně VVP.



Příloha č. 16 - Průměrná hodnota biotického indexu vážek (DBIsv) uvnitř i vně VVP ve vztahu ke kategorii land use.



Příloha č. 17 - Samec *Aeshna affinis* (šídlo rákosní) (foto: Stanislav Švaček).



Příloha č. 18 - Samice *Sympetrum flaveolum* (vážka žíhaná) (foto: Stanislav Švaček).



Příloha č. 19 - Samec *Leucorrhinia dubia* (vážka čárkovaná) (foto: Stanislav Švaček).



Příloha č. 20 – Samec *Sympetrum fonscolombii* (vážka jarní) (foto: Stanislav Švaček)



Příloha č. 21 – Samec *Lestes dryas* (šídlatka tmavá) (foto: Stanislav Švaček).



Příloha č. 22 – Tandem *Ischnura elegans* (šidélko větší) (foto: Stanislav Švaček).

Lokalita:		GPS:				Blížeší popis:		
Ph: _____		Teplota: _____						
Konduktivita:		Oblačnost:						
Třída:	1	2	3	4	5	6	7	Log.
Abundance:	1	2 až 5	6 až 10	11 až 20	21 až 50	51 až 100	více než 100	
Etologie J - juvenilní jedinci L - larva T - tandem K - kopulace O - ovipozice E - exuvie								
<i>C. splendens</i> <i>C. virgo</i> <i>S. fusca</i> <i>L. sponsa</i> <i>C. viridis</i> <i>P. pennipes</i> <i>P. nymphula</i> <i>E. najas</i> <i>E. cyathigerum</i> <i>I. elegans</i> <i>C. puella</i>			<i>A. cyanea</i> <i>A. grandis</i> <i>A. mixta</i> <i>A. imperator</i> <i>A. parthenope</i> <i>C. aenea</i> <i>S. metallica</i> <i>L. depressa</i> <i>L. quadrimaculata</i> <i>O. cancellatum</i> <i>C. erythraea</i> <i>S. sanguineum</i> <i>S. vulgatum</i>			Charakteristiky lokality:		Lot / Lent
						Ryby:	Ano	Ne
						Vodní plocha:	_____ m ²	
						Hloubka:	_____ m	
						Substrát dna:	_____ bahno	_____ štěrk
							_____ jíl	_____ písek kameny
						Litorál:	_____ chybí	_____ do 2 m
							_____ solitery několik m	
						Skladba		
						litorálu:		
						Sklon břehů:	_____ 0-10 %	_____ 10-45 %
							_____ 45-90 %	
						Vodní vegetace:	_____ souvislá	_____ určitá místa
_____ rozvolněná	_____ chybí							
Zastínění:	_____ 100%	_____ 50-100%						
	_____ < 50 %	_____ není						
Šířka lesa:	_____ kontinuální	_____ do 30 m						
	_____ solitérní stromy a keře	_____ chybí						
Land use:								
(rekultivace)								

Příloha č. 23 – Vzor zápisového archu, do kterého byla zaznamenávána data v terénu.