

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**  
**FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ**  
**KATEDRA EKOLOGIE**



**DIVERZITA VÁŽEK (ODONATA) POST-TĚŽEBNÍCH  
STANOVIŠŤ NA SOKOLOVSKU**

**BAKALÁŘSKÁ PRÁCE**

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

Bakalant: Kristýna Abrahámová

**2015**

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra ekologie

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Kristýna Abrahámová

Krajinářství

Název práce

**Diverzita vážek (odonata) post-těžebních stanovišť na Sokolovsku**

Název anglicky

**The diversity of dragonflies (odonata) on post-mining sites in Sokolov region**

---

### Cíle práce

Povrchová těžba uhlí významně a výrazně negativně ovlivňuje krajinu. Původní ekosystémy zanikají v důsledku odtěžení, či překrytí výsypkovými substráty. Na jejich místě vznikají nové biotopy, které se za určitých podmínek mohou stát významným refugiem pro mnohé organismy. Vážky patří mezi skupiny vodního hmyzu s velmi dobrým indikačním potenciálem, navíc jsou stále více využívaným indikátorem kvality nejen vodních, ale i terestrických biotopů v post-těžebních oblastech. Recentní studie ukazují na to, že diverzita biotopů v post-těžebních oblastech může být výrazně ovlivněna zvoleným způsobem rekultivace, ale i řadou s ní spojených environmentálních faktorů. Cílem této práce je na základě literární rešerše identifikovat potenciálně významné faktory a zároveň provést pilotní srovnávací studii na toto téma.

### Metodika

Práce je založena na srovnání diverzity vážek na rekultivovaných a nerektivovaných plochách v rámci cílové oblasti (post-těžebního území) a analýze vlivu vybraných environmentálních faktorů (pH, vodivost, zastínění, denzita a charakter vegetace i způsob využívání okolních vodních ploch). Průzkum bude prováděn na 10 lokalitách na rekultivované výsypce a 10 lokalitách pinek – propadů po hlubinné těžbě v okolí Lomnice na Sokolovsku. Následně bude provedena analýza vlivu faktorů s využitím vhodných statistických metod.

**Doporučený rozsah práce**

30-40 stran + přílohy

**Klíčová slova**

Vodní bezobratlí, rekultivace, antropogenní stanoviště, výsypky

---

**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: Allogenic 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. ENTU BC AV ČR & Calla, České Budějovice.

---

**Předběžný termín obhajoby**

2015/06 (červen)

**Vedoucí práce**

Mgr. Filip Harabiš, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 18. 9. 2014

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 6. 11. 2014

**prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.**

Děkan

V Praze dne 29. 03. 2015

### **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně, pod vedením Mgr. Filipa Harabiše, Ph.D., a že jsem uvedla všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

V Karlových Varech 8. 4. 2015

.....

### **Poděkování**

Ráda bych tímto poděkovala Mgr. Filipovi Harabišovi, Ph.D, za jeho laskavé, trpělivé vedení a rady, za pomoc s determinací vážek.

Ing. Miroslavu Bohuslavovi a Sokolovské uhelné a.s. za poskytnutí informací a povolení vstupu na Lomnické pinky.

Ing. Miroslavu Kosíkovi (ENKI o.p.s.) za doprovod na Lomnické pinky a RNDr. Ivo Příkrylovi (ENKI o.p.s.) za cenné rady.

Mým dcerám za spolupráci při terénních výzkumech a rodině za podporu a toleranci při mém studiu.

V Karlových Varech 8. 4. 2015

.....

## **Abstrakt**

Vážky jsou atraktivním řádem hmyzu, jejichž vývoj je neodmyslitelně spjat s vodním prostředím. Biotopů vhodných pro jejich život však především v důsledku antropogenní činnosti ubývá, ovšem některá post-těžební stanoviště jsou schopna je nahradit. Vážky mohou být vhodným ukazatelem kvality těchto stanovišť. Kvalita a potenciál post-těžebních stanovišť se může podle způsobu obnovy značně lišit, a právě zhodnocením významu způsobu obnovy těchto stanovišť na druhovou diverzitu a ochránářskou hodnotu vážek se zabývala tato bakalářská práce. Její součástí je literární rešerše shromažďující informace o způsobech obnovy post-těžebních oblastí, diverzitě a ohrožení vážek, a vlastní průzkum, který probíhal na těžbou poznamenaných lokalitách na Sokolovsku. V rámci vlastního průzkumu bylo na 10 rekultivovaných lokalitách a na 10 lokalitách se spontánní sukcesí zjištěno celkem 32 druhů vážek, z toho 11 ohrožených. Druhová diverzita na obou typech lokalit byla velmi podobná, ale složení společenstev se podle způsobu obnovy výrazně lišilo. Ochranářská hodnota byla výrazně vyšší na mladších rekultivovaných lokalitách, ochránářsky hodnotné druhy vážek tedy pravděpodobně preferují mladší sukcesní stadia. Vzhledem ke zjištěným výsledkům lze usuzovat, že řízená sukcese by mohla být nejvhodnějším způsobem obnovy pro zajištění a udržení ochránářské hodnoty antropogenních stanovišť.

**Klíčová slova:** vodní bezobratlí, rekultivace, antropogenní stanoviště, výsyvky

## **Abstract**

Dragonflies are attractive order of insects, which ecology is essentially related to the aquatic environment. A wide range of suitable habitats have declined mainly due to anthropogenic activities. However, several types post-mining habitats are able to replace them. Dragonflies can be used as good indicators of quality of these habitats. The potential of post-mining habitats can vary greatly according to a type of the reclamation method. This thesis focused on the evaluation of how the reclamation method affecting a species diversity and conservation value of dragonflies. The thesis includes a literature review which gathers information on types of the reclamation method, species diversity and conservation value of dragonflies, and my own survey, which was conducted at 20 mining sites at Sokolov region. A total of 32 dragonfly species, including 11 endangered, were found within the survey at 10 reclaimed sites and 10 sites left to spontaneous succession. Species diversity at both types of sites was very similar, but the structure of dragonfly communities differed significantly according to reclamation methods. The conservation value was significantly higher at reclaimed sites. Conservation value species of dragonfly probably prefer younger succession. According to my results it can be concluded that the controlled succession could be the most appropriate way how to maintain the conservation value on anthropogenic habitats.

**Keywords:** aquatic invertebrates, reclamation, anthropogenic sites, spoil heaps

## Obsah

1. Úvod.....	7
2. Cíle práce .....	8
3. Literární rešerše.....	8
3.1 Post-těžební oblasti.....	8
3.1.1 Typy post-těžebních stanovišť .....	9
3.1.2 Vodní biotopy post-těžebních oblastí .....	10
3.1.3 Způsoby obnovy.....	11
3.2 Vážky ( <i>Odonata</i> ).....	14
3.2.1 Vážky a jejich přirozené habitaty.....	15
3.2.2 Vážky post-těžebních oblastí .....	16
3.2.3 Distribuce a hlavní příčiny ohrožení vážek.....	18
4. Metodika .....	19
4.1 Sběr terénních dat.....	19
4.2 Dragonfly biotic index (DBI) .....	20
4.3 Statistické zpracování dat.....	21
5. Charakteristika studijního území .....	22
5.1 Sokolovská uhelná pánev .....	22
5.2 Podkrušnohorská výsypka .....	23
5.3 Lomnické pinky.....	24
5.4 Zkoumané území .....	25
6. Výsledky .....	26
6.1 Diverzita společenstev vážek .....	27
6.2 Srovnání druhového složení společenstev.....	31
7. Diskuze .....	34
7.1 Vliv environmentálních faktorů .....	35
8. Závěr .....	36
9. Přehled literatury a použitých zdrojů .....	38
10. Přílohy.....	42



# 1. Úvod

Krajina značné části naší republiky je poznamenána těžbou nerostů. V oblasti Sokolovska se jedná převážně o těžbu hnědého uhlí, která postihuje většinu jeho území. Vznikají zde různé typy post-těžebních ploch, například vytěžením a vysypáním nadloží uhelných slojí při povrchové těžbě uhlí vznikají výsypky, poddolováním území při hlubinné těžbě uhlí mohou vznikat důlní propady.

Tato území jsou obnovována směrem k přírodě blízkému stavu pomocí technických rekultivací, či ponecháním spontánnímu vývoji, případně kombinací obojího – za pomoci řízené (usměrňované) sukcese. Způsoby obnovy ovlivňují biologickou diverzitu biotopů, které na těchto post-těžebních územích vznikají. Na spontánní sukcesi je možné se spolehnout ve většině případů, její úspěšnost je však pravděpodobnější v oblastech méně ovlivněných lidskou činností (Prach, 2009). V případech extrémních stanovišť, která jsou například toxická, či příliš suchá, je naopak technických rekultivací pro úspěšnou obnovu zapotřebí (Prach, 2009). Pro udržení nebo vytvoření vysoké druhové bohatosti je někdy nutné blokovat nebo vracet sukcesi zpět k mladším sukcesním stadiím a to cestou řízených zásahů (Prach, 2009).

Vhodné bioindikátory pro hodnocení environmentální kvality a změn prostředí představují vážky (Sahlén, Ekestubbe 2001). Některé druhy vážek na změny ve svém prostředí reagují citlivě, mohou tedy dobře charakterizovat současný stav, postupný vývoj probíhající sukcese, i změny, ke kterým může docházet v důsledku prováděných biotechnologických zásahů (Dolný a kol. 2007). Zároveň jsou velké a viditelné, což je také důležitá vlastnost pro indikační druhy (Sahlén, Ekestubbe 2001). Existuje však jen velmi málo studií zabývajících se diverzitou vodních biotopů ve vztahu ke způsobu obnovy.

Tato práce se zabývá posouzením vlivu způsobu obnovy na biodiverzitu post-těžebních stanovišť a to prostřednictvím vážek, jejich diverzity a ochránářské hodnoty na vodních biotopech s probíhající spontánní sukcesí a biotopech vzniklých v rámci rekultivací.

## 2. Cíle práce

Cílem této bakalářské práce je porovnání diverzity vážek rekultivovaných a nerektivovaných vodních ploch na území zasaženém těžbou hnědého uhlí na Sokolovsku v Karlovarském kraji. Pomocí vlastního průzkumu a analýzy vlivu vybraných environmentálních faktorů jako je pH, vodivost, zastínění, sklon břehů, denzita a charakter vodní vegetace, zjistit a zhodnotit význam způsobu obnovy na druhovou diverzitu a ochrannářskou hodnotu vážek.

## 3. Literární rešerše

### 3.1 Post-těžební oblasti

Těžba nerostných surovin je obor lidské činnosti, který zásadním způsobem ovlivňuje krajinu. Nevyhnutelným důsledkem drastických zásahů, kterými je právě těžba, může být zničení celých stávajících ekosystémů. V celosvětovém měřítku se narušení týká zhruba 1,5 milionu km<sup>2</sup>, což je asi 1 % souše (Prach a kol. 2009). V České republice, kde těžba patří k tradičnímu odvětví hospodářství (Tropek, Řehounek 2012), se jedná o plochu cca 700 km<sup>2</sup>, činící 0,89 % rozlohy republiky (Prach a kol. 2009).

Narušení a změny v krajině, která byla těžbou poznamenána, ovlivňují fungování ekosystémů, hospodaření s vodou, erozi a kvalitu půd, mohou také negativně ovlivňovat klima, nepříznivě působí na (meta-)populační dynamiku druhů v důsledku fragmentace biotopů (Prach, 2009), na všechny složky sladkovodních ekosystémů, a jsou také jednou z příčin globální ztráty rozmanitosti a biotické homogenizace sladkovodní fauny (Dolný, Harabiš 2012).

Snahy o zastavení degradace či dokonce postupnou obnovu k přírodě blízkému stavu, jsou patrné od 80. let 20. století. Oborem aplikované ekologie, zabývající se obnovou populací, společenstev, diverzity a ekosystémů, je ekologie obnovy (*restoration ecology*) (Prach, 2009). Postupně se ukazuje, že následky těžby nemusí mít pro krajinu vždy jen negativní dopad (Prach a kol. 2009). Lokality v post-těžebních oblastech se často stávají refugiem a zdrojem biologické rozmanitosti, nabízejíce tak cenné náhražky přírodních stanovišť (Tropek a kol. 2012). Pro některé bezobratlé tato narušená místa mohou dokonce znamenat poslední šanci na přežití (Konvička, 2012). Heterogenita sekundárních sladkovodních ekosystémů se může

zvyšovat v důsledku dynamického procesu alogenní sukcese vyvolané vnějšími geofyzikálně chemickými silami probíhajícími v souvislosti s těžbou uhlí (Harabiš, 2011).

### 3.1.1 Typy post-těžebních stanovišť

V souvislosti s těžbou a jako její důsledek vznikají různá postindustriální stanoviště, jako jsou výsypky, lomy, pískovny a rašeliniště. Výsypky jsou recentní útvary, vznikající sypáním vytěžených hornin, které se nacházejí nad uhelnou slojí. Na Mostecku a Sokolovsku, těžbou výrazně poznamenaných, jsou výsypky zásadním prvkem tvořícím krajinný ráz (Prach, 2010). Rozloha všech výsypek je odhadem 270 km<sup>2</sup>, jedná se o zhruba 70 výsypek, jejichž počet nelze určit přesně z důvodů slučování menších výsypek do větších celků (Tropek a kol. 2012). Mostecké výsypky, tvořené šedými miocenními jíly proloženými písky a vulkanickými pyroklastiky, zabírají plochu o velikosti asi 150 km<sup>2</sup>. Největší z nich – Radovesická, pohltila několik vesnic (Prach a kol. 2009). Na Sokolovsku jsou výsypky tvořené převážně cyprisovými jíly, zaujímají plochu zhruba 90 km<sup>2</sup> (Prach, 2010). Vnější výsypky vznikající při těžbě hnědého uhlí sypáním zakladači v pásích, bývají členité, mezi pásy se tvoří hlubší, zvodnělé deprese (Prach, 2010). Cenné mokřady, které v těchto sníženinách na výsypce a na úpatí vznikají, se stávají útočištěm pro mnoho druhů hmyzu, obojživelníků a ptáků (Prach a kol. 2009).

Dalšími nepřehlédnutelnými postindustriálními stanovišti jsou lomy, různých velikostí jsou jich na území České republiky stovky až tisíce. V Českém středohoří to jsou lomy čedičové, v Českém a Moravském krasu vápencové, na Českomoravské vrchovině silikátové. Tyto těžbou zasažené oblasti, které po 80 letech sukcese téměř splývají s okolím díky stejnému druhovému složení, hostí mnoho vzácných a ohrožených druhů bezobratlých živočichů a rostlin, náhradní stanoviště zde nachází i řada populací xerothermních druhů (Tropek a kol. 2010). Rekultivace jakéhokoliv druhu je zde zbytečná a škodlivá (Prach a kol. 2009). Naproti tomu pískovny a štěrkopískovny jsou po ukončení těžbě v převážné míře lesnický a zemědělský rekultivovány. Tyto rekultivace bohužel vedou ke vzniku biologicky bezcenných území, přitom písčiny, suché trávníky i oligotrofní mokřady se stávají cennými biotopy pro vzácné a chráněné organismy, významné jsou též pro obojživelníky a plazy (Prach a kol. 2009). Sukcese rašelinišť těžných ručním borkováním ponechaná spontánnímu vývoji směřuje k obnově rašelinového procesu s typickou

rašelinnou vegetací. U velkoplošně těžených rašelinišť, kterých je v České republice 12 a na 7 z nich se doposud těží, tento návrat možný není. Vhodným způsobem obnovy se zdá být řízená sukcese (Vojar, 2007; Prach a kol. 2009).

### **3.1.2 Vodní biotopy post-těžebních oblastí**

Jedním z negativních důsledků lidské činnosti jsou změny vodního režimu v krajině (Vojar, 2007), které mohou být příčinou ztráty rozmanitosti a homogenizace sladkovodní fauny v důsledku úbytku citlivých druhů (Dolný, Harabiš 2012). Voda má v krajině nezastupitelnou funkci. Nedostatek vhodných přírodních vodních stanovišť může být kompenzován vytvářením sekundárních vodních biotopů a jejich prostřednictvím tak zvyšovat heterogenitu prostředí (Dolný, Harabiš 2012).

Umělé nádrže vytvářené v rámci rekultivací na výsypkách a v lomech mají za cíl obnovit důležitou funkci vody v krajině a zlepšit kvalitu výsypkové vody z výsypek odtékající (Přikryl, 2003). Vody na výsypkách často obsahují vysoké koncentrace rozpuštěných látek a těžkých kovů (Broumová, Pecharová 2004), pokud je zasolení mírné, výskyt většiny vodních organismů neomezuje (Přikryl, 2003). Na snižování obsahu železa mají pozitivní vliv mokřady (Broumová, Pecharová 2004). Mokřady a také tůně jsou jedny z nejcennějších biotopů, které se na post-těžebních stanovištích vytvářejí (Vojar, 2007). Cennými vodními biotopy se mohou stát také důlní poklesy, které se díky přirozenému a dlouhému vývoji formování vyznačují vysokou biodiverzitou (Přikryl, 2003). Poklesy jsou dynamické, ke vzniku nových dochází kontinuálně (Dolný, Harabiš 2012). Vyznačují se ovšem nízkou stabilitou a v průběhu let se může mělký mokřad změnit na hluboké jezero se strmými břehy (Dolný a kol. 2007). Vysokou ochrannou hodnotou se mohou vyznačovat i odvodňovací kanály na výsypkách, budovaných v rámci hydrických rekultivací. Například odvodňovací kanály Radovesické výsypky hostí několik ohrožených druhů vážek (Tichánek, 2013).

Za zmínku stojí i zatápěné zbytkové jámy, jež jsou největšími vodními plochami, které v souvislosti s povrchovou těžbou uhlí vznikají (Přikryl, 2003). Zatápění zbytkových jam je jedním z možných vhodných způsobů obnovy. Tyto velké zásobárny vody s možností mnohostranného využití, mající mnoho společných vlastností s jezery přírodními, přispívají ke změně mikroklimatu i klimatu lokálního (Gremlica a kol 2013). Největším plánovaným rekultivačním jezerem budou

společně zatopené lomy Jiří a Družba s velikostí vodní plochy 1312 ha a maximální hloubkou 93 m (Gremlica a kol. 2013).

### 3.1.3 Způsoby obnovy

Obnova území po těžbě se řídí takzvaným plánem sanace a rekultivace, který řeší následné odstranění škod na krajině vzniklých v souvislosti s těžbou, úpravy území a územní struktury (Gremlica a kol. 2013). Rekultivační plány obvykle požadují vytvoření krajiny, která by co nejvíce odpovídala původní podobě (Řehounek a kol. 2010). Významným faktorem pro budoucí potenciál narušené krajiny je způsob obnovy (Tropek a kol. 2010).

Způsoby obnovy, které by zvyšovaly přírodní hodnoty a zlepšovaly produkční schopnosti degradovaných území, se zabývá, jak již bylo zmíněno, obor „Ekologie obnovy“. Jejimi částmi jsou restaurace (*restoration*) - obnova do původního stavu ekosystému, rehabilitace (*rehabilitation*) - částečná obnova směrem k původnímu stavu, remediace (*remediation*) - vylepšení vlastností např. půdy, rekultivace (*reclamation*) - obnova umožňující kultivaci zejména silně narušených míst, revitalizace (*revitalisation*) - oživení stavu ekosystému, hlavním cílem pak obnovit zvláště degradovaná či zničená stanoviště a jejich produkční schopnost (Prach, 2009).

#### Spontánní sukcese

V současnosti je zřejmá snaha co nejvíce narušených území zrestaurovat cestou přírodě blízké obnovy (Prach, 2009), nejlépe ponechat je po skončení těžby přirozené spontánní sukcesi, která je nejjednodušší a nejlevnější (Prach, Hobbs 2008). Tímto samovolným vývojem vegetace a živočišných společenstev, a následně jejich postupným nahrazováním jinými druhy s postupujícím časem, má potenciál se obnovit převážná většina těžbou narušených území (Tropek, Řehounek 2012). Spontánní sukcesi preferuje řada specializovaných a ohrožených skupin organismů (Tropek a kol. 2012), které jsou vázány na stanoviště chudá na živiny, jež právě spontánní sukcesí vznikají (Řehounek a kol. 2010). Plochy ponechané spontánní sukcesi nepotřebují mnoho dodatkových energií ani péče a údržby (Gremlica a kol. 2013). Nevýhodou přirozené sukcese se může zdát pomalý postup k cílovému stadiu (Prach, Hobbs 2008). Cílem využití spontánní sukcese je především ochrana, a to jak ohrožených živočichů, tak i rostlin (Gremlica a kol. 2013). Spontánní sukcese

probíhá na různých místech odlišně (Prach a kol. 2009), většina výsypek má potenciál k přirozené spontánní obnově, nabízí se tedy ve většině případů jako nejlepší řešení (Prach, Hobbs 2008; Prach a kol. 2009). Mostecké výsypky mají zpravidla prvních pět let nízkou pokryvnost běžných i vzácných druhů jednoletých a dvouletých rostlin, poté přibývají vytrvalé byliny a trávy, rumištní druhy ubývají. Konečným stadiem je lesostep (Prach a kol. 2009). Výsypky na chladnějším Sokolovsku osídlí obvykle hned zpočátku druhy vytrvalé, po zhruba dvaceti pěti letech začnou ustupovat ruderalní druhy rostlin, a vystřídají je druhy luční a lesní (Prach a kol. 2009).

### Řízená (usměrňovaná) sukcese

Pro dosažení hodnotného, stabilního a pestrého společenstva lze dosadbou nebo výsevem žádoucích rostlin, a omezováním těch nežádoucích a invazích, přirozenou sukcesí vhodně usměrňovat a řídit (Prach a kol. 2009). Usměrňovaná sukcese napomáhá biotopové pestrosti také pomocí cílených disturbancí, kdy poté vedle sebe existují různá sukcesní stadia (Prach a kol. 2009), opakované disturbance zabraňují homogenizaci biotopů a udržují heterogenní mozaiku mikrostanovišť (Harabiš a kol. 2013). Drobné úpravy prostředí mohou značně usnadnit kolonizaci a využití stanovišť v souladu s přirozenou biodiverzitou (Lundholm, Richardson 2010). Řízené sukcese lze efektivně využívat především tam, kde není vhodné nechat vývoj na samotné spontánní sukcesí z důvodů nevhodných či nepříznivých podmínek prostředí. Často postačí prvotní podnět a vhodné řízení průběhu sukcese a zbytek se ponechá na přirozeném vývoji (Prach a kol. 2009).

### Technická rekultivace

Způsobem obnovy, který podle recentních studií představuje hrozbu pro rozmanitost druhotných stanovišť, je technická rekultivace (Harabiš, Dolný 2011). Tímto způsobem je obnovována převážná většina území výsypek (Prach, 2010). V době (po cca 8 letech), kdy se výsypkový materiál sesedne, je povrch výsypky zarovnan do pozvolného tvaru (Prach, 2010). Na tyto úpravy terénu navazuje rekultivace lesnická s hustou výsadbou často i nepůvodních druhů dřevin, či zemědělská, s předpokladem zemědělského využívání území (Gremlica a kol. 2013). Tímto způsobem obnovy jsou často nenávratně degradována stanoviště klíčová pro

výskyt chráněných a vzácných druhů, jež se mezitím stihly na území usídlit (Řehounek a kol. 2010). V určitých případech však může být technická rekultivace výhodná, například v případě naléhavé potřeby produkce dřeva či plodin, na kontaminovaných místech je však rekultivace nezbytná (Prach, Hobbs 2008).

### Hydrická rekultivace

Doplňujícím typem rekultivací jsou rekultivace hydrické, které dávají vzniknout novému vodnímu režimu v krajině. Zahrnují budování záchytných příkopů, odvodňovacích kanálů, retenčních nádrží a poldrů regulujících odtok vody a zachycujících erozní sedimenty, a také řízené zaplavování zbytkových důlních jam (Prach, 2010; Gremlica a kol. 2013).

Ve srovnání se spontánně vyvinutými biotopy, jejichž pochody jsou v České republice podrobně popsány (Prach a kol. 2009), je strukturální a funkční rozmanitost rekultivovaných míst nižší (Prach, Hobbs 2008). Z hlediska biologické rozmanitosti jsou technické rekultivace často kontraproduktivní, obvykle snižují hodnotu zachování a produkují monotónnější krajinu (Prach, Hobbs 2008; Tropek a kol. 2012). I technicky rekultivované výsyvky bývají ve srovnání se spontánně zarostlými mnohem chudší (Prach a kol. 2009). Například pro obojživelníky vytváří primární sukcese výhodnější prostředí než technické rekultivace, na kterých bývají obvykle méně vhodné, větší a hlubší vodní útvary, se strmějšími svahy (Doležalová a kol. 2012). Na druhou stranu vhodná mělká jezírka v nečinných lomech bez údržby rychle zanikají (Vojar, 2007). Post-těžební lokality obnovené spontánně se od rekultivovaných neliší v druhové bohatosti, ovšem podporují zastoupení více vzácných druhů (Tropek a kol. 2010). Vývoj vegetace spontánní obnovou je pomalejší a vytváří různorodější mozaiku mikrostanišť, která je rozhodující pro existenci více druhů (Tropek a kol. 2010).

### 3.2 Vážky (*Odonata*)

Vážky jsou starobylý řád hmyzu vyskytující se na Zemi již přibližně 300 milionů let. Patří do podtřídy Křídlatí (*Pterygota*), třídy Hmyz (*Insecta*), podkmen Šestinozí (*Hexapoda*), kmen Členovci (*Arthropoda*), říše Živočichové (*Animalia*).

Vážky se dále člení na podřády: Stejnokřídlice (*Zygoptera*) a Různokřídlice (*Anisoptera*) (Dolný a kol. 2007). Do roku 2008 bylo popsáno 5680 recentních druhů vážek, z toho 2739 patří do podřádu *Zygoptera*, 2941 do podřádu *Anisoptera*. V roce 2011 a 2012 pak bylo popsáno dalších asi 90 druhů a 10 rodů. Skutečný počet druhů je však vyšší, včetně těch nepopsaných se odhaduje až na 7000 (Kalkman a kol. 2008; Dijkstra a kol. 2013). Nejvíce druhů vážek najdeme v tropech. V Evropě se vyskytuje přibližně 120 druhů, dalších 40 druhů žije v západním Turecku a severozápadní Africe (Dijkstra, Lewington 2006). V České republice bylo potvrzeno 26 rodů a 73 druhů vážek, u 70 z nich je znám současný výskyt. Na území Moravy bylo zjištěno 69, v Čechách 71 druhů (Dolný a kol. 2007; Jeziorski, Holuša 2012).

Vážky patří k nejnápadněji zbarvenému hmyzu, přičemž zbarvení může plnit funkci pohlavního dichroismu, kdy u některých druhů se samci od samic nápadně odlišují, nebo plní funkci kryptickou pro ochranu před predátory, či mimetickou pro odstrašení predátora (Dolný a kol. 2007). Velikost jednotlivých druhů vážek je velmi rozdílná, největší jedinci jsou až šestinásobně rozměrnější než zástupci nejmenších druhů. V České republice jsou největšími vážkami páskovec kroužkovaný (*Cordulegaster boltonii*) a šídlo královské (*Anax imperator*), kteří mohou mít celkové rozpětí křídel až 105 mm. Naproti tomu nejmenší druh šídélko lesklé (*Nehalennia speciosa*) má rozpětí křídel od 22 do 30 mm (Dolný a kol. 2007). Podle velikosti a morfologie těla se vážky rozdělují do podřádů stejnokřídlice (*Zygoptera*) dříve též „motýlice“, a různokřídlice (*Anisoptera*) dříve též „vážky“. Tyto podřády jsou dále rozděleny na čtyři čeledi u podřádu *Zygoptera* – motýlice (*Calopterygidae*), šídlatky (*Lestidae*), šídélka (*Coenagrionidae*) a šídélka (*Platycnemidae*), a šest čeledí u podřádu (*Anisoptera*) – šídla (*Aeshnidae*), klínatky (*Gomphidae*), páskovci (*Cordulegastridae*), lesklíci (*Corduliidae*), vážky (*Libellulidae* – *Libellulinae*) a vážky (*Libellulidae* – *Sympetrinae*) (Hanel, Zelený 2000; Waldhauser, Černý 2014).

Jak již napovídají názvy podřádů: stejnokřídlice a různokřídlice, rozdíl mezi nimi je mimo jiné v morfologii křídel a jejich složení při odpočinku. Křídla stejnokřídlic jsou u předního i zadního páru skoro stejně velká a mají podobný tvar,



v klidu jsou přiložena k sobě nebo jsou rozevřena šikmo dozadu od těla. Naproti tomu křídla různokřídlíc se liší tvarem i velikostí, zadní křídla jsou oproti předním větší, při odpočinku zůstávají rozevřená (Hanel, Zelený 2000).

Na křídlech se také nachází jeden z důležitých determinačních znaků – plamka neboli pterostigma, což je barevné políčko na okrajích křídel, které se u jednotlivých druhů může lišit tvarem, velikostí i barvou (Dolný a kol. 2007). Dalším určovacím znakem je kresba na jednotlivých člancích zadečku, kterých je deset úplných, jedenáctý článek je přeměněn a nachází se na něm zadečkové přívěsky, sloužící k uchopení samičky při páření. Na konci zadečku, na devátém článku, je u samců primární pohlavní ústrojí, ze kterého sameček před vlastním pářením musí přenést semenné buňky do orgánu sekundárního, který je na druhém až třetím zadečkovém článku. Před kopulací, při které spolu pár vytváří tandem, často samec odstraní sperma jiného samce, se kterým se samice pářila dříve (Dolný a kol. 2007).

Kladení vajíček probíhá obvykle téměř okamžitě po páření, endofytické druhy kladou vajíčka do rostlinných pletiv, exofytické druhy kladou vajíčka volně do vody, nebo na vlhké bahno. Po dvou až šesti týdnech se u vajíček nakladených na jaře či na začátku léta líhne prolarva, která se brzy svléká a stává se z ní larva. Vajíčka nakladená později procházejí diapauzou a líhne se z nich prolarva až na jaře. Larvy vážek se vyvíjejí a žijí výhradně ve vodním prostředí, jejich vývoj je různě dlouhý, trvající v řádu od několika měsíců až do několika let. Některé druhy jsou schopné přežít i několik týdnů až měsíců období sucha, zahrabány v suchém bahně (Hanel, Zelený 2000; Dolný a kol. 2007). Zimní období přežívají vážky ve stadiu larvy nebo vajíčka. Výjimkou jsou vážky rodu *Sympecma*, u nás se vyskytující *Sympecma fusca* a *Sympecma paedisca*, které přečkávají zimu v závětví na vegetaci, ve stadiu dospělce (Dolný a kol. 2007). Dospělé vážky i jejich larvy jsou dravé, z hlediska potravní specializace jsou to málo vyhranění euryfágové (Hanel, Zelený 2000). Samy vážky se stávají potravou, jejich největším predátorem jsou ryby, ptáci, vzácněji plazi, některé končí v sítích pavouků (Dolný a kol. 2007).

### **3.2.1 Vážky a jejich přirozené habitaty**

Většina druhů vážek je i v dospělosti omezená na lokality s výskytem vody, tekoucí nebo stojaté. Například vážky z čeledi *Platycnemidae* a *Gomphidae* jsou téměř výhradně omezeny na vody lotické, zatímco *Coenagrionidae* a *Libelulidae* jsou spojeny s vodami lentickými. Tyto rozdíly v nárocích mohou být způsobeny

koncentrací rozpuštěného kyslíku ve vodě i rozdílnými substráty dna (Dijkstra, Lewington 2006).

Vážky obývají téměř veškeré možné druhy vod. Od pramenišť, typického stanoviště páskovce dvojzubého (*Cordulegaster bidentata*), přes druhově chudé lesní potoky, či potoky luční, které bývají druhově poměrně bohaté, hostící i ochranné významné druhy, například šidélko ozdobné (*Coenagrion ornatum*) či vážku plavou (*Libellula fulva*), říčky, menší řeky a jejich meandry s typickými druhy motýlic (*Calopteryx virgo*, *Calopteryx splendens*), až po velké pomalu tekoucí řeky, které jsou výhradním biotopem klínatky žlutohého (*Stylurus flavipes*), ale díky malé rychlosti proudu mohou hostit i druhy vod stojatých (Waldhauser, Černý 2014). Extenzivní rybníky s pestrou litorální vegetací jsou druhově bohatá stanoviště. Rybníky intenzivně obhospodařované, kde je ve velké míře chován kapr, a nádrže jsou hnojené, mnoho druhů vážek nevyhledává. Přehradní nádrže osidlují spíše nenáročné druhy, například vážka černořitná (*Orthetrum cancellatum*), pro slepá ramena řek je typickým druhem šidélko znamenáné (*Erythromma viridulum*). Velmi bohatými lokalitami jsou slatiniště, naopak vrchoviště obývají druhy specializované, například vážka čárkovaná (*Leucorrhinia dubia*) a leskllice horská (*Somatochlora alpestris*) (Waldhauser, Černý 2014).

Pro svoji citlivost na strukturální kvalitu stanoviště a amfibický způsob života jsou vážky vhodné bioindikátory pro použití hodnocení environmentální kvality a změn prostředí ve vodě i pod vodou, a to jak v dlouhodobém, tak i v krátkodobém měřítku (Sahlén, Ekestubbe 2001). Například druhová bohatost cévnatých rostlin v břehové linii má významný pozitivní vztah a vliv na druhovou bohatost vážek (Sahlén, Ekestubbe 2001). Více než dospělí jedinci se jako ukazatelé kvality a kontinuity životního prostředí jeví larvy, neboť většina z nich setrvává na jednom místě i několik let. Také partivoltinní druhy, tedy ty, které mají více než jednu generaci potomků za rok, lépe poukazují svou citlivostí na kvalitu vody (Sahlén, 1999).

### **3.2.2 Vážky post-těžebních oblastí**

Přírodních stanovišť, která jsou vhodná nejen pro vážky, ubývá. Některé specifické sekundární biotopy jsou schopny tato stanoviště nahradit, protože nabízejí velký potenciál zachování, a to především tam, kde byla většina přírodních stanovišť lidským působením nevratně degradována nebo zcela zničena (Dolný, Harabiš 2012).

Samostatnou skupinou biotopů jsou post-těžební oblasti jako zatopené pískovny, tůňe a mokřady v opuštěných lomech a výsypky (Waldhauser, Černý 2014). Tyto biotopy jsou významné zejména pro druhy vážek vyžadujících oligotrofní vody (Hesoun, Dolný 2012). Ve vápencových kamenolomech lze nalézt vzácné a ohrožené teplomilné druhy. Tůňe, které jsou zpočátku téměř bez vegetace, osidlují nejprve pionýrské druhy – vážka hnědoskvrnná (*Orthetrum brunneum*) a vážka žlutoskvrnná (*Orthetrum coerulescens*). Narušování a obnovování tůň lidskými zásahy je nezbytné pro trvalou přítomnost významných druhů vážek (Hesoun, Dolný 2012). Na výsypkách na Sokolovsku a Mostecku některé tůňe obývá kriticky ohrožená šídlatka kroužkovaná (*Sympecma paedisca*) (Hesoun, Dolný 2012). Odkaliště, tedy důlní kalové nádrže osidluje, stejně jako vápencové kamenolomy, ohrožený druh *Orthetrum coerulescens* (Hesoun, Dolný 2012). Zatopené důlní poklesy mohou být vhodnými stanovišti pro mnoho druhů díky své nestabilitě. Jednotlivé části se propadají v různé době, různé druhy vážek zde střídavě ustupují a osidlují. Tato stanoviště může obývat velké množství citlivých druhů, například pionýrský druh *Orthetrum brunneum* či vážka tmavoskvrnná (*Leurorrhinia rubicunda*) (Hesoun, Dolný 2012). Pískovny a těžebny kaolínu jsou z ochranného hlediska významné, jen pokud těžba probíhala až pod úroveň hladiny podzemní vody a měly tam možnost vznikat trvalé vodní nádrže (Hesoun, Dolný 2012). Na odvodňovacích kanálech průmyslově těžených rašelinišť se mohou vyskytovat vážky pomalu tekoucích vod, po ukončení těžby se mohou objevit i druhy preferující stojaté rašelinné vody, například téměř ohrožené šidélko kopovité (*Coenagrion hastulatum*), či druhy slatiništní, například zranitelná vážka jasnoskvrnná (*Leucorhinia pectoralis*). Extenzivně těžená rašeliniště mohou diverzitu vážek zvyšovat, na minerálně chudých kyselých vodách se vyskytují například kriticky ohrožené šidélko rašelinné (*Aeshna subarctica*) nebo zranitelná vážka čárkovaná (*Leucorrhinia dubia*) (Hesoun, Dolný 2012).

Těžbou ovlivněné oblasti se vyznačují vysokou dynamikou změn prostředí, sladkovodní biotopy různého sukcesního stáří, které v důsledku těžby vznikají, jsou důvodem vysoké biodiverzity (Harabiš, 2011). Vysoká dynamika krajiny je však nejen hlavní příčinou vzniku ale také zároveň zániku vhodných druhotných stanovišť (Harabiš, 2011). Vážkám v takto rychle se měnícím prostředí umožňuje přežít metapopulační dynamika. Aby však mohla dlouhodobě dobře fungovat, musí být vznik a zánik vhodných habitatů v rovnováze (Harabiš, 2011; Harabiš, Dolný 2012).

Diverzitu post-těžebních biotopů ovlivňuje zejména způsob obnovy. Vytváření heterogenních vodních ploch spolu s kombinací více typů rekultivačních metod, nepřítomnost ryb a časté disturbance malého rozsahu, jsou předpokladem a důvodem vysoké heterogenity těchto sekundárních biotopů (Dolný a kol. 2007; Harabiš, Dolný 2012).

### **3.2.3 Distribuce a hlavní příčiny ohrožení vážek**

Vážky představují skupinu hmyzu s nadprůměrnou disperzní schopností a poměrně širokým distribučním rozpětím, přesto jednomu z deseti druhů hrozí vyhynutí (Clausnitzer a kol. 2009). Druhy preferující lotické vody jsou více ohrožené vyhynutím, než druhy lentických vod, které bývají méně vyhraněné s vyšší schopností rozptýlení. Nejvíce ohroženými jsou druhy endemické (Clausnitzer a kol. 2009), v Evropě se vyskytuje endemických druhů 18, většina z nich je omezena na ostrovy a poloostrovy ve Středozezemním moři (Kalkman a kol. 2010). Zhruba polovina evropských druhů vážek vykazuje stabilní populace, čtvrtina má tendenci klesající a asi u 10 procent druhů se velikost populací zvyšuje (Kalkman a kol. 2010).

Hlavní hrozbou pro evropské vážky je vysoušení stanovišť důsledkem horkého a suchého léta, požárů a také odebíráním vody pro pití a zavlažování. Pro vážky tekoucích vod je velmi významné ohrožení v podobě znečištění vody a výstavba přehrad a nádrží (Kalkman a kol. 2010). Evropské druhy vážek jsou do značné míry závislé na stanovištích vytvořených a udržovaných lidskou činností, vhodná přírodní stanoviště ubývají důsledkem intenzifikace zemědělství, rozvojem infrastruktury, acidifikace, eutrofizace a rozšiřováním invazních druhů (Kalkman a kol. 2010).

Možností pro vážky tam, kde přírodních stanovišť ubývá, je rozptyl na nová území. Větší a lepší disperzi v krajině mají habitatoví generalisté s širokou ekologickou valencí, nové lokality jsou schopni kolonizovat na větší vzdálenosti (Harabiš, Dolný 2011), také jsou méně citliví na přítomnost predátorů, ale jejich schopnost posouzení vhodnosti a kvality stanoviště je horší (McCauley, 2007). Rozptylové schopnosti a osídlení nově vzniklých lokalit přináší vážkám výhody, ale také rizika. Hlavním rizikem může být vysoká úmrtnost jednotlivců z důvodů vyšších výdajů energie (Harabiš, Dolný 2011). Nižší schopnost disperze má obecně podřád *Zygoptera*. Evolučně horší rozptylové schopnosti mají habitatoví specialisté s

úzce vymezenými nároky na podmínky a parametry stanoviště, jsou též citlivější ke změnám životního prostředí, tedy i riziko lokálních extinkcí je u nich vyšší (Harabiš, Dolný 2011). Na nekvalitních stanovištích je však riziko lokálních extinkcí vysoké pro většinu druhů (Suhonen a kol. 2010).

Druhotná stanoviště, jakými jsou například důlní poklesy v post-těžebních oblastech, se díky své nestabilitě mohou stát pro vážky ekologickými pastmi (Harabiš, Dolný 2012), které obvykle vedou k zániku populace (Battin, 2004). Výskyt vážek na těchto biotopech může být zcela náhodný, nebo se může jednat o selhání při výběru stanoviště (Harabiš, Dolný 2012). Pro jednotlivé populace biotopových specialistů se může tento výběr stát osudným, v širším měřítku ale větší problém představují povrchové rekultivace, které vedou ke ztrátě biologické rozmanitosti (Harabiš, Dolný 2012). Všechny sekundární biotopy by ovšem neměly být předem považovány za ekologické pasti, například terénní deprese, které infiltrují podzemní vody a srážky mohou dát vzniknout ekologicky cenným mokřadům (Dolný, Harabiš 2012).

Příčin ohrožení vážek je mnoho, většina je přímo či nepřímo způsobená lidskou činností, a měli by to být opět lidé, kteří je budou chránit. Dokumentem, který může jejich ochraně pomoci a identifikuje ohrožené druhy vážek pro Českou republiku, je Červený seznam ohrožených druhů vážek (Hanel a kol. 2005). Je publikovaný v rámci souhrnného Červeného seznamu ohrožených druhů bezobratlých ČR (Farkač a kol. 2005). Vážky jsou zde podle stupně ohrožení zařazené do 5 kategorií: kategorie (RE) pro území ČR vymizelý zahrnuje 2 druhy vážek, kategorie (CR) kriticky ohrožený zahrnuje druhů 12, v kategorii (EN) ohrožený je 13 druhů, (VU) zranitelných druhů je také 12, a druhů, které jsou dle tohoto seznamu ohrožené nejméně (NT) téměř ohrožený je 5 (Hanel a kol. 2005).

## **4. Metodika**

### **4.1 Sběr terénních dat**

Pro sběr dat bylo náhodně vybráno celkem 20 vodních biotopů v okolí Lomnice na Sokolovsku (tabulka 2). Prvních 10 lokalit (dále označené 1 až 10) vzniklo v rámci prováděných rekultivací na Podkrušnohorské výsypce. Stáří těchto vodních nádrží je v rozmezí 5 až 10 let. Další 10 lokalit (dále označené 11 až 20)

ponechaných spontánní sukcesi se nachází na předpolí lomu Jiří (lokality 19 a 20 již patří k výsypce Matyáš). Stáří těchto tůní je kolem 50 let.

Každá lokalita byla v sezoně roku 2014 navštívena celkem pětkrát, za ideálního, slunečného, téměř bezvětrného počasí, s teplotou vzduchu nad 20 stupňů Celsia, v denní době mezi 10. až 15. hodinou. První návštěva vybraných lokalit proběhla na přelomu května a června v rozmezí dnů 20. 5. – 3. 6., druhá v červnu v období 7. 6. – 16. 6., třetí se konala počátkem července 3. 7. – 6. 7., čtvrtá na přelomu července a srpna v rozmezí dnů 29. 7. – 12. 8., poslední, pátá návštěva byla uskutečněna na přelomu měsíce srpna a září v rozmezí dnů 28. 8. – 6. 9.

Každá lokalita byla procházena po dobu 30 minut. Odchyt dospělců vážek byl prováděn na litorální a doprovodné břehové vegetaci na březích nádrží, i v nejbližších okolních porostech, entomologickou sítíkou o průměru 65 cm. Poté, co byl jedinec determinován, případně vyfotografován (v případě, že determinace nebyla zcela průkazná / možná na místě), byl okamžitě vypuštěn. Určování dospělých jedinců bylo prováděno podle Dijkstra a Lewington (2006). U každého určeného druhu na lokalitě byla odhadnuta relativní početnost, s využitím abundančních tříd upravených podle British Dragonfly Society (BDS, 1983): 0: žádný jedinec, 1: 1 jedinec, 2: 2 - 5 jedinců, 3: 6 - 10 jedinců, 4: 11 - 20 jedinců, 5: 21 - 50 jedinců, 6: 51 - 100 jedinců.

Na každé lokalitě byly během vegetační sezony měřeny vybrané environmentální proměnné. Konduktivita (vodivost) a pH, byly měřeny přístrojem značky Hanna Combo pH/EC 98129. Tam, kde konduktivita dosahovala vyšších hodnot než 3999  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , byla měřena přístrojem CD 989 s rozsahem až do 19,99 mS/cm – tedy 19 990  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Dále byly zaznamenávány údaje o zastínění (100 %, 50 – 100 %, < 50 %), sklon břehů (0 - 10 %, 10 - 45 %, 45 - 90 %), velikost vodní plochy (pomocí měření v katastrální mapě, uváděna v  $\text{m}^2$ ), převažující substrát dna nádrží, přítomnost a denzita vodní vegetace a šířka vegetace litorálu, odhadovaná hloubka nádrží, případně míra zarybnění. Fotografie byly pořizovány digitálním fotoaparátem značky SONY DSC – H 7.2 Mpix s dvanáctinásobným optickým zoomem.

## **4.2 Dragonfly biotic index (DBI)**

K hodnocení kvalitativní hodnoty odonatocenózy byl využit DBI Dragonfly biotic index, který se stanoví součtem sub-indexů (rozšíření druhu + ohrožení dle

červeného seznamu + citlivost na změny životního prostředí). Sub-indexy mají hodnotu 0–3, nejméně vyhraněné, široce rozšířené druhy mají hodnotu 0 (0+0+0), nejvíce vyhraněné druhy mají hodnotu 9 (3+3+3) (viz. tabulka 1).

Sub-index	Distribuce	Ohrožení	Senzitivita
0	běžný v rámci ČR	běžný	není citlivý ke změnám biotopu nebo ze změn profituje
1	běžný, v některých oblastech vzácnější	téměř ohrožený	nízká senzitivita ke změnám prostředí
2	vzácný v rámci celé ČR	zranitelný	střední senzitivita ke změnám prostředí
3	výskyt vázán jen na několik lokalit v rámci celé ČR	ohrožený + kriticky ohrožený	extrémní senzitivita ke změnám prostředí

Tab. č. 1 Dragonfly biotic index (upraveno podle Simaika, Samways 2008)

### 4.3 Statistické zpracování dat

Pro analýzu vlivu jednotlivých environmentálních proměnných (vysvětlované proměnné) na druhovou početnost a ochrannářskou hodnotu (DBI) (vysvětlující proměnné) byly vytvořeny dva zobecněné lineární modely (GLM) s quasipoissonovskou distribucí. Správnost výběru modelu byla ověřena pomocí standardních diagnostických grafů. Pro provedené analýzy byla zvolena hladina významnosti  $\alpha = 0,05$ .

Pro porovnání monitorovaných lokalit z hlediska podobnosti druhového složení společenstev i z pohledu naměřených environmentálních proměnných, byla provedena analýza hlavních komponent (PCA). Tato analýza byla provedena za pomoci knihovny Vegan 2.2.-1. (Oksanen a kol. 2013). Všechny analýzy byly provedeny v programu R 3.1.2 (R Development Core, 2013).

## 5. Charakteristika studijního území

### 5.1 Sokolovská uhelná pánev

Sokolovská hnědouhelná pánev je druhá největší pánev Podkrušnohorského uhelného pásma. Rozkládá se v územním pásu mezi Sadovem u Karlových Varů a chlumským fylitovým hřbetem (Jiskra, 1997). Středem pánve protéká řeka Ohře. Leží v severní části západních Čech, z velké části v okrese Sokolov, jehož rozloha je 754 km<sup>2</sup> (ČSÚ, 2014). Rozloha samotné Sokolovské pánve je 312 km<sup>2</sup>, její délka činí 36 km a šířka 9 km (Rojík a kol. 2010). Skládá se ze čtyř souvrství, která jsou dále dělena do jednotlivých vrstev. Nejstarší terciérní sedimenty na území Sokolovské pánve jsou ve Starosedelském souvrství, jehož typickými horninami jsou písky, pískovce, šterky a slepence. Na území Sokolovské pánve má Starosedelské souvrství pouze lokální rozšíření (Rojík a kol. 2010). Dalším, s mocností až 85 m, je Novosedelské souvrství, jež je tvořené několika vrstevními jednotkami, které se opakují nebo vzájemně prolínají. Patří sem davidovské vrstvy obsahující nejstarší stopy vulkanické příměsi, josefovské vrstvy typické svou uhlotvorbou, a chodovské vrstvy tvořené horninami vulkanického původu (Rojík a kol. 2010). Sokolovské souvrství je tvořené z několikrát se opakujících a vzájemně prolínajících vrstev: habartovské, anežské, těšovické a antonínské. Horninou, která převládá v anežské vrstvě je hnědé uhlí saprodetritického až liptoderitického typu. Vrstvy antonínské jsou z těchto nejmladší a složené z uhelnatých kaolinických jílu, uhelnatých jílu a jílovitého detritického uhlí. V lomu Jiří je mocnost sloje Antonín až 41 m (Rojík a kol. 2010). Čtvrtým souvrstvím je souvrství Cyprisové, v centrální části pánve dosahující mocnosti až 182 m. Název tohoto souvrství pochází od zkamenělého vodního korýše *Cypris augusta*, jehož schránky obsahují jíly a jílovce, které toto souvrství z velké části tvoří (Rojík a kol. 2010).





Obr. č. 1 vymezení oblasti Sokolovské pánve (<http://geoportal.gov.cz>)

## 5.2 Podkrušnohorská výsypka

Podkrušnohorská výsypka se nachází v Sokolovské pánvi, mezi obcemi Lomnice, Boučí, Dolní Nivy, Vřesová a Vintířov. Z velké části se jedná o vnější výsypku lomu Jiří, která vznikla slučováním menších výsypek různého stáří. Například výsypky Smolnická, Vintířov, Pastviny a Týn (Jiskra, 1997). Ukládání na výsypku probíhalo v letech 1960 až 2003, nyní je veškerá skrývka z lomu Jiří ukládána do vnitřní výsypky přímo v lomu Jiří (Rojík a kol. 2010; Broumová a kol. 2014).

Rozloha Podkrušnohorské výsypky činí 1957 ha a v České republice patří k největším, tvořena je převážně z jílu cyprisové a vulkanodetritické série (Dimitrovský, 2001). Návrat k přírodě zde probíhal a probíhá za pomoci technických rekultivací, které předcházejí rekultivacím převážně lesnickým a zemědělským. V nemalé míře jsou prováděny také rekultivace vodní, v rámci kterých jsou budovány menší vodní nádrže, jež slouží nejen k vytváření vodních biotopů, k zachycování přívalových dešťů, ale i pro úpravu povrchových vod, zejména k odkalení a vyloučení některých prvků, například železa a manganu (Frouz a kol. 2007). Lesnické rekultivace zahrnují také výsadbu dřevin a to jak listnatých, kde se k výsadbě používá například olše šedá a černá, javor klen, jasan ztepilý, dub zimní a letní a jeřáb, tak jehličnatých, zahrnujících například borovici lesní, smrk ztepilý a modřín evropský (Frouz a kol. 2007). Zemědělské rekultivace probíhají buď s použitím navezené ornice, nebo bez ní, rovnou na cyprisových jílech, které z největší části výsypku tvoří. A to v několikaletých cyklech, které zahrnují

organické a anorganické hnojení, setí obilovin či jetelotravních směsí (Frouz a kol. 2007). Z celkové rozlohy 1957 ha výsypky jsou na ploše 593 ha rekultivace již ukončené, na 1142 ha rekultivace probíhá a na zbytku plochy, tedy 222 ha se ještě rekultivace plánuje (Sokolovská uhelná, 2013).



Obr. č. 2 Podkrušňohorská výsypka a „Pinkoviště“ na mapě (www.mapy.cz)

### 5.3 Lomnické pinky

Lomnické pinky, nebo také Pinkoviště, je území s hojným počtem piněk na předpolí lomu Jiří, nacházející se mezi obcemi Lomnicí a Svatavou (Frouz a kol. 2007). Pinka je nevelká propadlina vznikající důsledkem hlubinné těžby. Obvykle bývá trychtýřovitého tvaru s širokým litorálem, daným pozvolným procesem jejich vytváření (Přikryl, 2003). Rozloha pinkoviště se každým rokem zmenšuje, plošně o 90 – 120 m, v důsledku postupující těžby (Frouz a kol. 2007). Podle rychlosti postupu těžby zanikne zcela přibližně v roce 2020, tehdy se předpokládá ukončení těžby v lomu Jiří (Pöpperl, 2009). Skrývka velkolomu Jiří započala v roce 1960, samotná těžba hnědého uhlí zde probíhá od roku 1964. Dříve zde však probíhala těžba hlubinná, od roku 1923 až do roku 1967, poté byl důl Jiří po vyuhlení uzavřen. Tomuto ještě předcházela lomová těžba v období let 1918 až 1933, ke které se postupně opět přešlo v letech 1945 až 1960 současně s přestavbou malolomu na velkolomu (Jiskra, 1997).

Z předpolí velkolomu, území s dřívější hlubinnou těžbou, nyní přetěžovaného povrchově, se provádějí záchranné transfery fauny a flóry především na plochy

Podkrušnohorské výsypky, kde jsou v rámci rekultivací za tímto účelem vhodná místa budována (Frouz a kol. 2007).

#### 5.4 Zkoumané území

Oblast výzkumu se nachází v nadmořské výšce od 443 m. n. m. (Lomnice) až do 600 m. n. m. (vrcholy Podkrušnohorské výsypky). Dlouhodobý roční průměr územních teplot je 7 stupňů Celsia, dlouhodobý roční srážkový úhrn činí 673 mm (ČHMÚ, 2014).

Jednotlivé zkoumané lokality jsou očíslovány 1 až 20. Přičemž lokality 1 až 10 jsou rekultivovány, na lokalitách 11 až 20 probíhá spontánní sukcese. Umístění jednotlivých tůní dle GPS a velikost vodní plochy jsou uvedeny v tabulce č. 2, včetně naměřených a zprůměrovaných hodnot pH a konduktivity.

<b>Lokalita</b>	<b>souřadnice GPS</b>		<b>pH</b>	<b>konduktivita (<math>\mu\text{S}/\text{cm}</math>)</b>	<b>velikost vodní plochy <math>\text{m}^2</math></b>	<b>rekultivace ano / ne</b>
Loc 1	50°13'31.97"	12°39'48.79"	8,27	6245	420	ano
Loc 2	50°13'17.62"	12°37'36.61"	7,79	5630	1200	ano
Loc 3	50°13'23.19"	12°37'36.51"	7,91	5720	1420	ano
Loc 4	50°13'40.00"	12°37'45.12"	9,3	1343	9700	ano
Loc 5	50°13'42.77"	12°37'36.10"	9,63	307	13000	ano
Loc 6	50°13'50.13"	12°38'12.64"	8,36	9920	600	ano
Loc 7	50°13'48.89"	12°38'39.21"	8,38	8918	1600	ano
Loc 8	50°13'31.19"	12°36'56.74"	8	4850	1450	ano
Loc 9	50°13'26.45"	12°37'05.28"	8,18	2755	700	ano
Loc 10	50°13'27.88"	12°37'14.52"	7,58	6428	390	ano
Loc 11	50°12'01.55"	12°37'54.94"	7,37	91	960	ne
Loc 12	50°11'57.12"	12°37'54.05"	7,03	112	1200	ne
Loc 13	50°12'07.66"	12°38'20.89"	7,79	104	4350	ne
Loc 14	50°12'02.33"	12°38'24.63"	4,73	821	130	ne
Loc 15	50°11'45.01"	12°38'22.45"	7,12	250	250	ne
Loc 16	50°11'55.21"	12°38'39.71"	7,15	234	130	ne
Loc 17	50°11'57.99"	12°38'39.99"	8,32	95	80	ne
Loc 18	50°11'57.43"	12°38'37.13"	8,39	121	1600	ne
Loc 19	50°12'18.25"	12°38'34.18"	8,17	1533	5200	ne
Loc 20	50°12'12.79"	12°38'36.96"	7,18	1370	40	ne

Tab. č. 2 lokalizace a vybrané parametry jednotlivých lokalit.

Tůně na rekultivované výsypce jsou si povahou i složením vegetace a substrátu dna velice podobné. Vegetaci tvoří většinou rákos (*Phragmites*), někde doplněný sítinou (*Juncus effusus*). Na lokalitě č. 7 roste vysazená halofilní bařička přímořská (*Triglochin maritima*), která je jinak v ČR vzácná. Substrát dna rekultivovaných tůní je jíl. Na březích tůní č. 4 a č. 5 je navezený štěrk, litorální a vodní vegetace zde téměř chybí. Tyto rekultivované tůně nejsou zastíněné, stromy jsou obvykle ve vzdálenosti až 50 metrů od vodní plochy a dále.

Tůně s probíhající spontánní sukcesí vznikly zhruba v padesátých letech minulého století. Až do sedmdesátých let byla sekundární sukcese v této oblasti zpomalována pastvou (Přikryl, 2000). Všechny tyto tůně jsou více či méně zastíněné stromy a keři, s hojnou litorální i vodní vegetací. Substrátem dna je obvykle bahno. Nejširší litorální zónu, přes dva metry, má lokalita č. 11 s poměrně hojnou vodní vegetací. Také lokality č. 13 a 15 jsou vodní i litorální vegetací velice hojně zarostlé, např. voďankou žabí (*Hydrocharis morsus ranae*), na lokalitě č. 16 roste zevar vzpřímený (*Sparganium erectum*) a rdest vzplývavý (*Potamogeton natans*). Nejmenší lokalita, č. 20, je nejvíce zastíněná a její vodní plocha téměř celá zarostlá travinami a okřehkem (*Lemna*).

## 6. Výsledky

Celkem bylo na všech 20 lokalitách nalezeno 32 druhů vážek, což je téměř 44 % ze všech druhů vážek ČR (Dolný a kol. 2007). Rozdělení do podřádů je rovnoměrné, do podřádu *Zygoptera* patří 16 nalezených druhů a do podřádu *Anisoptera* také 16. Seznam zaznamenaných druhů je uveden v příloze č. 1.

Na rekultivovaných lokalitách se vyskytovalo celkem 26 druhů, z toho 11 z podřádu *Zygoptera* a 15 z podřádu *Anisoptera*. Na nerekulitovaných lokalitách bylo nalezeno celkem 25 druhů vážek, z toho 14 druhů z podřádu *Zygoptera* a 11 druhů z podřádu *Anisoptera*. Na rekultivovaných lokalitách bylo nalezeno 7 druhů vážek, které se na nerekulitovaných lokalitách nevyskytovaly, a naopak na lokalitách, které rekultivované nebyly, bylo nalezeno 6 druhů, které se nevyskytovaly na lokalitách rekultivovaných.

Zjištěno bylo celkem 11 druhů zařazených v Červeném seznamu ohrožených druhů: Bezobratlí (Hanel a kol. 2005). Podle stupně ohrožení byl zjištěn 1 druh označený jako kriticky ohrožený (CR) *Sympecma paedisca*, 1 druh označený jako

ohrožený (EN) *Orthetrum coerulescens*, 5 druhů označených jako zranitelné (VU) *Anax parthenope*, *Lestes barbarus*, *Lestes dryas*, *Lestes virens* a *Leucorrhinia dubia*, a 4 druhy označené jako téměř ohrožené (NT) *Coenagrion hastulatum*, *Ischnura pumilio*, *Sympecma fusca*, *Sympetrum striolatum*.

Kriticky ohrožená *Sympecma paedisca* se vyskytovala téměř na všech lokalitách po rekultivaci, naopak na lokalitách bez rekultivace se vyskytovala pouze na jedné. *Leucorrhinia dubia* a *Orthetrum coerulescens* byly zaznamenány pouze na rekultivovaných plochách. Zranitelný *Anax parthenope* byl nalezen na obou typech lokalit, naproti tomu *Lestes barbarus* a *Lestes dryas* se vyskytoval pouze na nereakultivovaných stanovištích.

## 6.1 Diverzita společenstev vážek

Ukázalo se, že na počet druhů na lokalitě má signifikantní vliv zastínění a sklon břehů, naopak množství vodních rostlin ani způsob rekultivace na počet druhů žádný vliv neprokázal (tabulka 3). Celkový počet zjištěných druhů na všech tůních, rekultivovaných i se spontánní sukcesí byl tedy velmi podobný. Rekultivované tůně na výsypce však vykazovaly větší rozpětí v počtu druhů na jednotlivých lokalitách, ale jak je patrné z boxplotu (obrázek 3), v průměru hostily nepatrně větší počet druhů lokality se spontánní sukcesí. Nejvyšší druhové zastoupení s 18 nalezenými druhy vykazovala rekultivovaná lokalita č. 3 a lokalita se spontánní sukcesí č. 15, na které bylo nalezeno také 18 druhů vážek.

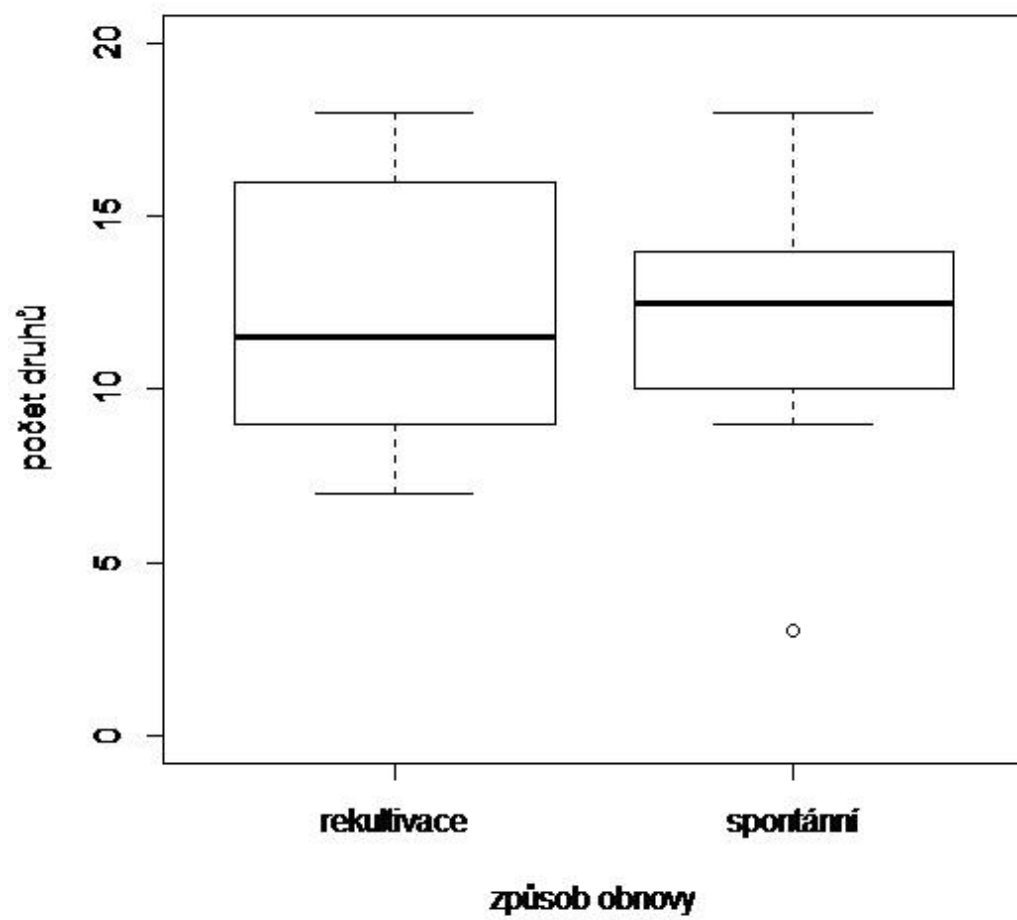
Naproti tomu při porovnání těchto lokalit z hlediska kvalitativní hodnoty odonatocenózy, opět dle způsobu obnovy, jsou zřejmé o mnoho vyšší hodnoty na lokalitách rekultivované výsypky, zde je i celkové rozpětí hodnoty DBI výrazně větší než na lokalitách se spontánní sukcesí (obrázek 4). Nejvyšší hodnotu DBI a to 25 měla rekultivovaná lokalita č. 3, naopak nejnižší hodnotu měla lokalita č. 20, kde byla tato hodnota 0. Při posouzení vlivu jednotlivých faktorů na zastoupení habitatově vyhraněných druhů (DBI) se projevil signifikantní vliv způsobu obnovy (tabulka 4), vliv zastínění a přítomnost vodních rostlin na hodnotu DBI se ukázal významný jen okrajově, vliv pH a konduktivity se neprokázal vůbec.

Factor	<i>Df</i>	Deviance Resid.	<i>Df</i> Resid.	Dev	Pr(>Chi)
NULL			19	24.649	
sklon břehů	1	3,301	18	21.348	0,038
vodní rostliny	1	0,026	17	21.322	0,854
zastínění	1	8,911	16	12.411	0,001

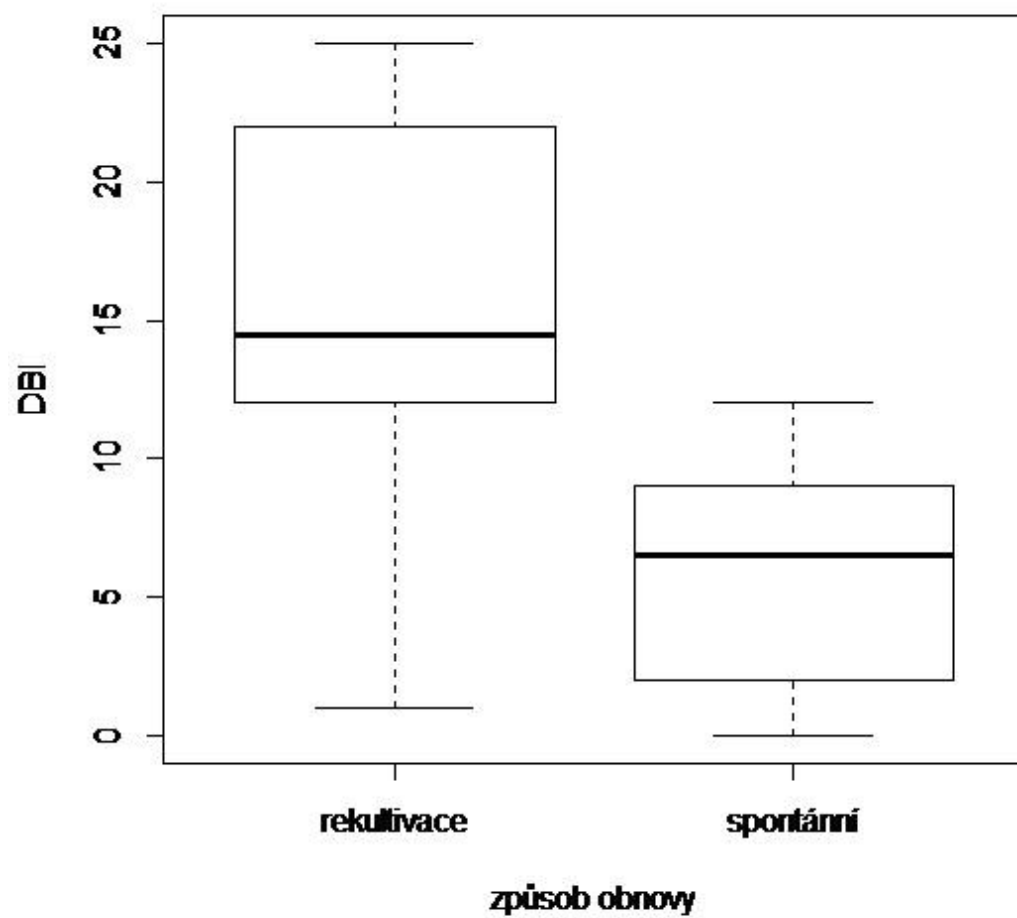
Tab. č. 3 výsledky zobecněného lineárního modelu (GLM), který vysvětluje závislost počtu druhů na jednotlivých environmentálních proměnných.

Faktor	<i>Df</i>	Deviance Resid.	<i>Df</i> Resid.	Dev	Pr(>Chi)
NULL			19	121.787	
rekultivace	1	36.376	18	85.411	0,001
vodní rostliny	1	10.316	17	75.095	0,078
zastínění	1	12.427	16	62.668	0,053
pH	1	1.527	15	61.140	0,497

Tab. č. 4 výsledky zobecněného lineárního modelu (GLM), který vysvětluje závislost DBI na jednotlivých environmentálních proměnných.



Obr. č. 3 závislost druhové diverzity na způsobu obnovy.



Obr. č. 4 porovnání DBI (dragonfly biotic index) lokalit podle způsobu obnovy.

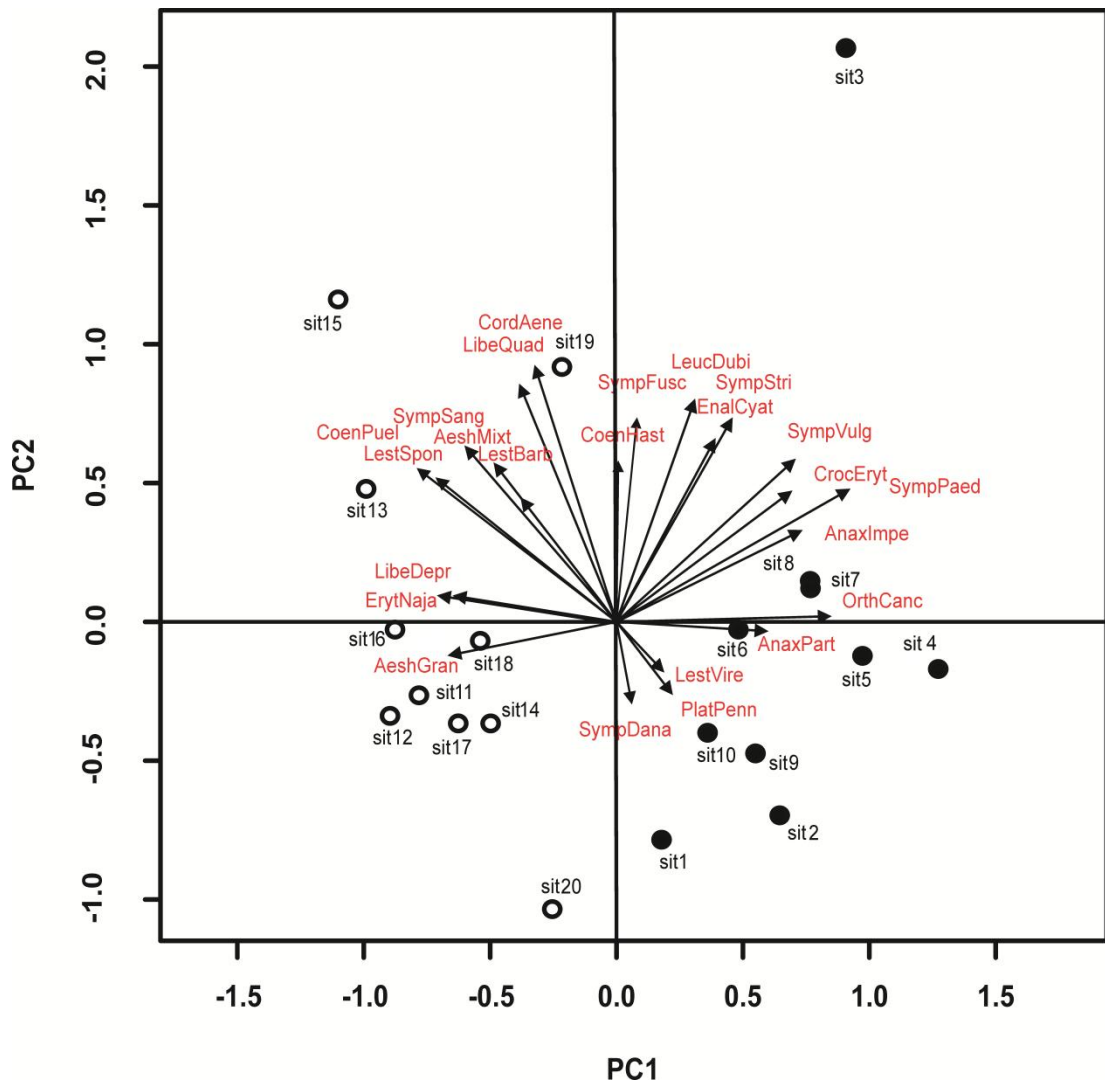


## 6.2 Srovnání druhového složení společenstev

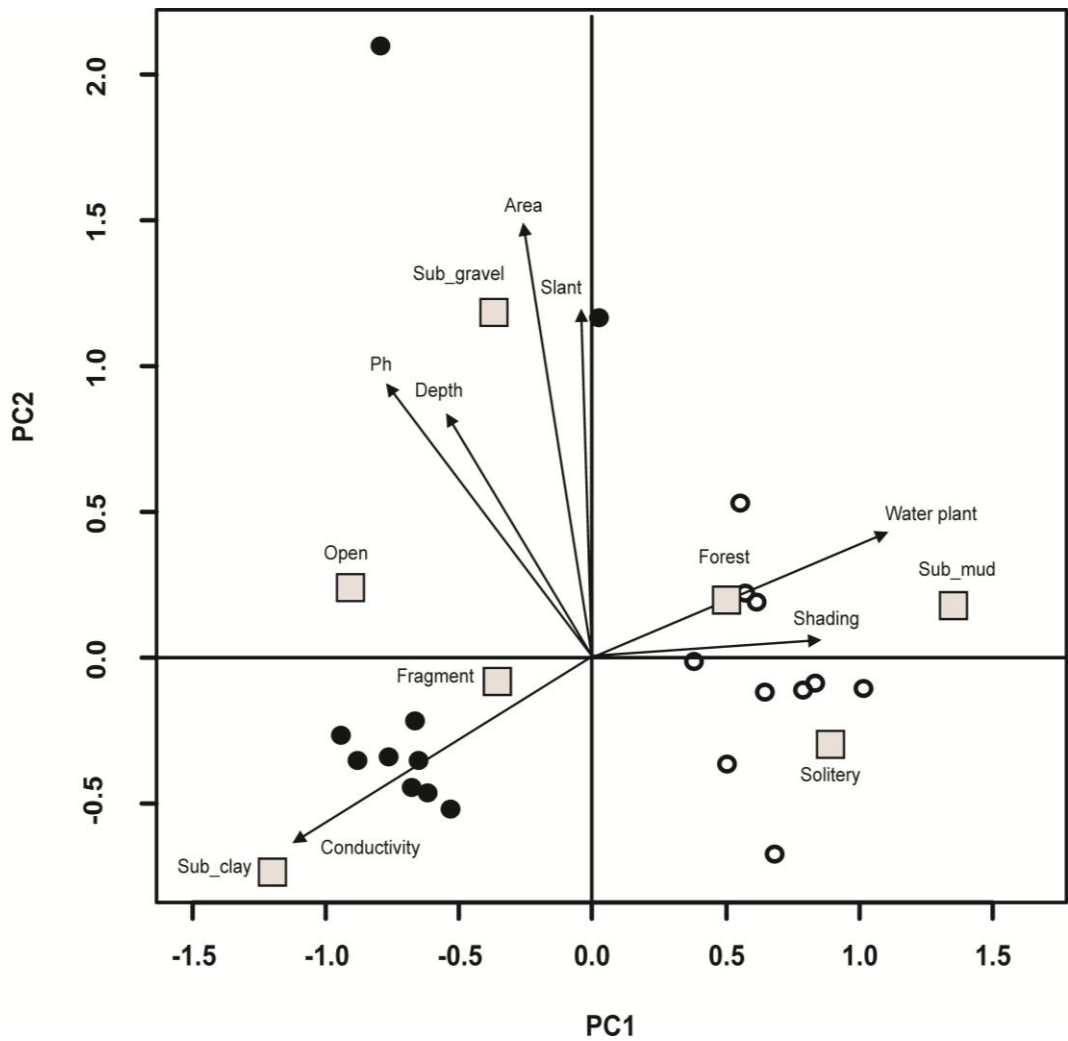
Většina zjištěných vážek jsou druhy stojatých vod, ale některé zaznamenané druhy s širokou ekologickou valencí jako jsou *Sympetrum sanguineum*, *S. vulgatum*, *S. striolatum* a *Libellula depressa*, obývají vody stojaté i tekoucí. Jak je patrné z ordinačního diagramu, lokality na rekultivované výsypce hostily druhy vážek jako *Orthetrum cancelatum*, *Anax imperator*, *Crocothermis erythraea* a *Sympetrum striolatum*, které preferují prohřívané osluněné vodní plochy a nevyžadují velké množství makrofytní vegetace (obrázek 5). Až na druh *Sympecma paedisca*, který má úzce vyhraněné nároky a vyskytuje se převážně na antropogenních tůních, se jedná o biotopové generalisty.

K lokalitám se spontánní sukcesí směřují spíše druhy vážek preferující větší množství plovoucí a litorální vegetace, a snášející větší zastínění tedy *Erythrona najas*, *Sympetrum sanguineum*, *Lestes barbarus*, *Aeshna grandis*, *Coenagrion puella*. Z hlediska druhového složení jednotlivých lokalit je patrné, že oba typy lokalit, rekultivované i se spontánní sukcesí, jsou si v rámci způsobu obnovy až na výjimky, kterými jsou druhově nejvíce bohaté lokality č. 3 a 15, ve složení společenstev velmi podobné.

Podobné jsou si lokality podle způsobu obnovy i z hlediska vybraných environmentálních proměnných, jak zobrazuje analýza faktorů (obrázek 6). Tůně se spontánní sukcesí zřejmě i vzhledem ke svému stáří vykazují vyšší zastoupení vodních rostlin, stromů a lesa, z čehož vyplývá i větší zastínění vodní plochy. Mají také bahnitý substrát dna. Naproti tomu na rekultivovaných lokalitách výsypky jsou zřejmá otevřená stanoviště a fragmenty lesa, vysoké hodnoty vodivosti a jílovitý substrát dna tůní. Dvě rekultivované tůně se ostatním vymykají, s větší vodní plochou, hloubkou, kamenitým dnem a také strmějšími břehy.



Obr. č. 5 PCA ordinační diagram ukazuje podobnost společenstev na jednotlivých lokalitách. Rekultivované lokality (sit 1-10) označené plným kolečkem, lokality se spontánní sukcesí (sit 11 – 20) označené nevyplněným kolečkem. (Vysvětlená variabilita na dvou osách = 37,5 %)



Obr. č. 6 ordinační diagram PCA vyjadřující podobnost jednotlivých lokalit podle zjišťovaných environmentálních faktorů. Tůň se spontánní sukcesí označené nevyplněným kolečkem, rekultivované lokality výsypky označené plným kolečkem. (Vysvětlená variabilita na dvou osách = 58 %)

## 7. Diskuze

Stanoviště vzniklá v důsledku antropogenní činnosti, například po těžbě hnědého uhlí, se nejen z důvodu nedostatku vhodných přirozených stanovišť, mohou stát refugiem pro mnoho vzácných a ohrožených druhů. V této studii byly zkoumány možnosti vlivu způsobu obnovy post-těžebních oblastí na diverzitu a složení společenstev vážek a na jejich ochrannou hodnotu na Sokolovsku. Ochranná hodnota zkoumaných lokalit byla oproti očekávání vyšší na rekultivovaných tůních než na tůních se spontánní sukcesí. Podobným průzkumem se zabývali rovněž Harabiš a kol. (2013) na post-těžebních habitatech na Mostecku.

Průzkumy nejen vodních bezobratlých byly na územích dotčených těžbou v oblasti Sokolovska prováděné již řadu let, například entomologickým oddělením Národního muzea, kde byly sledované mimo jiné i vážky. Zaznamenané druhy se výrazně nelišily od druhů zjištěných v rámci průzkumů k této práci, výjimku tvoří druh *Orthetrum brunneum* (ohrožený druh EN), který byl entomologickým oddělením zaznamenán v roce 2011 na Podkrušnohorské výsypce (Hájek a kol. 2011), v průzkumu pro tuto bakalářskou práci však nalezen nebyl.

Naopak typický rašeliništní druh *Leucorrhinia dubia* (zranitelný VU) zjištěný v rámci průzkumů na předpolí lomu Jiří (Příkryl, Volf 2008) byl v rámci této práce zaznamenán jen na Podkrušnohorské výsypce. Jelikož se jednalo pouze o jeden exemplář, nemusí mít tento záznam výraznou vypovídající hodnotu. Ovšem podle Dolného a kol. (2007) není nález tohoto druhu v oblasti Sokolovska nikterak výjimečný. Zajímavým se zdál být výskyt vážky ploské (*Libellula depressa*) pouze na starších lokalitách se spontánní sukcesí (viz příloha č. 1) a to oproti předpokladu jejího výskytu na poměrně nově vzniklých stanovištích výsypky, kde nebyla zaznamenána ani jednou. *Libellula depressa* je typický pionýrský druh rychle kolonizující nová stanoviště, ze kterých později mizí (Dolný a kol. 2007).

Naproti tomu žádným překvapením nebyl výskyt druhu *Sympecma paedisca*, jež byl v poměrně hojném počtu zaznamenán na rekultivovaných tůních výsypky. Jednalo se o jediný nalezený druh, který je dle červeného seznamu označený jako kriticky ohrožený (CR). V České republice se vyskytuje v antropogenních tůních a to výhradně v západních Čechách včetně oblastí poznamenaných těžbou hnědého uhlí (Dolný a kol. 2007), což koresponduje s těmito nálezy. Přestože je tento druh označen jako kriticky ohrožený, v této oblasti je poměrně hojný. Zajímavé bylo, že

všechny exempláře tohoto druhu byly odchyceny pouze na tůních na Podkrušnohorské výsypce a výsypce Matyáš, na pinkovišti nebyl odchycen ani jeden exemplář. Což by mohlo být způsobeno tím, že preferuje spíše otevřené, mělké a dobře prohříváné vody, u vegetace rákosiny, a těmto požadavkům tůně na výsypce, na rozdíl od tůní se spontánní sukcesí, většinou odpovídaly. Hodnota DBI *Symplocma paedisca* je 8 (3+3+2), což značně zvyšuje rekultivovaným lokalitám ochrannou hodnotu. Avšak i po odečtení DBI hodnoty tohoto druhu z celkového součtu DBI rekultivovaných tůní, zůstává hodnota DBI rekultivovaných tůní stále vyšší než tůní se spontánní sukcesí. Zjištění, že technicky rekultivovaná stanoviště hostily více vzácných druhů než tůně se spontánní sukcesí je v rozporu s výzkumy jiných autorů, například Tropek a kol. (2010). Ten uvádí, že post-těžební lokality ponechané spontánní sukcesí předčí rekultivované v množství ohrožených a vzácných druhů, ale že v druhové bohatosti se tyto lokality neliší, toto druhé tvrzení ovšem naopak odpovídá i výsledkům této práce, kde druhová bohatost obou typů lokalit (rekultivovaných i se spontánní sukcesí) byla velice podobná. K podobným závěrům došli rovněž i Harabiš a kol. (2013) při srovnání diverzity vážek na rekultivovaných a nerektivovaných výsypkách na Mostecku.

Druhy vážek omezené na tekoucí vody, až na jediný zaznamenaný exemplář druhu *Calopteryx splendens* (motýlice lesklá), nalezeny nebyly, což může být dáno především tím, že v oblasti výzkumu se na výsypce ani na pinkovišti žádné vhodné tekoucí vody nenacházely.

## 7.1 Vliv environmentálních faktorů

Posouzením vlivu vybraných environmentálních faktorů se pro zastínění vodní plochy ukázal významný vliv na druhovou bohatost vážek, stejně jako uvádí Harabiš a kol. (2013), naproti tomu na kvalitativní index (DBI) se tento vliv ukázal být pouze okrajovým. Míra zastínění, které se zdá být nejpříznivější, a to jak pro druhovou bohatost, tak pro ochrannou hodnotu vážek, je střední zastínění vodní plochy (Harabiš a kol. 2013). Dalším nezanedbatelným faktorem se ukázalo být také spojení množství vodních rostlin na ochrannou hodnotu společenstev vážek. Avšak pro druhovou bohatost se tento vliv v analýze neprojevil, což je v rozporu se studií Sahléna a Ekestubbe (2001), kteří tento vliv pro druhovou bohatost uvádějí jako významný. Neprůkaznost tohoto vlivu ovšem mohl způsobit charakter vybraných lokalit. Na většině zkoumaných lokalit se sice vodní vegetace

vyskytovala, ale jak uvádí Harabiš a kol. (2013) nejdůležitější pro mikrostrukturu stanovišť není pokryvnost vegetace, ale její heterogenita.

Dalším významným environmentálním faktorem byla vodivost. Výsypkové vody na Podkrušnohorské výsypce, což zahrnuje všechny zkoumané rekultivované lokality, vykazují (až na lokalitu č. 5) oproti vodám lokalit se spontánní sukcesí mnohonásobně vyšší hodnoty konduktivity (viz tabulka 2). Oproti původním předpokladům však pravděpodobně konduktivita nemá přímý vliv na druhové složení ani ochránářskou hodnotu vážek (DBI).

Oproti původnímu předpokladu v této studii nebyl prokázán vliv způsobu obnovy na druhovou diverzitu vážek. Naopak na ochránářskou hodnotu (DBI) měl způsob obnovy vliv signifikantní. V souladu s tímto zjištěním je také studie Harabiše a kol. (2013) z post-těžebních oblastí na Mostecku, kteří dále uvádějí, že druhy společenstev vážek se podle způsobu obnovy výrazně liší. Také tyto výsledky s touto prací korespondují. Na o mnoho mladších rekultivovaných lokalitách výsypky byly nacházeny převážně jiné druhy vážek než na lokalitách se spontánní sukcesí. Pro druhové zastoupení je sukcesní stáří velmi důležité (Dolný, Harabiš 2012), jelikož charakter prostředí se postupně mění a tedy se mění i druhová společenstva vážek. Podle výsledků této studie se ukázalo, že ochránářsky hodnotné druhy vážek s postupující sukcesí ubývají, z čehož by se mohlo usuzovat, že ochránářská hodnota během sukcese klesá.

Jestliže mají být vážky považovány za bioindikátory stavu životního prostředí, pak tato práce naznačuje, že vyšší ochránářskou hodnotu mohou mít za určitých podmínek rekultivovaná stanoviště oproti těm se spontánní sukcesí. Výsledky zjištěné v této studii ovšem mohou být zkreslené rozdílným věkem a tedy i zastoupením okolních stromů a rostlin studovaných lokalit. Na zkoumaných stanovištích se spontánní sukcesí pravděpodobně chybí disturbance malého rozsahu, které by sukcesí blokovaly, či vracely zpět, aby zde mohly opět najít své útočiště ochránářsky hodnotné druhy.

## **8. Závěr**

Různé oblasti, které poznamenala těžba hnědého uhlí, se mohou výrazně lišit jak v druhové bohatosti, tak i ve své ochránářské hodnotě. Jak bohatá a hodnotná z pohledu vážek tato stanoviště budou, může záležet na mnoha environmentálních

faktorech. Výsledky této práce poukázaly na to, že na druhovou diverzitu má významný vliv nejbližší okolní prostředí, tedy zastínění a sklon břehů. Pro přítomnost a množství ochránářsky hodnotných druhů vážek se však ukázal být nejvýznamnější způsob obnovy. Jelikož ochránářsky mnohem hodnotnější byly poměrně mladé, nezastíněné rekultivované lokality na výsypce, oproti vegetací zarostlejšími a tedy více zastíněným lokalitám se spontánní sukcesí, dá se usuzovat, že ochránářsky hodnotné druhy vážek preferují především mladší sukcesní stadia, která chybí v okolní krajině. Při ponechání lokalit spontánní sukcesí tůň i jejich okolí obvykle příliš zarostou vegetací a dřevinami, tím také vodní plochu zastíní. S postupující intenzitou zastínění začnou ubývat ochránářsky hodnotné druhy vážek, druhy preferující prosluněná stanoviště nahradí druhy snášející větší zastínění, při úplném zastínění vodní plochy zmizí obvykle vážky zcela. Pro zvýšení a udržení ochránářské hodnoty post-těžebních oblastí se tedy jeví jak nejvhodnější způsob obnovy řízená sukcese. Opakované zásahy, které by sukcesí blokovaly či vracely zpět, napomohou k udržení heterogenity, biologické rozmanitosti a především ochránářské hodnoty těchto stanovišť.

Závěrem lze zhodnotit, že se podařilo v rámci literární rešerše shromáždit dostupné informace o řešeném tématu, a provést pilotní studii porovnáním s výsledky získaných pomocí vlastního průzkumu a analýzy vlivu zjišťovaných environmentálních faktorů.

## 9. Přehled literatury a použitých zdrojů

BATTIN J., 2004: *When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations*. Conservation Biology 18. 6: 1482-1491.

BDS, 1983: *British Dragonfly Society*, online: <http://www.british-dragonflies.org.uk/content/british-dragonfly-monitoring-scheme>. cit. 9. 3. 2015.

BROUMOVÁ H., NOVOTNÁ K., ŠÍMOVÁ I., 2014: *Výsypka po těžbě hnědého uhlí – unikátní krajinný novotvar*, online: [http://investor.kr-ustecky.cz/reregions-mezinarodni\\_konference\\_most/C2E01TCZ.PDF](http://investor.kr-ustecky.cz/reregions-mezinarodni_konference_most/C2E01TCZ.PDF), cit 8. 11. 2014.

BROUMOVÁ H., PECHAROVÁ E., 2004: *Vliv chemických parametrů vod Velké podkrušnohorské výsypky a jejich oživení*. Životné prostredie 38: 48-50.

CLAUSNITZER V., KALKMAN V. J., RAM M., COLLEN B., BAILIE J. E., BEDJANIČ M., DARWALL W. R. T., DIJKSTRA K. D. B., DOW R., HAWKING J., KARUBE H., MALIKOVA E., PAULSON D., SCHÜTTE K., SUHLING F., VILLANUEVA R. J., VON ELLENRIEDER N., WILSON K., 2009: *Odonata enter the biodiversity crisis debate: the first global assessment of an insect group*. Biological Conservation 142: 1864-1869.

ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV, 2014: *Historická data*, online: [http://portal.chmi.cz/portal/dt?portal\\_lang=cs&nc=1&menu=JSPTabContainer/P1\\_0\\_Home](http://portal.chmi.cz/portal/dt?portal_lang=cs&nc=1&menu=JSPTabContainer/P1_0_Home) cit. 17. 11. 2014.

ČESKÝ STATISTICKÝ ÚŘAD, 2014: *Charakteristika okresu Sokolov*, online: [http://www.czso.cz/xk/redakce.nsf/i/charakteristika\\_okresu\\_sokolov](http://www.czso.cz/xk/redakce.nsf/i/charakteristika_okresu_sokolov), cit. 6. 11. 2014.

DIJKSTRA K. D. B., LEWINGTON R., 2006: *Field Guide to the Dragonflies of Britain and Europe: Including western Turkey and north-western Africa*. Dorset, British Wildlife Publishing: 320 s.

DIJKSTRA, K. D. B., BECHLY, G., BYBEE, S. M., DOW, R. A., DUMONT, H. J., FLECK, G., GARRISON R. W., HÄMÄLÄINEN M., KALKMAN V. J., KARUBE H., MAY M., L., ORR A. G., PAULSON D. R., REHN A. C., THEISCHINGER G., TRUEMAN J. W. H., VAN TOL J., VON ELLENRIEDER N., WARE, J., 2013: *The classification and diversity of dragonflies and damselflies (Odonata)*. In: Zhang, Z.-Q. (Ed.) *Animal Biodiversity: An Outline of Higher-level Classification and Survey of Taxonomic Richness (Addenda 2013)*. Zootaxa 3703: 36-45.

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

DOLEŽALOVÁ J., VOJAR J., SMOLOVÁ D., 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: 5-12.



DOLNÝ A., BÁRTA D., WALDHAUSER M., HOLUŠA O., HANEL L., 2007: *Vážky České republiky: Ekologie, ochrana a rozšíření/The Dragonflies of the Czech Republic: Ecology, Conservation and Distribution*. Český svaz ochránců přírody Vlašim. Vlašim: 672 s.

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

FARKAČ J., KRÁL D., ŠKOPÍK M., (eds.) 2005: *Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí. List of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha: 760 s.

FROUZ J., PÖPPERL J., PŘIKRYL I., ŠTRUDL J., 2007: *Tvorba nové krajiny na Sokolovsku*. Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov: 26 s.

GREMLICA T., VRABEC V., CÍLEK V., ZAVADIL V., LEPŠOVÁ A., VOLF O., 2013: *Industriální krajina a její přirozená obnova. Právní východiska a rekultivační metodika oblastí narušených těžbou*. Novela bohemia, Praha: 110 s.

HÁJEK J., CHVOJKA P., MACEK J., 2011: *Výzkum vybraných skupin hmyzu v oblasti dotčené těžbou uhlí Sokolovské uhelné právní nástupce, a.s.* Národní muzeum entomologické oddělení, Praha 4: 25 s.

HANEL L., ZELENÝ J., 2000: *Vážky (Odonata): výzkum a ochrana*. Český svaz ochránců přírody, základní organizace. Vlašim: 240 s.

HANEL L., DOLNÝ A., ZELENÝ J., 2005: *Odonata (vážky)*. In: FARKAČ J., KRÁL D., ŠKOPÍK M. (eds.): *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha: 125 – 127.

HARABIŠ F., 2011: *Výskyt, ekologie a ochrana vážek (Odonata) v antropogenně ovlivněných biotopech*. Nепublikováno, Dep: Česká zemědělská univerzita.

HARABIŠ F., DOLNÝ A., 2011: *The effect of ecological determinants on the dispersal abilities of Central European dragonflies (Odonata)*. Odonatologica 40: 17-26.

HARABIŠ F., DOLNÝ A., 2012: *Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (Odonata): the matter of scale*. Journal of Insect Conservation 16: 121-130.

HARABIŠ F., TICHANEK F., TROPEK R., 2013: *Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value*. Ecological Engineering 55: 51-61.

HESOUN P., DOLNÝ A., 2012: *Vážky*. In: TROPEK R., ŘEHOUNEK J. (eds.): *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management*. Entomologický ústav AV ČR & Calla, České Budějovice: 21–33.

JEZIORSKI P., HOLUŠA O., 2012: *An updated checklist of the dragonflies (Odonata) of the Czech Republic Aktualizovaný seznam vážek (Odonata) České republiky*. Acta Mus. Beskid, 4: 143-149.

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.

KALKMAN V. J., CLAUSNITZER V., DIJKSTRA K. D. B., ORR A. G., PAULSON D. R., VAN TOL J., 2008: *Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater*. Hydrobiologia 595: 351-363.

KALKMAN V. J., BOUDOT J. P., BERNARD R., CONZE K. J., DE KNIJF G., DYATLOVA E., FERREIRA S., JOVIĆ M., OTT J., RISERVATO E., SAHLEN G., 2010: *European Red List of Dragonflies*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

KONVIČKA M., 2012: *Postindustriální stanoviště z pohledu ekologické vědy a ochrany přírody*. In: Tropek R., Řehounek J. (eds.): *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management*. ENTOMOLOGICKÝ ÚSTAV AV ČR & Calla, České Budějovice: 11-19.

LUNDHOLM J.T., RICHARDSON P.J., 2010: *MINI-REVIEW: Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments*. Journal of Applied Ecology 47: 966-975.

MCCAULEY S. J., 2007: *The role of local and regional processes in structuring larval dragonfly distribution across habitat gradients*. Oikos 116.1: 121-133.

OKSANEN J., BLANCHET F. G., KINDT R., LEGENDRE P., MINCHIN P. R., O'HARA R. B., SIMPSON G. L., SOLYMOS P., STEVENS M. H. H., WAGNER H., 2013: *Vegan: Community Ecology Package*. Online: <http://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>.

PÖPPERL J., 2009: *Lom Jiří získal povolení na další období*. Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov, online: <http://www.suas.cz/article/show/id/211>, cit. 6. 11. 2014.

PRACH K., 2009: *Ekologie obnovy narušených míst I. Obecné principy*. Živa 1: 22-24.

PRACH K., HOBBS R. J., 2008: *Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites*. Restoration Ecology 16.3: 363-366.

PRACH K., FROUZ J., KAREŠOVÁ P., KONVALINKOVÁ P., KOUTECKÁ V., MUDRÁK O., NOVÁK J., ŘEHOUNEK J., ŘEHOUNKOVÁ K., TICHÝ L., TRNKOVÁ R., TROPEK R., 2009: *Ekologie obnovy narušených míst II. Místa narušená těžbou surovin*. Živa 2: 68-72.

PRACH K. (ed.) 2010: *Výsypky*. In: ŘEHOUNEK J., ŘEHOUNKOVÁ K., PRACH K. (eds.): *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice: 15-36.

PŘIKRYL I., 2000: *Pinkoviště u Sokolova*. *Ochrana přírody* 5: 160.

PŘIKRYL I., 2003: *Vody vznikající v souvislosti s těžbou uhlí*. Sborník z konference Hnědé uhlí, Most: 94-99.

PŘIKRYL I., VOLF O., 2008: *POPD v předpolí lomu Jiří*. 17s.

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2013: *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: the R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0. Online: <http://www.R-project.org/>.

ROJÍK R., DAŠKOVÁ J., KRÁSNÝ J., KVAČEK Z., PEŠEK J. (eds.), 2010: *Sokolovská pánev*. In: PEŠEK J. (ed): *Terciární pánve a ložiska hnědého uhlí České republiky*. Česká geologická služba, Praha: 138-205.

ŘEHOUNEK J., ŘEHOUNKOVÁ K., PRACH K., (eds.) 2010: *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice.

SAHLÉN G., 1999: *The impact of forestry on dragonfly diversity in Central Sweden*. *International Journal of Odonatology* 2: 177-186.

SAHLÉN G., EKESTUBBE K., 2001: *Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes*. *Biodiversity & Conservation* 10.5: 673-690.

SIMAIKA J. P., SAMWAY M.J., 2008: *Valuing dragonflies as service providers*. In: CÓRDOBA-AGUILAR A. (ed.): *Dragonflies: Model organism for ecological and evolutionary research*. Oxford University Press, Oxford: 109-123.

SOKOLOVSKÁ UHELNÁ: *Zpráva o hospodaření za rok 2013*, Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov, online: [http://www.suas.cz/uploads/517855890539d383f1057c\\_Hospodarske\\_vysledky\\_2013.pdf](http://www.suas.cz/uploads/517855890539d383f1057c_Hospodarske_vysledky_2013.pdf), cit. 6. 11. 2014.

SUHONEN J., HILLI-LUKKARINEN M., KORKEAMÄKI E., KUITUNEN M., KULLAS J., PENTTINEN J., SALMELA J., 2010: *Local Extinction of Dragonfly and Damselfly Populations in Low-and High-Quality Habitat Patches*. *Conservation Biology* 24.4: 1148-1153.

TICHÁNEK F., 2013: *Společenstva vážek odvodňovacích kanálů Radovesické výsypky*. Nепublikováno, Dep.: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.

TROPEK R., KADLEC T., KARESOVA P., SPITZER L., KOCAREK P., MALENOVSKY I., BANAR P., TUF I., HEJDA M., KONVICKA M., 2010: *Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants*. Journal of Applied Ecology 47: 139-147.

TROPEK R., KADLEC T., HEJDA M., KOCAREK P., SKUHROVEC J., MALENOVSKY I., VODKA S., SPITZER L., BANAR P., KONVICKA M., 2012: *Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps*. Ecological Engineering 43: 13-18.

TROPEK R., ŘEHOUNEK J., (eds.) 2012: *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management*. Entomologický ústav AV ČR & Calla, České Budějovice: 152 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.

WALDHAUSER M., ČERNÝ M., 2014: *Vážky České republiky: příručka pro určování našich druhů a jejich larev*. Český svaz ochránců přírody Vlašim, Vlašim: 184 s.

## 10. Přílohy

1. jednotlivé lokality se všemi zjištěnými druhy
2. *Libellula depressa* na lokalitě č. 13
3. lokalita č. 15, v pozadí stroj v lomu Jiří
4. *Libellula quadrimaculata* na lokalitě č. 18
5. *Sympecma paedisca* v tandemu, na lokalitě č. 2
6. *Aeshna cyanea* na lokalitě č. 1
7. *Sympecma fusca* v tandemu na lokalitě č. 10
8. kladoucí *Anax imperator* na lokalitě č. 17
9. *Lestes sponsa* na lokalitě č. 11
10. *Aeshna mixta* na lokalitě č. 5
11. lokality č. 1 a 2
12. lokality č. 3 a 4
13. lokality č. 5 a 6
14. lokality č. 7 a 8
15. lokality č. 9 a 10
16. lokality č. 11 a 12
17. lokality č. 13 a 14
18. lokality č. 15 a 16
19. lokality č. 17 a 18
20. lokality č. 19 a 20

<b>Lokalita</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>19</b>	<b>20</b>
<i>Aeshna cyanea</i>	2	0	2	0	0	2	2	1	1	0	0	1	0	0	2	0	2	2	1	0
<i>Aeshna grandis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	2	1	1	1	1	1	0	0	0
<i>Aeshna mixta</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	2	1	0	0	2	0
<i>Anax imperator</i>	0	1	2	3	4	2	4	2	2	2	1	0	2	1	1	0	1	0	2	0
<i>Anax parthenope</i>	0	0	0	2	1	2	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calopteryx splendens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coenagrion hastulatum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Coenagrion puella</i>	2	0	5	1	0	2	3	3	0	0	5	6	5	4	6	4	5	6	7	4
<i>Cordulia aenea</i>	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0	1	1	3	0	1	1	1	0	3	0
<i>Crocothermis erythraea</i>	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Enallagma cyathigerum</i>	5	3	6	6	7	4	5	5	5	5	4	3	5	4	6	4	0	4	7	3
<i>Erythromma najas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	4	4	0	2	0	0	0	0	0
<i>Chalcolestes viridis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2	0	0	0	0	2	0	0
<i>Ischnura elegans</i>	3	6	5	2	0	2	2	5	5	5	0	4	4	0	2	0	2	2	0	0
<i>Ischnura pumilio</i>	0	3	1	0	0	2	1	3	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lestes barbarus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lestes dryas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Lestes sponsa</i>	2	0	4	0	0	0	2	4	4	1	5	4	5	2	7	4	4	5	2	0
<i>Lestes virens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucorrhinia dubia</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Libellula depressa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	3	3	0	0
<i>Libellula quadrimaculata</i>	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	3	3	0	3	0	2	1	5	0
<i>Orthetrum coerulescens</i>	0	0	0	0	0	0	1	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Orthetrum cancellatum</i>	3	1	3	6	5	2	4	3	4	3	1	2	1	0	1	0	0	2	0	0
<i>Platycnemis pennipes</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	3	0	0	0	0	0	2	2	2	3	0	1	2	0	2	1	0	0	0	2
<i>Sympecma fusca</i>	0	1	5	0	6	3	2	3	2	5	2	0	3	3	5	3	0	3	4	0
<i>Sympecma paedisca</i>	0	3	6	3	3	4	2	4	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Sympetrum danae</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sympetrum sanguineum</i>	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	2	2	5	2	7	3	3	4	2	0
<i>Sympetrum striolatum</i>	0	0	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sympetrum vulgatum</i>	2	4	5	4	4	4	3	5	3	2	0	0	0	0	4	1	0	3	5	0
počet druhů na lokalitě	9	9	18	10	7	12	17	16	12	11	13	14	17	9	18	13	10	12	12	3
celkový DBI na lokalitě	1	10	25	15	12	14	22	23	14	18	7	7	6	3	9	12	1	2	10	0

**Příloha č. 1** jednotlivé lokality se všemi zjištěnými druhy a jejich maximálními abundancemi, včetně celkového DBI. (lokality 1-10 rekultivované tůň, lokality 11-20 tůň se spontánní sukcesí)



**Příloha č. 2** *Libellula depressa* na lokalitě č. 13 (vlastní foto 3. 6. 2014)



**Příloha č. 3** lokalita č. 15, v pozadí stroj v lomu Jiří (vlastní foto 3. 6. 2014)



**Příloha č. 4** *Libellula quadrimaculata* na lokalitě č. 18 (vlastní foto 3. 6. 2014)



**Příloha č. 5** *Sympetma paedisca* v tandemu, na lokalitě č. 2 (vlastní foto 20. 5. 2014)



**Příloha č. 6** *Aeshna cyanea* na lokalitě č. 1 (vlastní foto 28. 8. 2014)



**Příloha č.7** *Sympecma fusca* v tandemu na lokalitě č. 10 (vlastní foto 22. 5. 2014)



**Příloha č. 8** kladoucí *Anax imperator* na lokalitě č. 17 (vlastní foto 3. 7. 2014)





**Příloha č. 9** *Lestes sponsa* na lokalitě č. 11 (vlastní foto 29. 7. 2014)



**Příloha č. 10** *Aeshna mixta* na lokalitě č. 15 (vlastní foto 4. 9. 2014)



**Příloha č. 11** lokality č. 1 a 2 (vlastní foto 28. 8. 2014)



**Příloha č. 12** lokality č. 3 a 4 (vlastní foto 28. 8. 2014)



**Příloha č. 13** lokality č. 5 a 6 (vlastní foto 28. 8. 2014)



**Příloha č. 14** lokality č. 7 a 8 (vlastní foto 28. 8. 2014)



**Příloha č. 15** lokality č. 9 a 10 (vlastní foto 28. 8. 2014)



**Příloha č. 16** lokality č. 11 a 12 (vlastní foto 16. 6. 2014)



**Příloha č. 17** lokality č. 13 a 14 (vlastní foto 4. 9. 2014)



**Příloha č. 18** lokality č. 15 a 16 (vlastní foto 4. 9. 2014)



**Příloha č. 19** lokality č. 17 a 18 (vlastní foto 3. 6. 2014)



**Příloha č. 20** lokality č. 19 a 20 (vlastní foto 6. 9. 2014)