

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



Vliv přirozené sukcese post-těžebních stanovišť a okolních
biotopů na Sokolovsku na diverzitu vážek

Effect of natural succession on diversity of dragonflies
(*Odonata*) at post-mining sites and nearby biotopes in Sokolov
region

DIPLOMOVÁ PRÁCE

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

Diplomant: Bc. Adéla Kaschnerová

2021

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Adéla Kaschnerová

Krajinné inženýrství
Regionální environmentální správa

Název práce

Vliv přirozené sukcese post-těžebních stanovišť a okolních biotopů na Sokolovsku na diverzitu vážek

Název anglicky

Effect of natural succession on diversity of dragonflies (Odonata) at post-mining sites and nearby biotopes in Sokolov region

Cíle práce

Přirozená sukcese patří k jednomu z významných faktorů ovlivňující druhovou skladbu biocenózy. Vývoj krajiny má za následek ztrátu nebo vznik stanovišť. Na stejných místech dochází k obměně společenstev rostlin a živočichů. Je důležité sledovat biodiverzitu krajiny v závislosti na jejím vývoji. Mezi organismy, které citlivě reagují na změny prostředí patří vážky (Odonata). Z tohoto důvodu jsou využívány jako bioindikátory k hodnocení změn terestrických a vodních biotopů. V prostředí, kde byla ukončena těžba uhlí, vznikají nové sladkovodní biotopy, které se ale dynamicky vyvíjejí. Cílem práce je porovnání změn diverzity vážek v závislosti na změnách habitatů v post-těžebních oblastech a okolních sladkovodních stanovištích.

Metodika

Práce je založena na průzkumu rekultivovaného území a okolních biotopů v okolí obce Lomnice na Sokolovsku a sledování diverzity vážek rámci cílové oblasti (post-těžebního území). Bude provedeno srovnání vodního i terestrického prostředí a jeho změna v průběhu času. Sledované vybrané environmentální proměnné (pH, vodivost, zastínění, denzita a charakter vegetace i způsob využívání okolních vodních ploch) budou zpracovány vhodným druhem analýzy. Monitoring bude prováděn na 10 lokalitách na rekultivované výsypce a 10 lokalitách okolních biotopů. Následně bude provedeno porovnání diverzity vážek zjištěné v touto práci oproti výsledkům monitoringu uskutečněného na stejných lokalitách v letech 2016 a 2017. Bude realizována analýza vlivu probíhající přirozené sukcese na diverzitu vážek s přihlédnutím na vybrané environmentální faktory.

Doporučený rozsah práce

30-40 stran + přílohy

Klíčová slova

sekundární biotopy, sukcesní změny, vodní bezobratlí, biodiverzita

Doporučené zdroje informací

Dolný A., Bárta D., Waldhauser M., Holuša O., Hanel L. (2007) The Dragonflies of the Czech Republic: Ecology, Conservation and Distribution. Český svaz ochránců přírody Vlašim, Vlašim.

Dolný A., Harabiš F. (2012) Underground mining can contribute to freshwater biodiversity conservation: Allopathic succession forms suitable habitats for dragonflies. *Biological Conservation* 145: 109-117.

Harabiš F., Tichánek F., Tropek R. (2013) Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecological Engineering* 55: 51-61.

Tropek R. & Řehounek J. (eds.) (2012) Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management. ENTÚ BC AV ČR & Calla, České Budějovice.

Předběžný termín obhajoby

2020/21 LS – FŽP

Vedoucí práce

Mgr. Filip Harabiš, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 8. 6. 2020

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 17. 6. 2020

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 02. 09. 2020

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma Vliv přirozené sukcese post-těžebních stanovišť a okolních biotopů na Sokolovsku na diverzitu vážek vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

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

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

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

V Karlových Varech 21. 03. 2021

.....
Bc. Adéla Kaschnerová

Poděkování

Mé poděkování patří vedoucímu práce Mgr. Filipovi Harabišovi, Ph.D., za odborné vedení, cenné rady a věcné připomínky k textu diplomové práce, ochotu, trpělivost a vstřícnost při konzultacích v této nelehké době, Milošovi Vášovi za jeho cenné rady, znalosti a zkušenosti z terénu, mé rodině a přáteli.

V Karlových Varech 21. 03. 2021

Bc. Adéla Kaschnerová

Abstrakt

Změny prostředí, vznik, zánik a rychlost změn na biotopech jsou způsobovány mimo jiné spontánní sukcesí a antropogenními činnostmi. V důsledku těchto transformací dochází k obměňování druhové skladby a početnosti společenstev fauny a flory. Změny probíhající na stanovištích jsou indikovány pomocí různých druhů rostlin a živočichů (bioindikátory). K této skupině patří i vážky, které mají schopnost osídlit velmi rychle širokou škálu vodních biotopů i území industrializovaných a postižených těžbou. Vývoj biodiverzity vážek na jednotlivých stanovištích prezentuje jejich kvalitu a sukcesní fázi.

Cílem diplomové práce bylo zjistit, zda a jakým způsobem se na vybraných dvaceti lokalitách sledovaných i v letech 2014 – 2016 vyvíjí spontánní sukcese, její vliv na početnost, diverzitu a ochranářskou hodnotu vážek. Porovnáním získaných dat bylo zjištěno, že došlo k vyrovnání početnosti vážek na obou typech lokalit. Převažují generalisté. Pionýrské druhy byly nalezeny většinou na rybnících. Analyzováním vybraných environmentálních faktorů bylo shledáno, že společenstva na výsypkách a ostatních plochách se odlišují. Signifikantní vliv na ochranářskou hodnotu vážek má přítomnost vodní vegetace a zastínění vodní plochy. Vývoj společenstev vážek není dynamický, ale nahodilý.

Pro zachování biodiverzity a ochranářské hodnoty stanovišť je podstatné zachovávat a udržovat stanoviště v různé fázi sukcesního vývoje.

Klíčová slova:

Sekundární biotopy, sukcesní změny, vodní bezobratlí, biodiverzita

Abstract

Changes in the environment, the emergence, extinction and rate of change in habitats are, besides other factors, caused by spontaneous succession and anthropogenic activities. As a result of these transformations, the species composition and abundance of fauna and flora communities, changes. Ongoing habitat transformations are indicated by the appearance of different species of plants and animals (bioindicators). This group also includes dragonflies, which possess the ability to adapt very quickly to a wide range of aquatic habitats and areas industrialized or affected by mining. The development of dragonfly biodiversity at individual sites presents the habitat's quality and succession phase. The goal of this thesis was to find out whether - and in what way - spontaneous succession, its influence on the abundance, diversity and conservation value of the dragonflies, developed in selected twenty localities monitored during the years 2014 - 2016. A comparison of the obtained data revealed that the dragonfly populations in both types of localities were balanced and were inhabited mainly by generalists. Pioneer species were found mostly in ponds. By analyzing selected environmental factors, it was found that the communities on the mining dumps are different from other areas. A significant effect of the presence of aquatic vegetation and the shading of the water surface was observed on the protective value of the dragonflies. The development of dragonfly communities is not dynamic, but random.

For keeping the biodiversity and conservation value of habitats, it is essential to preserve and maintain habitats at different stages of successive development.

Keywords:

Secondary habitats, succession changes, aquatic invertebrates, biodiversity

Obsah

1	Úvod	9
2	Cíle práce	10
3	Literární rešerše	11
3.1	Biodiverzita	11
3.2	Sukcese	11
3.3	Vývoj krajiny	13
3.4	Bioindikace	14
4	Biotopy post-těžebních území	16
4.1	Vodní biotopy post-těžebních oblastí	17
4.2	Vliv prostředí na hmyz	18
4.3	Vážky (<i>Odonata</i>)	19
4.4	Životní cykly vážek a prostředí	22
4.5	Příčiny ohrožení vážek	23
4.6	Výběr habitatu	24
4.7	Vážky a sukcese	26
5	Metodika	28
5.1	Charakteristika zájmového území	28
5.2	Charakter zájmových oblastí	29
5.3	Sběr dat a popis lokalit	30
5.4	Zpracování dat	32
6	Výsledky	33
7	Diskuse	42
8	Závěr a přínos práce	45
9	Přehled literatury a použitých zdrojů	47
10	Seznam obrázků, grafů, tabulek a příloh	58
11	Přílohy	60

1 Úvod

Přirozená sukcese ovlivňuje druhovou skladbu a bohatost společenstev rostlin a živočichů. Druhová diverzita souvisí s probíhající sukcesí. V průběhu času dochází k samovolnému vývoji rostlinných a živočišných společenstev na určitém území k ekologické sukcesi (Míchal 1994). Postupem času se mění složení a počet druhů podílejících se na struktuře konkrétního společenstva způsobené proměnlivostí prostředí. Se stavem sukcese souvisí druhová diverzita. Druhy časnější (r-statégové) jsou nahrazovány druhy pozdějšími (K-stratégy). Po dosažení klimaxového stadia může nastat rozpad společenstva a objeví se společenstvo druhově a strukturálně odlišné (Šálek et Harabiš 2015).

Změny v krajině prováděné člověkem od počátku civilizace jsou v posledních stoletích stále významnější (Walker 1992). Antropogenní činnost má za následek ztrátu původních biotopů. Používané metody při zemědělském hospodaření, rozvoj průmyslu, probíhající urbanizace zapříčinily zánik vhodného prostředí bezobratlých (Kalkman et al. 2010).

Mezi antropogenní činnosti značně ovlivňující krajinu patří těžba nerostných surovin (Prach et al. 2009). Původní ekosystémy zanikají, vytváří se nové, které se za určitých podmínek mohou stát významnými pro mnohé organismy (Přikryl 2003). Takto vzniklé plochy se nacházejí i na Sokolovsku. Pro zachování druhové bohatosti lokalit je důležité udržovat vodní habitaty v různých vývojových stádiích sukcese z důvodu zajištění různých životních podmínek pro široké spektrum různých organismů (Prach et al. 2009).

Nezastupitelnou roli má v přírodě hmyz. Patří k nejpočetnějším živočišným kmenům. Vyskytuje se v různých biotopech v různých nadmořských výškách. Je důležitým článkem ekosystému nezbytný pro správnou funkci potravního řetězce (Hershey et al. 2010). Bývá využíván jako bioindikátor vzhledem k jeho reakcím na změny životního prostředí v biotopech (Bellmann 2005). Tuto schopnost mají i vážky (*Odonata*). Některé druhy citlivě reagují na změnu obývaných stanovišť. V případě nevhodných životních podmínek vyhledávají a migrují do lokalit s příznivějšími podmínkami (Harabiš 2016a). Vzhledem svému vzhledu a velikosti splňují podmínku indikačních druhů dobré pozorovatelnosti (Sahlén et Ekestubbe 2001).

2 Cíle práce

Mezi jeden z faktorů ovlivňující druhovou diverzitu patří přirozená sukcese. V průběhu času dochází na stejných místech k obměně společenstev rostlin a živočichů (Šálek et Harabiš 2015). V posledních letech jsou sledovány změny v biodiverzitě společenstev v krajině v závislosti na jejím vývoji.

Cílem diplomové práce bylo na vybraných dvaceti lokalitách, na kterých byl realizován průzkum v letech 2014–2016, provést monitoring diverzity společenstev vážek a porovnat zjištěná data. Vybrané lokality se nacházejí se v Karlovarském kraji převážně v oblasti Sokolovské pánve v okresech Sokolov a Karlovy Vary. Vodní biotopy jsou různého typu, odlišného stáří a v různé fázi sukcese. Deset lokalit se nachází na území ovlivněném těžbou hnědého uhlí. Zbývajících deset tvoří přirozené nebo uměle vytvořené vodní plochy. Sledované lokality leží v nadmořských výškách od 400 m n. m. do 700 m n. m. Žádná z vybraných lokalit není využívána k intenzivnímu chovu ryb.

Data získaná z terénního průzkumu budou podrobena analýzám vlivu jednotlivých environmentálních proměnných (šířka litorálního pásma, typ pobřežní vegetace, ráz a pokryvnost vodní vegetace, sklon břehů, pH a konduktivita vody, nadmořská výška, substrát dna vodní plochy, land use, výskyt ryb, plocha a hloubka nádrže). Bude zjišťován vliv diverzity biotopů, okolního prostředí, fáze sukcesního vývoje stanoviště popřípadě provedená managementová opatření na biodiverzitu vážek, jestli dochází ke změnám předvídatelným nebo zcela náhodným. Bude zkoumáno, zda se odonatocenózy rybníků a výsypek liší a jakým způsobem probíhají změny ve společenstvech.

3 Literární řešerše

3.1 Biodiverzita

Biodiverzita (biologická rozmanitost) představuje variabilitu organismů, která je zkoumána na různých úrovních. Je možno ji studovat v rámci druhů, mezi druhy, mezi ekosystémy a mezi službami ekosystémů. Lze ji popsat jako rozmanitost uvnitř nebo mezi ekosystémy, kde každý druh má svoji úlohu a dohromady tvoří společenstvo (Šálek et Harabiš 2015).

Biodiverzita je dělena na globální, regionální a lokální. Pojem globální biodiverzity zahrnuje všechny organismy vyskytující se na Zemi (Šálek et Harabiš 2015). Regionální biodiverzita představuje rozmanitost velkých území, u kterých je předpoklad, že většina druhů na nich vznikla a nemigrovala z jiných míst (Storch 2019). Na lokální úrovni je vyjádřena počtem druhů nebo indexy druhové diverzity porovnávající různá společenstva. V jednom společenstvu se zkoumá koexistence druhů (Šálek et Harabiš 2015). Množství druhů je dáno podmínkami lokality, krajinným kontextem - množstvím druhů schopných osídlit konkrétní lokalitu, které v ní skutečně žije, migrační bariéry, geografická izolovanost lokality (Storch 2019).

Mezi významné determinanty biodiverzity je řazen počet a prostorové uspořádání biotopů. Významná je přítomnost polopřírodních stanovišť v blízkosti ploch, které jsou intenzivně využívány (Hendrickx 2007). Množství druhů je také ovlivněno produktivitou prostředí, velikostí plochy lokality, která přímo ovlivňuje heterogenitu prostředí i disturbancí (Storch 2019).

3.2 Sukcese

Ekologická sukcese představuje přirozený vývoj společenstva. Probíhá kontinuálně a dělí se na jednotlivá stadia (sukcesní řady). V průběhu času dochází k neustálým změnám ve společenstvech a v prostoru (Walker et al. 2007). Jedná se o sled změn ekosystémů na jednom místě, přičemž se mění druhové složení vegetace a živočichů (Odum 1959). Rychlost a prostorové hranice změn jsou určovány abiotickým prostředím. Biotickými faktory je sukcese ovládána (Deiller et al. 2001; Mc Coy et al. 2001). Při studiu sukcese je věnována pozornost sukcesi vegetace z důvodu lepší pozorovatelnosti. Pozměňuje se mikroklima a struktura porostu. Na základě těchto transformací se mění životní podmínky pro výskyt různých druhů živočichů a druhové osídlení stanovišť (Šálek et Harabiš 2015). Podstatou sukcese je nahrazování druhů raných stadií (r-stratégy) druhy pozdějších stadií (K-stratégy).

Změny vyvolané sukcesí jsou důležité pro vývoj celého ekosystému. Tvoří potravní základnu pro další konzumenty a mají přímý nebo nepřímý vliv na další vlastnosti prostředí (Frouz 2006). Sukcese probíhá pozvolna, až dosáhne klimaxového stadia. Poté může dojít k rozpadu společenstva a území obsadí společenstvo odlišné. Stává se, že sukcese je přerušena disturbancí způsobenou biotickými nebo abiotickými činiteli (Walker et Del Moral 2003). Disturbance se podílí na vývoji krajiny a přírody. Výskyt určitých druhů je podmíněn existencí disturbancí (Warren et Büttner 2008). Objevil se i názor, že klimax neexistuje, neboť součástí kontinuální sukcese jsou disturbance, kterými se sukcesní změny vrací zpět na počátek. Krajina je tak tvořena stanovišti v různých fázích sukcese, což zásadně ovlivňuje biodiverzitu (Walker et Del Moral 2003). Sukcesi můžeme dělit na primární a sekundární (Slavíková 1986).

K primární sukcesí dochází na holých plochách, kde nejsou zásoby semen v půdě. Obvykle ji způsobí disturbance (např. sopečná činnost). Stanoviště jsou osidlována mikroorganismy, vegetací a živočichy. Proces osidlování je ovlivněn konkrétními podmínkami. Je pozvolný a dlouhodobý. Druhová společenstva na planetě Zemi jsou výsledkem primární sukcese. Rychlost sukcese je dána spolupůsobením biotických a abiotických faktorů (Walker et Del Moral 2003).

Sekundární sukcese probíhá v místech, kde došlo ke zničení stadia primární sukcese způsobené antropogenní činností nebo přírodními činiteli. K obnově růstu rostlin dojde z diaspor uložených v půdě (Míchal 1994). Rychlost zarůstání je dána abiotickými podmínkami území, dostupností diaspor a mezidruhovými vztahy (Bradshaw 2000; Jim 2001; Novák et Prach 2003; Novák et Konvička 2006).

Při spontánní sukcesí se bez zásahu člověka samovolně vyvíjí společenstva, přičemž musí být splněna podmínka migrace druhů z okolních biotopů. Změny v substrátu mají vliv na druhové skladbu vegetace (Dimitrovský 2001). Pionýrské druhy osidlují holá stanoviště a jsou postupem času nahrazovány konkurenčně silnějšími druhy (Walker et al. 2007). Prach et Hobbs (2008) uvádí, že spontánní sukcese nemůže být využívána na území s extrémními podmínkami, jako jsou toxicita půdy, nízké pH, průsak kontaminovaných vod. V průběhu prvních dvaceti let je spontánní sukcese pomalejší z důvodu absence humózní vrstvy v porovnání s rekultivovanými plochami (Frouz 2008). Tropek et al. (2010, 2012) prokázali, že místa se spontánní sukcesí tvoří stanoviště pro velmi významná společenstva se zastoupením ohrožených druhů.

Řízená sukcese usměrňuje přirozenou sukcesí v případě, kdy je třeba ji urychlit, zpomalit nebo navrátit lokalitu k mladšímu stadiu sukcese (rejuvenace) za pomoci vhodně zvoleného ochranného managementu. Při nevhodně zvoleném managementu povede spontánní sukcese k degradaci či úplnému zániku cenných biotopů. Na území naší republiky jsou to místa narušená těžbou nerostných surovin, postindustriální stanoviště jako jsou doly, povrchové lomy, pískovny, odkaliště a výsypky na Sokolovsku, Mostecku, Ostravsku, jižní Moravě, ve východních Čechách (Tropek et Prach 2012, Jogenpierová et al. 2012).

3.3 Vývoj krajiny

Člověk na krajinu působí více jak 7000 let (Jeleček 1999). Hospodářský rozmach měl za následek nevratné přeměny v krajině. Zvyšování počtu lidí vede k rozvoji a intenzifikaci zemědělství (Kalkman et al. 2010). V 19. století došlo k vyčerpání úrodné a produktivní půdy. Začínají se vysušovat mokré oblasti, mokřady a močály byly poslední rezervy půdy (Reichholf 1998). Migrace lidí z venkova do měst způsobila jejich rozvoj a je rozšiřována infrastruktura. Antropogenní činnost je hlavní příčinou nadměrné acidifikace, eutrofizace a desertifikace půdy. Postupně dochází k poklesu a následně ke ztrátám funkcí ekosystémů. V současnosti je v Evropě víc než 80 % půdy využíváno pro lidské potřeby. Mění se klima a se zvyšující se teplotou začíná migrace druhů vegetace a živočichů (Kalkman et al. 2010).

V České republice se mění po roce 1948 způsoby hospodaření v zemědělství. Nebyly zohledňovány specifické podmínky v území. V 70. letech 20. století byly zvětšovány zemědělské půdní bloky. Mizí meze, rozptýlená zeleň a břehové porosty. Melioračními pracemi došlo k odvodnění rozsáhlých území, což má za následek narušení vodního režimu území (Löw et Míchal 2003). Hlavní příčinou ztráty původního rázu krajiny, heterogenity a pozměnění vodního režimu byla kolektivizace zemědělství a komplexní pozemkové úpravy (Melichar et al. 2015).

Intenzivní využívání půdy, množství a prostorové uspořádání vhodných biotopů patří mezi významné determinanty biodiverzity přírodních stanovišť. Negativně působí na druhovou diverzitu místních společenství. Proto je důležitá blízkost polopřírodních stanovišť, která zvyšuje druhovou bohatost (Hendrickx et al. 2007). Vývoj krajiny ovlivňuje rovněž těžba nerostných surovin nezbytná k rozvoji hospodářství České republiky (Tropek et Řehounek 2012). Se stoupající životním stylem se navyšuje spotřeba energií. Hnědé uhlí je v naší zemi hlavní energetickou surovinou (Reitschmiedová et Frouz 2016). Antropogenní činnost způsobuje

v krajině negativní změny ve vodním režimu (Vojar 2007). Dochází k úbytku druhů závislých na vodním prostředí (Kalkman et al. 2010; Dolný et Harabiš 2012).

3.4 Bioindikace

K hodnocení stavu vodního prostředí je používána bioindikace a biomonitoring, které doplňují informace získaných fyzikálních a chemických parametrů sledovaných lokalit. Standardní bioindikační metody pracují s biodiverzitou společenstev, saprobní valencí nebo bioindikační vahou druhů. Je používána znalost binomie vodních bezobratlých živočichů, kteří jsou vystaveny dlouhodobým a kumulativním účinkům životních podmínek (Statzner et al. 1997; Charvet et al. 1998). Při využívání živočichů k bioindikaci a ekologickému monitoringu je podmínkou jednoduchá metoda sběru, zpracování a vyhodnocení biologického materiálu získaného ze sledované lokality (Vávrová 2005). Objektivní bioindikace je podložena znalostí extinkčních podmínek druhů biocenózy a charakteru ekosystému (Kubíček 1980).

Bioindikátorem je druh se specifickými nároky na stanoviště a je používán k posouzení biologické hodnoty habitatu. Upozorňuje na působení určitých faktorů a na výši antropogenního vlivu (Šálek et Harabiš 2015).

Pro monitoring antropogenních a přirozených změn v prostředí jsou využívány buď druhy krátkověké s vyšší početností a s rychle střídajícími se generacemi z důvodu snadnější a rychlejší registrace změny nebo druhy dlouhověké s možností pozorování nejrůznějších příznaků. Pro získání validních výsledků bioindikace je vhodnější pozorovat celé taxonomické skupiny nebo společenstva (Laštůvka et Krejčová 2000).

Bezobratlí patří k zvláště citlivým druhům reagujícím na změny v prostředí. Jejich výhodou je relativní stálost ve zkoumaném prostředí, jednoduché a levné vzorkování, druhová bohatost a dostatečně dlouhý životní cyklus (Králová 2001).

Mezi druhy používané jako indikátory ekologického stavu a integrity sladkovodních systémů patří i vážky (Briers et Biggs 2003; Catlin 2009). Indikují globální změny včetně klimatických (Dolný et al. 2016). Citlivě reagují na změny ve struktuře stanoviště (Clobert et al. 2012). Celosvětově jsou využívány jako biologické a ekologické indikátory kvality vodního prostředí a neporušenosti sladkovodních ekosystémů. Podstatný význam mají stanovištní požadavky vážek v průběhu larválního vývoje. Ve vodním prostředí se larvy většiny druhů vyvíjejí několik let.

Jejich výskyt prokazuje stav a kvalitu tohoto prostředí (především kontaminace vodního prostředí např. pesticidy nebo těžkými kovy), pro saprobiologické hodnocení a stanovení saprobního indexu. Stav terestrického prostředí odráží výskyt imag. Pro biondikaci je lze využít díky jejich vyhraněným požadavkům na charakter suchozemského prostředí (Dolný et al. 2016).

Vhodným nástrojem ke srovnávání druhové hodnoty vážek je používán dragonfly biotic index (DBI). Slouží k vyhodnocení biologické rozmanitosti vodních stanovišť a stavu životního prostředí. Index je vyjádřen jako výsledek tří sub-indexů - rozšíření druhu v rámci střední Evropy, ohrožení a citlivost na změnu v daném prostředí. Je určena suma každého subindexu. Specialisté mají přiřazenou hodnotu $DBI = 9$ (3+3+3) a u generalistů je hodnota $DBI = 0$ (0+0+0). DBI nám dává informaci o poměru zástupců druhů vyhraněných a ohrožených a nevyhraněných (Dolný et al. 2016). Harabiš et Dolný (2010) vypracovali indikační charakteristiku druhů vážek České republiky.

4 Biotopy post-těžebních území

Těžební činnost mění a narušuje funkce krajiny, které ovlivňují ekosystémy. S tím souvisí změny vodních poměrů. Kvalita půdy je významně ovlivněna. Je zvyšována rychlost eroze. Bylo odvodněno zhruba 10 000 km², což představuje 1/8 území České republiky (Prach 2009). Fragmentace krajiny způsobuje ztrátu diverzity a sladkovodní společenstva živočichů jsou homogenizována (Dolný et Harabiš 2012).

Od roku 1960 začínají být realizovány rekultivace založené na technických postupech (Prach 1982). První pokusy o zastavení degradace ekosystémů a obnovu prostředí k přírodě blízkému stavu byly provedeny v 80. letech minulého století (Prach 2009). Objevují se názory nechat probíhat spontánní sukcesi na post-těžebních územích jako vhodnou a levnou metodu obnovy výsypek (Prach 1982). V České republice se v 90. letech začíná rozvíjet obor ekologie obnovy zaměřený na obnovu diverzity, společenstev, populací a ekosystémů. Jeho cílem je zvyšovat hodnotu narušených habitatů (Prach 2009). Přístupy k jejich revitalizaci se mění ale velmi pomalu a stále převažuje provádění technických rekultivací (Prach 1982).

Na územích postižených těžbou vznikají nové, někdy až unikátní biotopy v různé fázi sukcese (Tropek et Konvička 2008). Technickými postupy těžby nerostných surovin byla vytvořena nová postindustriální stanoviště (výsypky, pískovny a lomy). Odstraněním nadložního materiálu a postupným sypáním jsou založeny vnější členité výsypky (Prach 2010). Mezi jednotlivými pásy se objevují hlubší zvodnělé deprese (Prach 2010), mokřady a tůňky (Prach et al. 2009).

Plochy (výsypky, zbytkové jámy, manipulační prostory) vytvořené při těžbě uhlí zabírají v České republice okolo 540 km². Výsypky jsou recentní útvary měnící krajinný ráz. Vznikají sypáním vytěžených materiálů nad uhelnou slojí. Mezi oblastmi postižené těžbou uhlí patří i Mostecko a Sokolovsko (Prach 2010). Na Mostecku mají rozlohu 150 km² a jsou složeny z šedých miocenních jíly proložených vulkanickými pyroklastiky a písky. Nejrozlehlejší výsypkou je Radovesická (Prach et al. 2009). Na Sokolovsku zaujímají plochu 90 km². Tvoří je převážně cyprisové jíly z období třetihor (Prach 2010). Na větší části sokolovských výsypek probíhá úspěšně spontánní sukcese. Na Lítovských výsypkách se provedením těžby dostaly na povrch tutifické jíly, které mají hodnoty pH 2. I přes nepříznivé podmínky je území výsypek osidlováno společenstvy rostlin a živočichů (Frouz 2008).

Post-těžební oblasti se jeví jako náhradní řešení za zaniklá stanoviště pro terestrické a akvatické organismy (Konvička et al. 2005, Prach et Hobbs 2008,

Hendrychová 2008; Vojar 2007). Pro mnohé druhy se stávají místem pro přežití. Nalézají zde vhodné životní podmínky, o které přišly s mizejícími přírodními stanovišti (Tropek et al. 2012). Ranně sukcesní druhy kolonizují vhodné habitaty. Biodiverzita těchto druhů často převažuje nad biodiverzitou okolní krajiny (Vojar 2007). Jsou zásadním místem pro výskyt vzácných nebo ohrožených druhů (Hendrychová 2008). Post-těžební oblasti v České republice jsou některými autory studií považovány jako nejvýznamnější refugia některých živočichů (Vojar 2007; Konvička et al. 2005; Dolný et al. 2007). Jsou vnímány jako důležitá část krajiny a pro mnoho druhů se stala místem pro přežití (Ashcroft 2010).

4.1 Vodní biotopy post-těžebních oblastí

Při těžbě uhlí vznikají různé typy vod. Mohou být trvalého (zaplavené zbytkové jámy) nebo dočasného rázu. V Podkrušnohorské pánvi to jsou propadliny naplněné vodou, přeložky toků, dočasné nádrže a louže, odvodňovací příkopy, toky, mokřady, tůně, suché poldry, jezírka, umělé vodní nádrže, zbytkové jámy. Mokřady, tůně a důlní poklesy jsou označovány jako cenné biotopy (Přikryl 2003). Mokřady patří k neproduktivnějším ekosystémům. Jsou velmi proměnlivé. Produktivita závisí na stavu biotopu (Odum 1959). Na jejich hydrologii mají vliv abiotické a biotické faktory, které se navzájem ovlivňují a mění se (Ekologické aspekty technické hydrogeologie ©2020). Stávají se vhodnými stanovišti pro společenstva organismů. Dochází ke zlepšování kvality vody odtékající z výsypek a k zadržování vody v krajině. U nově vzniklých vodních ploch jsou významné břehové části (výskyt mělčin, členitost břehových linií) a plynulé napojení na blízké okolí. Problémem bývá zarybnění vodních ploch přispívající ke snižování biodiverzity a k eutrofizaci (Přikryl 2003).

V post-těžebních oblastech jsou plánovaně zakládány vodní plochy při provádění hydrických rekultivací a při zakládání výsypek. Sypáním vnějších výsypek do pásů vzniká členitý terén se zvodněnými depresiemi (Prach 2010). V patách výsypek a ve sníženinách se objevují mokřady, které osidlují ptáci, obojživelníci a hmyz (Prach et al. 2009). U jezírek a mokřadů v patách výsypek je charakteristický trvalý malý průtok ovlivňující kvalitu vody. Dočasná jezírka a louže mohou pravidelně vysychat. V průběhu času se zde vyskytuje i hodnotný litorál a stávají se útočištěm pro specifické druhy (Přikryl 2003). Vodní plochy jsou také tvořeny při provádění asanačních prací odvodňováním výsypkových ploch nebo zatápěním zbytkových jam (Dimitrovský 2001; Přikryl 2003). Odvodňovací příkopy a toky slouží

k odvodnění a odvedení vody z výsypky. Umělé nádrže mohou být uzpůsobeny pro chov ryb nebo mohou plnit rekreační funkci. Suché poldry nabízejí vhodné podmínky pro obojživelníky a vodní ptáky. Malé zbytkové jámy se běžně zatopí samovolně. Mají strmé břehy a časem dochází k jejich zastínění. U velkých dochází k cílenému zatopení a je kladen důraz na kvalitu vody (Příkryl 2003).

Na Sokolovsku by tak mělo vzniknout více než 100 ha nových vodních ploch. Bude vytvořena krajina s nadprůměrným zastoupením vodních ploch, které budou doplňovat stávající vodní plochy nezasažené těžbou (Dimitrovský 2001; Příkryl 2003). Nově vzniklé biotopy přispívají ke zvýšení heterogenity prostředí (Dolný et Hatabiš 2012). I když důlní vody obsahují těžké kovy (Broumová et Pecharová 2004), jsou osidlovány různými druhy vodních organismů (Příkryl 2003). Dynamika nového prostředí umožňuje vznik cenných sekundárních stanovišť (Dolný et Harabiš 2012).

4.2 Vliv prostředí na hmyz

Hmyz patří k nejpočetnější skupině živočichů (Sedlák 2005) a představuje až 90 % živých organismů na planetě. Žije prakticky na všech místech planety. Ovlivňuje strukturu a funkci ekosystémů, je nepostradatelný v potravním řetězci (Grant 2002; Hershey et al. 2010). Vyskytuje se na úrovni herbivorů, karnivorů i destruentů. Obecně je dělen do skupin: škodlivý, užitečný a indiferentní (člověku není nijak prospěšný ani není škodlivý). Na území České republiky je rozpoznáno asi 40 000 druhů, 95 % druhů je indiferentních (Novák et Spitzer 1982).

Přírodní a antropogenní faktory ovlivňují výskyt a početnost druhů hmyzu. Změna klimatu, ztráta vhodných biotopů nebo zhoršení jejich kvality, fragmentace krajiny mají za následek pokles druhů hmyzu (Hallmann et al. 2017). Za posledních 100 let došlo k vyhynutí 7 - 15 % druhů hmyzu, odhadem je to asi 3 000 druhů (Konvička et al. 2005). U terestrických druhů klesá množství nejen specialistů (druhy s úzkými ekologickými požadavky), ale i generalistů. Ve vodním prostředí mizí citlivé druhy, které jsou nahrazovány druhy odolnými i nepůvodními. Postupně dochází ke ztrátě biodiverzity (Fórum ochrany přírody ©2020).

Pro mnoho druhů hmyzu je důležitá existence vodního prostředí, zvláště pak pro vývoj jedinců v larválních stádiích (Hershey et al. 2010). Vodní hmyz je řazen k nejstarším zástupcům živočišné skupiny. Hmyz nepatří k primárním obyvatelům sladkých vod, vodní prostředí osídlil druhotně (Reichholf 1998). S dalšími vodními bezobratlými jsou zdrojem potravy (Kolář et al. 2016).

V lentických (stojatých) vodách se vyskytuje více disperzních druhů než ve vodách lotických (Dijkstra et al. 2006). Hmyz je využíván jako indikátor kvality vody a podmínek vodních ekosystémů, protože svým výskytem a změnou v početnosti reaguje na probíhající změny ve vodním prostředí (Hershey et al. 2010). Limitujícími faktory pro výskyt vodního hmyzu jsou koncentrace rozpuštěného kyslíku, teplota vody, chemické složení a pH vody, substrát dna, hydrodynamika, okolní terestrické prostředí (Hershey et al. 2010; Lancaster et Downes 2013).

Ekologické složení pelagiální a litorální zóny významně ovlivňuje výskyt jednotlivých druhů živočichů. Litorální zóna slouží jako úkryt a místo k rojení hmyzu. Pro mnoho živočichů je místem pro získávání potravy (Reichholf 1998).

Vodní prostředí je zvláště důležité pro larvální stadium hmyzu. Z hlediska teploty vykazují vodní biotopy vyšší stabilitu než suchozemské, což je pro ně z hlediska jejich vývoje důležité. Mají tu dostatek potravy, riziko zamrznutí je s rostoucí hloubkou nižší. Mělké vodní plochy zarostlé vodními rostlinami jsou bohaté na kyslík díky probíhající fotosyntéze. Pro vývoj hmyzu jsou rozhodující abiotičtí činitelé jako je délka světelného dne, teplota vody (Reichholf 1998). Teplota vody je přímo úměrná s vývojem hmyzu od vajíčka až k dospělci. Změny v druhovém složení společenstva může způsobit i kolísání teploty vody (Lancaster et Downes 2013). Podstatná je i vzdušná vlhkost, která zabrání právě vylíhnutým jedincům před vyschnutím. Tuto podmínku splňuje vlhká pobřežní vegetace. Vzhledem k tomu jsou mokřady, lužní lesy tak bohaté na hmyz (Reichholf 1998), a proto se na jejich území nacházejí druhově bohatá hmyzí společenstva (Hershey et al. 2010).

4.3 Vážky (*Odonata*)

Vážky (*Odonata*) patří mezi řád hmyzu, které ke svému vývoji potřebují vodní prostředí. První nálezy druhu byly objeveny zhruba před 300 milióny let (Grimaldi et Engel 2005). Původním místem výskytu vážek byly tropické oblasti. Anatomické, fyziologické a morfologické změny jim umožnily přizpůsobit se různým klimatickým podmínkám a osídlit téměř všechny oblasti světa (Sternberg et Buchwald 1999, Koleček 2010).

Biologické zařazení: říše Živočichové (*Animalia*), kmen Členovci (*Arthropoda*), podkmen Šestinozí (*Hexapoda*) třída Hmyz (*Insecta*), podtřída Křídlatí (*Pterogyta*). Řád Vážky (*Odonata*) je rozdělen na podřády různokřídlice (*Anisoptera*), stejnokřídlice (*Zygoptera*). Ještě je zmiňována čeleď *Epiophlebiidae*, která je jakýsi

mezičlánek mezi podřády a dříve byly řazeny do podřádu *Anisozygoptera* (Dolný et al. 2007).

Pro svůj vzhled jsou jedním z druhů, který je velmi dobře popsán. Na území České republiky se vykytuje 74 druhů vážek (Dolný et al. 2016; Waldhauser et Černý 2015), z toho je 44 druhů vedeno v Červeném seznamu ohrožených živočichů a 2 druhy již vyhynuly (Dolný et al. 2007).

V České republice se nalézají vážky podřadů *Zygoptera* a *Anisoptera*. Larvy (nymfy) i dospělci (imaga) obou podřadů lze od sebe rozlišit díky jejich jedinečnému vzhledu (Dolný et al. 2016).

Ve svém životním cyklu se vážky se vyznačují mnoha zvláštnostmi. Pro všechny druhy vyskytující se na našem území je nutná trvalá přítomnost vody. Při páření dochází k nepřímé inseminaci. Ve všech životních stádiích jsou predátory, objevuje se u nich i kanibalismus (Corbet 1999; Silsby 2001; Dijkstra et Lewington 2006; Dolný et al. 2006). Téměř všechny larvy žijí ve vodním prostředí. Imaga obývají terestrické a vzdušné prostředí (Corbet et Brooks 2011). Vážky nejsou příliš náročné ve výběru druhu kořisti, kterou tvoří převážně hmyz a jiní bezobratlí (Dolný et al. 2007). Živí se téměř vždy živou kořistí. Potravou larev je malý vodní hmyz a korýši. Larvy podřádu *Anisoptera* detekují kořist pomocí složených očí a larvy podřádu *Zygoptera* používají tykadla. Loví za pomoci vysunovacího spodního pysku přeměněného ve vymrštitelnou (labiální) masku (Hanel et Zelený 2000). Dospělci loví za letu drobný až středně velký hmyz za pomoci předních končetin (Corbet 1999). Potravu si obstarávají převážně mimo vodní prostředí v oblastech mezi dvěma biotopy (ekotony) na okrajích luk, okrajích lesních porostů (Hykel et al. 2016). Kořist vyhledávají zrakem, který je řazen mezi nejlepší v řádu hmyzu (Waldhauser et Černý 2015). Způsob lovu dělí vážky do dvou skupin. První (fliers) vyhledávají kořist za letu a menší kořist jsou schopné konzumovat za letu. Druhá skupina (perchers) méně létá a čeká na vhodném místě. Vyhlédnutou kořist napadne a vrací se s ní zpět na místo. Mají velmi dobře vyvinutá kusadla (Dolný et al. 2007; Waldhauser et Černý 2015).



Obrázek č. 1: *Orthetrum cancellatum* s kořistí, lokalita č. 27 (Foto: autor, 2020. 08. 13).



Obrázek č. 2: *Sympetrum sanguineum*, Podhořský rybník (Foto: autor, 2020. 07. 21).

Tak jako vážky jsou hrozbou pro různé druhy hmyzu, jsou i vážky součástí potravy jiných druhů. Predační tlak je vyvíjen zejména na jejich larvy, kdy největší nebezpečí na našem území představují ryby (především kapr obecný). Na rybnících s intenzivním chovem dochází k poklesu jejich diverzity v řádech. Ale i pro potápníky, ploštice a jiný velký bezobratlý hmyz jsou larvy vhodnou potravou (Dolný et al. 2007).

Nejzranitelnější jsou vážky ihned po vylíhnutí. Nejsou schopné letu a stávají se snadnou kořistí ptáků. Hrozbou pro létající vážky jsou i pavouci a některé druhy ptačích specialistů jako jsou vlha, ostříž (Dolný et al. 2007; Waldhauser et Černý 2015). K predaci dochází při tandemovém létání a kladení vajíček především samic kladoucích v tandemu pod vodou (Dolný et al. 2007).

Nejvyšší aktivitu vykazují vážky mezi desátou až šestnáctou hodinou při teplotách vzduchu od 12 °C do 30 °C (Sternberg et Buchwald 1999). Rychlost vývoje je ovlivněna počasím (Dijkstra et Lewington 2006).

Jednotlivé druhy mají rozdílnou vazbu a toleranci k prostředí. V České republice se značná část vážek vyznačuje úzkou vazbou na konkrétní parametry prostředí (biotopové specialisté). Generalisté mají širokou ekologickou valenci a osídlí téměř všechny druhy vodních biotopů (Dolný et al. 2007).

4.4 Životní cykly vážek a prostředí

Životní cykly vážek jsou vázané na vodní a suchozemské (semiakvatické) prostředí (David 2000). Jsou hmyzem s proměnou nedokonalou. Nemají stadium kukly (Corbet et Brooks 2008). Mají tři vývojová stadia: vajíčko, larva a imago. Vývoj larev ve vodním prostředí v našich podmínkách probíhá běžně i více let (Hykel et al. 2016). Vážky během životního cyklu mění nároky na stanoviště a vyskytují se u rozmanitých vodních a terestrických ploch (Dolný et al. 2016; Ruxton et al. 2004).

Početnost populace závisí na fyzikálně-chemických vlastnostech stanoviště (David 2000). Rychlost vývoje larev je ovlivněna množstvím potravy a ekologickými podmínkami, jako jsou teplota vody, geografická poloha biotopu. Počet larválních stádií (instarů) se mění v závislosti na podmínkách habitatu, ve kterém se vyvíjejí (Hanel et Zelený 2000; Dolný et al. 2007).

S přeměnou larvy na dospělce se mění požadavky na prostředí. Dospělci se již nevyskytují pouze v okolí vodních stanovišť. Často se vzdalují od vodních

biotopů i na delší dobu. Páření probíhá opět u vody nebo v pobřežní vegetaci. Pro jednotlivé druhy je významnost terestrického prostředí různá v závislosti na délce života ve stadiu dospělce (Hykel et al. 2016). V dospělém stadiu žijí vážky maximálně deset měsíců (na našem území je to rod *Sympecma*). Vážky přezimují ve stadiu larvy nebo vajíčka, výjimku opět tvoří rod *Sympecma* (Hanel et Zelený 2000; Dolný et al. 2007).

4.5 Příčiny ohrožení vážek

Za hlavní hrozbu pro vážky i pro ostatní vodní bezobratlé lze označit degradaci a ztrátu biotopu (Dolný et Harabiš 2012). Většinou jsou způsobeny antropogenními činnostmi (Harabiš et Dolný 2014). Vývojem lidské společnosti došlo k nárůstu počtu lidí, k intenzifikaci zemědělství, k rozvoji průmyslu, hledání nových ložisek nerostného bohatství. Je zabíráno stále větší množství území. Jsou činěna opatření předcházející přirozeným disturbancím, jako jsou záplavy, eroze a požáry. Nevznikají nová otevřená stanoviště (Gazenbeek 2005). Ztráty vhodných stanovišť, změny vodních biotopů a blízkého okolí, znečištění vod, změny struktury a funkce krajiny vedou k extinkci druhů vážek (Hanel et Zelený 2000; Harabiš et Dolný 2014). Při péči o vodní nádrže jako je vypouštění rybníků, letnění, při změnách hladiny vody probíhají změny na stanovištích, a to může mít za následek likvidaci vajíček nebo larev vážek. Tato opatření mohou negativně ovlivňovat vývoj populace vážek využívajících konkrétní biotop (Hanel et Zelený 2000; Harabiš 2016b; Krauss et al. 2010). Druhy závislé na podmínkách určitého biotopu (specialisté) se tak řadí mezi nejvíce ohrožené druhy vážek (Harabiš et Dolný 2014).

Kalkman et al. (2010) v Evropském červeném seznamu vážek upozornil na faktory, které negativně ovlivňují výskyt vážek. Mezi hlavní patří ovlivnění vlastností a procesů v rámci toku, zemědělství a urbanizace způsobující znečištění a eutrofizaci, měnící se klima.

V České republice je kriticky ohrožených (CR) 5 druhů, ohrožených (EN) 3 druhy, zranitelných (VU) 9 druhů, téměř ohrožených (NT) 18 druhů a nevyhodnocených (NE) 4 druhy. Aby mohla být prováděna efektivní ochrana druhů, je nutná znalost ekologie jednotlivých druhů (Dolný et al. 2016).

4.6 Výběr habitatu

Biotopy se mění v prostoru a v čase. Vyznačují se různou heterogenitou nebo homogenitou. Výskyt a složení vegetace má vliv na strukturu stanovišť (Samways 1994). Biodiverzita biotopu je založena na mnoha faktorech. Je především závislá na změnách okolní vegetace. Druhová diverzita vážek, jejich výskyt, kolonizace biotopů může být ovlivněna vznikem a vývojem vodního prostředí (Doleželová et al. 2012; Tropek et al. 2010).

Vážky osidlují téměř všechny druhy sladkovodních biotopů. Výskyt a rozšíření jednotlivých druhů vážek je ovlivněn jejich nároky na stanoviště, charakterem vodního prostředí, rozptylovými schopnostmi konkrétního druhu, vertikální tolerancí (preferování nadmořské výšky) a pozicí v rámci celého areálu druhu. Na přítomnost a lokální distribuci mají vliv mikrohabitatová specifika (Dolný et al. 2016). Jsou druhy specializující se na tekoucí vody od pramenišť po velké toky, jiné využívají vody stojaté od dočasných vodních útvarů až po jezera (Corbet 1999, Dolný et al. 2007). Vyhledávají prostředí s vhodnými podmínkami pro přežití. K opuštění a k migraci vede zhoršení podmínek či zánik stanoviště (Clobert et al. 2012). Disperzní schopnosti zvyšují pravděpodobnost přežití. Některé druhy vážek migrují na velké vzdálenosti. Podřád *Anisoptera* má výrazně vyšší letové schopnosti umožňující lety na velké vzdálenosti ve srovnání s podřádem *Zygoptera*. Rozptylové vlastnosti se snižují s rostoucí specializací na konkrétní prostředí (Dolný et al. 2007).

Doposud nebyl objasněn vliv konkrétních environmentálních a demografických faktorů na jejich šíření (Harabiš et Dolný 2011b). Tews et al. (2004) ve studii poukázal na důležitost výskytu klíčových struktur. Kolonizace vhodných biotopů je ovlivněna řadou faktorů. K vyhledávání vhodných stanovišť používají vážky zrak. Zásadním faktorem může být zastínění, vhodný substrát, hloubka, pH a teplota vody, složení a hustota vegetace (Hesoun 2008). Velikost vodní plochy, soustavy více rybníků mají vliv na množství a výskyt druhů (Oertli 2002). Teplota ovlivňuje ekologii vážek a jejich distribuci (Dingemanse et Kalkman 2008). Může to být přítomnost vegetace rostoucí v blízkosti vod (Corbet 1999). Například stromy podél vodních ploch sice tvoří úkryt, ale mají negativní vliv na výskyt heliotermních druhů vážek (Remsburg et al. 2008, Samways et al. 2010).

Složení odonatonocény závisí také na přítoku, odtoku u vodních nádrží, výskytu a stavu vodní a litorální vegetace, míře znečištění a zarybnění (Dolný et al. 2016). Studiemi byla prokázána senzitivita na strukturu a neporušenost makrofyt významně ovlivňující výskyt vážek a je dle nich možno předvídat následné procesy (Foote

et Rice Hornung 2005; Roquette et Thompson 2005; Schindler et al. 2003). Vodní submerzní, natální a litorální vegetace slouží k úkrytu, k lovu, k páření, ovipozici (kladení vajíček) a má velký význam při výběru vhodného habitatu. Teritorium imag je vymezováno strukturou vegetace a prostorovým členěním biotopu (David 2000). I malá změna litorálu může ovlivnit odonatocenózu, pokud nedošlo současně ke korelaci s ostatními faktory prostředí (Dolný et al. 2016).

Způsob hospodaření na lentických vodách při chovu ryb může zapříčinit predační tlak a má za následek snížení druhové rozmanitosti (Dolný et al. 2007). U lotických vod je druhová bohatost ovlivněna šíří toku, substrátem dna, kvalitou vody (Kietzka et al. 2015).

Harabiš et al. (2013) zjistil podobnou diverzitu vážek na rekultivovaných plochách a plochách vzniklých spontánně. Za velmi důležitou je považována nejen heterogenita ploch, ale především biotopy různých sukcesních stádií a existence určitého druhu vegetace. Na těchto stanovištích je zaznamenána vysoká biologická rozmanitost. Dynamický rozvoj sekundárních biotopů je odražen v populační dynamice a shromáždění vážek (Harabiš 2016b).

Osídlení lotických vod

Druhů vázaných na tekoucí vody je menší množství oproti množství druhů závislých na vody stojaté. Mezi specialisty tekoucích vod se řadí rody *Calopteryx* a *Cordulegaster*. Vyskytují se zde některé *Coenagrion* a *Somatochlora*, někdy i jedinci z *Orthetrum*. Výška vodního sloupce limituje výskyt např. *Cordulegaster bidentata*, jehož larvy potřebují pro svůj vývoj nízkou hladinu (Dolný et al. 2007). Odonatocenóza lesních bystřin a potoků je poměrně chudá. V závislosti na míře znečištění jsou menší vodní toky hojně osídlené reofilními druhy - *Calopteryx splendens*, *Orthetrum coerulescens*, ochranařsky významnými – *Coenagrion ornatum*, *Libellula fulva* (Waldhauser et Černý 2015). Mělká koryta širokých řek vyhledává rod *Calopteryx* a *Gomphus vulgatissimus* (Dolný et al. 2007).

Osídlení lentických vod

V České republice je 90 % druhů vážek vázáno na stojaté vody (Dolný et al. 2007). Běžné druhy – *Erythromma najas*, *Erythromma viridulum*, *Enallagma cyathigerum*, *Aeshna grandis*, *Anax imperator*, *Anax parthenope*, *Crothemis erythraea* se nalézají na přirozených stojatých vodách. Méně vyhraněnými druhy, které lze spatřit se řadí *Coenagrion puella*, *Coenagrion pulchellum*, *Libellula quadrimaculata*, *Orthetrum cancellatum*, *Orthetrum albistylum* (Dolný et al. 2016).

Umělé vodní plochy jsou obývány nevyhraněnými druhy vážek (*Enallagma cyathigerum*, *Ischnura pumilio*, *Ischnura elegans*, *Platycnemis pennipes*, *Aeshna cyanea*, *Anax imperator*, *Libellula depressa*, *Orthetrum cancellatum*, *Orthetrum albistylum*, *Sympetrum striolatum*). Bohatý vodní litorál vyhledávají druhy *Lestes sponsa*, *Sympecma fusca*, *Erythromma najas*, *Aeshna mixta*, *Libellula quadrimaculata*, *Sympetrum danae*, *Sympetrum flaveolum*. *Chalcolestes viridis*. Stanoviště s porosty stromů a křovin preferují *Cordulia aenea* a *Somatochlora metallica*. *Platycnemis pennipes*, *Coenagrion puella*, *Aeshna cyanea*, *Aeshna grandis*, *Crocothemis erythraea*, *Sympetrum vulgatum*, *Sympetrum sanguineum* lze nalézt v různých fázích sukcesního vývoje (Dolný et al. 2007).

Chudá společenstva se vyskytují na přehradních nádržích z důvodu absence či chudé litorální vegetace. Diverzita vážek se významně liší u rybníků, kde dochází k různé intenzitě a způsobu hospodaření. Na rybochovných rybnících se zdržují druhy *Anax imperator*, *Enallagma cyathigerum*, *Ischnura elegans*, *Libellula depressa*, *Orthetrum cancellatum*, *Platycnemis pennipes*, *Sympetrum vulgatum* (Dolný et al. 2007). Bohatý litorál přírodě blízkých rybnících obývají *Aeshna mixta*, *Chalcolestes viridis*, *Lestes sponsa*, *Sympecma fusca* a jiné. Mělčiny s litorální vegetací na extenzivních rybnících vyhledávají *Sympecma fusca*, *Lestes sponsa*, *Coenagrion pulchellum*, *Pyrrhosoma nymphula*, *Aeshna mixta*, *Aeshna affinis*, *Cordulia aenea*, *Libellula quadrimaculata*, *Sympetrum vulgatum*, *Sympetrum sanguineum* (Dolný et al. 2016).

Pionýrské druhy osidlují prostředí mokřadů v lomech nebo vypouštěné či napouštěné rybníky (*Ischnura pumilio*, *Libellula depressa*, *Orthetrum brunneum*, *Sympetrum fonscolombii*, *Sympetrum striolatum*). V případě nízké hladiny a vyšší teploty vody může být zaznamenán výskyt termofilních druhů (Dolný et al. 2007).

4.7 Vážky a sukcese

U společenstva organismů dochází ke změnám v jeho struktuře, v prostoru a časovém vývojem (Colinvaux 1993). Pro sledování sukcesního vývoje je nutná znalost schopností organismů kolonizovat nově vytvořené biotopy a jejich schopnost disperze. Ve vodním prostředí se společenstva vyskytují v určitém stupni vývoje a přemísťují se do jiných vodních ploch, které mají pro ně vhodnější podmínky (Konvičková 2008).

Vážky patří mezi sladkovodní bezobratlé, kteří se vyznačují v dospělosti schopností rozptylu (Corbet 1999). Nároky na podmínky na stanovištích se u vážek mění

v průběhu životního cyklu. Vodní prostředí má vliv na vývoj larev a struktura terestrického prostředí ovlivňuje výskyt imag (Dolný et al. 2016). Vazba a tolerance u jednotlivých druhů vážek jsou k podstatným faktorům rozdílné. Vyšší tolerancí k působení různých ekologických faktorů se vyznačují biotopoví generalisté, kteří se vyskytují v různých typech biotopů. Biotopoví specialisté mají úzkou valenci a vysokou ekologickou senzitivitu. S tím jsou spojené jejich zvláštní požadavky na jimi využívané habitaty (Dolný et al. 2007).

Biodiverzita vážek se mění úměrně s procesem sukcese. Klíčovými faktory pro výběr vhodného stanoviště jsou vodní hladina a struktura makrofyt (Wildemuth 1993). Vliv na výskyt druhů s úzkou valenci má střídání sukcesních stádií, které je způsobováno disturbancemi (Connell 1978; Wildemuth 2001). Kvalitní stanoviště jsou charakterizována svojí stabilitou, ale nemusí se vyznačovat vyšší diverzitou vážek než stanoviště narušená. Vysokou diverzitu vykazují i sekundární biotopy (Harabiš et Dolný 2011a).

5 Metodika

5.1 Charakteristika zájmového území

Sledované lokality se nachází v Karlovarském kraji na západě České republiky. Karlovarský kraj leží na hranici s Německou spolkovou republikou a sousedí s krajem Ústeckým a Plzeňským. V České republice je třetím nejmenším krajem. Jeho plocha činí 4,2 % z celkové rozlohy České republiky. Je tvořen okresy Karlovy Vary, Sokolov a Cheb. Kraj se řadí mezi kraje s podprůměrnou zalidněností území (ČSÚ ©2020).

Podél státní hranice se rozprostírají Krušné hory. Na území kraje jsou Doupovské hory, Slavkovský les a Smrčiny. Kraj je lesnatý, v současnosti činí rozloha lesů 44 % z celkové rozlohy kraje (Zdražil 2012). Nejvyšším bodem kraje je vrchol Klínovce (1244 m n. m.). Nejvýznamnějším tokem je řeka Ohře pramenící v Německu, na které je nejnižší bod kraje 320 m n. m (ČSÚ ©2020).

Západní poloha regionu, nadmořská výška a charakter reliéfu ovlivňují podnebí. Kraj je zařazen do klimatické oblasti mírně teplé (do 500 m n. m.) až chladné. Průměrný roční teplotní průměr je 7 °C a roční úhrn srážek je 500 – 700 mm (Mištera 1993).

Jako v jediném kraji České republiky tu převažuje trvalý travnatý porost nad ornou půdou. Přírodní podmínky neumožňují rozvoj intenzivního zemědělství (Krajský úřad Karlovarského kraje ©2020).

Vývoj a vzhled kraje je ovlivňován těžbou nerostného bohatství. Na 7 % rozlohy kraje se nacházejí výhradní ložiska nerostných surovin. Nejvyšší podíl mají ložiska hnědé uhlí. Těžba má za následek vznik poměrně velkých poddolovaných území a byl změněn krajinný ráz (Zdražil et al. 2012). Na plochách postižených těžbou vznikají vodní plochy, mokřady, které se staly útočištěm hmyzu, obojživelníků a ptáků (Prach et al. 2009).

V Karlovarském kraji je na většině území životní prostředí v poměrně vysoké kvalitě. Postupně narůstá počet zvláště chráněných území, které již zabírají 19,8 % rozlohy kraje. Mimo CHKO Slavkovský les je tu vyhlášeno 70 maloplošných zvláště chráněných oblastí (Zdražil et al. 2012).

5.2 Charakter zájmových oblastí

Rybníky a vodní nádrže

Jedná se o vodní plochy různého charakteru. Většinou se v nich vyskytují ryby, avšak nejsou chovány intenzivně. Některé lokality leží mezi poli, pastvinami, některé obklopuje lesní porost. Jsou odlišného stáří a probíhá na nich přirozená sukcese.

Území zbytkové jámy Medard - Libík

Jezero Medard o rozloze 493,5 ha o objemu vody 120 milionů m³ je největším rekultivačním jezerem v České republice (Příkryl et al. 2013).

Nachází se v západní části Sokolovské pánve mezi Sokolovem, Svatavou, Habartovem, Bukovany a Citicemi. Těžba byla započata mezi lety 1830 až 1840 u obcí Habartov a Bukovany. Na území bylo významnějších šest dolů a lom. V posledním lomu Medard – Libík byla ukončena těžba v roce 2000 (Poláčková 2005). Rekultivační práce byly zahájeny v roce 2002. Měly několik etap, během nichž došlo ke zbudování rekultivačních vodních nádrží. K naplnění jezera byly využity podpovrchové, povrchové vody z vlastního povodí a srážky (Příkryl et al. 2013). Napouštění jezera bylo ukončeno v roce 2016 (ekolist.cz ©2020). Na jeho svazích proběhla lesnická a zemědělská rekultivace (Hrazdíra et Ráž 2013). Vzhledem k hloubce (max. 57 m) a morfologii by mělo být jezero oligotrofní. Neustále probíhá monitoring kvality vody, protože byla v průběhu těžby ze dna odčerpávána silně kyselá voda (pH < 2) a byly potvrzeny nadlimitní koncentrace určitých kovů (Příkryl et al. 2013).

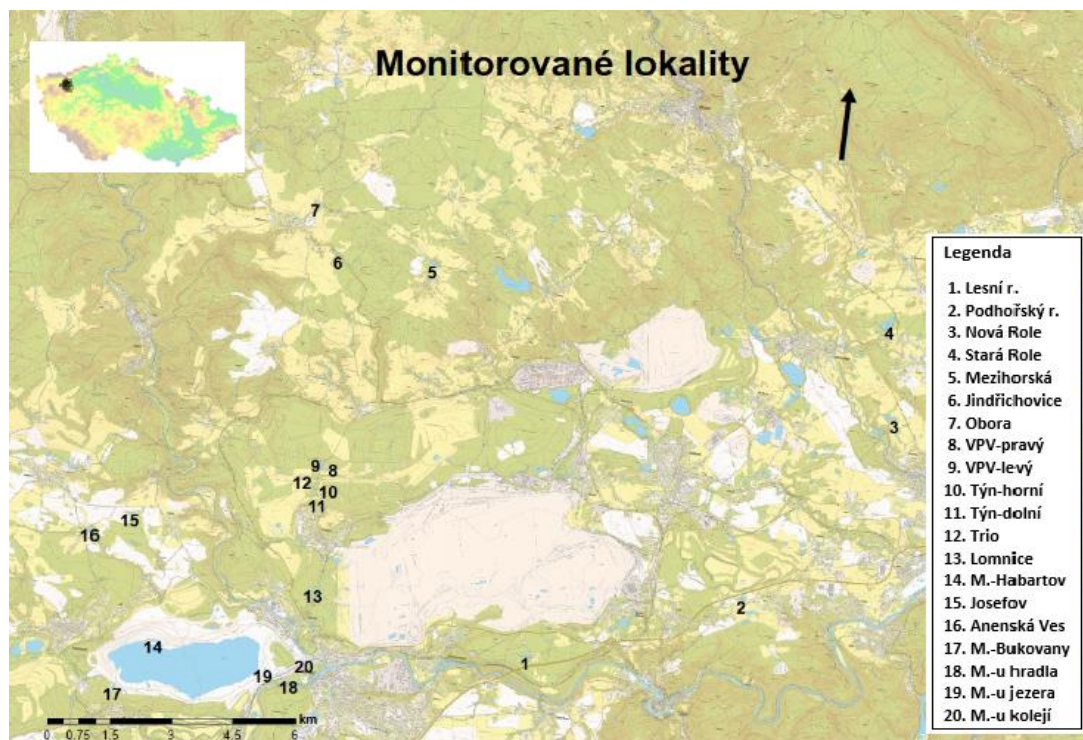
Podkrušnohorská výsypka

V Sokolovské pánvi mezi obcemi Vřesová, Vintířov, Lomnice, Dolní Nivy a Boučí se nalézá Podkrušnohorská výsypka o celkové rozloze 1957 ha. Vznikla sloučením menších výsypek a vnější výsypky lomu Jiří (Jiskra 1997). Tvoří ji převážně cyprisové jíly a vulkanodetrické série (Dimitrovský 2001). Ukládání materiálu bylo ukončeno v roce 2003 (Rojík et al. 2010). Na území byly provedeny rekultivace technické a poté lesnické, zemědělské a hydričké. Vznikly nové vodní nádrže a mokřady k obnovení ekosystémů, k úpravě povrchových vod odkalením, zachycením železa, manganu a dalších prvků a k zadržení vody v krajině.

V současné době probíhá na ploše výsypky výstavba testovacího okruhu pro BMW o celkové ploše 575 ha. V plánu je zastavět nebo zpevnit 194 ha. Z vyjádření ČIŽP čj. ČIŽP/44/2019/9 vyplývá, že na území se vyskytuje celkem 54 druhů, z toho

6 druhů je zařazeno v kategorii kriticky ohrožených, 29 druhů je v kategorii silně ohrožených a 19 druhů ohrožených (Informační systém EIA ©2020).

5.3 Sběr dat a popis lokalit



Obrázek č. 3: Umístění sledovaných lokalit (CUZK ©2021, upravila Kaschnerová).

Sběr dat v roce 2020 probíhal na vybraných lokalitách, na kterých proběhl monitoring již v letech 2014 až 2016. Byl proveden prvotní terénní průzkum z důvodu vyloučení lokalit, které zanikly v průběhu let 2016 - 2020. Jednalo se především o vodní plochy v předpolí lomu Jiří (Pinkoviště). V roce 2020 došlo k posunu těžby hnědého uhlí a Pinkoviště tak z větší části zanikla. Další zaniklá stanoviště se nacházejí na svazích zatopeného lomu Medard. Vznikly při provádění technických a hydrických rekultivací. V současné době jsou vyschlá a zarostlá vegetací.

Pro zpracování diplomové práce bylo zvoleno dvacet lokalit, které se nacházejí v Karlovarském kraji. Lokality č. 1, 2, 3 a 4 leží v okrese Karlovy Vary, ostatní jsou v okrese Sokolov. Vodní plochy jsou různého původu, stáří a v různé fázi sukcese. Stanoviště ležící na území výsypek vznikla provedením rekultivací. Lokality č. 14, 17, 18, 19, 20 vznikly jako součást rekultivačních prací a při zatápní zbytkové jámy Medard - Libík. Na Podkrušnohorské výsypce byly vybrány lokality č. 8, 9, 10, 11, 12. Lokalita č. 13 se nachází v listnatém porostu poblíž Pinkovišť. Zbylé lokality č. 1, 2,

3, 4, 5, 6, 7 jsou rybníky a vodní nádrže, které sloužily různým účelům. V současné době jsou ponechány přirozené sukcesi. Na žádné z lokalit neprobíhá intenzivní chov ryb. Stáří jednotlivých lokalit bylo určeno dle archivních map ČÚZK (ČÚZK ©2020).

č.	název	vodní plocha (m ²)	nadmořská výška (m n. m.)	land use	pH	konduktivita	počet druhů	stáří	DBI
1	Lesní	11887	459,0	rybník	5,8	124	11	68	5
2	Podhořský	15152	386,9	rybník	6,1	188	16	68	6
3	Stará Role	7024	435,0	rybník	5,2	117	10	178	5
4	Nová Role	61658	476,0	rybník	5,2	137	9	68	4
5	Mezihorská	10006	629,0	rybník	4,6	52	15	26	9
6	Jindřichovice	2985	681,8	rybník	4,9	59	8	178	1
7	Obora	4124	652,0	rybník	4,6	88	9	178	3
8	VPV – pravý	9915	538,8	výsypka	6,1	973	11	8	8
9	VPV – levý	14735	538,0	výsypka	6,1	138	10	8	8
10	Týn – horní	949	502,5	výsypka	7,5	2128	14	14	12
11	Týn – dolní	1118	481,9	výsypka	7,5	2141	8	14	5
12	Trio	1771	527,7	výsypka	7,5	2327	1	8	1
13	Lomnice	4815	430,0	pinkoviště	7,5	739	11	68	3
14	Medard - Habartov	16715	399,0	výsypka	4,9	515	11	8	10
15	Josefov	6034	543,8	rybník	5,8	99	16	68	8
16	Anenská ves	11453	553,8	nádrž	5,7	91	9	68	6
17	Medard - Bukovany	10382	414,0	výsypka	5,5	120	7	14	2
18	Medard- u hradla	482	390,6	výsypka	5,8	190	7	8	2
19	Medard - u jezera	7100	395,6	výsypka	7,5	560	14	8	10
20	Medard - u kolejí	834	401,0	výsypka	5,8	196	7	8	4

Tabulka č. 1: Zjištěná a naměřená data z monitorovaných lokalit.

V průběhu roku 2020 byla každá lokalita navštívena čtyřikrát v měsících květen, červen, červenec, srpen a září. Monitoring byl prováděn ve dnech za ideálního počasí (slunečno a téměř bezvětrí při teplotách vzduchu od 16 °C do 25 °C) mezi desátou až šestnáctou hodinou. Pochůzka na každé lokalitě trvala minimálně třicet minut. Presence druhů vážek byla dokumentována fotoaparátem EOS 250D s objektivem SIGMA 180 mm. Vážky, které nebylo možné determinovat, byly odchyťovány metodou smýkání pomocí entomologické sítě o průměru 65 cm na litorální a břehové vegetaci nebo v okolním terestrickém prostředí. Po provedení identifikace jedince došlo k jeho okamžitému vypuštění.

Identifikace druhů byla provedena dle Dolný et al. (2016) a Waldhauser et Černý (2015). Rozpoznání druhů imag bylo prováděno podle determinačních znaků jako je zbarvení hrudi a zadečkových článků, barevné rozdíly mezi samečkem a samičkou (pohlavní dichroismus), specifická pole v žilnatině křídel a jejich

zbarvení, velikost, zbarvení a tvar plamky (pterostigma), přítomnost a tvar skvrn okolo očí, reprodukční aparát, zadečkové přívěsky. Pro některé druhy je typický způsob letu nebo způsob ovipozice (Dolný et al. 2007, Waldhauser et Černý 2015, Dolný et al. 2016).

Na každé lokalitě byl zaznamenáván výskyt jednotlivých druhů a jejich abundance (abundanční třídy upravené British Dragonfly Society (BDS 1983).

Abundanční třída	0	1	2	3	4	5	6
Počet jedinců	0	1	2 - 5	6 - 10	11 - 20	21 - 50	51 - 100

Tabulka č. 2: Abundanční třídy upravené dle British Dragonfly society (BDS 1983).

Dále byly sledovány environmentální proměnné, které mají vliv na přítomnost vážek - typ pobřežní vegetace, šířka lesa, zastínění vodní plochy, svažitost břehů, výskyt a šířka litorální vegetace, substrát dna vodní nádrže, výskyt a hustota vodní vegetace, plocha a hloubka vodní nádrže, výskyt ryb, land use, teplota vzduchu, oblačnost. K získání souřadnic a nadmořské výšky byla využívána aplikace Lovec vážek CZ. Konduktivita byla měřena měřicím přístrojem TDS&SC. pH vody bylo zjištěno pomocí lakmusových papírků.

Výsledky z jednotlivých sledování byly zaznamenávány do zápisového protokolu monitoringu vážek zveřejněného v knize *Vážky (Insecta: Odonata) České republiky* (Dolný et al. 2016).

5.4 Zpracování dat

Pro porovnání počtu druhů a ochranářské hodnoty (DBI) ve vztahu k jednotlivým environmentálním proměnným a jednotlivých typů habitatů (výsypka x ostatní plochy) i porovnání jednotlivých sledovaných období byl použit zobecněný lineární model (GLM). Pro modely, kde vysvětlovanou proměnnou byl počet druhů i DBI byl použit model s poissonovským rozdělením. Jednotlivé environmentální proměnné, typ habitatu i sledované časové období byly vždy vysvětlující proměnnou. Hypotézy byly standartně zamítání na míře signifikance 0.05.

Pro porovnání podobnosti společenstev vážek na jednotlivých lokalitách bylo využito multidimenzionální škálování (NMDS) s Bray-Curtisovou vzdáleností. Ordinance byly analyzovány s pomocí package vegan 2.4-3. (Oksanen et al. 2017). Všechny analýzy byly provedeny v programu R 4.0.3 (R Development Core Team 2020).

6 Výsledky

V průběhu roku 2020 byly průběžně sledovány zájmové předem vybrané lokality. Celkem bylo nalezeno 26 druhů vážek - 11 z podřádu *Anisoptera* a 15 z podřádu *Zygoptera*. Na výsypkách bylo spatřeno celkem 9 druhů podřádu *Anisoptera* a 9 *Zygoptera*. Na ostatních vodních plochách bylo nalezeno celkem 11 druhů podřádu *Anisoptera* a 13 *Zygoptera*.

Období 2020

Okolní biotopy				Výsypky			
č.	Název	Anisopt.	Zygopt.	č.	Název	Anisopt.	Zygopt.
1	Lesní	6	5	8	VPV-pravý	5	6
2	Podhořský	8	8	9	VPV-levý	6	4
3	Stará Role	5	5	10	Týn-horní	6	8
4	Nová Role	3	6	11	Týn-dolní	4	4
5	Mezihořská	9	6	12	Trio	1	0
6	Jindřichovice	4	4	14	Medard-Habartov	4	7
7	Obora	5	4	17	Medard-Bukovany	3	4
13	Lomnice	7	4	18	Medard-u hradla	3	4
15	Josefov	7	9	19	Medard-u jezera	7	6
16	Anenská Ves	3	6	20	Medard-u kolejí	3	4

Tabulka č. 3: Počet nalezených druhů na jednotlivých lokalitách rozdělený do podřádů.

V příloze č. 1 jsou zaznamenány všechny nalezené druhy. Z Červeného seznamu ohrožených druhů České republiky bylo identifikováno 7 druhů (Hejda et al. 2017).

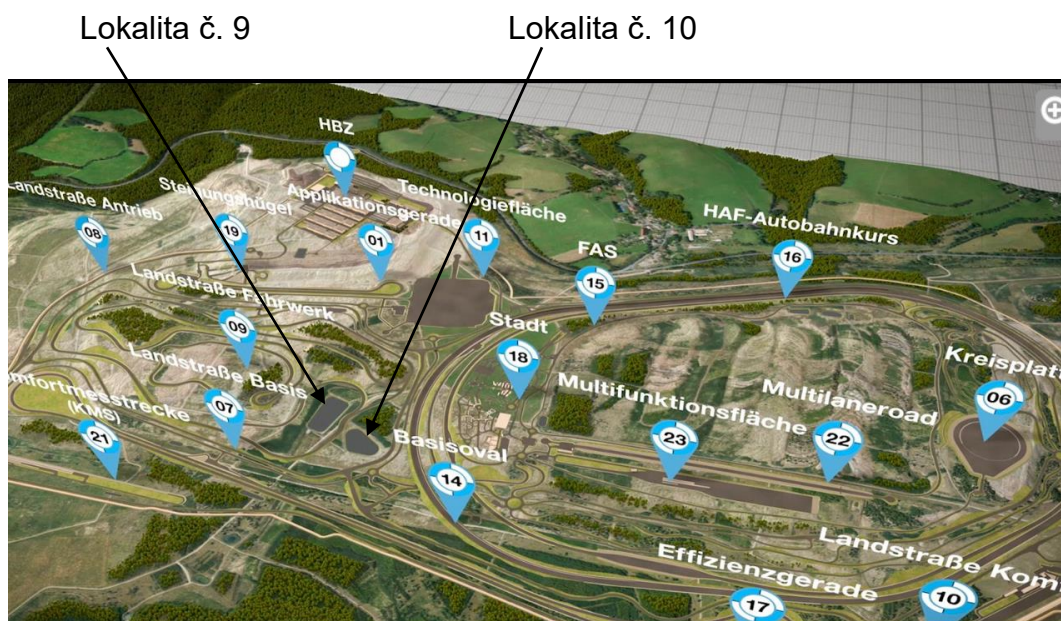
Na obou typech stanovišť se vyskytovalo 15 druhů, z toho 9 z podřádu *Anisoptera* a 7 ze *Zygoptera*. *Calopteryx splendens* a *Sympecma paedisca* byly nalezeny pouze na výsypkách. *Sympecma paedisca* nebyla oproti předchozímu průzkumu nalezena na třech lokalitách a na jedné lokalitě byla zaznamenána v letošním roce. Výskyt druhů *Erythromma najas*, *Erythromma viridulum*, *Chalcolestes viridis*, *Ischnura pumilio*, *Leucorrhinia pectoralis*, *Libellula depressa*, *Platycnemis pennipes*, *Pyrhosoma nymphula* byl potvrzen pouze rybnících. Na všech lokalitách převládá výskyt generalistů.

Ve srovnání s obdobím 2014 – 2016 (Abrahamová 2017) nebyly nalezeny druhy *Aeshna grandis*, *Anax parthenope*, *Calopteryx splendens*, *Crocothemis erythraea*, *Leucorrhinia dubia*, *Orthetrum brunneum*, *Orthetrum coerulescens*, *Sympetrum striolatum*. V roce 2020 byly nově pozorovány na výsypce *Calopteryx virgo*, a na rybnících *Erythromma viridulum*, *Leucorrhinia pectoralis*.

Pionýrské druhy byly zaznamenány na výsypkách i na ostatních vodních plochách různého stáří. Byly nalezeny druhy se specifickými nároky na stávinoviště (*Erythromma viridulum*, *Chalcolestes viridis*, *Leucorrhinia pectoralis*, *Sympecma*

fusca a *Sympecma paedisca*), přičemž *Sympecma paedisca* byla spatřena pouze na výsypkách, *Erythromma viridulum*, *Chalcolestes viridis* jen na rybnících a *Sympecma fusca* na obou typech lokalit.

Lokality na Podkrušnohorské výsypce jsou ovlivněny výstavbou areálu testovacích drah pro BMW. Došlo k odstranění stromů a křovin. Pravděpodobně došlo i ke změně vodního režimu na části sledovaného území. Některé vodní plochy a mokřady vyschly. Sledovaná lokalita č. 12 (Trio) má minimální množství vody a prakticky celá plocha je zarostlá orobincem. Za celou dobu sledování byl spatřen pouze druh *Aeschna mixta*. Lokality č. 10 a č. 11 jsou na území Podkrušnohorské výsypky ponechány přirozené sukcesi. Téměř jejich celá vodní plocha zarostla orobincem. Přesto bylo na lokalitě č. 10 identifikováno 14 druhů a na lokalitě č. 11 druhů 8. Lokality č. 8 a č. 9 se stanou součástí areálu BMW (obrázek č. 4). Břehy a dno mají vysypané kameny. Nedochozí k rychlému zarůstání orobincem, dno pokrývají částečně vodní rostliny. V průběhu roku byl prováděn pracovníky odborné firmy odchyt a přemístění obojživelníků.



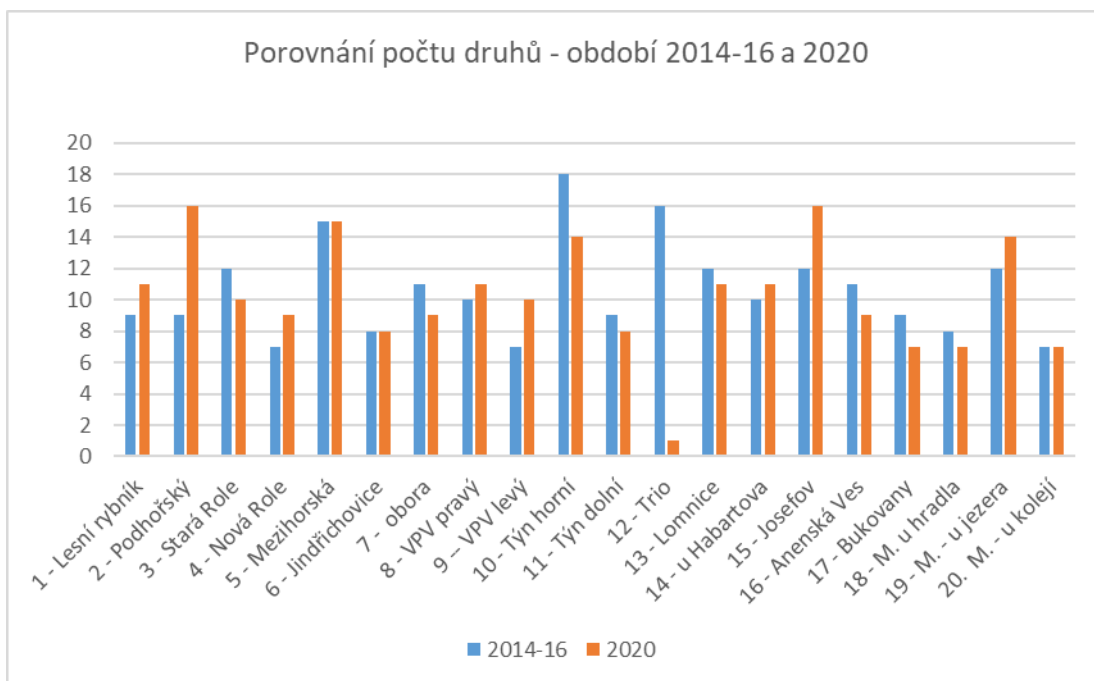
Obrázek č. 4: Vizualizace testovacího polygonu BMW (Autor: BMW, idnes ©2019).

Na území bývalého lomu Medard - Libík byly vybrány lokality č. 14, č. 17, č. 18, č. 19 a č. 20. Na lokalitách č. 14 a č. 19 je vyvinutá vodní vegetace a široké litorální pásmo. Lokalita č. 17 je chudá na litorál i vodní vegetaci, přestože patří k nejstarším vodním lokalitám na Medardu. Lokalita č. 18 je polder u železniční tratě. Je celá zarostlá orobincem a výška vodního sloupce závisí na atmosférických srážkách. Lokalita č. 20 má strmé břehy a v jedné části se nachází porost orobince. Nejvíce druhů se vyskytovalo na lokalitě č. 19, která se vyznačuje členitými břehy

s množstvím vodní a litorální vegetace a nízkým vodním sloupcem. V okolí je vhodné terestrické prostředí a nedaleko je velká vodní plocha jezera Medard.

Lesní rybník (lokalita č. 1) se nachází poblíž hnědouhelného lomu Družba v lesním porostu. Postupně dochází k zarůstání vodní plochy vodní vegetací a k zazemňování. Je znatelný úbytek vody, přestože rok 2020 nebyl srážkově chudý. Kromě generalistů zde byl zaznamenán druh *Sympetrum danae*, *Sympecma fusca* a druhy z podřádu *Lestes*. Lokalita č. 2 (Podhořský rybník) leží v obci Hory nedaleko dálnice D6 a obklopují ji louky. Na rybníku není prováděna žádná technická údržba, dochází k degradaci betonových odtoků a k zazemňování. Za zmínku stojí nález *Erythromma viridulum*. Lokalita č. 3 se nachází mezi lukami a je jedním ze soustavy tří rybníků. Nemá žádný přítok a při vydatných srážkách slouží k zachycení vody z okolních luk. Dno je porostlé travinami, je zde bohatý výskyt vodní a litorální vegetace. Na lokalitě našly vhodné podmínky pionýrské druhy *Ischnura pumilio* a *Anax imperator*. V okolí lokalit č. 4 a č. 5 se nachází vzrostlé stromy smíšeného typu a mokřady. Nedaleko nich jsou pastviny. Břehy lokality č. 5 mají téměř ráz rašeliniště a byl potvrzen nález *Leucorrhinia pectoralis* a *Sympetrum danae*. V Jindřichovicích byly sledovány lokality č. 6 a č. 7. Lokalita č. 6 leží poblíž silnice 210, má pravidelný tvar. Patrně slouží k zachycení vody z okolních pozemků. Vodní nádrž je mělká, dno je písčito - bahnité a zarostlé travinami. Stanoviště má bohatou vodní a litorální vegetaci. Je z velké části obklopena vzrostlými stromy. Lokalita č. 7 byla v minulosti vybudována jako nádrž sloužící pravděpodobně ke koupání. Z poloviny jsou břehy tvořeny panely. Byly zde identifikovány *Sympetrum danae*, *Libellula depressa*, *Platycnemis pennipes*. Obdobným charakterem se vyznačuje vodní nádrž (lokalita č. 16) v Anenské vsi. Na březích se nachází porost dřevin. Má široké litorální pásmo. Břehy lokality č. 15 jsou obklopeny porostem vzrostlých stromů a poblíž jsou obhospodařovaná pole. I zde nalezneme bohatou litorální i vodní vegetaci.

Porovnáním zjištěných dat z let 2014 – 2016 (Abrahamová 2017) a z roku 2020 byly zjištěny větší rozdíly pouze na lokalitách č. 2, 15 (rybníky) a na lokalitách č. 10 a č. 12 (výsyvky). Na ostatních lokalitách nedošlo k výrazným změnám v početnosti druhů vážek (graf č. 1).



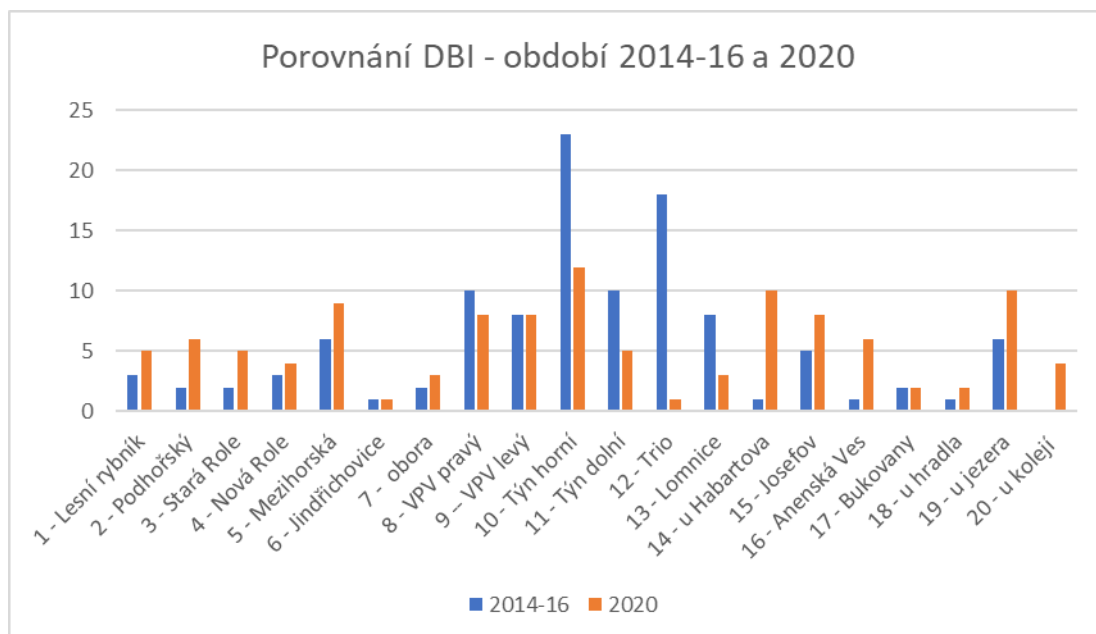
Graf č. 1: Porovnání celkového počtu druhů za období 2014 - 2016 a 2020 na jednotlivých lokalitách (Zdroj: vlastní a Abrahamová 2017).

Při porovnání celkového počtu druhů na výsypkách a rybnících došlo k vyrovnaní rozdílu v početnosti druhů vyskytujících se na výsypkách a rybnících (graf č. 2).



Graf č. 2: Porovnání počtu druhů vyskytujících se na výsypkách a rybnících (Zdroj: vlastní a Abrahamová 2017).

K výraznějším změnám došlo v případě srovnání výskytu druhů dle DBI (graf č. 3). Na Podkrušnohorské výsypce na lokalitách č. 10, č. 11 a č. 12 je vodní plocha zarostlá orobincem. Největší změnu vykazuje lokalita č. 12, byl tu nalezen pouze jeden jedinec *Aeshna mixta*. V letech 2014 - 2016 tu bylo identifikováno 18 druhů (Abrahamová 2017). Na lokalitách č. 10 a č. 11 poklesl počet druhů téměř o polovinu.



Graf č. 3: Porovnání DBI za období 2014 - 16 a 2020 na jednotlivých lokalitách (Zdroj: vlastní a Abrahamová 2017).

Lokalita	Celkem druhů		Celkem DBI		DBI_sv	
	2014 - 16	2020	2014 - 16	2020	2014 - 16	2020
1. Lesní rybník	9	11	3	5	0,333	0,454
2. Podhořský	9	16	2	6	0,222	0,375
3. Stará Role	12	10	2	5	0,167	0,5
4. Nová Role	7	9	3	4	0,428	0,444
5. Mezihorská	15	15	6	9	0,4	0,6
6. Jindřichovice	8	8	1	1	0,125	0,125
7. Obora	11	9	2	3	0,181	0,333
8. VPV pravý	10	11	10	8	1	0,727
9. VPV levý	7	10	8	8	1,142	0,8
10. Týn horní	18	14	23	12	1,278	0,857
11. Týn dolní	9	8	10	5	1,111	0,625
12. Trio	16	1	18	1	1,125	1
13. Lomnice	12	11	8	3	0,667	0,272
14. M. - u Habartova	10	11	1	10	0,1	0,909
15. Josefův	12	16	5	8	0,417	0,5
16. Anenská Ves	11	9	1	6	0,091	0,667
17. M. - Bukovany	9	7	2	2	0,222	0,286
18. M. - u hradla	8	7	1	2	0,125	0,286
19. M. - u jezera	12	14	6	10	0,5	0,714
20. M. - u kolejí	7	7	0	4	0,571	0

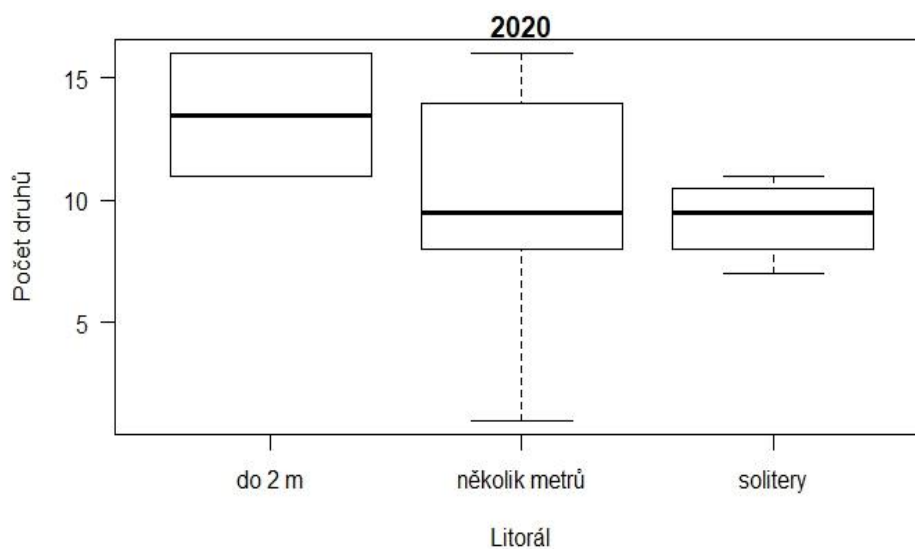
Tabulka č. 4: Porovnání počtu druhů v období 2014 - 16 a 2020, DBI (Zdroj: vlastní a Abrahamová 2017).

Zjištěné environmentální proměnné ovlivňující diverzitu vážek

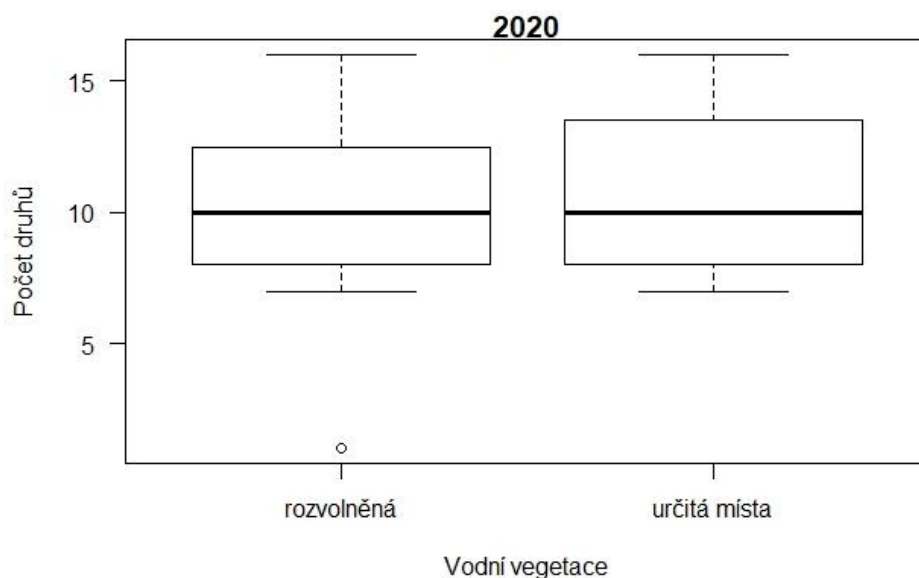
V programu RStudio verze 1.2.5033 a R 4.0.3 byly zpracovány sledované environmentální proměnné. Na všech lokalitách se vyskytovala vodní vegetace a litorál různých druhů a charakteru. Nejvíce druhů bylo nalezeno na stanovištích s litorálem do 2 m. Avšak rozdíly v počtech druhů nejsou významně ovlivněné velikostí litorálního pásma (graf č. 4). Vodní vegetace (graf č. 5), sklon, pH a zastínění neměly signifikantní vliv na početnost druhů na jednotlivých lokalitách (tabulka č. 5).

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev.	PR(>Chi)
NULL			19	28.979	
Lokalita	1	2.4721	18	26.508	0.1159
Vodní vegetace	2	2.6604	16	23.847	0.2644
Zastínění	3	5.1656	13	18.682	0.1601
Litorál	4	6.4387	9	12.243	0.1687
Stari_lok	1	0.6497	8	11.593	0.4202

Tabulka č. 5: Výsledky GLM vysvětlující závislost počtu druhů na jednotlivých environmentálních proměnných.

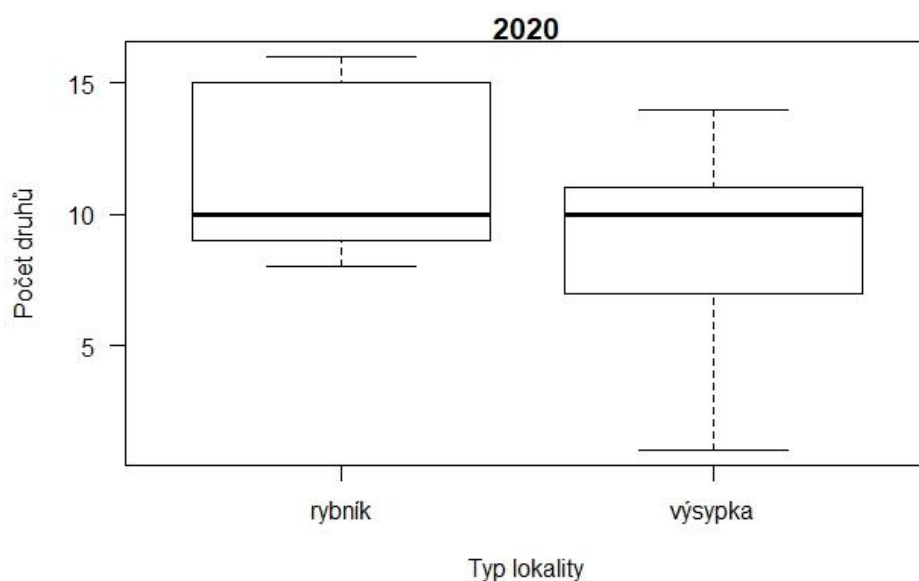


Graf č. 4: Vliv litorálu na diverzitu vážek.



Graf č. 5: Vliv vodní vegetace na diverzitu vážek.

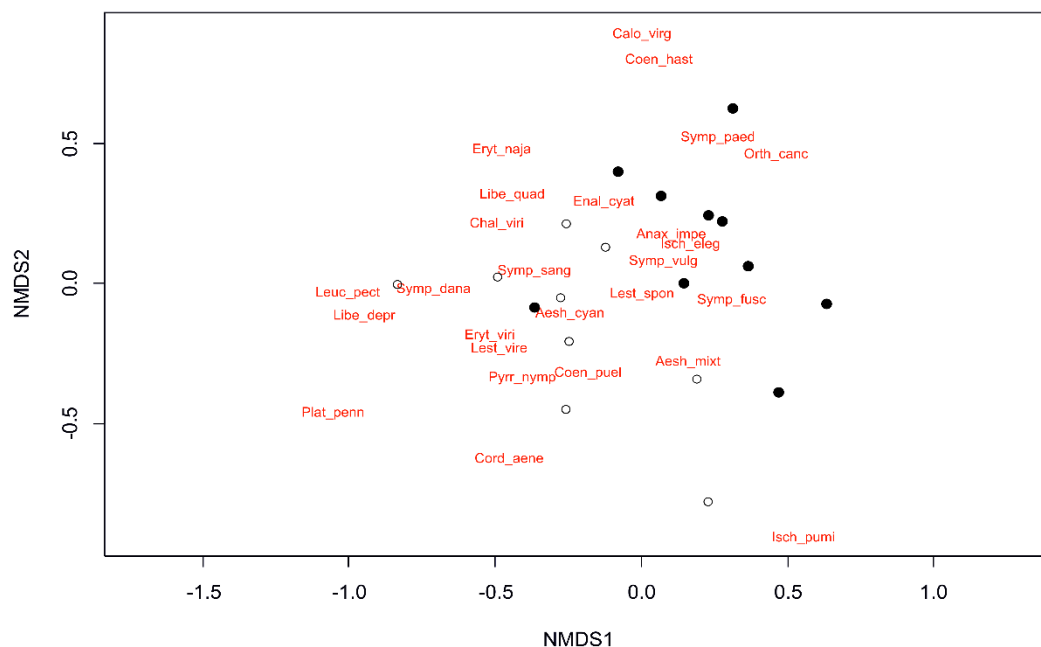
Porovnáním počtu druhů na výsypkách a rybnících byl zjištěn menší počet druhů na výsypkách (graf č. 6).



Graf č. 6: Vliv typu lokality na biodiverzitu vážek.

Z provedené analýzy jsou patrné rozdíly ve společenstvech vážek na výsypkách a rybnících (graf č. 7). Změny ve společenstvech jsou náhodné. Druhy *Sympecma paedisca* a *Calopteryx virgo* se vyskytovaly výhradně na výsypkách. Na všech lokalitách na výsypkách kromě lokality č. 12 byl potvrzen výskyt *Orthetrum cancellatum*. Na rybnících byli nalezeni specialisté - řašelinné druhy (*Leucorrhinia pectoralis*, *Sympetrum danae*), *Erythromma viridulum* a generalisté (*Platycnemis pennipes*, *Libellula depressa*). Ze získaných dat nelze říct, že na sledovaných

stanovištích na výsypkách převládají druhy pionýrské a na vodních plochách okolních biotopů jsou druhy vázané na pozdně sukcesní stanoviště.



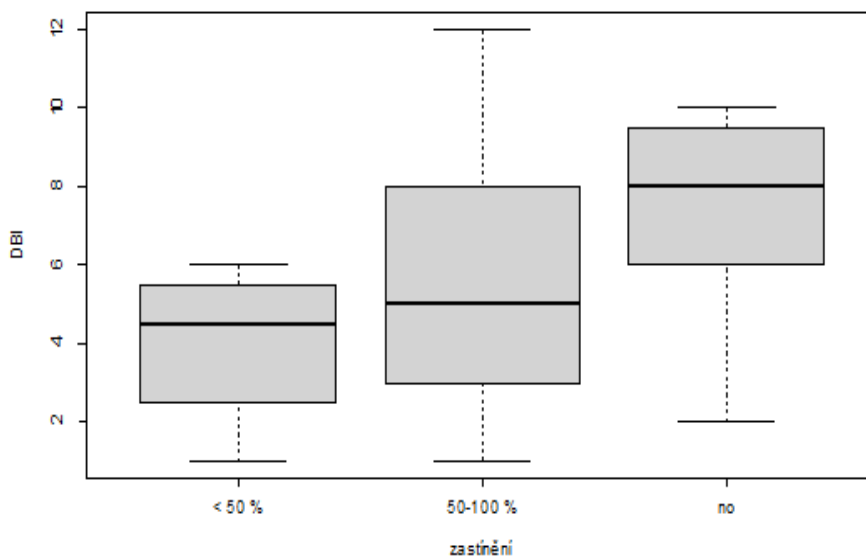
Graf č. 7: Porovnání společenstev vážek vyskytujících se na výsypkách a na okolních biotopech (tmavé body - výsypky, světlé body - ostatní vodní plochy).

Byl prokázán signifikantní vliv vodní vegetace a zastínění na ochranářskou hodnotu vážek (tabulka č. 6).

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev.	PR(>Chi)
NULL			19	37.399	
Lokality	1	0.4190	18	36.980	0.517433
Litorál	2	5.4708	16	31.509	0.064867
Zastínění	3	12.5980	13	18.911	0.005592 **
Vodní vegetace	4	10.5974	9	8.314	0.031482 *
Stari_lok	1	0.0056	8	8.308	0.940513

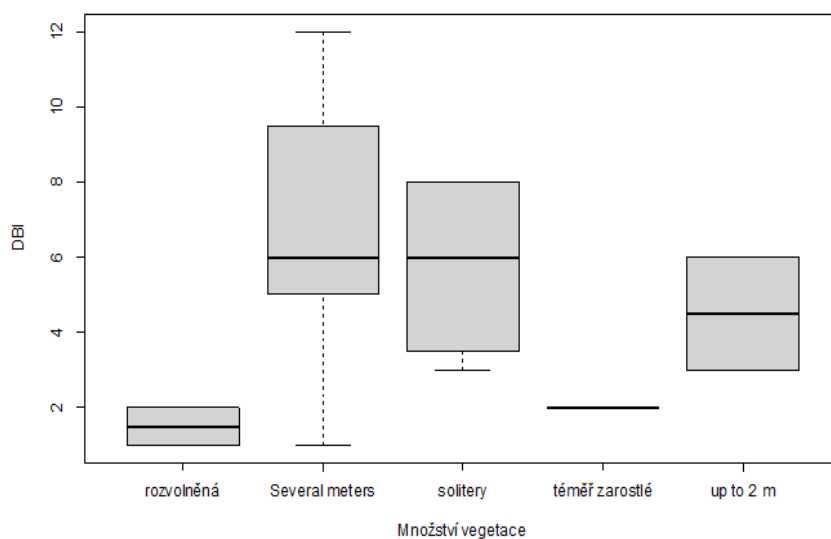
Tabulka č. 6: Výsledky NMDS vysvětlující závislost DBI dle jednotlivých environmentálních proměnných.

U zastíněných ploch 50 - 100 % a u ploch nezastíněných se vyskytuje více druhů s vyšší ochranářskou hodnotou (graf č. 8).



Graf č. 8: Porovnání DBI dle zastínění.

Při výskytu vodní vegetace - soliterní nebo několik metrů jsou na stanovištích nalezeny druhy vážek s vyšší ochranářskou hodnotou (graf č. 9).



Graf č. 9: Porovnání DBI dle množství vegetace.

7 Diskuse

Cílem této práce bylo sledování početnosti, druhového složení vážek, vývoj jednotlivých lokalit a jejich blízkého terestrického prostředí na vodních plochách a mokřadech vzniklých na území postiženém těžbou hnědého uhlí na Sokolovsku (výsypka Medard – Libík a Podkrušnohorská výsypka) a okolních vodních plochách (rybníky a vodní nádrže) různého původu a stáří.

Při porovnání nasbíraných dat se studií provedenou Abrahamovou v letech 2014 - 2016 bylo v roce 2020 zaznamenáno vyrovnání početnosti vážek na obou typech lokalit (Abrahamová 2017). Analýzou environmentálních proměnných nebyl prokázán signifikantní vliv na počet jedinců ani ochranářskou hodnotu, avšak Konvičková (2008) ve své studii prokázala nízkou početnost na nejstarších biotopech. Byl sledován úbytek pionýrských druhů. Aby lokalita byla heterogenní a mohla hostit pionýrské druhy, měla by na ní probíhat sukcese různou rychlostí nebo by případně měla být blokována (Hesoun et Dolný 2011). Na monitorovaných nejmladších lokalitách (stáří asi osm let) nacházejících se na rekultivovaných plochách výsypek nebyl zaznamenán vyšší počet pionýrských druhů oproti lokalitám starším.

Sekundární stanoviště jsou typická svojí vysokou biodiverzitou (Harabiš et Dolný 2011a). Na sledovaných lokalitách se toto tvrzení nepotvrdilo, neboť na nich převažují generalisté. Spontánní sukcese časem způsobí postupné zarůstání a zazemňování vodního biotopu. Prostředí se stává homogenním. Stanoviště na výsypkách, která byt' jsou mladší o desítky let, poskytují pravděpodobně srovnatelné podmínky jako okolní sledované vodní plochy.

Nejdůležitějším faktorem ovlivňující výskyt a šíření vážek se zdá být typ stanoviště (Dolný et al. 2007). Výsledky sledování mé práce tvrzení nepotvrdily, ale je možné konstatovat, že společenstva na stanovištích se vyvíjejí nahodile. Členitost břehů, heterogenita stanovišť, hloubka, kolísání vodního sloupce, přítomnost rybí osádky, eutrofizace, navazující terestrické prostředí, zastínění vodní plochy, znečištění, pH jsou dalšími významnými faktory mající vliv na druhovou skladbu odonatocenóz (Dolný et al. 2007). U žádného ze sledovaných environmentálních faktorů nebyl potvrzen jejich vliv na vyšší početnost druhů na vodních plochách.

Provedenou analýzou bylo zjištěno, že společenstva výsypek a ostatních vodních ploch se odlišují. Může to být způsobeno rozdílným způsobem vzniku vodního prostředí a jeho následného vývoje (Harabiš 2015). Odlišnost ve společenstvech může být zapříčiněna rozdílem i ve fázi probíhající sukcese (Dolný et Harabiš 2012).

Vliv může mít i okolní terestrické prostředí, které imaga využívají (Dolný et al. 2016). Vegetace na výsypkách je díky půdnímu složení chudá ve srovnání s okolním prostředím rybníků. Na pozemcích výsypek neprobíhala seč, ani pastva, zatímco okolí rybníků je většinou extenzivně obhospodařované.

Ze zjištěných dat vyplynulo, že ochranná hodnota vážek (DBI) je přibližně stejná na obou typech lokalit. Signifikantní vliv na kvalitativní index společenstev vážek má zastínění a výskyt vodní vegetace. Ochranné významné druhy byly nalezeny v biotopech z 50 - 100 % zastíněním a na plochách nezastíněných, avšak Harabiš et al. (2013) tvrdí, že nejpříznivější jsou hodnoty střední míry zastínění. Bylo prokázáno, že pro komplexitu stanoviště a společenstva je důležitá přítomnost makrofyty, jejich struktura a hustota (Foote et Rice Hornung 2005, Schindler et al. 2003).

Dynamiku vegetace ovlivňují disturbance a sukcese (White et Jentsch 2004). Téměř všechny lokality byly ponechány přirozenému vývoji. Došlo k masivnímu nárůstu orobince především na lokalitách č. 10, 11 a 12. Zánik vhodného stanoviště je označen jako největší ohrožení vážek. Je způsobován vysycháním, odvodňováním, znečištěním, novou výstavbou (Kalkman et al. 2010). V patách výsypek vznikají mokřady a plnohodnotně nahrazují přirozené (Mückstein 2009), které zanikají v důsledku antropogenních činností (Reichholf 1998). Z důvodu výstavby pravděpodobně zaniknou některé vodní plochy a mokřady na Podkrušnohorské výsypce z důvodu výstavby polygonu BMV, což je patrné již u lokality č. 12.

Zjištěnými výsledky bylo prokázáno, že sukcese se na každé lokalitě vyvíjí vlastní rychlostí. Ekosystémová dynamika reflektuje kombinace postupných po sobě jdoucích procesů spojených s osidlováním a rozrůstáním organismů. Ekosystém stanoviště se stává dynamickým a je spouštěčem procesů spojených s osidlováním organismů (Prach et Wolker 2020). Data prokázala, že společenstva se nevyvíjejí dynamicky, ale jejich dynamika je nepředvídatelná a nesouvisí s typem stanoviště. Sledované území výsypek na Sokolovsku je ochranně méně hodnotné ve srovnání s důlními poklesy na Karvinsku, kde prováděli průzkum Dolný et Harabiš (2012). Disturbance v post - těžební krajině se nedají předvídat. Mohou významně změnit biotop a společenstva (Dolný et Harabiš 2012).

Nebylo prokázáno, že se na výsypkách vyskytuje větší množství pionýrských druhů a na rybnících více druhů vázaných na pozdější sukcesní stadia. Pionýrské druhy se běžně vyskytují na stanovištích ponechaných spontánní sukcesí (Tropek

et al. 2010, Dolný a Harabiš 2012). Druhy vázané na raná stadia sukcese mizí, když jim již daná lokalita neposkytuje vhodné podmínky. Wildemuth (2001) upozornil, že změny sukcesních stádií mohou být vázané na drobnější disturbance. Řízené disturbance korelují s posuny společenstev do ranějších stádií sukcese a se složením druhů na stanovišti. Na sledovaných biotopech pravděpodobně nedochází k disturbancím malého rozsahu blokující sukcesi nebo ji vracely zpět.

Z pionýrských druhů byly nalezeny *Ischnura pumilio* (pouze na rybníku) a *Anax imperator* (na výsypkách i rybnících). Hesoun et Dolný (2011) upozornili na důležitost rychlosti probíhající sukcese a její blokace při výskytu druhů pionýrských u pozdějších sukcesních stádií. Zastínění a neprostupná vegetace orobince představuje pro mnoho druhů překážku k výskytu druhů (Harabiš 2015). Lokality č. 10, 11, 12 jsou toho příkladem, neboť zde nebyl potvrzen výskyt *Ischnura pumilio*. Dolný et al. 2016 zmínili toleranci *Ischnura pumilio* ke snižování vodní hladiny. Na jedné z nejstarších lokalit č. 3 ve Staré Roli byl jeho výskyt potvrzen. Tato vodní plocha nemá žádný přítok a je závislá na atmosférických srážkách, které vedou ke kolísání výšky vodního sloupce.

Významným druhem vyskytujícím se pouze na Sokolovsku, Karlovarsku a Chomutovsku je přezimující druh ve stadiu imaga *Sympecma paedisca* (Dolný et al. 2016). Vodní plochy vytvořené na výsypkách poskytují podmínky k přežití. Na Podhořském rybníku (lokalita č. 2) nebyla opakovaně nalezena, přestože Jiskra (2010) její výskyt na tomto místě uvedl. Pravděpodobně došlo na lokalitě k zániku populace. Při porovnání s výsledky studie provedené Abrahamovou (2017) nebyla *Sympecma paedisca* nalezena ještě na lokalitách č. 10, č. 11 a č. 12 na území Podkrušnohorské výsypky. Absence druhu mohla být způsobena schopnostmi pozorovatele.

Dalším ohroženým, ale nenalezeným, druhem *Orthetrum brunneum* je specialista vázaný na pomalu tekoucí vody s písčitým dnem a bez výskytu vegetace (Dolný et al. 2016). Je možné, že výskyt v letech 2014 - 2016 byl na lokalitě č. 19 ojedinělý nebo došlo k migraci z vodních ploch vzniklých rekultivací výsypky Lítov - Boden, kde se trvale vyskytuje (vážky Sokolovska ©2021, Kaschnerová 2019). Odvodňovací kanály byly zanesené a místy zarostlé vegetací již druhu nemusely vyhovovat a migroval na jiná stanoviště. Tyto kanály mohou být biotopy ochránářsky významných druhů (Tropek et Tichánek 2016) a náhrada za malé vymizelé potoky, potůčky či stružky (Harabiš et Dolný 2015). V letošním roce byla prováděna u jezera Medard jejich údržba a čištění.

8 Závěr a přínos práce

Diplomová práce se zabývá vlivem přirozené sukcese na biodiverzitu vážek. Bylo vybráno deset lokalit v post - těžební krajině a deset okolních biotopů - rybníků na území okresů Karlovy Vary a Sokolov, na kterých již byl proveden průzkum v letech 2014 – 2016 (Abrahamová 2017). Na jednotlivých stanovištích v roce 2020 byly sledovány environmentální proměnné a okolní terestrické prostředí. Lokality jsou různého stáří, v různé fázi sukcese a různého původu.

Zpravováním výsledků z monitoringu provedeného roku 2020 bylo zjištěno, že došlo k vyrovnání počtu jedinců vážek na obou typech lokalit (výsyvky - 101 jedinců a ostatních vodní plochy – 103 jedinců). Ve srovnání s provedeným průzkumem z let 2014 – 2016 (Abrahamová 2017) byl v roce 2020 na většině rybníků nalezen vyšší počet vážek, zatímco na většině vodních ploch vzniklých na území výsypek došlo k poklesu v početnosti.

Sledované plochy obývaly převážně druhy běžné s širší ekologickou valencí (generalisté). Z habitatových specialistů byli nalezeny pouze druhy *Erythromma viridulum* a *Chalcolestes viridis*, z rašelinných druhů to byly *Leucorrhinia pectoralis* a *Sympetrum danae*. Uvedené druhy byly nalezeny pouze na rybnících vyjma posledního jmenovaného druhu, který byl nalezen i na jedné lokalitě ležící na území výsyvky.

Z provedených analýz vyplývá, že společenstva se na obou typech lokalit odlišují a jejich vývoj probíhá zcela nahodile. Nebyl prokázán signifikantní vliv sledovaných environmentálních proměnných na početnost vážek. Nedá se konstatovat, že na území výsypek lze nalézt více pionýrských druhů a na rybnících více druhů vázaných pozdější stádia sukcese.

Ochranařská hodnota vážek je na obou typech lokalit srovnatelná. Provedenou analýzou vlivu vybraných environmentálních faktorů byl prokázán vliv zastínění a výskyt vodní vegetace.

V důsledku probíhající stavby polygonu BMW je předpoklad, že na části území Podkrušnohorské výsyvky dojde k zániku nebo ke změnám vodních a mokřadních biotopů.

Závěrem by se dalo říct, že mladší stanoviště na výsypkách se již nevyvíjejí tak dynamicky a jsou v obdobné fázi sukcese jako rybníky. Byla ověřena výjimečnost a důležitost existence vodních ploch post-těžebních lokalit, na kterých

se vyskytuje ohrožený druh *Sympecma paedisca*. Nebylo potvrzeno rozšíření na okolní vodní plochy.

Pozitivně vnímám nově tvořenou post-těžební krajinu, která poskytuje náhradní stanoviště rostlinám a živočichům za zaniklá. Pro zachování raných stádií sukcese je nutné nově vzniklé lokality ponechané spontánní sukcesí sledovat a minimálně o ně vhodně pečovat nebo na nich extenzivně hospodařit, aby nedospěly do konečné fáze sukcese, kdy dojde k jejich zániku. Na sledovaných výsypkách byla prováděna pouze nejnutnější údržba oproti ostatním vodním plochám, u kterých se na okolních pozemcích většinou extenzivně hospodařilo.

Přínosem práce bylo provedení opětovné zmonitorování již sledovaných lokalit a zaznamenání proběhlých změn.

9 Přehled literatury a použitých zdrojů

Literární zdroje

Aliberti Lubertazzi M. A., Ginsberg H. S., 2009: Persistence of dragonfly exuviae on vegetation and rock substrates. *Northeastern Naturalist* 16. S. 141-147.

Ashcroft M. B., 2010: Identifying refugia from climate change. *Journal of Biogeography* 37. S. 1407-1413.

Ball-Damerow J. E., M'Gonigle L. K., Resh V. H., 2014: Local and regional factors influencing assemblages of dragonflies and damselflies (Odonata) in California and Nevada. *Journal of Insect Conservation* 18. S. 1027-1036.

Bellmann H., 2005: *Welches insect das?* Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co. KG, Stuttgart, 253 s.

Bradshaw, A., 2000: The Use of Natural Processes in Reclamation – Advantages and Difficulties. *Landscape and Urban Planning*. S. 89 - 100.

Briers R. A. et Biggs J., 2003: Indicator taxa for the conservation of pond invertebrate diversity. *Aquat Conserv* 13. S. 323-330.

Broumová H. et Pecharová E., 2004: Vliv chemických parametrů vod Velké podkrušnohorské výsypky a jejich oživení. *Životné prostredie* 38. S. 48 - 50.

Burks R. L., Jeppesen E., Lodge D. M., 2001: Pelagic prey and benthic predators: impact of odonate predation on *Daphnia*. *Journal of the North American Benthological Society* 20. S. 615- 628.

Catlin P. A., 2009: A potential for the use of dragonfly (Odonata) diversity as a bioindicator of the efficiency of sewage lagoons. *Can Field Nat* 119. S. 233-236.

Clobert J., Baguette M., Benton T. G., Bullock J. M. [eds.], 2012: *Dispersal ecology and evolution*. Oxford University Press, New York, 496 s.

Colinvaux P., 1993: *Ecology 2*. John Wiley & Sons, New Jersey, 704 s.

Connell J. H., 1978: Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199. S. 1302 - 1310.

Corbet P. S., 1999: *Dragonflies Behaviour and Ecology of Odonata*. Harley Books, Colchester, 829 s.

Corbet P. et Brooks S., 2011: *Dragonflies* (Collins New Naturalist Library, Book 106). Harper Collins UK, 632 s.

David S., 2000: Vážky. In: Polák P., Saxa A.: Priaznivý stav biotopov a druhov európskeho významu. Manuál k programom starostlivosti o územia NATURA 2000. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica. S. 352 - 353.

Deiller A. F., Walter J. M. N., Tremolieres M., 2001: Effects of flood interruption on species richness, diversity and floristic composition of woody regeneration in the upper Rhine alluvial hardwood forest. *Regulated Rivers – Research and Management* 17. S. 393 - 405.

Dingemans N. J. et Kalkman V., 2008: Changing temperature regimes have advanced the phenology of Odonata in the Netherlands. *Ecological Entomology* 33. S. 394 – 402.

Dijkstra, K. D. et Lewington R., 2006: *Field Guide to the Dragonflies of Britain and Europe*. Bloomsbury Publishing PLC, Londýn, 320 s.

Dimitrovský K., 2001: *Tvorba nové krajiny na Sokolovsku*. Sokolovská uhelná a.s., Sokolov, 191 s.

Doležalová J., Smolová D., Vojar J., Solský M., Kopecký O., 2012: Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering* 43. S. 5 - 12.

Dolný A. et Harabiš F., 2012: Underground mining can contribute to freshwater biodiversity conservation: Allogenic succession forms suitable habitats for dragonflies. *Biological Conservation* 145. S. 109-117.

Dolný A., Bárta D., Waldhauser M., Holuša M., Hanel L., Lízler R. et al., 2007: *Vážky České republiky/The dragonflies of the Czech Republic - Ekologie, ochrana a rozšíření/Ecology, Conservation and Distribution*. Český svaz ochránců přírody, Vlašim, 671 s.

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

Foot A. L., Rice Hornung C. L., 2005: Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. *Ecol. Entomol.* 30. S. 273 - 283.

Frouz J., 2006: Interakce rostlin, půdy a půdních živočichů a jejich vliv na sukcesi rostlinných a živočišných společenstev na disturbovaných územích. *Zprávy České Botanické Společnosti, Materiály* 21. S. 65-71.

Frouz J., 2008: Výsypky – pohroma nebo šance? *National geographic* 3/2008. S. 28-34.

Gazenbeek A., 2005: LIFE, Natura 2000 and the military. Life Focus - Journal of the European Commission, Environment Directorate General Life III Program (2000-2006), Brusel, 86 s.

Grant I. F., 2002: Aquatic invertebrates. In: I. F. Grant and C. C. D Tingle (eds.), Ecological Monitoring Methods for the Assessment of Pesticide impact in the Tropics. London, The University of Greenwich. S. 183 - 193.

Grimaldi D. et Engel M. S., 2005: Evolution of the Insects. Cambridge University Press, New York, 733 s.

Hallmann C. A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Stenmans W., Müller A., Sumser H., Hörrén T., Goulson D., De Kroon H., 2017: More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLOS ONE 12. S. 1 - 21.

Hanel et Zelený J., 2000: Vážky (*Odonata*) - Výzkum a ochrana-Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 9. ZO ČSOP, Vlašim, 239 s.

Harabiš F., 2015: High diversity of odonates in post-mining areas: Meta-analysis uncovers potential pitfalls associated with the formation and management of valuable habitats. Ecological Engineering 90. S. 438 – 446.

Harabiš F., 2016b: High diversity of odonates in post-mining areas. Meta-analysis uncovers potential pitfalls associated with the formation and management of valuable habitats. Ecological Engineering 90 (2016). S. 438-446.

Harabiš F. et Dolný A., 2010: Využití vážek jako environmentálních indikátorů in Dolný A. et Harabiš F. (eds): Vážky 2010. Sborník referátů XIII. Celostátního semináře odonatologů v Podyjí. ZO ČSOP Vlašim. S. 109-116.

Harabiš F. et Dolný A., 2011a: Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (*Odonata*): the matter of scale. Journal of Insect Conservation 16. S. 121-130.

Harabiš F. et Dolný A., 2011b: The effect of ecological determinants on the dispersal abilities of Central European dragonflies (*Odonata*). Odonatologica 40. S. 17-26.

Harabiš F. et Dolný A., 2014: Příčiny ohrožení středoevropských druhů vážek (*Insecta: Odonata*). Možnosti stanovení prioritních cílů druhové ochrany. Příroda, Praha. S. 123-133.

- Harabiš F., Tichánek F., Tropek R., 2013: Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecological Engineering* 55. S. 51-61.
- Hejda R., Farkač J., Chobot K. [eds.], 2017: Červený seznam ohrožených druhů České republiky - Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 555 s.
- Hendrickx F., Maelfait J. P., Van Wingerden W., Schweiger O., Speelmans M., Aviron S., Augenstein I., Billeter R., Bailey D., Bukacek R., Burel F., Diekötter T., Dirksen J., Herzog, Liira F. J., Roubalova M., Vandomme V., Bugter R., 2007: How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44. S. 340 - 351.
- Hendrychová M., 2008: Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. *Journal of Landscape Studies* 1. S. 63 - 78.
- Hershey A. E., Lamberti G. A., Chaloner D. T., Northington R. M., 2010: *Aquatic Insect Ecology. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Elsevier, 659 s.
- Hesoun P., Dolný A., 2011: Vážky. In: Tropek R., Řehounek J. (eds): *Bezoobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management*. Entomologický ústav AV ČR & Calla, České Budějovice. S. 21–33.
- Hykel M., Šigutová H., Dolný A., 2016: Význam suchozemského prostředí pro život vážek na příkladu ohrožené vážky rumělkové, *Živa* 6/2016. S. 311 - 313.
- Charvet S., Kosmala A., Statzner B., 1998: Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. – *Archiv für Hydrobiologie*, 142. S. 415 - 432.
- Jeleček L., 1999: Proměny krajiny a půdní fond Česka. *Geografické rozhledy* 5. S. 6 - 7.
- Jim, C. Y., 2001: Ecological and Landscape Rehabilitation of a Quarry Site in Hong Kong. *Restoration Ecology* 9. S. 85 - 94.
- Jiskra J., 1997: Z historie uhelných lomů na Sokolovsku Od Johanna Davida Edler von Starcka po Sokolovskou uhelnou, a.s. Sokolovská uhelná, a.s., Sokolov, 206 s.
- Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W., Prach K., 2012: *Ekologická obnova v České republice*, Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha, 147 s.

- Kalkman V. J., Boudot J. P., Bernard R., Conze K. J., De Knij G., Dyatlova E., Ferreira S., Jovic M., Ott J., Riservato E., Sahlén G., 2010: European Red List of Dragonflies Publications Office of the European Union, Luxembourg, 28 s.
- Kietzka G. J., Pryke J. S., Samways M. J., 2015: Landscape ecological networks are successful in supporting a diverse dragonfly assemblage. *Insect Conservation and Diversity* 8. S. 229 - 237.
- Kolář V., Ondáš T., Boukal D., 2016: Proč mizí vodní brouci (a jiny velký hmyz) z našich rybníků. *Forum ochrany přírody* 03/2016. S. 30 - 32.
- Konvička M., Beneš J., Čížek L., 2005: Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. *Sagittaria*, Olomouc, 127 s.
- Konvičková V., 2008: Vývoj společenstva bezobratlých na dně tůní. *Živa* 6. S. 267 – 270.
- Králová H., 2001: Řeky pro život. Revitalizace řek a péče o nivní biotopy. ZO ČSOP Veronica, Brno, 440 s.
- Krauss J., Bommarco R., Guardiola M., Heikkinen R. K., Helm A., Kuussaari M., Lindborg R., Öckinger E., Pärtel M., Pino J., Pöyry J., Raatikainen K. M., Sang A., Stefanescu C., Teder T., Zobel M., Steffan-Dewenter I., 2010: Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters* 13. S. 591 - 599.
- Kubíček F., 1980: Larvy hmyzu ve vodních ekosystémech ČSSR. In: Rozkošný R. (eds.), 1980: Klíč vodních larev hmyzu. ČSAV, Praha. S. 18 - 33.
- Lancaster J. et Downes B. J., 2013: *Aquatic Entomology*. Oxford University Press, New York, 285 s.
- Laštůvka Z. et Krejčová P., 2000: *Ekologie*. Konvoj, Brno, 184 s.
- Löw J., Míchal I, 2003: *Krajinný ráz*. Lesnická práce s.r.o. Kostelec nad Černými Lesy, 552 s. + CD.
- Mc Coy T. D, Kurzejeski E. W., Burger L. W., Ryan M. R., 2001: Effects of conservation practice, mowing, and temporal changes on vegetation structure on CRP fields in northern Missouri. *Wildlife Society Bulletin* 29. S. 979 - 987.
- Melichar V., Bušek O., Oboznenková L., Chmelíková T., Masopustová A., Matějů J., Brabec J., Křivanec J., Hrbková L., Bukáček R., Ondráčková E., Musilová R., 2015: *Koncepce ochrany přírody a krajiny Karlovarského kraje*. Karlovarský kraj, Karlovy Vary, 333 s.

- Mištera L., 1993: Geografie západočeské oblasti. Západočeská univerzita, Plzeň, 156 s.
- Míchal I., 1994: Ekologická stabilita, Veronica, Brno, 280 s.
- Novák I. et Spitzer K., 1982: Ohrožený svět hmyzu. Academia, nakladatelství České akademie věd, Praha, 133 s.
- Novák J. et Prach K., 2003: Vegetation Succession in Basalt Quarries: Pattern on a Landscape Scale. *Applied Vegetation Science* 6. S. 111 - 116.
- Novák J. et Konvička M., 2006: Proximity of Valuable Habitats Affects Succession Patterns in Abandoned Quarries. *Ecological Engineering* 6. S. 113 - 122.
- Odum E. P., 1959: *Fundamentals of Ecology*. W. B. Saunders, Co., Philadelphia, 574 s.
- Oertli B., Joye D. A., Castella E., Juge R., Cambin D., Lachavanne J. B., 2002: Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological conservation* 104. S. 59 - 70.
- Prach K., 1982: Vegetace na substrátech vznikajících těžbou nerostných surovin - *Acta ecologica naturae ac regionis* 1982. S. 49 - 50.
- Prach K., 2009: Ekologie obnovy narušených míst I. Obecné principy. *Živa* 1/2009. S. 22 - 24.
- Prach K. [ed.], 2010: Výsypky. In: Řehounek J., Řehouňková K., Prach K. (eds.): *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice. S. 15 - 36.
- Prach K. et Hobbs R. J., 2008: Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restor. Ecol.* 16. S. 363 - 366.
- Prach K. et Walker L. R., 2020: *Comparative Plant Succession among Terrestrial Biomes of the World*. Cambridge University Press, 399 s.
- Prach K., Frouz J., Karešová P., Konvalinková P., Koutecká V., Mudrák O., Novák J., Řehounek J., Řehouňková K., Tichý L., Trnková R., Tropek R., 2009: Ekologie obnovy narušených míst II. Místa narušená těžbou surovin. *Živa* 2/2009. S. 68 - 72.
- Příkryl I., 2003: Vody vznikající v souvislosti s těžbou uhlí. Sborník z konference *Hnědé uhlí*, Most. S. 94 - 99.
- R Development Core Team (2020) R, 2020: *A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna,, Austria.

- Reichholf J., 1998: Feuchtgebietete. Mosaik Verlag GmbH, München, 223 s.
- Reitschmiedová E. et Frouz J., 2016: Sokolovské výsypky: Od měsíční krajiny po les, uchycování pionýrských druhů dřevin a jejich význam. Fórum ochrany přírody 01/2016. S. 29 – 33.
- Remsburg A. J., Olson A. C., Samways M. J., 2008: Shade alone reduces adult dragonfly (Odonata: Libellulidae) abundance. Journal of Insect Behavior 21. S. 460 - 468.
- Rojík R., Dašková J., Krásný J., Kvaček Z., Pešek J. [eds.], 2010: Sokolovská pánev. In: PEŠEK J. (eds): Terciární pánve a ložiska hnědé uhlí České republiky. Česká geologická služba, Praha. S. 138 - 205.
- Roquette J. R. et Thompson D. J., 2005: Habitat associations of the endangered Damselfly, *Coenagrion mercuriale*, in a water meadow ditch system in southern England. Biol Cons 123. S. 225 - 235.
- Ruxton G. D., Sherratt T. N., Speed M. P., 2004: Avoiding attack: The Evolutionary Ecology of Crypsis, Warning Signals, and Mimicry. Oxford University Press, Oxford, 248 s.
- Sahlén G. et Ekestubbe K., 2001: Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. Biodiversity & Conservation 10. S. 673 - 690.
- Samways M. J., 1994: Insectconservation biology, Chapman & Hall, Londýn, 358 s.
- Samways, M. J., Sharratt, N. J., Simaika, J. P., 2010: Effect of alien riparian vegetation and its removal on a highly endemic river macroinvertebrate community. Biol. Invasions 13. S. 1305 - 1324.
- Sedlák E., 2005: Zoologie bezobratlých, Masarykova univerzita, Brno, 338 s.
- Schindler M., Fesl C., Chovanec A., 2003: Dragonfly associations (Insecta: Odonata) in relation to habitat variables: a multivariate approach. Hydrobiologia 497. S. 169 - 180.
- Silby J., 2001: Dragonflies of the world. The Natural History Museum, London, 224 s.
- Slavíková, J., 1986: Ekologie rostlin. Státní pedagogické nakladatelství, 368 s.
- Statzner B., Hoppenhaus K., Arens M. F., Richoux P., 1997: Reproductive traits, habitat use and templet theory: a synthesis of world-wide data on aquatic insects. – Freshwater Biology, 38. S. 109 - 135.

Sternberg K., Buchwald R., 1999: Die Libellen Baden-Württembergs, Band 1. Ulmer, Stuttgart, 468 s.

Storch D., 2019: Budoucnost biodiverzity v antropovénu, *Živa* 5/2019. S. 274 – 276.

Suding K. N., Gross K. L., Houseman G. R., 2004: Alternative states and positive feed-backs in restoration ecology. *Trends Ecology & Evolution* 19. S. 46 - 53.

Šálek M. et Harabiš F., 2015: Obecná ekologie, skripta. Česká zemědělská univerzita v Praze, FŽP, Katedra ekologie, 146 s.

Tews J., Brose, U., Grimm V., Tielbörger K., Wichmann M. C., Schwager M., Jeltsch F., 2004: Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31. S. 79 - 92.

Tropek R. et Konvicka M., 2008: Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mts., Czech Republic. *Land Degradation and Development* 19. S. 104 - 114.

Tropek R. et Prach K., 2012: Místa narušená těžbou - Úvod. In: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W., Prach K.: Ekologická obnova v České Republice. Agentura ochrany přírody a krajiny České Republiky, Praha. S. 89 – 93.

Tropek R. et Řehounek J., 2012: Místa narušená těžbou. In: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W., Prach K. (eds.): Ekologická obnova v České Republice, Praha. S. 89 - 93.

Tropek R. et Tichánek F., 2016: The endangered damselfly *Coenagrion ornatum* in post-mining streams: population size, habitat requirements and restoration. *Journal of Insect Conservation* 20. S. 701 – 710.

Tropek R., Kadlec T., Karešová P., Spitzer L., Kočárek P., Malenovský I., Baňář P., Tuf I. H., Hejda M., Konvička M., 2010: Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47. S. 139 - 147.

Tropek R., Kadlec T., Hejda M., Kočárek P., Skuhrovec J., Malenovský I., Vodka Š., Spitzer L., Baňář P., Konvička M., 2012: Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering*. S. 13 - 18.

Vávrová M., 2005: Využití bioindikátorů při hodnocení starých zátěží terestrického ekosystému. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha 6, 106 s.

Vojar J., 2007: Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. ZO ČSOP Hasina Louny, 156 s.

Waldhauser M. et Černý M., 2015: Vážky České republiky: příručka pro určování našich druhů a jejich larev. Český svaz ochránců přírody Vlašim, Vlašim, 184 s.

Walker J. W., 1992: Human resource strategy New York. McGraw Hill, 378 s.

Walker R. L. et Del Moral R., 2003: Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press, Cambridge, 458 s.

Walker L. R., Walker J. et Hobbs J. R. [eds.], 2007: Linking restoration and ecological succession. Springer, New York, 190 s.

Warren S. D. et Büttner R., 2008: Active military training areas as refugia for disturbance-dependent endangered insects. *Journal of Insect Conservation*, 12(6). S. 671 - 676.

White P. S, Jentsch A., 2004 Disturbance, succession, and community assembly in terrestrial plant communities. In: Temperton V. M, Hobbs R. J, Nuttle T., Halle S. (eds): *Assembly Rules and Restoration Ecology: Bridging the Gap Between Theory and Practice*. Island Press. S. 342 – 366.

Wildermuth H., 2001: Das Rotationsmodell zur Pflege kleiner Moorgewässer–Simulation naturgemässer Dynamik. *Nat schutz Landsch plan* 33. S. 269-273.

Internetové zdroje

BDS, 1983: British Dragonfly Society (online) [cit. 2020. 11.10], dostupné z <<http://www.british-dragonflies.org.uk/content/british-dragonfly-monitoring-scheme>>.

ČÚZK ©2020: Ústřední archiv zeměměřictví a katastru (online) [cit. 2020. 12. 20], dostupné z <https://ags.cuzk.cz/archiv/>.

ČSÚ @2020: Statistická ročenka Karlovarského kraje (online) [cit. 2020.11.10], dostupné z <<https://www.czso.cz/csu/czso/statisticka-rocenka-karlovarskeho-kraje-2019>>.

ekolist.cz ©2020: Medard je v současnosti největším rekultivačním jezerem v Česku (online) [cit. 2020. 11. 11], dostupné z <<https://ekolist.cz/cz/publicistika/priroda/medard-je-v-soucasnosti-nejvetsim-rekultivacnim-jezerem-v-cesku>>.

Ekologické aspekty technické hydrobiologie ©2020 : Mokřady (online) [cit. 2020. 09. 21], dostupné z <<http://hgf10.vsb.cz/546/Ekologicke%20aspekty/>>.

Fórum ochrany přírody ©2020: Review: Celosvětové vymírání hmyzích druhů (online) [cit. 2020. 09. 23], dostupné z <<http://forumochranyprirody.cz/review-celosvetove-vymirani-hmyzich-druhu>>.

Harabiš F., 2016a: Analýza habitatových nároků a identifikace potenciálních rizik pro „naturové“ druhy vážek (online) [cit. 2020. 12. 02], dostupné z <<http://www.ochranaprirody.cz/res/archive/372/058735.pdf?seek=1509527974>>.

Hesoun P., 2008: Jak to vidí vážky (online) [cit. 2018. 12. 12], dostupné z <http://www.hamerskypotok.cz/media/download_gallery/Jak_to_vidi_vazky.pdf>.

Hrazdíra J. et Ráž J., 2013: Sanace a rekultivace bývalého hnědouhelného lomu Medard – Libík. Sborník příspěvků konference, Most 2013 (online) [cit. 2020. 11. 11], dostupné z <<https://www.enki.cz/images/files/MOST%20PDF/Hrazdira.pdf>>.

Informační systém EIA @2020: KVK539, BMW Groupe future mobility development center, Vyjádření k oznámení záměru „BMW Group Future Mobility Development Center“ podle zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, ve znění pozdějších předpisů – záměr zařazený v kategorii II. (online) [2021. 01. 18], dostupné z <https://portal.cenia.cz/eiasea/detail/EIA_KVK539?lang=cs>

Krajský úřad Karlovarského kraje, ©2020: Územně analytické podklady Karlovarského kraje 2017 (online) [cit. 2020. 11. 10], dostupné z <http://webmap.kr-karlovarsky.cz/download/vuc/UAP_2017/UAP_KK_2017_podklady.pdf>.

Koleček J., 2010: Vážky – duhové klenoty hmyzí říše (online) [cit. 2020. 09. 21], dostupné z <https://ekolist.cz/cz/publicistika/priroda/vazky-duhove-klenoty-hmyzi-rise?apc=/cz/publicistika/priroda/vazky-duhove-klenoty-hmyzi-rise&nocache=invalidate&sh_itm=7b2ea9dc848023472c35205ee3adbe66&all_ids=1>.

Mückstein P., 2009: Zpráva ze zoologického inventarizačního průzkumu vážek (Odonata) v lokalitě Laguna u Bohdalova v roce 2009 (online) [cit. 2018. 12. 13], dostupné z <http://m.kr-vysocina.cz/assets/File.ashx?id_org=450008&id_dokumenty=4026274>.

Oksanen, F. J., et al., 2017: Vegan: Community Ecology Package. R package Version 2.4-3 (online) [cit. 2021. 02. 15], dostupné z <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan> Zjištěné výsledky>.

Poláčková V., Urbanistický atelier UP-24, 2005: Jezero Medard, urbanistická studie západní části sokolovské pánve (online) [cit. 2020.11. 18], dostupné z <[\[http://webmap.kr-karlovarsky.cz/download/vuc/US_Zapadni_casti_Sokolovske_panve_MEDARD/Texty/Medard.pdf\]\(http://webmap.kr-karlovarsky.cz/download/vuc/US_Zapadni_casti_Sokolovske_panve_MEDARD/Texty/Medard.pdf\)>.](http://webmap.kr-</p></div><div data-bbox=)

Příkryl I., VrzaL D. et Kosík M., 2013: Kvalita vody napouštěného jezera Medard. Jezera a mokřady ve zbytkových jamách po těžbě nerostů, sborník příspěvků konference, Most 2013 (online) [cit. 2020. 11. 11], dostupné z <https://www.enki.cz/images/files/MOST%20PDF/Příkryl_-_Medard.pdf>.

vážky Sokolovska, ©2021 (online) [cit. 2021. 01. 28], dostupné z <<http://www.vazky-sokolovska.cz/lokality/litov3/>>.

Zdražil V., Keken Z., Martiš M., Zimová M. et Mudra S., 2012: Program rozvoje Karlovarského kraje pro období 2014 – 2020, Praha, (on-line) [cit. 2020. 11. 10], dostupné z <https://www.kr-karlovarsky.cz/region/Documents/SEA_PR_KV_2014_2020.pdf>.

Bakalářská a diplomová práce:

Abrahamová K., 2017: Jak souvisí diverzita vážek post-těžebních oblastí s diverzitou okolních biotopů? Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Praha, 75 s. „nepublikováno“. Dep. SIC ČZU v Praze.

Kaschnerová A., 2019: Ověření výskytu druhu *Symplocma paedisca* na Sokolovsku. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Praha, 55 s. „nepublikováno“. Dep. SIC ČZU v Praze.

10 Seznam obrázků, grafů, tabulek a příloh

Seznam obrázků:

Obrázek č. 1: Orthetrum cancellatum s kořistí, lokalita č. 27 (vlastní foto, 2020. 13. 08).

Obrázek č. 2: Sympetrum sanguineum, lokalita č. 2 (vlastní foto, 2020. 07. 21).

Obrázek č. 3: Umístění sledovaných lokalit (CUZK ©2021, upravila Kaschnerová).

Obrázek č. 4: Vizualizace testovacího polygonu BMV (Autor: BMV, idnes ©2020 (online) [cit. 2021. 01. 30] dostupné z

<https://www.idnes.cz/auto/zpravodajstvi/testovaci-areal-bmw-sokolov-podkrusnohori.A190930_140321_automoto_fdv/foto/FDV7e611b_polygon8.jpg>.

Seznam grafů:

Graf č. 1: Porovnání celkového počtu druhů za období 2014 - 2016 a 2020 na jednotlivých lokalitách (Zdroj: vlastní a Abrahamová 2017).

Graf č. 2: Porovnání počtu druhů vyskytujících se na výsypkách a rybnících (Zdroj: vlastní a Abrahamová 2017).

Graf č. 3: Porovnání DBI za období 2014 - 16 a 2020 na jednotlivých lokalitách (Zdroj: vlastní a Abrahamová 2017).

Graf č. 4: Graf č. 4: Vliv litorálu na diverzitu vážek.

Graf č. 5: Vliv vodní vegetace na diverzitu vážek.

Graf č. 6: Vliv typu lokality na biodiverzitu vážek.

Graf č. 7: Porovnání společenstev vážek vyskytujících se na výsypkách a na okolních biotopech (tmavé body - výsypky, světlé body - ostatní vodní plochy).

Graf č. 8: Porovnání DBI dle zastínění.

Graf č. 9: Porovnání DBI dle množství vegetace.

Seznam tabulek:

Tabulka č. 1: Zjištěná a naměřená data z monitorovaných lokalit.

Tabulka č. 2: Abundanční třídy upravené dle British Dragonfly society (BDS 1983).

Tabulka č. 3: Počet nalezených druhů na jednotlivých lokalitách rozdělený do podřadů.

Tabulka č. 4: Porovnání počtu druhů v období 2014 - 16 a 2020, DBI (Zdroj: vlastní a Abrahamová 2017).

Tabulka č. 5: Výsledky GLM vysvětlující závislost počtu druhů na jednotlivých environmentálních proměnných.

Tabulka č. 6: Výsledky NMDS vysvětlující závislost DBI dle jednotlivých environmentálních proměnných environmentálních proměnných.

11 Přílohy

Příloha č. 1: Nalezené druhy v letech 2014 – 2016 a v roce 2020 dle typů lokalit

Druh		Podřád	2014 - 2016		2020	
Latinský název	Český název		Výsypka	Rybník	Výsypka	Rybník
<i>Aeshna cyanea</i>	šídlo modré	<i>Anisoptera</i>	7	15	4	4
<i>Aeshna grandis</i>	šídlo velké	<i>Anisoptera</i>	0	9	0	0
<i>Aeshna mixta</i>	šídlo pestré	<i>Anisoptera</i>	10	14	11	9
<i>Anax imperator</i>	šídlo královské	<i>Anisoptera</i>	22	2	7	4
<i>Anax parthenope</i>	šídlo tmavé	<i>Anisoptera</i>	5	0	0	0
<i>Calopteryx splendens</i>	motýlice lesklá	<i>Zygoptera</i>	1	2	0	0
<i>Calopteryx virgo</i>	motýlice obecná	<i>Zygoptera</i>	0	0	4	0
<i>Coenagrion hastulatum</i>	šídélko kopovité	<i>Zygoptera</i>	1	0	3	2
<i>Coenagrion puella</i>	šídélko páskované	<i>Zygoptera</i>	37	45	23	38
<i>Cordulia aenea</i>	lesklice měděná	<i>Anisoptera</i>	7	10	1	6
<i>Crocothemis erythraea</i>	vážka červená	<i>Anisoptera</i>	3	0	0	0
<i>Enallagma cyathigerum</i>	šídélko kroužkované	<i>Zygoptera</i>	49	23	34	23
<i>Erythromma najas</i>	šídélko rudoočko	<i>Zygoptera</i>	0	7	0	1
<i>Erythromma viridulum</i>	šídélko znamenáné	<i>Zygoptera</i>	0	0	0	2
<i>Chalcolestes viridis</i>	šídlatka velká	<i>Zygoptera</i>	0	5	0	5
<i>Ischnura elegans</i>	šídélko větší	<i>Zygoptera</i>	37	23	29	19
<i>Ischnura pumilio</i>	šídélko malé	<i>Zygoptera</i>	7	0	0	3
<i>Lestes sponsa</i>	šídlatka páskovaná	<i>Zygoptera</i>	19	31	21	23
<i>Lestes virens</i>	šídlatka zelená	<i>Zygoptera</i>	0	13	7	16
<i>Leucorrhinia dubia</i>	vážka čárkovaná	<i>Anisoptera</i>	1	0	0	0
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	vážka jasnoskvrnná	<i>Anisoptera</i>	0	0	0	1
<i>Libellula depressa</i>	vážka ploská	<i>Anisoptera</i>	2	4	0	4
<i>Libellula quadrimaculata</i>	vážka čtyřskvrnná	<i>Anisoptera</i>	11	7	10	13
<i>Orthetrum brunneum</i>	vážka hnědoskvrnná	<i>Anisoptera</i>	2	0	0	0
<i>Orthetrum cancellatum</i>	vážka černořitná	<i>Anisoptera</i>	27	6	35	5
<i>Orthetrum coerulescens</i>	vážka žlutoskvrnná	<i>Anisoptera</i>	3	0	0	0
<i>Platycnemis pennipes</i>	šídélko brvonohé	<i>Zygoptera</i>	2	14	0	9
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	šídélko ruměnné	<i>Zygoptera</i>	2	27	0	8
<i>Sympecma fusca</i>	šídlatka hnědá	<i>Zygoptera</i>	19	3	26	18
<i>Sympecma paedisca</i>	šídlatka kroužkovaná	<i>Zygoptera</i>	21	0	9	0
<i>Sympetrum danae</i>	vážka tmavá	<i>Anisoptera</i>	1	6	1	10
<i>Sympetrum sanguineum</i>	vážka rudá	<i>Anisoptera</i>	11	23	14	27
<i>Sympetrum striolatum</i>	vážka žíhaná	<i>Anisoptera</i>	7	0	0	0
<i>Sympetrum vulgatum</i>	vážka obecná	<i>Anisoptera</i>	40	9	24	18

Příloha č. 2: Výskyt druhů na jednotlivých lokalitách

Latinský název	DBI	RL	Číslo lokality																			
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
<i>A. cyanea</i>	0			2			1	1				2		0	1	1						
<i>A. mixta</i>	1		1	1	2	1	2	1		1	1			1	2	1		1	2	1	1	1
<i>A. imperator</i>	0		2		1					2	2	1			1		1				1	
<i>C. virgo</i>	1											3									1	
<i>C. hastulatum</i>	4	NT										1	1				1	1				
<i>C. puella</i>	0		6	5	3	5	4	3	5	1		3			6	4	4	3	3	4		2
<i>C. aenea</i>	0			1		2	1	1							1		1					
<i>E. cyathigerum</i>	0			4			5		4	5	4	6	2		5	6	5	5	4		2	
<i>E. najas</i>	1																1					
<i>Ch. viridis</i>	1			2													3					
<i>I. elegans</i>	0		5	5	1		4	1		1	2	6	3			2	1	3	3	3	5	3
<i>I. pumilio</i>	3				3																	
<i>L. sponsa</i>	0		4	2	2	3	1	2		3	4	2			3	3	3	6		1	5	
<i>L. virens</i>	2		5	1		3	4		3						1	2					3	1
<i>L. pectoralis</i>	5						1															
<i>L. depressa</i>	0			2			1		1													
<i>L. quadrimaculata</i>	0		3	1			3		4			1	4		2		1	1			3	
<i>O. cancellatum</i>	0				1				1	5	5	6	4			4	3		4	1	3	3
<i>P. pennipes</i>	0			2		3			4													
<i>P. nymphula</i>	0						3	2									3					
<i>S. fusca</i>	1		6	2	5	3				3	4	2	1			5	1	1	3	1	4	3
<i>S. paedisca</i>	6	NT								1	1	4				3						
<i>S. danae</i>	1		3				4		1								2				1	
<i>S. sanguineum</i>	0		4	3	2	3	5		2	1	2	4	1		4		4	4			2	
<i>S. vulgatum</i>	0		4	2	3	3	4	1		2	3	5	5	0	3	1	1		2	1	1	1
Počet druhů na lokalitě			43	37	24	26	43	12	25	25	28	46	21	1	29	32	35	25	21	12	32	14
Celkový DBI na lokalitě			5	6	5	4	9	1	3	8	8	12	5	1	3	10	8	6	2	2	10	4

Příloha č. 3: Naměřená a zjištěná data z monitoringu

Č.	Název	GPS souřadnice		Velikost vodní plochy (m ²)	Nadmořská výška (m n. m.)	Typ lokality	pH	konduktivita (ms/cm)	počet druhů	DBI lokality
1	Lesní	50,1979369	12,7036487	11887	459,0	rybník	5,8	124	43	5
2	Podhořský	80,2138533	12,7772683	15152	386,9	rybník	6,1	188	37	6
3	Stará Role	50,2586816	12,8181467	7024	435,0	rybník	5,2	117	24	5
4	Nová Role	49,843409	18,304225	61658	476,0	rybník	5,2	137	26	4
5	Mezihorská	50,2783373	12,6544575	10006	629,0	rybník	4,6	52	43	9
6	Jindřichovice	50,2763979	12,6202064	2985	681,8	rybník	4,9	59	12	1
7	Obora	50,282815	12,6008031	4124	652,0	rybník	4,6	88	25	3
8	VPV – pravý	50,2273923	12,6288352	9915	538,8	výsypka	6,1	973	25	8
9	VPV – levý	50,2165127	12,5938644	14735	538,0	výsypka	6,1	138	28	12
10	Týn – horní	50,229133	12,62671	949	502,5	výsypka	7,5	2128	46	5
11	Týn – dolní	50,2169027	12,6230195	1118	481,9	výsypka	7,5	2141	21	1
12	Trio	50,2255667	12,6216033	1771	527,7	výsypka	7,5	2327	1	3
13	Lomnice	50,121018	12,37539	4815	430,0	pinkoviště	7,5	739	29	10
14	Medard Habartov	50,183795	12,578033	16715	399,0	výsypka	4,9	515	32	8
15	Josefov	50,2105583	12,5646	6034	543,8	rybník	5,8	99	35	6
16	Anenská ves	50,2057423	12,5527665	11453	553,8	nádrž	5,7	91	25	2
17	Medard Bukovany	50,172195	12,56935	10382	414,0	výsypka	5,5	120	21	2
18	Medard u hradla	50,1768533	12,6364183	482	390,6	výsypka	5,8	190	12	10
19	Medard u jezera	50,17119	12,61991	7100	395,6	výsypka	7,5	560	32	4
20	Medard u kolejí	50,1840233	12,6321318	834	401,0	výsypka	5,8	196	14	4

Příloha č. 4: Fotografie lokalit

Lokalita č. 1 - Lesní rybník



Lokalita č. 2 - Podhořský rybník



Lokalita č. 3 – Stará Role



Lokalita č. 4 – Nová Role



Lokalita č. 5 – Mezihorská



Lokalita č. 6 – Jindřichovice



Lokalita č. 7 - Obora



Lokalita č. 8 - VPV pravý



Lokalita č. 9 - VPV levý



Lokalita č. 10 - Týn horní



Lokalita č. 11 – Týn dolní



Lokalita č. 12 – Trio



Lokalita č. 13 - Lomnice



Lokalita č. 14 - Habartov



Lokalita č. 15 – Josefov



Lokalita č. 16 - Anenská Ves



Lokalita č. 17 - Bukovany



Lokalita č. 18 – Medard - u hradla



Lokalita č. 19 - Medard - u jezera



Lokalita č. 20 - Medard - u kolejí

