

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE



Česká
zemědělská
univerzita
v Praze

**Posttěžební oblasti jako ekologické pasti
pro vážky**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Bc. Annemarie Josková

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

Konzultant: Ing. Anna-Marie Poskočilová

2023

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Annemarie Josková

Ochrana přírody

Název práce

Posttěžební oblasti jako ekologické pasti pro vážky

Název anglicky

Postmining sites as ecological traps for dragonflies

Cíle práce

V současnosti člověk způsobuje v krajině výrazné změny, které jsou často rychlejší než změny přirozené, a organismy se na ně většinou neumí tak rychle adaptovat. Antropogenní vlivy mohou negativně působit na habitaty, které organismy vyhledávají na základě indikátorů, a snižovat jejich kvalitu. Organismy tyto indikátory efektivně využívaly po milióny let, avšak v člověkem pozmeněném prostředí mohou být neúčinné a dochází k vystavení organismů novým podmínkám, které se liší od podmínek, ve kterých se vyvinuly. Změny podmínek prostředí mohou zmást jak jedince, tak celou populaci a organismy se tak dostávají do víru tzv. ekologické pasti. Habitaty, do kterých se organismy dostávají dobrovolně a záměrně, přestože jsou nekvalitní a vedou ke snížení jejich fitness, se nazývají "attractive sinks".

Cílem této práce je zjistit, jak se liší kondice larev vážek (Odonata), které obývají přirozené lokality, oproti larvám, které se vyskytují ve vodním prostředí uměle vytvořeném v posttěžebních oblastech a odhalit tak, zda mohou posttěžební oblasti na vážky působit jako ekologické pasti.

Metodika

Experiment bude probíhat od června do září roku 2022 na deseti lokalitách na Sokolovsku, jejichž atraktivita byla předem zjišťována a stanovena. Pět lokalit bude přirozených a pět uměle vzniklých v posttěžební oblasti. Na všechny lokality budou umístěny 3 klíčky a každá klíčka bude obsahovat 10 larev vážek.

Třikrát za dané období bude odebrán stejný počet larev ze všech vybraných lokalit. Poté bude každý jedinec označen, vysušen v sušičce a na základě rozdílu váhy larvy před a po vylouhování v roztoku diethyletheru s chloroformem a opětovném vysušení bude zjištěn obsah tuků v těle larvy. Následně bude larvám změněna velikost masky. Výsledná data budou statisticky zpracována a bude porovnáno, jak se liší kondice vážek z uměle vzniklých lokalit oproti kondici vážek z přirozených lokalit.

Doporučený rozsah práce

30 stran + přílohy

Klíčová slova

ekologická past, tělesná kondice, vodní bezobratlí, management

Doporučené zdroje informací

- A. Córdoba- Aguilar (2008)- Dragonflies and Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research
B. A. Robertson, J. S. Rehage, A. Sih (2013)- Ecological novelty and the emergence of evolutionary traps
J. Battin (2004)- When Good Animals Love Bad Habitats: Ecological Traps and the Conservation of Animal Populations
R. Hale, S. E. Swearer (2017)- When good animals love bad restored habitats: how maladaptive habitat selection can constrain restoration
-

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FŽP

Vedoucí práce

Mgr. Filip Harabiš, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Anna-Marie Poskočilová

Elektronicky schváleno dne 7. 3. 2022

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 12. 3. 2022

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 23. 01. 2023

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Posttěžební oblasti jako ekologické pasti pro vážky 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 Praze dne 30.03.2023

.....
(podpis autora práce)

Poděkování

Na tomto místě děkuji vedoucímu mé diplomové práce Mgr. Filipu Harabišovi, Ph.D., za odborné vedení, cenné rady a čas, který mi věnoval v průběhu experimentu i po celou dobu zpracování této práce. Dále děkuji mé konzultantce Ing. Anně-Marii Poskočilové za spolupráci, ochotu a pomoc.

Abstrakt

Tato diplomová práce se věnuje problematice ekologické obnovy, zejména tomu, jak mohou rekultivované oblasti působit jako ekologické pasti. V teoretické části popisují principy vzniku ekologických pastí a možnosti jejich detekce v krajině. Dále se věnují vlivu ekologických pastí na vážky a shrnují poznatky o tom, jakým způsobem mohou vážky sloužit jako indikátory ekologických pastí. Cílem experimentální části bylo porovnat kondici a mortalitu larev vážek rodu *Sympetrum* spp. na přirozených a uměle vytvořených lokalitách a zjistit, zda rekultivované lokality mohou působit na vážky jako ekologické pasti. Experiment probíhal na Sokolovsku na deseti lokalitách, ze kterých bylo pět uměle vytvořených při obnově krajiny po těžbě a pět přirozených. Kondice byla zjištěna na základě obsahu tuku a velikosti masky larev vážek. Výsledky této práce potvrzují, že uměle vytvořené lokality v posttěžebních oblastech mají nižší kvalitu než přirozená stanoviště, jelikož na nich larvy měly signifikantně nižší kondici a signifikantně vyšší mortalitu. Existuje tedy riziko, že by posttěžební oblasti mohly působit na vážky jako ekologické pasti. Díky prokázanému vlivu prostředí na performanci larev se vážky osvědčily jako indikátory ekologické obnovy.

Klíčová slova

ekologická obnova, sladkovodní bezobratlí, sladkovodní biotopy, tělesná kondice vážek

Abstract

This diploma thesis focuses on the issue of ecological restoration, especially on how restored areas can function as ecological traps. In the theoretical part, I describe the principles of the creation of ecological traps and the possibilities of their detection in the landscape. Furthermore, I focus on the impact of ecological traps on dragonflies and summarize the findings on how dragonflies can be used as indicators of ecological traps. The aim of the experimental part was to compare the condition and mortality of dragonfly larvae (*Sympetrum* spp.) on natural and man-made water bodies and to determine whether restored habitats can function as ecological traps for dragonflies. The experiment was conducted in Sokolovsko on ten locations, of which five were artificially created during the restoration of the landscape after mining and five were natural. Condition was determined based on fat content and mask size of dragonfly larvae. The results of this thesis confirm that restored localities in post-mining areas have lower quality than natural habitats, as the larvae had a significantly lower condition and significantly higher mortality in them. There is a risk that these locations could function as ecological traps for dragonflies. Thanks to the confirmed influence of the environment on larval performance, dragonflies have proven that they can be used as indicators of ecological restoration.

Keywords

ecological restoration, freshwater invertebrates, freshwater habitats, body condition of dragonflies

Obsah

1 Úvod	1
2 Cíle práce.....	2
3 Teoretická část.....	3
3.1 Rekultivace a obnova krajiny	3
3.1.1 Princip ekologické obnovy	5
3.2 Význam ekologické obnovy posttěžebních oblastí pro vážky	8
3.2.1 Obnovené oblasti jako ekologické pasti.....	10
3.3 Problematika ekologických pastí	13
3.3.1 Vznik ekologických pastí.....	14
3.3.2 Detekce ekologických pastí	15
3.3.3 Dopady ekologických pastí	16
3.4 Vážky jako indikátory ekologických pastí.....	17
3.4.1 Životní cyklus vážek	17
3.4.2 Preference dospělců vážek při výběru habitatu.....	18
3.4.3 Citlivost vážek na ekologické pasti.....	19
3.4.4 Vliv kvality prostředí na performance larev	21
4 Experimentální část	23
4.1 Metody práce	23
4.1.1 Výběr lokalit	23
4.1.2 Sběr dat	23
4.1.3 Zjišťování kondice larev	24
4.1.4 Statistická analýza.....	25
4.2 Charakteristika zájmového území.....	26
4.3 Výsledky statistické analýzy.....	28
4.3.1 Obsah tuku	28
4.3.2 Velikost masky.....	29
4.3.3 Úmrtnost	30
5 Diskuze	31
6 Závěr.....	35
7 Přehled literatury a použitých zdrojů.....	36
8 Seznam příloh	42
9 Přílohy	43

1 Úvod

Lidská populace stále roste, její nároky se zvětšují, a tak se těžce hledají místa na naší planetě, na kterých není patrné antropogenní ovlivnění (Jones et al., 2018). Kde však v krajinné mozaice plně degradovaných a zničených stanovišť mají hledat útočiště druhy, jejichž životní prostředí jsme zničili a zabrali si ho pro sebe? Těmto druhům již nestačí pouze ochrana současných přírodních stanovišť. Pro podporu biologické rozmanitosti a funkčnosti ekosystémů je potřeba usilovat o obnovu lidskou činností narušených a zničených habitatů. To si klade za cíl vědní obor zvaný ekologie obnovy (Harabiš et al., 2023).

Úkolem ekologické obnovy je náprava poškozených stanovišť (Prach, 2009). Celosvětové narušení, degradace a úbytek sladkovodních ekosystémů je hlavní příčinou ohroženosti vážek (Hykel et al., 2016). Vážky jsou dle IUCN ikonickým symbolem pro obnovu mokřadů a díky své citlivosti na změny podmínek životního prostředí mohou sloužit jako ukazatele progresu ekologické obnovy (Harabiš et al., 2023).

Není žádným tajemstvím, že i přes velké snahy člověkem obnovené habitaty často nedosahují takové kvality jako stanoviště před narušením (Jones et al., 2018). Problém nastává ve chvíli, kdy živočišné preferují obnovená stanoviště, přestože na nich mají sníženou kondici a zvýšené riziko mortality. V takových případech dochází ke vzniku ekologických pastí, které narušují úspěch obnovy (Hale et Swearer, 2017). Takto mohou na vážky působit člověkem vytvořené lokality v posttěžebních oblastech, jelikož se jedná o místa s nepřírodně nestabilními podmínkami (Harabiš et Dolný, 2012). Nepříznivá kvalita stanovišť se pak odráží na performanci larev vážek, které mohou mít menší velikost těla, nižší obsah tuku či zvýšenou mortalitu (Mikolajewski et al., 2015; Stoks et Córdoba-Aguilar, 2012).

Pochopení toho, jak docílit vytvoření vhodných životních podmínek pro organizmy, je klíčové, aby se zabránilo vzniku nekvalitních a nefunkčních stanovišť. Výzkum ekologických pastí může přispět k identifikaci toho, jak a kde mohou pasti vzniknout, a tak zlepšit snahy ekologické obnovy (Hale et Swearer, 2017). Právě proto jsem se ve své diplomové práci zabývala tím, zda jsou člověkem vytvořené vodní plochy v posttěžební oblasti na Sokolovsku pro vážky stejně kvalitní jako jejich přirozená stanoviště, či došlo ke vzniku ekologických pastí snižujících kondici larev vážek.

2 Cíle práce

Cílem teoretické části mé diplomové práce bylo popsat problematiku ekologické obnovy a zjistit, zda mohou člověkem obnovené oblasti působit jako ekologické pasti, kterým jsem se věnovala v druhé polovině teoretické části s cílem popsat princip jejich vzniku, dopadů, detekce a vlivu na vážky.

Úkolem experimentální části práce bylo porovnat, jak se liší obsah tuku, velikost masky a mortalita larev vážek obývajících přirozené lokality oproti larvám žijícím v uměle vytvořených stanovištích v posttěžebních oblastech, a zjistit tak, zda mohou posttěžební oblasti působit na vážky jako ekologické pasti. Lokality vybrané pro experiment se nacházejí na Sokolovsku, pět z nich je přirozených a pět je uměle vytvořených v oblastech po těžbě. Hlavním předpokladem bylo to, že larvy rodu *Sympetrum* spp. budou mít na posttěžebních lokalitách sníženou kondici a zvýšenou mortalitu. Očekávaným přínosem práce bylo ověření, zda vážky mohou pomoci při detekci ekologických pastí v krajině, díky čemuž mohou sloužit jako indikátory úspěšnosti ekologické obnovy.

3 Teoretická část

3.1 Rekultivace a obnova krajiny

Vliv člověka na krajinu nemá v porovnání s jinými organizmy žijícími na Zemi obdoby. Přestože na počátcích nebyli lidé o nic většími ovlivňovateli než jiná zvířata stavící si hnízda, mnoho vědců zastává názor, že snahy o podmanění přírody lidmi sahají již do doby lovců a sběračů (Roberts et al., 1998). S příchodem člověka zemědělcé lidé přestali být pouhou součástí krajiny, ale začali se výrazně podílet na její přeměně (Miko et Hošek, 2009). Přeměna způsobená lidskou činností je tak výrazná, že někteří začínají označovat současnost jako vstup do období Antropocénu (Cooke et al., 2019). Mnohdy si však lidé nemusí uvědomovat, jak velký význam a vliv na ně má i samotná krajina, jelikož její vývoj ovlivňuje i vývoj lidské společnosti. Kvalita krajiny se přirozeně v čase vyvíjí vlivem různých faktorů. Pro střední Evropu však platí, že nejvýznamnější a největší změny způsobuje člověk (Miko et Hošek, 2009).

Ze sdělovacích prostředků se často dozvídáme hlavně o razantních změnách, jako jsou různé průmyslové havárie, extrémním případem byla například havárie jaderné elektrárny v Černobyli. Takovéto kalamity způsobí náhlou dramatickou ekologickou změnu a zasáhnou podstatnou, avšak omezenou část území. Je nutné si uvědomit, že důležitou roli působí změny, které nemusí na první pohled vypadat tak významně, ale chronicky působí na rozsáhlých částech všech kontinentů (Dobson et al., 1997).

Negativní dopady lidské činnosti lze zaznamenat celosvětově, neunikly jim ani tropy či polární oblasti. Například destrukce tropických deštných pralesů a jejich úbytek jsou stále více řešeným tématem, jelikož přeměna lesních stanovišť na zemědělské plochy je jedním z nejvýznamnějších důvodů poklesu biodiverzity (Dobson et al., 1997). Zemědělská činnost měla také za následek velký úbytek mokřadů, které byly odvodňovány za účelem vytvoření ploch pro zemědělství (Prach, 2009). Jednou z nejvýznamnějších lidských činností, která způsobuje v krajině značné změny, je těžba nerostných surovin. Prach (2009) ve svém článku udává, že těžba vedla k narušení přibližně 1 % souše. Přestože se někomu tato velikost nemusí zdát nijak alarmující, musíme si uvědomit, že při těžbě dochází k úplné devastaci stávajících ekosystémů (Prach et al., 2009).

Přeměna přirozených stanovišť a jejich využívání pro lidský prospěch se staly hlavní hrozbou ohrožující celosvětovou biodiverzitu (Dobson et al., 1997). Člověkem způsobené změny mnohdy ovlivňují nejen funkci samotných ekosystémů, ale i vyšších krajinných celků. Typickými dopady jsou pak fragmentace krajiny, degradace půdy, eroze, úbytek vody či naopak zvýšení frekvence a intenzity záplav (Prach, 2009). V některých případech, hlavně co se týče náhlých a dramatických změn, dochází k okamžitému úbytku biodiverzity v daných územích, avšak u dlouhodobého vlivu na stanoviště se dopady lidského působení projevují s velkým zpožděním. Dochází pak k tomu, že jedinci jednotlivých druhů postupně ubývají, druhy se stávají ohroženými a následně může docházet k jejich vyhynutí (Dobson et al., 1997).

Co se týče české krajiny, dle Mika et Hoška (2009) je její současný stav dán především dlouhodobým působením změn v posledních desetiletích. Mezi nejvýznamnější patří příbytek travních porostů hlavně z důvodů zemědělství a zvětšení urbanizovaných ploch, s čímž také souvisí zvětšení ploch pro dopravní infrastrukturu. To vše vedlo například ke zvýšení intenzity využívání půdy, degradaci půdy, ovlivnění cyklů živin a v neposlední řadě fragmentaci krajiny (Miko et Hošek, 2009). Prach (2009) dodává, že v České republice došlo k velkému narušení přírody hlavně v období komunizmu, zmiňuje především narušení v podobě těžby a imisí, které významně zasáhly velké plochy lesů. Problematické bylo také odvodnění 10 000 km² plochy naší republiky či rozsáhlé regulace řek (Prach, 2009).

Všechny zmíněné změny a faktory vedly k tomu, že se lidé začali více zajímat o to, jak příroda funguje a jak jí pomoci. Rekulivace a obnova krajiny se tak stávají stále častějším tématem (Jones et al., 2018; Cooke et al., 2019; Harabiš et al., 2023). Dokazuje to i označení roků 2021–2030 za dekádu obnovy ekosystémů na Valném shromáždění Organizace spojených národů v březnu roku 2019 (UN General Assembly, 2019). Obnova poškozených ekosystémů by totiž mohla být klíčovým nástrojem pro ochranu biologické rozmanitosti (Jones et al., 2018). Zásadní je obnova biotopů ještě před vyhynutím druhů, jelikož obnovené oblasti mohou poskytnout plochu pro zotavení velkého množství druhů a jeví se tedy jako efektivnější řešení než například chov populací v zajetí a jejich následná reintrodukce (Dobson et al., 1997).

Obnova krajiny čistě přírodními procesy vyžaduje čas, někdy desetiletí, jindy staletí až tisíciletí. Vědci se teď tedy čím dál více snaží zaměřovat na to, jak toto časové rozmezí zkrátit prostřednictvím umělých zásahů, které však vycházejí z poznatků

o přírodních procesech a napodobují je. Takovéto zásahy jsou považovány za podstatu takzvané ekologické obnovy (Dobson et al., 1997).

3.1.1 Princip ekologické obnovy

Definice

Ekologickou obnovou se zabývá samostatný vědní obor spadající pod ekologii, zvaný ekologie obnovy (restoration ecology). Přestože snahy o ekologickou obnovu můžeme zaznamenat již ve 30.–40. letech 20. století, kdy se wisconsinští vědci snažili obnovit větrnými bouřemi rozorané prairie, vznik ekologie obnovy se datuje zhruba do 80. let 20. století, kdy se jí začalo dostávat větší pozornosti. Cílem ekologie obnovy je propojení teorie a praxe, které povede k obnově lidmi narušeného, pozměněného či zdevastovaného ekosystému (Prach, 2009).

S pojmem ekologická obnova souvisejí i další termíny, se kterými se můžeme setkat. Jedním z nich je **restaurace**, z anglického slova restoration, která označuje úplné navrácení původního ekosystému, zahrnující například i původní složení druhů (Prach, 2009). Oproti tomu **rehabilitace** (rehabilitation) může znamenat pouze částečnou obnovu původního stavu formou obnovy některých původních funkčních a strukturálních složek, příkladem může být složení vegetace (Harabiš et al., 2023). Termín **rekultivace** (reclamation) se obvykle používá, když obnovujeme klíčové ekosystémové služby, které poskytoval původní ekosystém, například v případech, kdy není možné provést kompletní restauraci (Lima et al., 2016). Často je tím tedy myšlen návrat do stavu, který je užitečný, ale nemusí být nutně zcela původní (Bradshaw, 1996). **Remediace** (remediation) neboli vylepšení stavu nemusí souviset s obnovou původního stavu, ale třeba se změnou technických charakteristik na stanovišti, jako je odstranění znečištění či kontaminace daného stanoviště (Lima et al., 2016). Často užívaným termínem je také **revitalizace** (revitalisation), kterou lze přeložit jako oživení ekosystému (Prach, 2009).

Cíle

Jak by tedy měla vypadat úspěšná obnova? Nejprve je důležité zmínit, že si často nemusíme být příliš jisti, co přesně lze značit jako referenční historický stav. Krajina se přirozeně vyvíjí a díky dynamičnosti ekosystémů v kombinaci s lidskými aktivitami může být problematické odhalit původní stav a komplexní dynamiku dané lokality

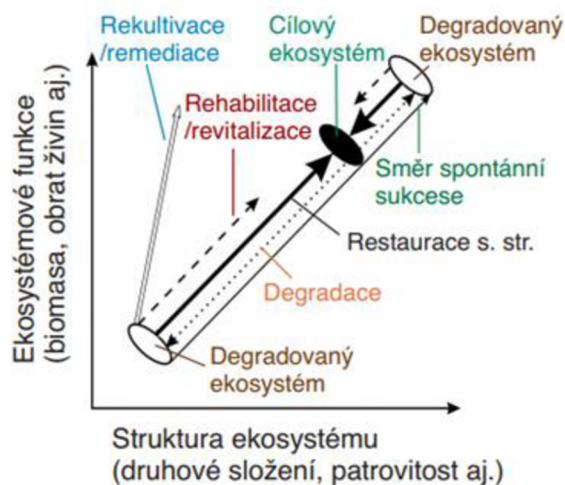
(Harabiš et al., 2023). Na začátku je tedy klíčové si stanovit, jak má obnova vypadat a co přesně chceme obnovit. U obnovy ekosystémů klademe často velký důraz na obnovu procesů umožňujících funkčnost ekosystému. Naopak pokud chceme obnovit společenstvo nebo druh, zaměřujeme se na konkrétní organizmy (Bradshaw, 1996).

U ekosystémů se při obnově zjednodušeně hovoří o dvou hlavních aspektech, kterými jsou ekosystémové funkce a ekosystémové struktury. Za ekosystémovou funkci lze označit například schopnost ekosystému zadržet vodu. Naopak strukturou ekosystému mohou být společenstva druhů (Prach, 2009). Někteří vědci zastávají názor, že funkce je možné obnovit snáz a mnohdy i úplně. Dosáhnout navrácení původních struktur je těžší. Příklad zmiňuje ve svém článku Bradshaw (1996), který tvrdí, že funkčnost půdy lze obnovit v rámci 10 let, ale obnova původní struktury může trvat i více než 5 000 let.

Vztah mezi obnovou ekosystémové funkce a struktury ekosystému vyjadřuje obrázek číslo 1. Vizualizuje vývoj degradovaného ekosystému, který je zde výchozím bodem. Z grafu vyplývá, že v případě rekultivace a remediace se zaměřujeme spíše na obnovu ekosystémových funkcí. Naopak rehabilitace a revitalizace směřuje k referenčnímu historickému stavu (zde označeno jako cílový ekosystém), ale nedosáhne jej, jelikož se jedná jen o částečnou obnovu. Referenčního stavu dosáhneme pouze formou restaurace, která zahrnuje jak obnovu ekosystémových funkcí, tak struktur (Bradshaw, 1984; Prach, 2009).

Úplná obnova do původního stavu je v současnosti stále spíše výjimkou (Hale et Swearer, 2017). Toto tvrzení podporují Moreno-Mateos et al. (2012), kteří se zabývali úplností a rychlostí obnovy mokřadů do jejich referenční hodnoty. Jimi zkoumané obnovené mokřady měly i po 100 letech biologickou strukturu obnovenou pouze ze 77 %. Biodiverzita obratlovců byla obnovena cca do 5 let, makrobezobratlým to trvalo až 10 let, avšak nikdy nedosáhly referenčních hodnot. Diverzita rostlin se statisticky přiblížila k referenčním hodnotám až za 30 let (Moreno-Mateos et al., 2012). Někteří zastávají názor, že nahrazení restaurace rehabilitací může být někdy i správným řešením. Vytvoření částečně či úplně jiného ekosystému, než byl ten původní, může dle jejich tvrzení vést k vytvoření lepšího, například produktivnějšího, stanoviště, které bude navíc vhodnější jak z praktických, tak biologických aspektů (Bradshaw, 1996). Moreno-Mateos et al. (2012) však zaznamenali spíše zhoršení podmínek na obnovených stanovištích oproti těm přirozeným, včetně druhové diverzity či

ekosystémových služeb, a upozorňují, že pokračování v současných obnovovacích praxích může vést ke ztrátám důležitých struktur a funkcí ekosystémů.



Obr. 1 Vztah mezi ekosystémovou funkcí a strukturou při obnově ekosystémů (Prach, 2009)

Model na obrázku číslo 1 také zahrnuje směr spontánní sukcese. Na začátku přirozeného vývoje stanoviště po degradaci, například vlivem těžby, je pouze půdní materiál, který postupně zvětrává. Časem se na lokalitu dostávají rostliny, které přidávají organickou hmotu. Postupně je prostředí odolnější pro život různých druhů. Jejich složení se na stanovišti v čase mění a střídá a ekosystém se tak rozvíjí. Nárůst počtu druhů a jejich diverzita způsobuje růst složitosti struktury, naopak cirkulace živin a růst biomasy zvyšuje funkčnost ekosystému (Bradshaw, 1984). Často se potvrzuje to, že pasivní obnova dosahuje lepších výsledků než obnova aktivní. Někteří vědci tak zastávají názor, že by pasivní obnova měla být na prvním místě a až v případě, kdy bude příliš pomalá, by mělo dojít k aktivní pomoci, která by vedla k překonání konkrétních potíží a umožnila dosažení cílů obnovy (Jones et al., 2018). V České republice například stále převládají spíše technické rekultivace, přestože jsou někdy finančně velmi nákladné a pro mnoho lokalit nevhodné, jako například na místech, kde už došlo k nastartování procesů přirozené spontánní sukcese (Prach, 2009).

Monitoring

Po vytyčení cílů obnovy je také důležité si určit, za jak dlouho má být těchto cílů dosaženo. Cíle je dobré si stanovit jak krátkodobé, tak dlouhodobé. Neměli bychom na obnovu nahlížet jako na pouhý rozdíl mezi původním a obnoveným stavem, ale

spíše ji vnímat jako kontinuum (Bried et al., 2014). Obnovení přírodních procesů může trvat velmi dlouho. Problémy mohou být také u obnovy druhů, kdy se přítomnost druhů na stanovišti sleduje jen nízký počet let. Stabilní společenstvo se může vytvořit i poměrně rychle, například rok po technické rekultivaci, ale v dalších letech již nemusí diverzita druhů přibývat (Harabiš et Dolný, 2015). Hrozí také to, že se na lokalitě budou cíleně obnovené druhy vyskytovat, ale po několika letech vymizí. Tento jev je velmi častý například u uměle vysazených a reintrodukovaných druhů. Vymizení druhu může být způsobeno nedostatečným obnovením základních funkcí ekosystému (Bradshaw, 1996).

Nezbytným krokem pro posouzení úspěchu obnovy je tedy monitoring (Bried et al., 2014). Kvalitní monitoring musí mít jasně stanovené cíle a indikátory monitoringu (Palmer et al., 2005; Cooke et al., 2019). Jednotný počet let pro monitoring obnovy nejspíše určit nejde. Primární je to, aby se ekosystém vzestupně vyvíjel jak z hlediska jeho funkcí, tak struktury a aby nehrozilo, že v budoucnu vzniknou nějaké překážky narušující rozvoj (Bradshaw, 1996).

Monitorování postupu a výsledků obnovy je zásadní pro podporu studia ekologické obnovy, jelikož nám pomůže odhalit, do jaké míry se nám opravdu povedlo vytvořit kvalitní ekosystém či biotop, a vytvářet tak důležité důkazy založené na kvalitních datech, ze kterých se mohou poučit či inspirovat i ostatní (Palmer et al., 2005). Ne zřídka totiž může docházet k tomu, že se vyplývají drahocenné zdroje, čas i finance na obnovu, která však nebude efektivní, což jen potvrzuje nutnost věnovat studiu ekologie obnovy pozornost a dávat jí patřičnou důležitost (Cooke et al., 2019). Více studií se shoduje na tom, že je momentálně klíčová spolupráce mezi vědci, odborníky z praxe a mezinárodními, národními či místními komunitami, která pomůže vytvořit takové techniky obnovy, které budou vhodné jak z ekologického, tak ekonomického či sociálního hlediska (Moreno-Mateos et al., 2012; Jones et al., 2018; Cooke et al., 2019).

3.2 Význam ekologické obnovy posttěžebních oblastí pro vážky

Těžba nerostů působí významný zásah do ekosystému krajiny. Ekologická obnova posttěžebních oblastí je dlouhodobá a finančně náročná. Proto je důležité volit optimální metody a cíle restaurace krajiny. Těžba zasáhla v České republice přibližně

700 km² plochy území, což znamená 0,89 % celkové rozlohy. Velmi typickým řešením obnovy posttěžebních oblastí jsou v České republice technické rekultivace. Převážně se jedná o rekultivace lesnické, kdy se z posttěžební oblasti vytvoří úpravou terénu území vhodné pro lesní porost. Časté jsou také rekultivace zemědělské (Prach et al., 2009). Přibývá však odborníků, kteří zastávají názor, že takto rekultivované plochy mají mnohem menší biodiverzitu než plochy ponechané spontánnímu vývoji, jelikož technická rekultivace snižuje prostorovou a stanovištní heterogenitu (Řehouňková et al., 2016; Kolar et al., 2021).

Přestože je těžba velkým zásahem do krajiny, ne vždy musí mít v konečném důsledku negativní dopad. Některé spontánně obnovené posttěžební oblasti, například maloplošné lomy, výsypky či štěrkopískovny, mohou sloužit jako útočiště pro konkurenčně slabé druhy, které jinde v naší krajině nemohou najít své místo (Prach et al., 2009; Řehouňková et al., 2016). Významné jsou v posttěžebních oblastech přirozeně vzniklé vodní plochy v podobě různých mokřadů a tůní. Takovéto oblasti mohou být cennými stanovišti pro spoustu druhů sladkovodních bezobratlých včetně vážek (Odonata) (Kolar et al., 2021). Někdy lze dokonce hovořit i o vzniku tak zvaných sekundárních hot spots biodiverzity vážek, což jsou místa spojující vyšší druhovou diverzitu a zároveň vysokou míru endemizmu či výskyt vzácných druhů (Dolný et al., 2016).

Tůně v zaplavených kamenolomech či pískovných menších rozměrů mohou sloužit jako refugia stagnikolních druhů vážek. Vyznačují se nízkým predčním tlakem ryb, jenž může být i nulový. Jedná se o stanoviště s intenzivními disturbancemi, které se díky probíhající sukcesi stále vyvíjejí a mění a tím se mění i druhové složení vážek (Dolný et al., 2016). Jsou to místa typická pro heterogenitu biotopů, jednotlivé mokřady se například liší svojí hloubkou, velikostí (jednotky až stovky metrů), tvarem, vegetací či stadiem sukcese (Harabiš, 2016).

Nově vytvořené mělké vody s řídkou vegetací v raném stadiu sukcese budou hostit spíše pionýrské druhy vážek (Bobrek, 2021). Často mají raná stadia sukcese vyšší druhovou bohatost (Harabiš, 2016). Zazemňování tůní postupně způsobí nahrazení pionýrských druhů vážkami, které naopak upřednostňují vyšší podíl mokřadních rostlin (Bobrek, 2021). Rozsáhlá homogenní litorální vegetace tvořená například rákosem může způsobit snížení diverzity, jelikož funguje jako bariéra pro vážky (Harabiš, 2016).

Vážky tak mohou v rámci probíhajícího vývoje měnit stanoviště podle toho, jaké podmínky jim vyhovují, a posttěžební oblast tak může vytvářet propojený celek různých biotopů s heterogenní strukturou vážek (Dolný et al., 2016; Bobrek, 2021). Pro udržení takovýchto celků je mnohdy nezbytné zavedení biotechnických zásahů, které umožní obnovu zazemněných tůní, aniž by narušily vývoj mokřadů v nižším stadiu sukcese (Dolný et al., 2016). Harabiš et Dolný (2015) však upozorňují, že technické zásahy nemusejí podpořit výskyt druhů raně sukcesních stadií tak dobře, jako to umožňují přírodní disturbance.

Tichánek et Tropek (2015) ve své studii dokázali, že posttěžební oblasti nejsou důležité pouze pro stagnikolní druhy vážek, ale i pro vážky vázané na vodní toky, speciálně na jejich horní části a malé potoky. V posttěžebních oblastech vznikají prostřednictvím uměle vytvořených odvodňovacích příkopů sekundární stanoviště hostící mnohdy i druhy, které jsou zařazené na seznamy ohrožených druhů (Tichánek et Tropek, 2015). Stejně tak mohou působit spontánně vzniklé vápnité potoky na výsypkách (Bartošová et al., 2019).

Nejhůře se jeví lokality, kde byla provedena hydrologická rekultivace, která vedla k vytvoření velkých umělých vodních ploch s malým zastoupením litorální vegetace (Dolný et al., 2016). Absence vodní vegetace je pro vážky často zásadním aspektem způsobujícím jejich pokles, jelikož ji potřebují pro kladení vajíček (Dolný, 2007). Zde nalezneme většinou druhově chudá společenstva vážek, která navíc bývají uniformní a tvoří je druhy, které nejsou tolik biotopově specializované (Dolný et al., 2016).

3.2.1 Obnovené oblasti jako ekologické pasti

V předchozí kapitole jsem se věnovala tomu, jak mohou být pro vážky posttěžební oblasti důležité a jaké všechny biotopy, které jim mnohdy nahrazují jejich přirozená a v krajině mizející stanoviště, v nich mohou využívat. Ne vždy však pro ně mohou mít obnovené oblasti tak dobrý potenciál pro život. Za určitých podmínek může docházet k tomu, že vážky považují obnovou vzniklé sekundární habitaty za velice kvalitní prostředí, a proto je mohou preferovat před přirozenými stanovišti (Harabiš et Dolný, 2012). Pokud je však zdatnost a pravděpodobnost přežívání na těchto stanovištích nižší, můžeme hovořit o ekologických pastech (Hale et Swearer, 2017).

Jednou z příčin negativního působení sekundárních stanovišť na vážky mohou být nepřírodně nestabilní podmínky dané především dynamickými sukcesními změnami, spojenými se samotnou těžbou. Harabiš et Dolný (2012) zaznamenali proměnlivost stanovištních podmínek vlivem kolísání hladiny vodních biotopů na konci vegetační sezóny v posttěžebních oblastech na Ostravsku. Výraznou změnou byl zánik velké části litorální zóny na zkoumaných stanovištích, který činil i více než 80 % její původní plochy. Změny vodní hladiny a úbytek litorální vegetace mohou způsobit pokles druhů vážek, které mají na stanoviště specifické nároky, což bylo potvrzeno i v této studii. Přestože nenastal výrazný pokles počtu druhů, byla patrná změna zastoupení ochrannářsky významných druhů vyjádřená tzv. „Dragonfly biotic indexem“ (DBI), jehož hodnota během jednoho roku klesla o 75 % (Harabiš et Dolný, 2012).

Ve výzkumu z Ostravska byla nestabilita některých lokalit navíc umocněna pokusy o rekultivaci, které vedly k zasypání vodních ploch a způsobily lokální vyhubení všech druhů vážek. Vážky se však také vyznačovaly velkou schopností (re-)kolonizace nově vzniklých biotopů, čímž zde posttěžební oblasti působily jako ekologické pasti pouze krátkodobě (Harabiš et Dolný, 2012).

Podobné případy, kdy obnovené oblasti fungují jako ekologické pasti, lze zaznamenat i u jiných skupin živočichů. Severns (2011) zjistil větší množství vajíček nakladených populací vzácného druhu motýla *Lycaena xanthoides* na hostitelských rostlinách rostoucích v obnovených mokřadech, ve kterých dochází k sezónním záplavám, přestože je tam mnohem menší pravděpodobnost přežití než na nezaplavovaných stanovištích v okolí. Vysvětlil to tím, že v nezaplavovaných stanovištích byly hostitelské rostliny hůře detekovatelné vlivem ostatní vysoké vegetace, kdežto v sezónně zaplavovaných obnovených mokřadech tvořených holou půdou a nízkostébelnou vegetací byly více nápadné.

Další příklad uvádějí Hawlena et al. (2010), kteří prokázali lokální vyhynutí kriticky ohrožené paještěrky *Acanthodactylus beershebensis* zapříčiněné obnovou krajiny formou zalesnění. Stromy sloužily jako bidélka pro ptačí predátory a zvýšily míru predace paještěrek. Vlivem změny struktury stanoviště prostřednictvím vysázení stromů došlo k vytvoření ekologické pasti.

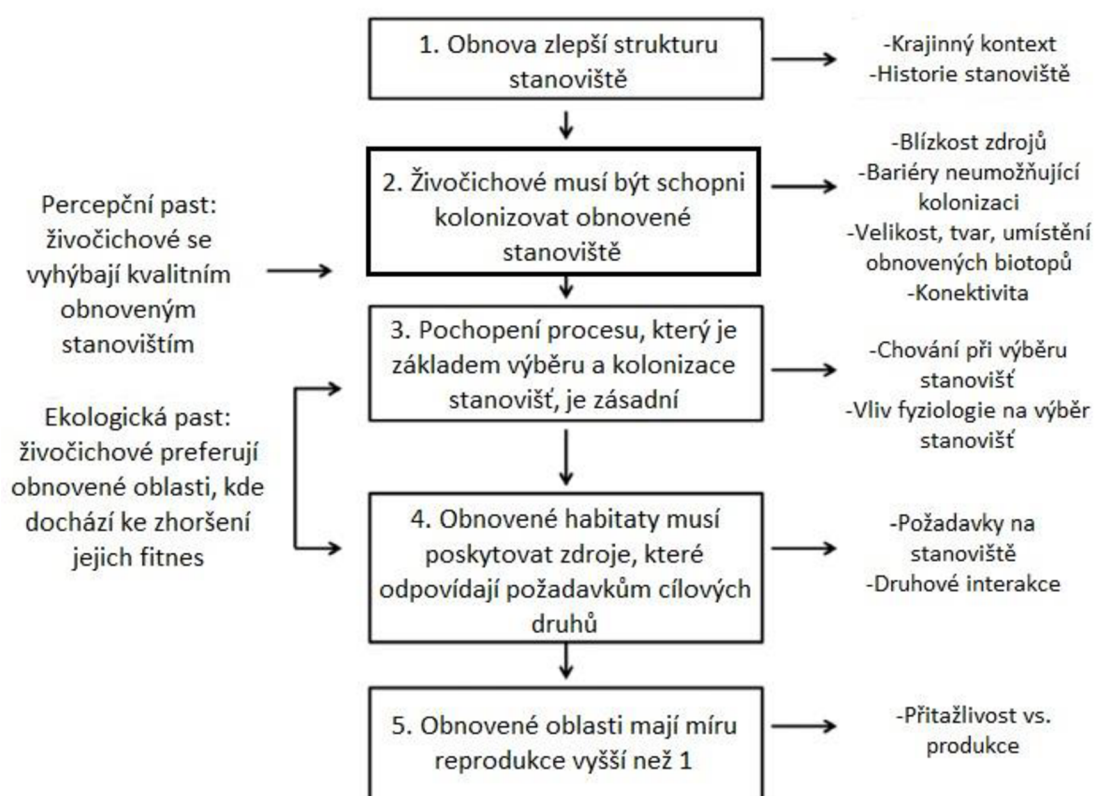
Co tedy může být důvodem toho, že člověkem obnovené oblasti neslouží živočichům tak, jak bychom předpokládali, a přestože se snažíme vytvořit hezký

a funkční ekosystém, tak se dopouštíme vytváření ekologických pastí? Jedním z důvodů může být to, že lidé nevnímají svět stejně jako živočichové. Člověk může hodnotit stanoviště na základě jeho struktury, jako je vegetace nebo typ krajinného pokryvu, ale to ještě nemusí znamenat, že se jedná o funkční habitat pro daný organizmus. Oproti tomu organizmy se vyznačují schopností detekovat pro své přežití relevantní informace o prostředí a odlišit je od jiných signálů. Když však člověk vytvoří sekundární antropogenní habitaty, mohou být evoluční i ekologické reakce organismů ovlivněny (Van Dyck, 2012). Lidské aktivity mohou ovlivňovat živočichy do větší míry, než si uvědomujeme. Například Tuxbury et Salmon (2005) zjistili, že umělé osvětlení přitahuje vylíhlé mořské želvy k pevnině a narušuje tím jejich přesun do moře. Pro podporu reprodukce želv nestačí tedy pouhá obnova dun, ale je nutná i redukce antropogenního osvětlení.

Opět se tedy dostáváme k tomu, že struktura stanoviště není to samé jako jeho funkce a v případě ekologické obnovy bychom měli dbát na obnovu obou těchto aspektů. Klíčové je pochopení toho, jak organizmy vnímají stanoviště a co přesně v něm potřebují (Van Dyck, 2012). Funkční stanoviště by pak mělo být takové, jež zahrnuje všechny zdroje a podmínky, které organizmus potřebuje k životu ve všech jeho životních fázích (Dennis et al., 2003). Prostorovou strukturu, která poskytuje organismům zdroje, úkryt a služby, lze také označit jako tzv. klíčovou strukturu („keystone structure“). Klíčová struktura se může lišit mezi různými druhy, ale zároveň může být stejná pro různé skupiny druhů. Pokud je tato klíčová struktura ze stanoviště odstraněna, hrozí úbytek všech druhů, které jsou na ni vázané. Přítomnost klíčových struktur je podstatná pro zvýšení biologické rozmanitosti. Je tedy důležité tyto struktury detekovat a v krajině zachovat, jelikož mohou být zásadní pro ochranu široké škály druhů, ale i funkčních mechanismů ekosystémů (Tews et al., 2004).

Je třeba také zmínit, že úspěšnost obnovy neovlivňuje pouze lidské vnímání habitatů, ale i klima či velikost obnovovaného habitatu. Například Moreno-Mateos et al. (2012) zjistili, že u velkých mokřadů s plochou přesahující 100 ha vyskytujících se v mírném a tropickém klimatu došlo rychleji k obnově směrem k referenčním hodnotám než u menších mokřadů ležících v oblastech s chladným klimatem. Dalším důležitým aspektem je přítomnost zdrojové populace, která bude kolonizovat nově vzniklá stanoviště (Hale et Swearer, 2017).

Obecně lze říci, že obnova by neměla způsobit trvalé poškození ekosystému, měla by vést ke zlepšení ekologického stavu a k vytvoření soběstačného a odolného ekosystému s nutností jen minimální následné péče (Palmer et al., 2005). Faktory umožňující úspěšnou obnovu shrnuje obrázek číslo 2, který navíc upozorňuje na riziko vzniku percepčních pastí, které nastává v případě, že se živočichové vyhýbají obnoveným místům, přestože by na nich jejich kondice byla vyšší než na jiných místech v okolí (Hale et Swearer, 2017).



Obr. 2 Pět zásadních kritérií, která zajišťují, aby byla obnova biotopu pro živočichy úspěšná. V pravém sloupci jsou popsány zásadní body pro každý krok (Hale et Swearer, 2017; upravila Josková)

3.3 Problematika ekologických pastí

Z předchozích kapitol vyplývá, že v naší krajině lze najít jak kvalitní, tak nekvalitní biotopy. Přítomnost nekvalitních biotopů nemusí mít vždy za následek ovlivnění druhů a jejich populací, pokud jsou jedinci schopni se jim vyhýbat (Kristan, 2003). Problém však nastává ve chvíli, kdy si cíleně vybírají nekvalitní biotopy, ať už jako místa pro

rozmnožování či úkryt, přestože se v jejich blízkosti nacházejí mnohem lepší a kvalitnější lokality. Organismy na nekvalitních stanovištích mají sníženou zdatnost, reprodukční úspěšnost a přežívání, což může vést dokonce k vyhynutí celé populace a vytvoření ekologické pasti (Donovan et Thompson, 2001). První zmínky o termínu ekologická past můžeme zaznamenat už před více než 50 lety (Dwernychuk et Boag, 1972). Větší pozornost se jim však začala věnovat spíše začátkem 21. století (Battin, 2004).

3.3.1 Vznik ekologických pastí

Ekologická past je převážně behaviorální fenomén, jelikož rozhodujícím prvkem je to, jak se jedinci při výběru stanoviště zachovají. Je to tedy typ evoluční pasti, která vzniká v momentě, kdy rozhodování příslušníků daného druhu je výrazně negativně ovlivněno antropogenním narušením ekosystému. Kromě chybného výběru stanoviště bývá evoluční pastí i špatný výběr potravy, partnera či doby migrace (Schlaepfer et al., 2002). Příkladem evoluční pasti je chování mořských želv, které si pletou svou přirozenou kořist, průhledné medúzy, s průhledným plastem v oceánu. Po konzumaci plastu může dojít k poškození jejich trávicího traktu a v některých případech i k úmrtí (Schlaepfer et al., 2002; Schuyler et al., 2014; Duncan et al., 2021).

Přírodní výběr upřednostňuje ty příslušníky daného druhu, kteří si vybírají stanoviště, na němž dosahují nejlepší zdatnosti. Tato místa si volí podle specifických znaků a podnětů. Ekologické pasti vysílají o sobě takové signály, které jsou totožné se signály z kvalitních biotopů. Evolucí cvičený jedinec si stále volí stanoviště na základě znaků typických pro vhodné lokality, ale přináší mu to špatný výsledek, jelikož si splete nekvalitní stanoviště s kvalitním (Robertson et Hutto, 2006). Dochází ke vzniku maladaptace (maladaptation), což je stav způsobující snižování kondice jedince více než její zvyšování (Robertson et al., 2013). Jako příklad bych uvedla jepice (Ephemera), které si vybírají stanoviště na základě polarizovaného světla odráženého z vodní hladiny. Podobné světlo však může odrážet i umělý povrch, jako jsou asfaltové silnice. Dochází k tomu, že si jepice na základě podnětu, na který jsou zvyklé, vyberou špatné stanoviště neumožňující přežití vajíček (Egri et al., 2017).

Robertson et Hutto (2006) popisují tři možné způsoby, jak dochází ke vzniku ekologické pasti. Prvním je změna prostředí, kdy se jeho kvalita zhorší, avšak podněty,

kteře živočichové vnímají jako signály pro výběr stanoviště, se nemění. Dřuhou možností je stav, kdy se kvalita stanoviště nemění, ale změní se podněty, které zvýší atraktivitu lokality. Třetí způsob zahrnuje obojí, jak snížení kvality prostředí, tak změnu signálů, které způsobí zvýšení atraktivity.

Z ekologických faktorů může ekologická past vzniknout z důvodů zvýšeného rizika predace vlivem změny abundance nebo chování predátorů, snížení dostupnosti či kvality potravy, zvýšení soupeření o potravu či vzniku podmínek prostředí, které pro život nejsou vhodné. Vlivem člověka vznikají ekologické pasti nejčastěji při zemědělské činnosti, lesním hospodaření, zavlečením nepůvodních druhů a bohužel i špatně prováděnou ekologickou obnovou (Robertson et al., 2013). Nepůvodní druhy mohou měnit kvalitu stanovišť a původní druhy nejsou na nové podmínky evolučně adaptované (Battin, 2004).

Attractive sinks

Charakter ekologické pasti může připomínat typ metapopulace zvané zdroj–propad (source–sink). V tomto případě se v krajině vedle sebe vyskytují stanoviště kvalitnější, na kterých jejich obyvatelé prosperují (zdroj/source), a stanoviště nekvalitní, kde populace živoř (propad/sink) (Kristan, 2003). Základním principem této teorie je však to, že jedinci jsou schopni odhalit kvalitní stanoviště od nekvalitních. V takzvaných propadech tedy končí jen jedinci, kteří jsou méně konkurenceschopní (Delibes et al., 2001). Na rozdíl od ekologických pastí zde i za přítomnosti nekvalitních stanovišť nemusí hrozit bezprostřední vyhynutí populace (Kristan, 2003). Podle této terminologie se pro ekologické pasti někdy používá výraz „attractive sinks“, který vyjadřuje, že se jedná o atraktivní stanoviště o špatné kvalitě (Delibes et al., 2001).

3.3.2 Detekce ekologických pastí

Ekologické pasti mohou být detekovány na různých úrovních měřítka. Někdy to mohou být celá města, jindy malé biotopy využívané například k hnízdění (Battin, 2004). Detekce ekologických pastí je složitá. Pro ekologickou past je jedním z hlavních faktorů to, že i když je pro život méně vhodná, živočichové ji preferují před biotopy kvalitnějšími (Donovan et Thompson, 2001). To se nejčastěji ověřuje na základě porovnání relativní četnosti či hustoty jedinců na dvou nebo více biotopech. Ne vždy však vyšší četnost a hustota znamená vyšší atraktivitu (Battin, 2004).

Jednoduše se dá preference detekovat například u stěhovavých druhů, které každoročně kolonizují hnízdiště (Robertson et Hutto, 2006). V takovém případě je možné zaznamenat čas, kdy došlo po návratu z migrace ke kolonizaci jednotlivých stanovišť, přičemž ta atraktivnější by měla být kolonizována jako první (Remeš, 2003). Stejně tak u druhů s patrnou hierarchií by měli kvalitní stanoviště obsazovat dominantní jedinci. Preferovaná stanoviště mohou mít nižší míru emigrace. Dalšími aspekty, kterými detekujeme ekologickou past, je snížení reprodukční úspěšnosti, nižší míra přežití a nižší kondice jejích obyvatel oproti ostatním stanovištům v okolí (Robertson et Hutto, 2006).

3.3.3 Dopady ekologických pastí

Zásadním dopadem ekologických pastí je snížení fitness (Robertson et al., 2013) a zvýšení mortality (Severns, 2011) jedinců v nekvalitních habitatech. Snížení fitness se může projevit jak na individuální, tak populační úrovni. Na individuální úrovni to může být nepřímo formou snížené kondice, zpomalení růstu, menší velikosti těla či změny morfologie. Přímým projevem snížení fitness je nižší míra přežití a nižší úspěšnost při reprodukci. Pro populační úroveň lze zhoršení fitness vyjádřit jako zmenšení populace a snížení rychlosti růstu populace (Swearer et al., 2021).

Vlivem ekologických pastí hrozí vyhynutí nejen populací, ale i celých druhů (Donovan et Thompson, 2001). Náchylnost živočichů k ekologickým pastím zvyšuje pomalá rychlost evoluce adaptivních mechanismů, malá přizpůsobivost druhů a snižující se variabilita ve výběru stanovišť (Battin, 2004). Plasticita v chování může být jedním z faktorů umožňujících druhu větší odolnost vůči ekologickým pastím (Robertson et al., 2013). Pravděpodobnost vyhynutí je obvykle dána počáteční velikostí populace, přičemž menší populace vyhynou rychleji. Větší populace nutí některé jedince po obsazení ekologických pastí využívat i méně atraktivní biotopy, které jsou kvalitnější, a tím se rychlost vyhynutí zpomaluje. Aby nedošlo k vyhynutí druhů, musí se populace evolučně nebo behaviorálně přizpůsobit změnám prostředí, případně musí to, co způsobuje ekologickou past, přestat působit dříve, než druh vyhyne (Battin, 2004).

Řešením problematiky ekologických pastí je jejich detekce a odstranění. Redukci vlivu ekologické pasti lze provést snížením její atraktivity nebo zvýšením její kvality

(Battin, 2004). Důležité je pochopení toho, jaké podněty živočichové při výběru stanoviště používají. K tomu nám slouží metody senzorické a kognitivní ekologie (Robertson et al., 2013). Vzhledem k tomu, že si vážky vybírají stanoviště na základě různých signálů vysílaných prostředím (Wildermuth, 1994) a jsou zároveň velmi citlivé na změny kvality vodních habitatů (Miguel et al., 2017), mohlo by monitorování jejich populací pomoci detekovat, zda sladkovodní biotopy fungují jako ekologické pastě.

3.4 Vážky jako indikátory ekologických pastí

3.4.1 Životní cyklus vážek

Vážky jsou řád, který je součástí třídy hmyzu (Insecta) (Dolný, 2007). Mají takzvaný komplexní životní cyklus. Jednotlivá vývojová stadia mají odchylné ekologické nároky. Proměna z larvy v dospělé je nedokonalá (hemimetabolie) a obě stadia se podobají. Cyklus začíná stadiem vajíčka, které však bývá krátké. Nejdelší čas žije vážky ve stadiu larvy, ve kterém mohou být i měsíce až roky. Larvy obývají vodní prostředí, ve kterém se živí různými druhy menších bezobratlých (Stoks et Córdoba-Aguilar, 2012). Oproti tomu dospělci opouštějí vodní prostředí a rozptýlí se od místa vylíhnutí (Corbet, 1962). V suchozemském prostředí loví převážně létající hmyz, ale i další bezobratlé živočichy (Dolný, 2007).

Po dosažení pohlavní dospělosti se dospělci vrací k vodním plochám, kde se rozmnožují a samice kladou vajíčka (ovipozice). U většiny druhů vybírají místa pro ovipozici samice (Corbet, 1962). Některé druhy jsou specifické tím, že samci vyberou místo pro rozmnožování a ovipozici, hlídají ho a čekají zde na samičku, s kterou se poté snaží kopulovat. Samička buď kopulaci přijme, nebo odletí. Je to tedy i v tomto případě ona, kdo nakonec rozhodne o výběru místa pro ovipozici a o osudu potomků (Siva-Jothy et al., 1995). Samice kladou vajíčka do rostlinných pletiv, mokrého substrátu či přímo do vody, způsoby se liší mezi různými druhy (Dolný, 2007). Špatný výběr místa může způsobit zhoršený vývoj. Například Siva-Jothy et al. (1995) zjistili, že vajíčka *Calopteryx splendens* nakladená do rychle tekoucích vodních toků se vyvíjejí rychleji a mají menší úmrtnost než vajíčka v pomalých vodních tocích, kde jim brání v líhnutí usazování a růst řas. Pro správný výběr vhodného habitatu je tedy

klíčové, aby jak samec, tak samice uměli dobře reagovat na signály v daném prostředí, které jim pomohou vybrat to nejvíce kvalitní stanoviště (Corbet, 1962).

3.4.2 Preference dospělců vážek při výběru habitatu

Nejlépe vyvinutým smyslem vážek je jejich zrak. Stanoviště si dospělci vážek vybírají především vizuálně. Rozhodující může být tvar, velikost a hloubka vodní plochy a charakter břehu (Corbet, 1962; Wildermuth, 1994). Některé druhy si vizuální výběr stanoviště zkontrolují ještě hmatem, například se dotknou vodní hladiny či zjistí tvrdost substrátu pro ovipozici. Habitat se tak skládá z několika složek, které vážky detekují různými smysly (Wildermuth, 1994). Pro mnoho druhů je důležitá přítomnost a struktura břehové vegetace. Například Wildermuth (1994) uvádí, že vážka *Leucorrhinia pectoralis* se vyhýbá vodním plochám bez vegetace či naopak vodám hustě zarostlým rákosím či přesličkou. Negativní vliv na druhovou bohatost vážek může mít i přítomnost stromů způsobujících velké zastínění, kterému se vážky kvůli termoregulaci straní (Remsburg et al., 2008; French et McCauley, 2018).

Jedním z nejdůležitějších signálů, kterým se vážky při výběru stanoviště řídí, je horizontálně polarizované světlo odrážené z vodní hladiny (Wildermuth, 1998). Toto světlo vážky detekují buňkami v sítnici oka citlivými na polarizaci. Díky polarizovanému světlu jsou vážky schopny vodní prostředí detekovat i na dálku. Navíc se světlo liší při různých hloubkách, zákalu, zastínění, průhlednosti či barvy vody a složení substrátu, což vážkám pomáhá při výběru vhodného stanoviště (Horváth et Kriska, 2008). Problematické je však to, že podobné polarizované světlo odráží i člověkem vytvořené plochy, jako jsou vozidla (Wildermuth et Horváth, 2005), nádrže s ropou (Horváth et al., 1998), lesklé náhrobní kameny (Horváth et al., 2007), asfaltové silnice (Egri et al., 2019), černé plastové fólie a plexiskla (Wildermuth, 1998). V případech, kdy vážky tyto plochy preferují před přirozenými vodními plochami, se umělé plochy stávají ekologickou pastí (Horváth et al., 2007). Čím je stupeň horizontální polarizace vyšší, tím atraktivnější se prostředí pro vážky stává, což vysvětluje, proč jsou některé umělé plochy s vysokým stupněm polarizace pro vážky atraktivnější než přirozené vodní plochy (Horváth et al., 1998).

Šigutová et al. (2021) zjistili, že některé druhy jsou schopné vybírat stanoviště podle přítomnosti rybích predátorů. V jejich experimentu se vážky druhu *Sympetrum danae* signifikantně vyhýbaly vodním plochám s rybami. Není však přímo dokázáno,

jakým signálem jsou vážky schopny přítomnost ryb odhalit. Jednou z teorií je, že pravidelné krmení ryb způsobuje eutrofizaci vody a ta pozmění polarizované světlo odrážené z vodní hladiny (Šigutová et al., 2021).

Mezi další faktory, které ovlivňují výběr stanoviště, patří teplota vody. Některé druhy preferují pro ovipozici vodu s vyšší teplotou (Wildermuth, 1994). Také přítomnost dalších jedinců stejného druhu může hrát při volbě habitatu roli. Některé studie zaznamenaly, že si dospělci vybírají místa pro ovipozici v blízkosti míst, kde kladou vajíčka jiní jedinci (Michiels et Dhondt, 1990). U některých druhů byl zaznamenán výběr stanoviště pro ovipozici podle substrátu, jelikož dospělci jsou schopni rozlišit materiál substrátu na základě fyzikálních vlastností detekovatelných prostřednictvím doteku (Wildermuth, 1992).

3.4.3 Citlivost vážek na ekologické pasti

Vážky jsou známé svojí citlivostí na změny prostředí. Díky tomu jsou často používány jako takzvané bioindikátory kvality sladkovodních ekosystémů a jejich změn (Miguel et al., 2017). Environmentální indikátory jsou takové organizmy, které nám pomáhají popsat kondici ekosystému, jelikož dobře odrážejí jeho abiotický či biotický stav. Mají určité požadavky na prostředí, a když tyto požadavky chybí nebo dojde k jejich změně, projeví se to na početnosti, morfologii, fyziologii či chování daného druhu. Často se používají k mapování dopadů lidských činností na životní prostředí, jelikož předvídatelně reagují na jeho změny a narušení (Gerhardt, 2009).

Vzhledem k tomu, že se vážky vyznačují jak vodním, tak suchozemským způsobem života, osvědčily se jako bioindikátory jak sladkovodních, tak suchozemských stanovišť. Například Šigutová et al. (2019) zjistili, že vážky mohou sloužit i jako indikátory degradace tropických lesů vlivem odlesňování.

Velkou výhodou vážek je jejich snadná identifikace na úrovni druhu. Jednotlivé druhy se liší v ekofyziologických nárocích. Rozdíl lze zaznamenat také na úrovni podřádů. Například druhy podřádu Zygoptera jsou citlivé na změny prostředí, oproti tomu druhy podřádu Anisoptera mohou být lidským narušením přírody zvýhodněny. Anisoptera migrují na člověkem poškozená místa, protože jim vyhovuje otevřené a slunné prostředí (Miguel et al., 2017).

Kutcher et Bried (2014) testovali, zda lze vážky použít jako indikátory člověkem narušených stanovišť. K tomu je nutné, aby indikátor reagoval rozdílně na lidské narušení oproti přirozeným disturbancím běžně se vyskytujícím v přírodě. Autoři studie využili toho, že se některé druhy vážek vyznačují značným konzervatismem pro dané podmínky prostředí, a vytvořili index umožňující hodnocení stavu vodních ekosystémů založený na tomto konzervatismu. Index nazvali „Odonata Index of Wetland Integrity“ (OIWI). Základem OIWI indexu je to, že jednotlivé druhy vážek jsou různě tolerantní k lidskému narušení. Společenstvo vážek na lokalitě je tedy odrazem toho, jaký je její stav (Kutcher et Bried, 2014).

Vážky každý rok kolonizují nové lokality pro rozmnožování, díky čemuž lze dobře sledovat jejich priority při výběru habitatu (Šigutová et al., 2015). Na základě výše uvedených informací lze očekávat, že by vážky mohly sloužit také jako indikátory ekologických pastí. Harabiš et Dolný (2012) potvrdili, že nestabilita podmínek ovlivňuje populační dynamiku vážek na člověkem vytvořených stanovištích fungujících jako ekologické pasti. Mezi vážkami lze navíc najít takové druhy, které jsou i na malé změny prostředí velice citlivé. Nazývají se specialisté. Frekvence vyhynutí takovýchto stenotopních druhů byla v experimentu na sekundárních stanovištích velká. Druhy, které potřebují specifické podmínky prostředí, jsou ekologickými pastmi nejvíce zranitelné, jelikož jim hrozí, že si na základě signálů vyberou stanoviště nevyhovující jejich požadavkům (Šigutová et al., 2015).

Šigutová et al. (2015) uvádějí metodiku, jak pomocí vážek odhalit, zda biotop funguje jako ekologická past. Atraktivitu stanoviště lze posuzovat podle počtu jedinců kladoucích vajíčka, čímž se zjistí, zda je jedno stanoviště upřednostňováno před jiným. Reprodukční úspěch lze zjistit podle počtu exuvií (svleček) larev vážek. Šigutová et al. (2015) ve svém experimentu odhalili, že rybníky s intenzivním chovem ryb slouží jako ekologické pasti, jelikož vykazovaly vyšší počet tandemů vážek a menší množství exuvií. Stále více studií potvrzuje, že je důležité nalezení účinných bioindikátorů, které nám umožní odhalit stav ekosystémů a pomohou při managementu stanovišť a ochraně přírody (Kutcher et Bried, 2014; Miguel et al., 2017).

3.4.4 Vliv kvality prostředí na performance larev

Nedostatek potravy, predace, vysoká hustota jedinců či znečištění prostředí mohou mít negativní vliv na přežívání larev. V nepříznivých podmínkách mohou mít larvy nižší hmotnost a menší energetické zásoby. U takovýchto jedinců může docházet ke snížené schopnosti přežívání a zhoršení imunity (Stoks et Córdoba-Aguilar, 2012). Campero et al. (2008) dokázali, že stres způsobený nedostatkem potravy a znečištěním vody pesticidy měl za následek asymetrii těla larev, která korelovala se snížením kondice jedinců z hlediska jejich imunity a hmotnosti. Micolajewski et al. (2007) potvrdili, že jak samice, tak samci mají vyšší hmotnost a tělesný růst při vyšší dostupnosti potravy. Podobné výsledky uvádí i Micolajewski et al. (2005). Micolajewski et al. (2007) zjistili, že samci druhu *Libellula depressa* rostli pomaleji a vykazovali větší velikost těla. Samice rostly rychleji, ale dosáhly menší velikosti. Micolajewski et al. (2005) u druhu *Coenagrion puella* dospěli k výsledkům, že samicím trval vývoj delší dobu, ale dosahovaly po přeměně v dospělce větších velikostí, hmotnosti a obsahu tuku než samci. Obě studie se shodují na tom, že se rychlost vývoje, velikost těla, hmotnost či aktivita může u samic a samců lišit a tyto charakteristiky mohou být narušeny nízkou dostupností potravy ve stadiu larvy.

Výsledky potvrzující vliv množství potravy na mortalitu uvádí Micolajewski et al. (2005). V jejich experimentu zahynulo 21,5 % larev v nádržích s nízkým množstvím potravy, naopak při vysokém množství zahynula pouze 3 % larev. Autoři této studie také dokázali, že larvy z důvodu nízkého množství potravních zdrojů mohou mít menší šířku hlavy oproti larvám s dostatkem potravy.

Micolajewski et al. (2015) ve své studii zaznamenali snížení tělesné hmotnosti larev vlivem přítomnosti predátorů. Larvy pozdějších instarů také měly sníženou aktivitu oproti lokalitám bez predátorů. Tato behaviorální změna bývá vysvětlena tím, že se larvy snaží předejít kontaktu s predátory, a tak omezí aktivitu včetně hledání potravy. Riziko predace může také snížit obsah tuku larev vážek (Stoks et al., 2006). Micolajewski et al. (2015) zkoumali vliv predace na šířku hlavy vážek. Přestože se šířka hlavy lišila mezi jedinci, nelišila se signifikantně mezi lokalitami bez predátorů a lokalitami s predátory. Některé studie uvádějí zvýšenou efektivitu růstu těla larvy způsobenou přítomností predátora (Stoks et al., 2012).

Problém nastává také ve chvíli, kdy dva či více negativních faktorů působí synergicky. Například vážky na lokalitách s nízkým množstvím potravy a přítomností

predátorů mohou mít nižší obsah tuku a sníženou rychlost růstu než na lokalitách, kde je sice predátor přítomen, ale mají zde potravy dostatek (Mikolajewski et al., 2005).

Přibývají studie zkoumající, jak se jednotlivá vývojová stadia navzájem ovlivňují. Například stres působící na larvy může ovlivnit zdatnost také dospělců, přestože již nežijí ve stresujících podmínkách. Stejně tak stres působící na dospělé může snížit zdatnost larev další generace (Stoks et Córdoba-Aguilar, 2012). Mikolajewski et al. (2005) potvrdili, že larvy s menším přísunem potravy rostly pomaleji, vyvinuly se v dospělé později a v dospělosti měly menší velikost těla a vyšší úmrtnost.

4 Experimentální část

4.1 Metody práce

4.1.1 Výběr lokalit

Lokality pro experimentální část mé diplomové práce se nacházely na Sokolovsku, jelikož zde byly pro experiment vhodné podmínky. Klíčové bylo vybrat takové území, kde se v blízkosti sebe nacházejí jak vodní plochy vzniklé v území po těžbě, tak vodní plochy, které lze označit za přirozené. Blízkost obou typů lokalit byla důležitá proto, aby zde byla vyšší pravděpodobnost stejných vlivů prostředí, jako je podnebí, nadmořská výška, teplota a další, a aby největším rozdílem bylo tedy to, zda je lokalita přirozená nebo uměle vytvořená v posttěžební oblasti.

Konkrétní lokality mi byly zadány vedoucím diplomové práce, který je vybral proto, že na nich v roce 2021 proběhlo testování atraktivity, což je také jeden z hlavních znaků ekologických pastí. Jednalo se o deset lokalit, z nichž pět lze označit jako přirozené (kontrolní lokality) a pět jako uměle obnovené v oblastech po těžbě (potenciální ekologické pasti pro vážky). Za přirozené lokality jsou považovány i rybníky, které v naší krajině nahrazují přírodní vodní plochy a patří mezi jedny z typických habitatů obývaných vážkami.

4.1.2 Sběr dat

Na konci května roku 2022 byly na každou vybranou lokalitu umístěny tři oválné koše, které byly obaleny nylonovou sítí s velikostí ok 2 mm. Velikost ok byla vybrána tak, aby se do košů mohla dostat potenciální potrava pro larvy vážek, jako jsou různé druhy drobných sladkovodních bezobratlých, ale aby larvy nemohly prolézt ven. Zároveň bylo dbáno na to, aby sítě byly umístěny dostatečně pevně a nedošlo tak k uvíznutí larvy mezi plastovou částí koše a sítí. Do každého z košů bylo vloženo 12 larev vážek *Sympetrum* spp., které byly předem vyloveny na jedné z lokalit na Sokolovsku. Celkově bylo tedy na každé lokalitě 36 jedinců vážek. Do každého koše byl kromě vážek umístěn také substrát a vegetace, aby prostředí v koši bylo podobné okolnímu prostředí ve vodních plochách. V rámci každé lokality byl také vždy na jeden koš umístěn datalogger měřící teplotu vodního prostředí.

Přibližně po 14 dnech byl z každé lokality odebrán jeden koš, tedy 1/3 všech jedinců larev vážek. Larvy byly převezeny k následnému testování kondice do

laboratoře. Zbylé 2/3 vážek byly odebrány cca 14 dní po odebrání první třetiny larev, tedy kolem konce června. Původním plánem, který je uveden v zadání práce, bylo odebrat pokaždé stejný počet jedinců, tedy vždy jeden koš. Překvapením však byla skutečnost, že se na lokalitách již někteří jedinci začínají líhnout v dospělce. Proto byl experiment zkrácen a v rámci druhého navštívení lokalit byly odebrány všechny larvy v koších naráz.

4.1.3 Zjišťování kondice larev

Dalším krokem experimentální části mé diplomové práce bylo zjištění kondice larev vážek odebraných z lokalit na Sokolovsku. Kondice larev byla posuzována podle množství zásobního tuku a velikosti masky. Testování probíhalo v laboratořích, které se nacházejí v budově Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity.

Prvním krokem bylo označení každého jedince unikátním kódem, který zaznamenával identitu jedince, lokalitu, z které byl odebrán, a zda se jednalo o první či druhý odběr. Označení bylo umístěno vždy na epruvetu, do které byli následně jedinci vloženi. Poté byly larvy v epruvetách s otevřeným víčkem přeneseny do sušičky v laboratoři Z019 (FŽP, ČZU). Zde probíhalo po dobu 48 hodin sušení při teplotě 50 stupňů Celsia. Po vysušení byla každá larva zvážena pomocí analytické váhy značky Kern s přesností 10^{-4} g umístěné v ekofyziologické laboratoři D414 (Mezifakultní centrum enviromentálních věd, FŽP, ČZU) a byly tak zjištěny hodnoty suché váhy larev vážek (dry mass).

Dalším krokem bylo odtučnění larev, které opět probíhalo v ekofyziologické laboratoři. Nejprve byl připraven roztok k rozpuštění tuků. Jednalo se o diethylether a chloroform v poměru 50 : 50. Roztok byl následně nalit do epruvet s larvami tak, aby v něm byly celé ponořené. Larvy byly louhovány v roztoku opět po dobu 48 hodin.

V posledním kroku byl z epruvet roztok vylit a larvy byly opět umístěny do sušičky v Z019, kde byly sušeny po dobu 48 hodin při teplotě 50 stupňů Celsia. Po vysušení byla každá larva zvážena již zmíněnou analytickou váhou v ekofyziologické laboratoři a zjištěna suchá libová hmotnost (lean dry mass). Obsah tuku, jako jeden z ukazatelů kondice larev, byl vypočítán jako rozdíl suché hmotnosti a suché libové hmotnosti.

Druhým ukazatelem kondice byla velikost masky larev vážek. Každé larvě byla změřena délka a šířka masky prostřednictvím binokulární lupy Zeiss, jež měla digitální

kameru a byla napojena na počítač s nástrojem Zeiss Zen Lite, ve kterém bylo měření uskutečněno.

4.1.4 Statistická analýza

Vyhodnocení dat bylo provedeno formou statistické analýzy v softwaru R verze 4.0.4 (R Core Team, 2021). Nejprve bylo testováno, jak se liší obsah tuku larev vážek, které byly odebrány z přirozených lokalit, oproti larvám odebraných z uměle vytvořených prostředí v posttěžebních oblastech. Testovaná nulová hypotéza vyjadřovala, že obsah tuku nezávisí na typu habitatu. Byl vytvořen zobecněný lineární model (GLM) s negativně binomickým rozdělením (funkce „glm.nb“; knihovna MASS), kde vysvětlovanou proměnnou byl obsah tuku a vysvětlující proměnnou byl typ habitatu o dvou kategoriích (umělý a přirozený). Model byl následně vyhodnocen funkcí anova za použití Chí-kvadrát testu.

Další testovaná nulová hypotéza vyjadřovala, že šířka a délka masky larev vážek nezávisí na typu habitatu. K otestování byl použit zobecněný lineární model s Gamma rozdělením, jelikož umí pracovat se spojitými kladnými veličinami bez nulových hodnot. Vysvětlovanou proměnnou byla délka a šířka masky a vysvětlující byla kategoriální proměnná typ habitatu. K vyhodnocení modelu byla použita funkce anova. Jelikož se jednalo o Gamma rozdělení, byl k testování použit F test.

Poslední testovanou nulovou hypotézou bylo to, že úmrtnost larev vážek nezávisí na typu habitatu. Byl použit zobecněný lineární smíšený model (GLMM) a binomické rozdělení (funkce „glmer“, knihovna lme4), jelikož vysvětlovanou proměnnou byla úmrtnost mající spojitě hodnoty v rozmezí $< 0, 1 >$. Pevným efektem byla opět kategoriální proměnná typ habitatu. Jako náhodný efekt byla zahrnuta proměnná odběr, která vyjadřovala to, zda byly larvy odebrány v rámci prvního nebo druhého odběru. Tato proměnná zde byla zahrnuta, jelikož v případě úmrtnosti byly velké rozdíly mezi prvním a druhým odběrem. K vyhodnocení modelu byla použita funkce anova a Chí-kvadrát test.

Nulové hypotézy byly zamítány na hladině významnosti $p < 0,05$. Pro všechny vysvětlované proměnné byl vytvořen diagnostický krabicový graf prostřednictvím funkce boxplot. Grafy vizualizovaly, jak se liší obsah tuku, velikost masky a úmrtnost larev vážek na přirozených a umělých lokalitách.

4.2 Charakteristika zájmového území

Všechny zvolené lokality se nacházejí v Karlovarském kraji v okolí města Sokolov. Jedná se o oblast s mírným klimatem o průměrné roční teplotě 7–8 stupňů Celsia a ročním úhrnem srážek 600–700 mm (Harabiš, 2016). Nadmořská výška posttěžební oblasti Sokolovska se pohybuje od 500 do 650 m (Mudrák et Frouz, 2012). Reliéf je tvořený členitou pahorkatinou až plochou vrchovinou (Culek et al., 2013). Pro experiment bylo zvoleno 10 lokalit, které jsou znázorněny na mapě číslo 1. Lokality 1, 4, 5, 8, 10 lze označit jako přirozené. Zbylé lokality 2, 3, 6, 7, 9 jsou člověkem vytvořené vodní plochy v oblastech po těžbě.



Mapa 1 Zkoumané lokality na Sokolovsku (www.mapy.cz, upravila Josková, 2023)

Za přirozené lokality byly zvoleny nejčastěji rybníky, které však neslouží k intenzivnímu chovu ryb. Lokalita číslo 10 je pozůstatkem meandrů řeky Ohře, jedná se o její slepé rameno. Vybrané přirozené lokality se nacházejí v zemědělské krajině a jsou obklopeny poli, případně lesním porostem. Sokolovsko je typické nízkým zastoupením lesů, jelikož zde převažují travní porosty a zemědělské kultury (Culek et al., 2013).

Uměle vytvořené lokality vznikly v rámci rekultivace výsypek sokolovské uhelné pánve. Sokolovsko je známou oblastí pro povrchovou těžbu uhlí. Sokolovská pánev má členité dno, úzký tvar a je hluboká. Na dně pánve se vyskytují doly a výsypky (Culek et al., 2013). Substrátem sokolovských výsypek je převážně jíl. Velká část posttěžebních oblastí zde byla technicky rekultivována. Nejčastěji se jedná o lesnickou rekultivaci. Sokolovské výsypky ponechané sukcesnímu vývoji přitom hostí řadu ohrožených druhů. Příkladem je největší stabilní populace ropuchy krátkonohé v ČR, nechybí zde také čolek horský, blatnice skvrnitá či rosnička zelená (Mudrák et Frouz, 2012). Kromě obojživelníků zde také nacházejí útočiště ohrožené druhy ptáků, hmyzu, hub i rostlin (Prach et al., 2009). Významným prvkem v krajině Sokolovska je jezero Medard. Jedná se o největší rekultivační jezero na území České republiky, které bylo napuštěno vodou z řeky Ohře (Příkryl et al., 2013). Lokalita číslo 2 se nachází v těsné blízkosti tohoto jezera.

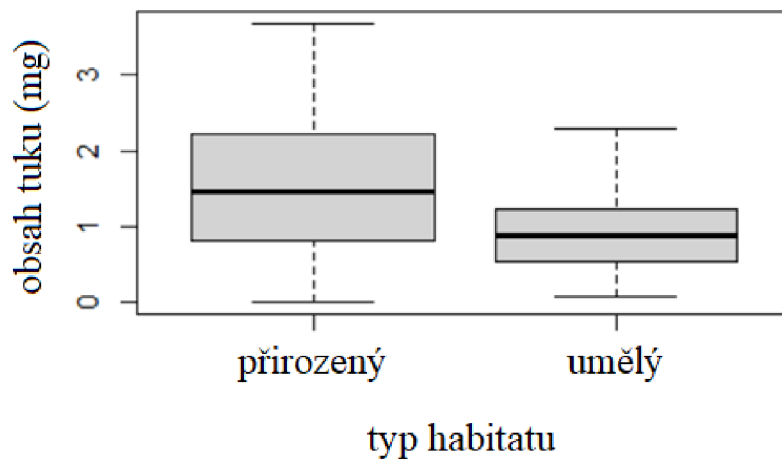
Vážkami zvolenými pro experiment byli zástupci rodu *Sympetrum* spp, kteří se v zájmovém území hojně vyskytují. Jedná se o čeleď Libellulidae. Dospělí samci jsou charakterističtí zadečkem oranžové až rudé barvy. Jejich typickými habitaty jsou stojaté až mírně tekoucí vodní prostředí. Nalézt je můžeme i na rašeliništích. Některé druhy mají více specifické podmínky než jiné, pro všechny je však zásadní přítomnost bohaté litorální vegetace. V rámci behaviorálních znaků se vyznačují teritoriálním chováním, kvůli kterému samci hlídají v blízkosti míst vhodných pro kladení vajíček. Vajíčka jsou následně kladena v tandemu. Rozdíl mezi samcem a samicí je v případě chování v tom, že na rozdíl od samců, kteří se vyskytují spíše blízko vodních biotopů, samice nalezneme i více vzdálené od vodního prostředí (Dolný et al., 2016).

4.3 Výsledky statistické analýzy

Hlavním úkolem statistické analýzy bylo zjistit, zda se liší tělesná kondice larev vážek *Sympetrum* spp. v přirozených habitatech oproti stanovištím vzniklým v územích po těžbě. Zjištění rozdílu v kondici vážek bylo provedeno na základě porovnání obsahu tuku, délky a šířky masky a úmrtnosti vážek žijících ve zmíněných typech habitatů.

4.3.1 Obsah tuku

V rámci statistické analýzy byl zjištěn signifikantní vliv typu habitatu na obsah tuku zkoumaných larev vážek ($p = 0,016$). Vážky, které žily v přirozených habitatech, měly tedy signifikantní rozdíl v obsahu tuku oproti vážkám žijícím v habitatech po těžbě.

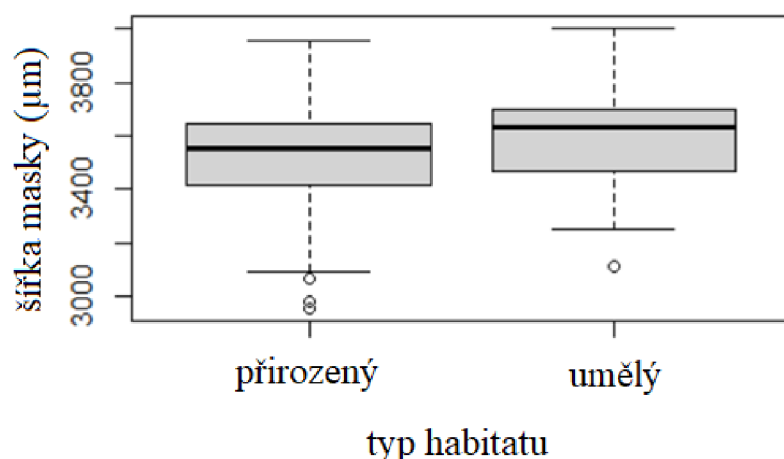


Obr. 3 Graf porovnání obsahu tuku larev vážek na přirozených a uměle vytvořených habitatech v posttěžebních oblastech

Na přiloženém krabicovém grafu (viz obrázek číslo 3), který znázorňuje rozdíl mezi obsahem tuku v přirozených a umělých habitatech, je patrné, že vážky mají vyšší obsah tuku v lokalitách přirozených. Stejně tak nejvyšší naměřené hodnoty obsahu tuku jsou dle grafu na lokalitách přirozených. Nejvyšší zjištěný obsah tuku byl 3,69 mg a byl naměřen u larvy odebrané z přirozené lokality. Nejvyšší hodnota obsahu tuku larev odebraných z habitatů po těžbě byla 2,30 mg. Nejnižší zjištěné hodnoty obsahu tuku se však dle grafu tolik neliší u přírodních a umělých habitatů.

4.3.2 Velikost masky

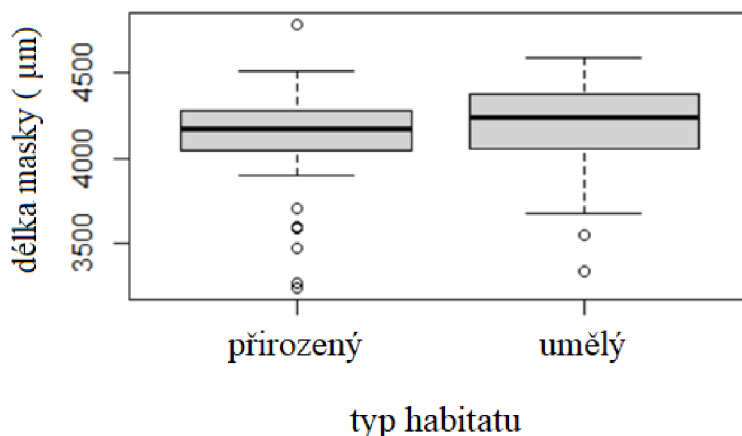
Druhým zkoumaným parametrem byl rozdíl ve velikosti masky larev vážek. Masku používají k lovu potravy a její velikost se na rozdílných stanovištích může lišit. Velikost byla vyjádřena šířkou a délkou masky. Statistická analýza nepotvrdila signifikantní vliv typu habitatu ani u šířky masky ($p = 0,128$) ani u délky masky ($p = 0,175$).



Obr. 4 Graf porovnání šířky masky larev vážek na přirozených a uměle vytvořených habitatech v posttěžebních oblastech

Na obrázku číslo 4 porovnávám pomocí krabicového grafu šířku masky v přirozeném a umělém habitatu. V obou typech prostředí byl rozptyl v šířce masky poměrně veliký. V umělých lokalitách byl medián šířky masky mírně vyšší.

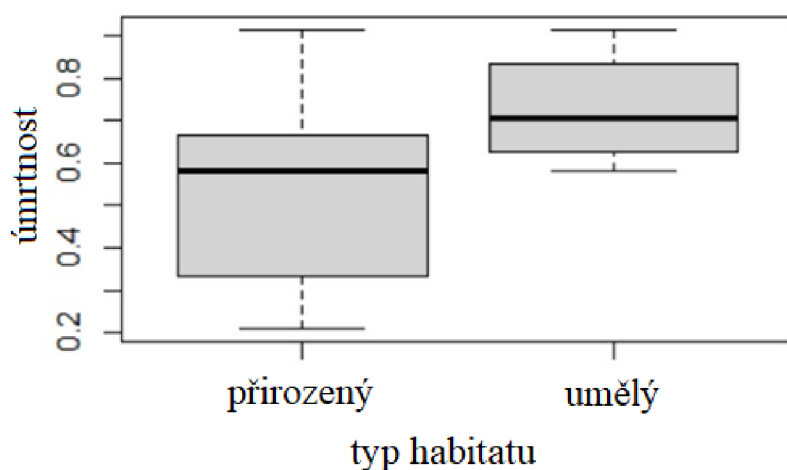
Krabicový graf na obrázku číslo 5 znázorňuje podobné výsledky také u délky masky. Opět je zde medián vyšší u délek masky larev odebraných z habitatů po těžbě a u obou habitatů je velká variabilita v délkách masek u jedinců larev vážek.



Obr. 5 Graf porovnání délky masky larev vážek na přirozených a uměle vytvořených habitatech v posttěžebních oblastech

4.3.3 Úmrtnost

Třetím porovnávaným parametrem byl rozdíl v úmrtnosti larev vážek na přirozených lokalitách a lokalitách vzniklých po těžbě. Statistická analýza potvrdila signifikantní vliv typu habitatu na úmrtnost larev vážek ($p = 0,002$). Také na přiloženém grafu na obrázku číslo 6 je patrný významný rozdíl v úmrtnosti mezi přirozeným a umělým habitatem. Medián úmrtnosti pro umělé habitaty dosahuje vyšších hodnot a značí tak průměrně vyšší úmrtnost na uměle vzniklých lokalitách v posttěžebních oblastech oproti lokalitám přirozeným. Nejnižší naměřené hodnoty úmrtnosti byly zaznamenány u lokalit přirozených (úmrtnost cca 21 %), naopak nejvyšší zjištěné hodnoty se neliší u lokalit přirozených a umělých (úmrtnost cca 92 %).



Obr. 6 Graf porovnání úmrtnosti larev vážek na přirozených a uměle vytvořených habitatech v posttěžebních oblastech

5 Diskuze

Díky statistické analýze byl zjištěn signifikantní vliv typu habitatu na obsah zásobních látek a úmrtnost larev vážek. Tyto výsledky dokazují, že modelové plochy, tedy člověkem vytvořené vodní plochy v posttěžebních oblastech, nejsou pro vážky vhodným stanovištěm. Bez dalšího zkoumání nelze říci, jaký aspekt prostředí způsobuje horší kondici larev v těchto habitatech i vyšší míru mortality.

Jednou z častých příčin sníženého obsahu tuku a zvýšené úmrtnosti larev vážek je nedostatek potravy ve vodním prostředí (Stoks et Córdoba-Aguilar, 2012). Velkým problémem, který nastává při ekologické obnově a rekultivaci krajiny, je fakt, že často nedojde k plné obnově ekosystémových struktur a funkcí (Bradshaw, 1996; Moreno-Mateos et al., 2012). Některé studie se shodují na tom, že obnovit ekosystémovou strukturu je náročnější než obnovit ekosystémovou funkci (Bradshaw, 1996). Například Moreno-Mateos et al. (2012) uvedli, že struktura jimi zkoumaných rekultivovaných mokřadů, vyjádřena početností, druhovou bohatostí a diverzitou organismů, byla i po 100 letech obnovena pouze ze 77 %. Larvy vážek jsou typickými predátory ve sladkovodních ekosystémech, díky čemuž se velmi podílejí na úpravě struktury stanovišť (Tang et Visconti, 2020). Jejich potravou jsou malí vodní živočichové, jako jsou drobní korýši, máloštětinatci, larvy hmyzu či pulci (Dolný, 2007). Zjištěná zvýšená mortalita a snížený obsah tuku larev vážek by mohly značit, že v rekultivovaných lokalitách nedošlo k obnově ekosystémové struktury do takové úrovně, jaká je v přirozených lokalitách. Larvám by tak v posttěžebních oblastech mohla chybět společenstva organismů, kterými se živí, a to by mělo za následek snížení jejich kondice. Moreno-Mateos et al. (2012) například zjistili, že obnova původních společenstev makrobezobratlých v rekultivovaných mokřadech trvala až 10 let, než se přiblížila k referenčnímu stavu, ale nikdy nedosáhla absolutních referenčních hodnot.

Nedostatek potravy jako příčinu zhoršené kondice a snížené schopnosti přežívání uvádějí například Mikolajewski et al. (2005), Mikolajewski et al. (2007), Campero et al. (2008) či Stoks et Córdoba-Aguilar (2012). Pro ověření, zda je hlavní příčinou snížené kondice larev nedostatek potravy, by bylo potřeba dalšího experimentu, který by zjistil početnost potencionální kořisti larev v posttěžebních oblastech a porovnal ji s přirozenými lokalitami.

Dalším známým aspektem, který snižuje kondici larev vážek, je stres způsobený predátory (Stoks et al., 2006; Mikolajewski et al., 2015). V mém experimentu byly larvy díky košům, v kterých byly umístěny, izolovány od svých predátorů, tudíž zde nebyla porovnávána míra predace mezi přirozenými a posttěžebními lokalitami. Jedinými predátory si v koších byly samy larvy a mortalita by zde hrozila vlivem kanibalizmu, který je u druhu *Sympetrum vulgatum* poměrně výrazný (Everling et Johansson, 2022). Důležité je zmínit, že u vážek může být zvýšená kompetice dána nedostatkem potravy, tudíž případná mortalita vlivem kanibalizmu může opět značit malé množství potravních zdrojů (McPeck, 1998). Larvám bylo v koších vytvořeno takové prostředí, ve kterém měly k dispozici také úkryty, například díky vegetaci, čímž byla pravděpodobnost predace zmírněna.

Vážky jsou ektotermní živočichové. Teplota těla larev je ovlivněna teplotou vodního prostředí. Pro vážky jsou nevhodné jak příliš vysoké (Svensson et al., 2020), tak nízké teploty, jelikož potřebují dostatek tepla pro svůj vývoj (Dolný, 2007). Na každé lokalitě jsme měli umístěný jeden datalogger, který měřil teplotu prostředí, díky čemuž máme data jak o průměrné teplotě, tak o teplotních minimech a maximech. Grafy s teplotami jsou umístěny v přílohách. Průměrná teplota na přirozených a umělých lokalitách se příliš nelišila. Na uměle vzniklých lokalitách byly nejvyšší průměrné teploty vodního sloupce. Vyšší teplota těchto stanovišť může být dána tím, že vodní plochy v posttěžebních oblastech vznikají v místech s malým zastoupením stromů, které by stínily vodní plochu.

Minimální teplota se opět příliš nelišila mezi typy habitatu, nejnižší hodnota byla naměřena u uměle vzniklých lokalit. Maximální teploty byly nejvyšší u přirozených stanovišť. Everling et Johansson (2022) zjistili, že úmrtnost larev *Sympetrum vulgatum* roste se zvyšující se teplotou prostředí. Stejně tak může růst i míra kanibalizmu. Larvy v jejich studii měly větší mortalitu ve 23 stupních Celsia než ve 20 stupních Celsia. Z toho je patrné, že rozdíl teploty pouze několika stupňů může být pro larvy životně důležitý. V našem experimentu dosahovaly průměrné teploty některých posttěžebních lokalit téměř 22 stupňů Celsia. Suhling et al. (2015) zjistili, že optimální teplota pro růst larev druhu *Sympetrum vulgatum* je 26,6 stupňů Celsia, což značí, že by u tohoto druhu mohl být trade-off mezi optimálním růstem a rizikem zvýšené úmrtnosti. Teplotu prostředí je důležité při ekologické obnově brát v potaz. Ve stadiu dospělce využívají vážky různé způsoby termoregulace, jedním z nich je výběr mikrostanovišť.

Je tedy důležité tvořit taková prostředí, která jsou pestrá a obsahují jak osluněné plochy, kde se vážky mohou vyhřívat, tak stinné plochy, kde se mohou ochlazovat v případě vysokých teplot (Corbet et May, 2008).

Oproti sníženému obsahu tuku a zvýšené mortalitě ve vodních plochách v posttěžebních oblastech nebyl statistickou analýzou zjištěn signifikantní vliv typu habitatu na šířku a délku masky larev vážek. Tělesné míry vážek mohou vypovídat o kvalitě vodního prostředí. Například hmyz má po metamorfóze fixní šířku hlavy, tudíž bylo zjištěno, že je pro něj důležité optimalizovat ji již v rámci larválního vývoje (Mikolajewski et al., 2015). Navíc v populacích, kde se jedinci liší svojí velikostí, je patrná vyšší míra kanibalizmu, jelikož větší jedinci predují ty menší (Crumrine, 2010). V mých datech však není patrné, že by rozptyl ve velikosti masky byl v posttěžebních oblastech větší než v přirozených. Stejně jako ve studii Mikolajewski et al. (2015) nebyl ani v mých datech prokázán signifikantní vliv podmínek prostředí na tělesné míry larev vážek. Oproti tomu Mikolajewski et al. (2007) potvrdili, že příznivé podmínky prostředí nabízející dostatek potravních zdrojů umožňují vážkám vyšší míru tělesného růstu, na základě čehož by měli být jedinci v kvalitnějších biotopech větší. Vážky mají však různé strategie pro tělesný růst v nevhodných podmínkách. Někteří jedinci mohou vykazovat zvýšenou rychlost růstu a zkrácení doby vývoje, jelikož jsou schopni zvýšit efektivitu růstu (Stoks et al., 2008). Nesignifikantní vliv typu habitatu na velikost masky v mém experimentu může podporovat teorii, že larvy mají fenotypovou plasticitu a velikost tělesných struktur tak nemusí jednoznačně odrážet kvalitu prostředí. Dle teorie trade-off se však tato kompenzace může projevit na celkové kondici jedince i na imunitě.

Experimentem zjištěná snížená kondice v obnovených vodních biotopech v posttěžebních oblastech značí, že vytvoření dostatečně kvalitního habitatu zde nebylo úspěšné. Jak ve své studii uvádějí Hale et Swearer (2017), mohlo by to být tím, že nebylo naplněno jedno z kritérií pro úspěšnou obnovu, například to, že obnovená oblast nenabízí dostatek zdrojů, které jedinci potřebují ať už z hlediska potravy, či podmínek prostředí (Hale et Swearer, 2017). Podobné výsledky, kdy obnovené oblasti neměly tak dobrou kvalitu a způsobovaly zvýšenou úmrtnost, uvádějí ve své studii i Severns (2011) či Hawlena et al. (2010). Zvýšenou úmrtnost vážek v posttěžebních oblastech dokázali ve svém experimentu Harabiš et Dolný (2012). Ve zmíněných studiích dokonce zjistili, že obnovené oblasti fungovaly jako ekologické pasti, jelikož

je jedinci dokonce preferovali více či alespoň stejně jako biotopy vyšší kvality (Donovan et Thompson, 2001). K tomuto závěru by bylo v mém experimentu potřeba vyhodnotit ještě atraktivitu daného prostředí. Zajímavé by bylo také zjistit, jak se liší reprodukční úspěšnost na přirozených a obnovených lokalitách například podle počtu exuvií, jak ve své studii uvedli Šigutová et al. (2015), když testovali, zda rybníky s intenzivním chovem ryb fungují jako ekologické pasti. Na základě mých dat lze říci, že existuje vysoké riziko toho, že přinejmenším některé vodní plochy v posttěžebních oblastech mohou fungovat jako ekologické pasti a je potřeba jim věnovat pozornost.

6 Závěr

V teoretické části práce jsem popsala problematiku ekologické obnovy a objasnila, jak člověkem obnovené oblasti mohou působit jako ekologické pasti. Dále jsem se zabývala tím, jak ekologické pasti vznikají, jak je můžeme v krajině detekovat a jaké mají dopady, včetně jejich vlivu na vážky. Shrnula jsem poznatky o tom, jaký mají vážky životní cyklus, jak si volí svá stanoviště, jak jsou pro ně posttěžební oblasti významné a jakým způsobem mohou díky své citlivosti na změny v krajině sloužit jako indikátory ekologických pastí a ekologické obnovy.

V experimentální části práce jsem porovnávala, jak se liší kondice larev vážek žijících v člověkem vytvořených vodních plochách v posttěžebních oblastech oproti larvám v přirozených stanovištích. Experiment probíhal na Sokolovsku na vážkách rodu *Sympetrum* spp. Kondici larev jsem vyhodnotila na základě obsahu tuku, velikosti masky a mortality.

Díky této práci bylo zjištěno, že larvy v uměle vytvořených habitatech v posttěžebních oblastech mají nižší obsah tuku a vyšší míru úmrtnosti. Tím bylo prokázáno, že obnovené lokality nedosahují takové kvality jako přirozená stanoviště. Vliv typu habitatu na velikost masky larev vážek nebyl prokázán. Výsledky této práce odhalily, že by člověkem obnovené lokality v oblastech po těžbě mohly potenciálně působit na vážky jako ekologické pasti, což může vést k ohrožení nejen jedinců, ale i celých populací či druhů. K potvrzení této teorie je nutné zjistit, zda je atraktivita posttěžebních oblastí vyšší či alespoň stejně vysoká jako atraktivita přirozených lokalit.

V kontextu ochrany přírody je ekologická obnova stále více řešeným tématem. Výsledky mé práce dokazují, že je třeba klást důraz na ochranu přirozených ekosystémů a nespolehat na to, že po jejich destrukci jsme schopni přírodě vrátit její původní vlastnosti. Ekologická obnova je cenný nástroj, ale musí být provedena tak, aby byla efektivní a aby obnovená stanoviště opravdu poskytovala dostatek zdrojů pro cílové organizmy. Monitoring obnovených lokalit je zásadní pro ověření, zda byla ekologická obnova úspěšná. Tento experiment potvrdil, že vážky odráží kvalitu vodního prostředí a mohou být účinnými indikátory ekologické obnovy.

7 Přehled literatury a použitých zdrojů

- Bartošová M., Schenková J., Polášková V., Bojková J., Šorfová V., Horsák M., 2019: Macroinvertebrate assemblages of the post-mining calcareous stream habitats: Are they similar to those inhabiting the natural calcareous springs? *Ecological Engineering*, 136: 38–45.
- Battin J., 2004: When Good Animals Love Bad Habitats: Ecological Traps and the Conservation of Animal Populations. *Conservation Biology*, 18 (6): 1482–1491.
- Bobrek R., 2021: Post-mining ponds in the the Sandomierz Forest (SE Poland) as an important site for the conservation of a species-rich odonate assemblage. *Acta Zoologica Cracoviensia*, 64 (1): 159–168.
- Bradshaw A. D., 1984: Ecological principles and land reclamation practice. *Landscape Planning*, 11: 35–48.
- Bradshaw A. D., 1996: Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53 (1): 3–9.
- Bried J., Tear T., Shirer R., Zimmerman C., Gifford N., Campbell S., O'Brien K., 2014: A framework to integrate habitat monitoring and restoration with endangered insect recovery. *Environmental Management*, 54 (6): 1385–1398.
- Campero M., De Block M., Ollevier F., Stoks R., 2008: Blackwell Publishing Ltd Metamorphosis offsets the link between larval stress, adult asymmetry and individual quality. *Functional Ecology*, 22: 271–277.
- Cooke S. J., Bennett J. R., Jones H. P., 2019: We have a long way to go if we want to realize the promise of the “Decade on Ecosystem Restoration”. *Conservation Science and Practice*, 1 (12): e129.
- Corbet P. S., 1962: *A Biology of dragonflies*. Witherby, London, Warwick.
- Corbet P. S., May M., 2008: Fliers and perchers among Odonata: dichotomy or multidimensional continuum? A provisional reappraisal. *International Journal of Odonatology*, 11 (2): 155–171.
- Crumrine P. W., 2010: Body size, temperature, and seasonal differences in size structure influence the occurrence of cannibalism in larvae of the migratory dragonfly, *Anax junius*. *Aquatic Ecology*, 44: 761–770.
- Culek M., Grulich V., Laštůvka Z., Divíšek J., 2013: *Biogeografické regiony České republiky*. 1. vyd. Masarykova univerzita, Brno.
- Delibes M., Ferreras P., Gaona P., 2001: Attractive sinks, or how individual behavioural decisions determine source–sink dynamics. *Ecology Letters*, 4: 401–403.
- Dennis R. L. H., Shreeve T. G., Van Dyck H., 2003: Towards a functional resource-based concept for habitat: a butterfly biology viewpoint. *Oikos*, 102: 417–426.
- Dobson A. P., Bradshaw A. D., Baker A. J., 1997: Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology. *Science*, 277: 515–522.
- Dolný A., 2007: Základní charakteristika řádu vážky (Odonata). In: Dolný A., Bárta D., Waldhauser M., Holuša O., Hanel L. et al. (eds.): *Vážky České republiky*:

- Ekologie, ochrana a rozšíření. Český svaz ochránců přírody Vlašim, Vlašim: 14–55.
- Dolný A., Harabiš F., Bárta D., 2016: Vážky České republiky. Academia, Praha.
- Donovan T. M., Thompson F. R., 2001: Modeling The Ecological Trap Hypothesis: A Habitat and Demographic Analysis for Migrant Songbirds. *Ecological Applications*, 11 (3): 871–882.
- Duncan E. M., Broderick A. C., Critchell K., Galloway T. S., Hamann M., Limpus C. J., Lindeque P. K., Santillo D., Tucker A. D., Whiting S., Young E. J., Godley B. J., 2021: Plastic Pollution and Small Juvenile Marine Turtles: A Potential Evolutionary Trap. *Frontiers in Marine Science*, 8: 699521.
- Dwernychuk L. W., Boag D. A., 1972: Ducks nesting in association with gulls: an ecological trap? *Canadian Journal of Zoology*, 50 (5): 559–563.
- Egri Á., Pereszlényi Á., Farkas A., Horváth G., Penksza K., Kriska G., 2017: How can Asphalt Roads Extend the Range of In Situ Polarized Light Pollution? A Complex Ecological Trap of *Ephemera danica* and a Possible Remedy. *Journal of Insect Behavior*, 30: 374–384.
- Egri Á., Száz D., Pereszlényi Á., Bernáth B., Kriska G., 2019: Quantifying the polarised light pollution of an asphalt road: an ecological trap for the stonefly, *Perla abdominalis* (Guérin-Méneville, 1838) (Plecoptera: Perlidae). *Aquatic Insects*, 40 (3): 257–269.
- Everling S., Johansson F., 2022: The effect of temperature and behaviour on the interaction between two dragonfly larvae species within the native and expanded range. *Ecological Entomology*, 47: 460–474.
- French S. K., McCauley S., 2018: Canopy cover affects habitat selection by adult dragonflies. *Hydrobiologia*, 818: 129–143.
- Gerhardt A., 2009: Bioindicator Species and Their Use in Biomonitoring. In: Inyang H. I., Daniels J. L. (eds.): *Environmental Monitoring*, 1. Eolss Publishers Oxford, United Kingdom: 77–124.
- Hale R., Swearer S. E., 2017: When good animals love bad restored habitats: how maladaptive habitat selection can constrain restoration. *Journal of Applied Ecology*, 54 (5): 1478–1486.
- Harabiš F., 2016: 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: 438–446.
- 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., Dolný A., 2015: Odonates need natural disturbances: how human-induced dynamics affect the diversity of dragonfly assemblages. *Freshwater Science*, 34 (3): 1050–1057.
- Harabiš F., Simaika J. P., Dolný A., Luke S. H., Elo M., Bried J. T., Samways M. J., 2023: Odonata as focal taxa for ecological restoration. In: Córdoba-Aguilar A., Beatty Ch. D., Bried J. T. (eds.): *Dragonflies and Damselflies*. Second Edition, Oxford University Press: 401–412.

- Hawlena D., Saltz D., Abramsky Z., Bouskila A., 2010: Ecological Trap for Desert Lizards Caused by Anthropogenic Changes in Habitat Structure that Favor Predator Activity. *Conservation Biology*, 24 (3): 803–809.
- Horváth G., Bernáth B., Molnár G., 1998: Dragonflies Find Crude Oil Visually More Attractive than Water: Multiple-Choice Experiments on Dragonfly Polarotaxis. *Naturwissenschaften*, 85: 292–297.
- Horváth G., Malik P., Kriska G., Wildermut H., 2007: Ecological traps for dragonflies in cemetery: the attraction of *Sympetrum* species (Odonata: Libellulidae) by horizontally polarizing black gravestones. *Freshwater Biology*, 52: 1700–1709.
- Horváth G., Kriska G., 2008: Polarization Vision in Aquatic Insect and Ecological Traps for Polarotactic Insects. In Lancaster J., Briers R. A. (eds.): *Aquatic Insects: Challenges To Populations*. Proceedings of the Royal Entomological Society's 24th symposium. Cab International, Wallingford, UK: 204–229.
- Hykel M., Šigutová H., Dolný A., 2016: Význam suchozemského prostředí pro život vážek na příkladu ohrožené vážky rumělkové. *Živa*, 6: 311–313.
- Jones H. P., Jones P. C., Barbier E. B., Blackburn R. C., Benayas J. M. R., Holl K. D., McCrackin M., Meli P., Montoya D., Mateos D. M., 2018: Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285: 20172577.
- Kolar V., Tichanek F., Tropek R., 2021: Evidence-based restoration of freshwater biodiversity after mining: Experience from Central European spoil heaps. *Journal of Applied Ecology*, 58 (9): 1921–1932.
- Kristan W. B., 2003: The Role of Habitat Selection Behavior in Population Dynamics: Source-Sink Systems and Ecological Traps. *Oikos*, 103 (3): 457–469.
- Kutcher T. E., Bried J. T., 2014: Adult Odonata conservatism as an indicator of freshwater wetland condition, *Ecological Indicators*, 38: 31–39.
- Lima A. T., Mitchell K., O'Connell D. W., Verhoeven J., Cappellen P. V., 2016: The legacy of surface mining: Remediation, restoration, reclamation and rehabilitation. *Environmental Science & Policy*, 66: 227–233.
- McPeck M. A., 1998: The consequences of changing the top predator in a food web: a comparative experimental approach. *Ecological Monographs*, 68: 1–23.
- Miguel T. B., Oliveira-Junior J. M. B., Ligeiro R., Juen L., 2017: Odonata (Insecta) as a tool for the biomonitoring of environmental quality. *Ecological Indicators*, 81: 555–566.
- Michiels N. K., Dhondt A. A., 1990: Costs and benefits associated with oviposition site selection in the dragonfly *Sympetrum danae* (Odonata: Libellulidae). *Animal Behaviour*, 40: 668–678.
- Miko L., Hošek M. (eds.), 2009: *Příroda a krajina České republiky. Zpráva o stavu 2009*. 1. vydání. Praha, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- Mikolajewski D. J., Brodin T., Johansson F., Joop G., 2005: Phenotypic plasticity in gender specific life-history: effects of food availability and predation. *OIKOS*, 110: 91–100.

- Mikolajewski D. J., Joop G., Wohlfahrt B., 2007: Coping with predators and food limitation: testing life history theory for sex specific larval development. *Oikos*, 116: 642–649.
- Mikolajewski D. J., Conrad A., Joop G., 2015: Behaviour and body size: plasticity and genotypic diversity in larval *Ischnura elegans* as a response to predators (Odonata: Coenagrionidae). *International Journal of Odonatology*, 18 (1): 31–44.
- Moreno-Mateos D., Power M. E., Comín F. A., Yockteng R., 2012: Structural and Functional Loss in Restored Wetland Ecosystems. *PLoS Biology*, 10: e1001247.
- Mudrák O., Frouz J., 2012: Obnova Sokolovských výsypek pomocí spontánní sukcese. In Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W., Prach K. (eds.): *Ekologická obnova v České republice*. Praha, Agentura ochrany přírody a krajiny: 99–101.
- Palmer M. A., Bernhardt E. S., Allan J. D., Lake P. S., Alexander G., Brooks S., Carr J., Clayton S., Dahm C. N., Shah J. F., Galat D. L., Loss S. G., Goodwin P., Hart D. D., Hassett B., Jenkinson R., Kondolf G. M., Lave R., Meyer J. L., O'Donnell T. K., Pagano L., Sudduth E., 2005: Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, 42: 208–217.
- Prach K., 2009: *Ekologie obnovy narušených míst, I. Obecné principy*. Živa 1: 22–24.
- Prach K., Frouz J., Karešová P., Konvalinková P., Koutecká V., Mudrák O., Novák J., Řehounek J., Řehouňková K., Tichá L., Trnková R., Tropek R., 2009: *Ekologie obnovy narušených míst II. Místa narušená těžbou surovin*. Živa 2: 68–72.
- Příkryl I., Vrzal D., Kosík M., 2013: *Kvalita vody napouštěného jezera Medard*. Sborník konference: „Jezera a mokřady ve zbytkových jamách po těžbě nerostů“. Most: 117–121.
- R Core Team, 2021: *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Remeš V., 2003: Effects of exotic habitat on nesting success, territory density and settlement patterns in the Blackcap (*Sylvia atricapilla*). *Conservation Biology*, 17: 1127–1133.
- Rensburg A. J., Olson A. C., Samways M. J., 2008: Shade alone reduces adult dragonfly (Odonata: Libellulidae) abundance. *Journal of insect behavior*, 21: 460–468.
- Roberts B., Atkins P., Simmons I., 1998: *People, Land and Time: An Historical Introduction to the Relations Between Landscape, Culture and Environment* (1st ed.). London, Routledge.
- Robertson B. A., Hutto R. L., 2006: A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology*, 87 (5): 1075–1085.
- Robertson B. A., Rehage J. S., Sih A., 2013: Ecological novelty and the emergence of evolutionary traps. *Trends in ecology & evolution*, 28 (9): 552–560.

- Řehouňková K., Čížek L., Řehounek J., Šebelíková L., Tropek R., Lencová K., Bogusch P., Marhoul P., Máca J., 2016: Additional disturbances as a beneficial tool for restoration of post-mining sites: a multi-taxa approach. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 13745–13753.
- Severns P. M., 2011: Habitat restoration facilitates an ecological trap for a locally rare, wetland-restricted butterfly. *Insect Conservation and Diversity*, 4: 184–191.
- Schlaepfer M. A., Runge M. C., Sherman P. W., 2002: Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology & Evolution*, 17 (10): 474–480.
- Schuyler Q. A., Wilcox C., Townsend K., Hardesty B. D., Marshall N. J., 2014: Mistaken identity? Visual similarities of marine debris to natural prey items of sea turtles. *BMC Ecology*, 14: 14.
- Siva-Jothy M. T., Gibbons D. W., Pain D., 1995: Female Oviposition-Site Preference and Egg Hatching Success in the Damselfly *Calopteryx splendens xanthostoma*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 37 (1): 39–44.
- Stoks R., De Block M., Slos S., Van Doorslaer W., Rolff J., 2006: Time Constraints Mediate Predator-Induced Plasticity in Immune Function, Condition, and Life History. *Ecology*, 87 (4): 809–815.
- Stoks R., Johansson F., De Block M., 2008: Life-history plasticity under time stress in damselfly larvae. In Córdoba-Aguilar A. (ed.): *Dragonflies and Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*. Oxford University Press: 39–50.
- Stoks R., Córdoba-Aguilar A., 2012: Evolutionary Ecology of Odonata: A Complex Life Cycle Perspective. *Annual Review of Entomology*, 57: 249–265.
- Stoks R., Swillen I., De Block M., 2012: Behaviour and physiology shape the growth accelerations associated with predation risk, high temperatures and southern latitudes in *Ischnura* damselfly larvae. *Journal of Animal Ecology*, 81: 1034–1040.
- Suhling F., Suhling I., Richter O., 2015: Temperature response of growth of larval dragonflies—an overview. *International Journal of Odonatology*, 18 (1): 15–30.
- Svensson E. I., Gomez-Llano M., Waller J. T., 2020: Selection on phenotypic plasticity favors thermal canalization. *PNAS*, 117 (47): 29767–29774.
- Swearer S. E., Morris R. L., Barrett L. T., Sievers M., Dempster T., Hale R., 2021: An overview of ecological traps in marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19 (4): 234–242.
- Šigutová H., Šigut M., Dolný A., 2015: Intensive fish ponds as ecological traps for dragonflies: an imminent threat to the endangered species *Sympetrum depressiusculum* (Odonata: Libellulidae). *Journal of Insect Conservation*, 19: 961–974.
- Šigutová H., Šipoš J., Dolný A., 2019: A novel approach involving the use of Odonata as indicators of tropical forest degradation: When family matters. *Ecological Indicators*, 104: 229–236.

- Šigutová H., Harabiš F., Šigut M., Vojar J., Choleva L., Dolný A., 2021: Specialization directs habitat selection responses to a top predator in semiaquatic but not aquatic taxa. *Scientific Reports*, 11: 18928.
- Tang D. H. Y., Visconti P., 2020: Biases of Odonata in Habitats Directive: Trends, trend drivers, and conservation status of European threatened Odonata. *Insect Conservation and Diversity*, 14 (1): 1–14.
- 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 (1): 79–92.
- Tichánek F., Tropek R., 2015: Conservation value of post-mining headwaters: drainage channels at a lignite spoil heap harbour threaten stream dragonflies. *Journal of Insect Conservation*, 19: 975–985.
- Tuxbury S. M., Salmon M., 2005: Competitive interactions between artificial lighting and natural cues during seafinding by hatchling marine turtles. *Biological Conservation*, 121 (2): 311–316.
- UN General Assembly, 2019: United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021-2030): resolution / adopted by the General Assembly. A/RES/73/284.
- Van Dyck H., 2012: Changing organisms in rapidly changing anthropogenic landscapes: the significance of the ‘Umwelt’-concept and functional habitat for animal conservation. *Evolutionary Applications*, 5 (2): 144–153.
- Wildermuth H., 1992: Visual and tactile stimuli in choice of oviposition substrates by the dragonfly *Perithemis mooma* Kirby (Anisoptera: Libellulidae). *Odonatologica*, 21 (3): 309–321.
- Wildermuth H., 1994: Habitatselektion bei Libellen. *Advances in odonatology*, 6 (1): 223–257.
- Wildermuth H., 1998: Dragonflies Recognize the Water of Rendezvous and Oviposition Sites by Horizontally Polarized Light: A Behavioural Field Test. *Naturwissenschaften*, 85: 297–302.
- Wildermuth H., Horváth G., 2005: Visual deception of a male *Libellula depressa* by the shiny surface of a parked car (Odonata: Libellulidae). *International Journal of Odonatology*, 8 (1): 97–105.

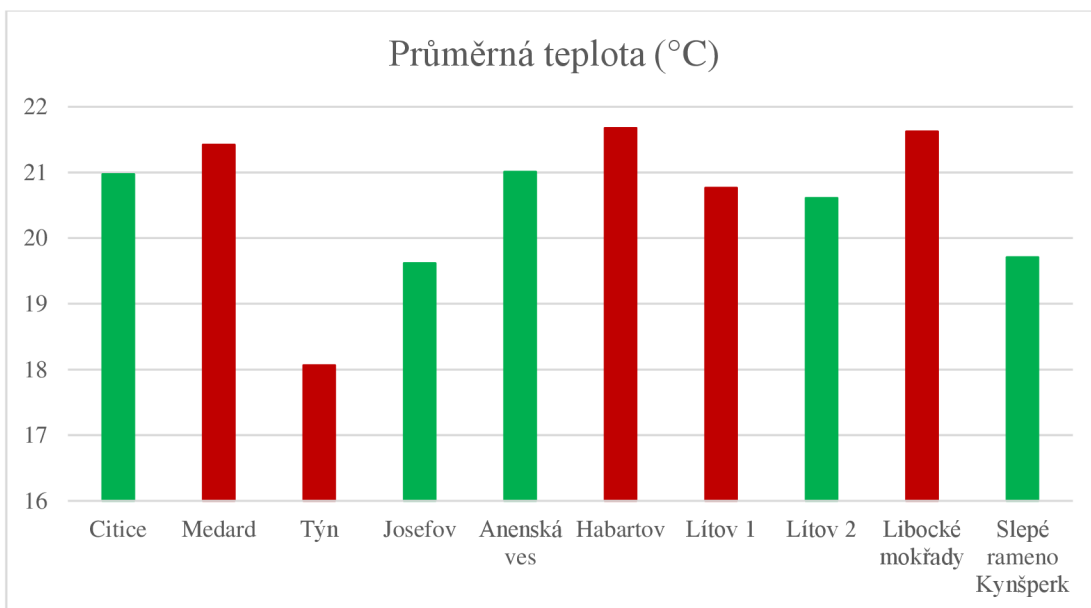
8 Seznam příloh

Příloha 1 Seznam zkoumaných lokalit.....	43
Příloha 2 Graf průměrných teplot na zkoumaných lokalitách	44
Příloha 3 Graf maximální teploty na zkoumaných lokalitách.....	44
Příloha 4 Graf minimální teploty na zkoumaných lokalitách	45
Příloha 5 Obsah tuku (mg) larev vážek na zkoumaných lokalitách.....	45
Příloha 6 Úmrtnost larev vážek na zkoumaných lokalitách	46
Příloha 7 Měření délky a šířky masky larvy vážky	46
Příloha 8 Lokalita č. 8 – Lítov 2 (přirozená lokalita).....	47
Příloha 9 Lokalita č. 2 – Medard (posttěžební oblast)	47

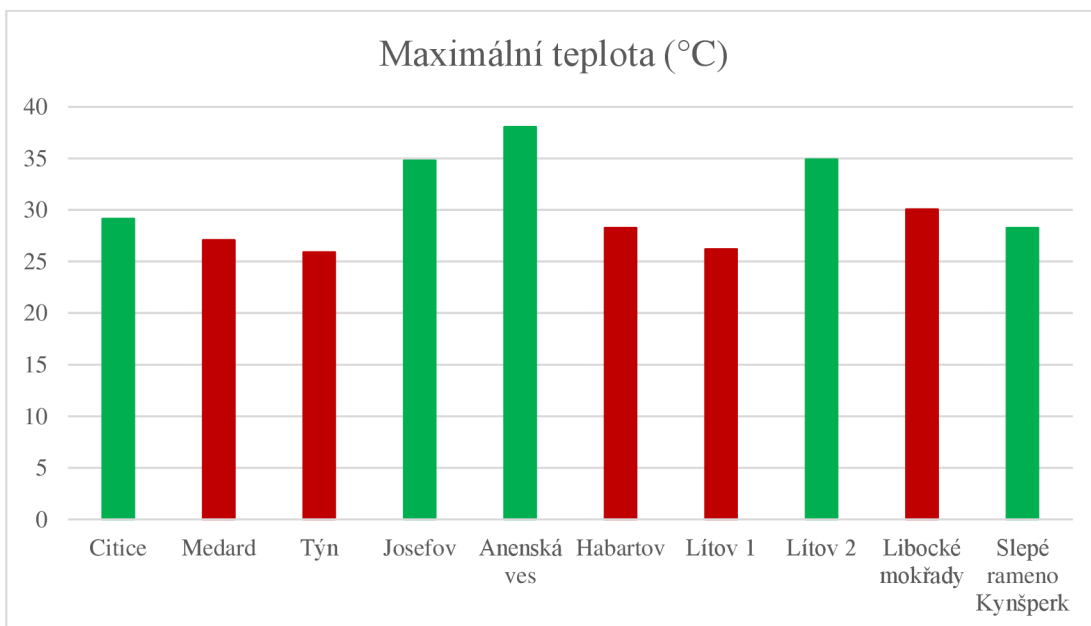
9 Přílohy

Lokalita	Číslo	Typ habitatu	Nadmořská výška	Průměrná t (°C)	Max t (°C)	Min t (°C)
Citice	1	přírozený	400 m	20,974	29,152	11,139
Medard	2	umělý	403 m	21,423	27,075	10,944
Týn	3	umělý	461 m	18,064	25,902	10,651
Josefov	4	přírozený	542 m	19,618	34,796	12,304
Anenská Ves	5	přírozený	557 m	21,009	38,046	11,041
Habartov	6	umělý	472 m	21,676	28,258	15,187
Lítov 1	7	umělý	479 m	20,765	26,195	11,334
Lítov 2	8	přírozený	492 m	20,611	34,903	11,431
Libocké mokřady	9	umělý	413 m	21,623	30,054	10,651
Slepé rameno Kynšperk	10	přírozený	414 m	19,708	28,258	11,722

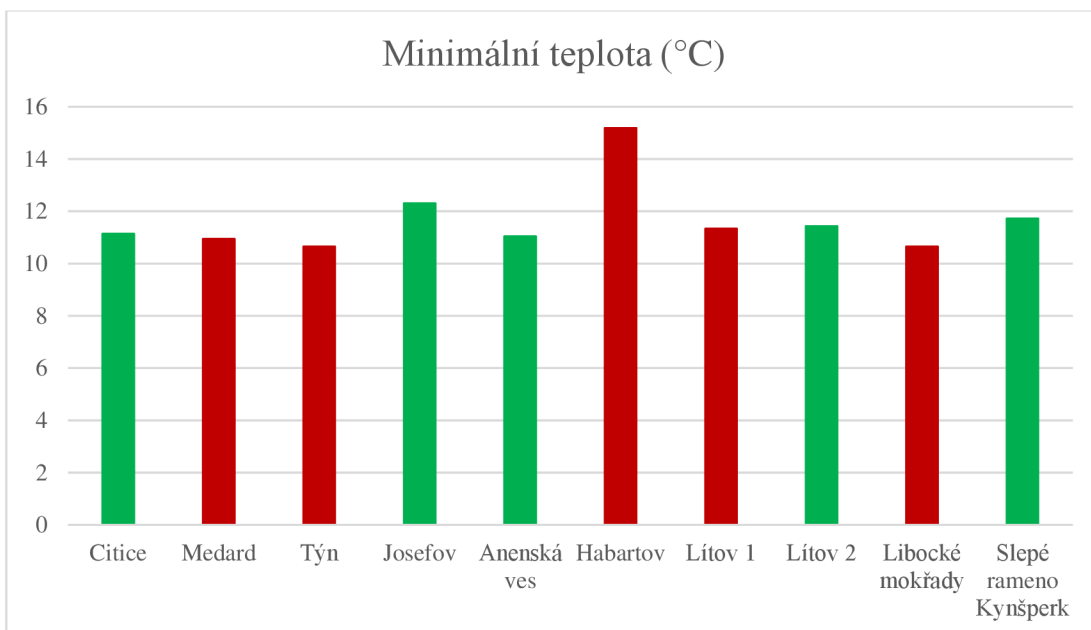
Příloha 1 Seznam zkoumaných lokalit



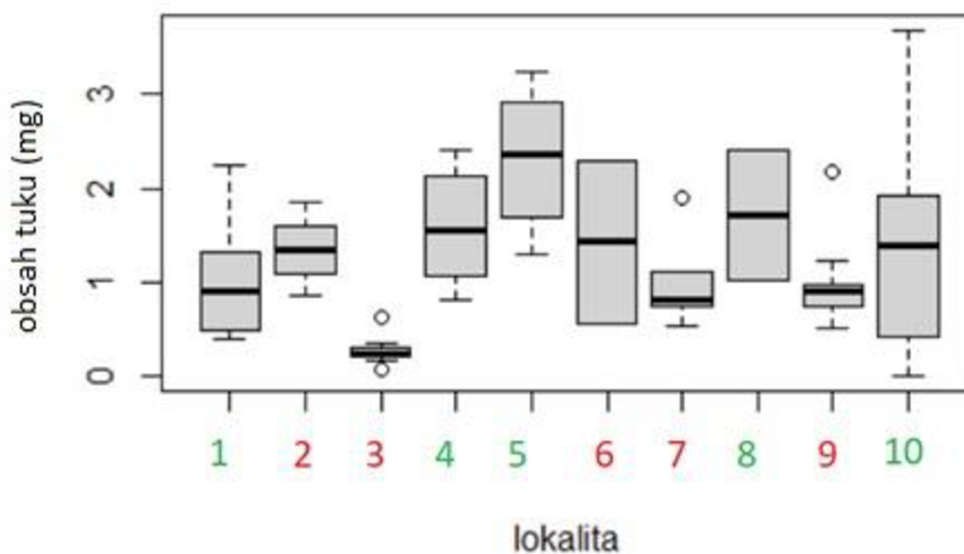
Příloha 2 Graf průměrných teplot na zkoumaných lokalitách
(červená barva = posttěžební oblasti, zelená = přírozené habitaty)



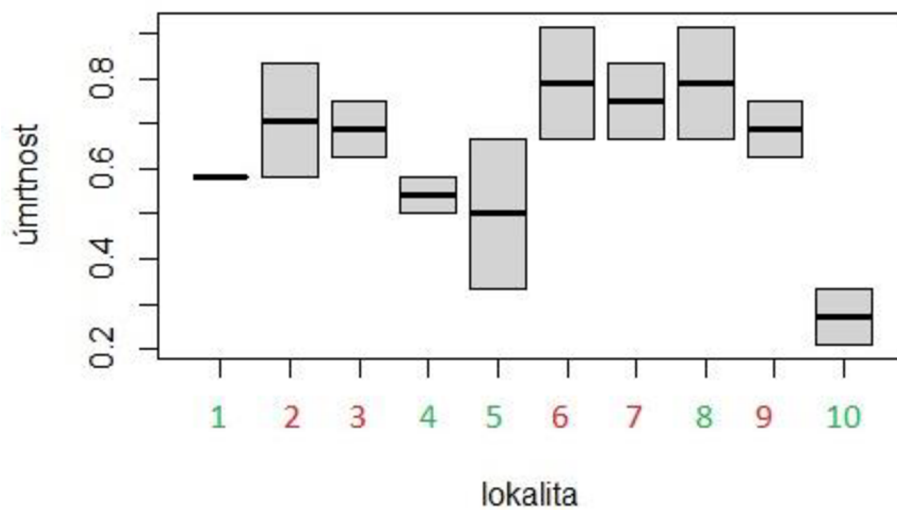
Příloha 3 Graf maximální teploty na zkoumaných lokalitách
(červená barva = posttěžební oblasti, zelená = přírozené habitaty)



Příloha 4 Graf minimální teploty na zkoumaných lokalitách (červená barva = posttěžební oblasti, zelená = přirozené habitaty)



Příloha 5 Obsah tuku (mg) larev vážek na zkoumaných lokalitách (červená barva = posttěžební oblasti, zelená = přirozené habitaty)



Příloha 6 Úmrtnost larev vážek na zkoumaných lokalitách (červená barva = posttěžební oblasti, zelená = přirozené habitaty)



Příloha 7 Měření délky a šířky masky larvy vážky



Příloha 8 Lokalita č. 8 – Lítov 2 (přirozená lokalita)



Příloha 9 Lokalita č. 2 – Medard (posttěžební oblast)