

**Univerzita Karlova v Praze  
Přírodovědecká fakulta  
katedra ekologie**

**Bakalářská práce**

**Vážky ve městské krajině  
Odonata in the urban landscape**

**Bohumil Fiala**

školitel: RNDr. Martin Černý, Ph.D.

květen 2021

Prohlašuji, že jsem tuto práci vypracoval samostatně a uvedl jsem všechny použité prameny a literaturu.

V Praze dne 6. 5. 2021

Děkuji svému školiteli RNDr. Martinu Černému, Ph.D. za vydatnou pomoc a rady, které mi poskytoval, a které mě nasměrovaly správným směrem. Rodině děkuji za podporu, které se mi dostávalo po celou dobu mého dosavadního studia a díky níž jsem měl dostatek času a klidu pro psaní této práce. Dále chci poděkovat spolužačce Nele Gloríkové za užitečné připomínky a podporu.

# Obsah

Abstrakt a klíčová slova.....	3
Úvod.....	4
1. Urbanizace .....	5
2. Sladkovodní ekosystémy .....	6
2.1. Městské stojaté vody .....	7
2.2. Městské tekoucí vody.....	10
3. Vážky .....	12
3.1. Životní cyklus vážek .....	12
3.2. Ekologie vážek .....	13
4. Podmínky městského prostředí .....	15
4.1. Teplota.....	16
4.2. Fragmentace krajiny .....	16
4.3. Znečištění .....	17
4.4. Ekologické pastí .....	18
4.5. Management vodního stanoviště.....	20
5. Diverzita vážek ve městech .....	20
5.1. Faktory ovlivňující městskou diverzitu vážek .....	20
5.1.1. Heterogenita krajiny .....	20
5.1.2. Dostupnost vody v krajině.....	21
5.1.3. Lokální faktory prostředí .....	21
5.1.4. Terestrické faktory prostředí .....	23
5.2. Trendy diverzity vážek ve městech .....	23
6. Ochrana diverzity v urbanizovaných oblastech .....	26
6.1. Potenciál měst v ochraně diverzity.....	26
6.2. Využití vážek v ochraně diverzity.....	27
Závěr .....	29
Seznam použité literatury .....	31

## **Abstrakt**

Urbanizace je v současnosti jedna z hlavních příčin destrukce krajiny, ohrožení druhů a homogenizace přírodních společenstev. Vážky představují důležitou součást sladkovodních ekosystémů. Vzhledem k jejich obojživelnému životnímu cyklu jsou ovlivněny environmentálními faktory jak ve vodě, tak na suché zemi. I přes negativní vliv urbanizace na životní prostředí má městská krajina potenciál hostit velkou diverzitu organismů, včetně vážek. Lokální diverzitu vážek nejvíce podpoříme vhodným managementem sladkovodních stanovišť, zahrnujícím zajištění velké diverzity vodní, litorální i pobřežní vegetace, zachování původního dna a břehů tekoucích i stojatých vod a zlepšení kvality vody ve městech. Důležitá je také konektivita jednotlivých lokalit v krajině a omezení počtu ekologických pastí. Vysoký ochranný potenciál mají maloplošné umělé vodní nádrže a dobře zachované sekundární biotopy. Vážky mohou také zastávat roli deštníkových druhů pro ochranu sladkovodních společenstev (nejen) v urbanizovaných oblastech.

## **Summary**

Urbanization is currently one of the main causes of landscape destruction, endangerment of species and homogenization of natural communities. Dragonflies are an important part of freshwater ecosystems. Due to their amphibious life cycle, they are influenced by environmental factors both in a water and on a dry land. Despite the negative impact of urbanization on the environment, the urban landscape has the potential to host a great diversity of organisms, including dragonflies and damselflies. The best way to support local diversity of Odonata is by an appropriate management of freshwater habitats, including promoting diversity of aquatic, litoral and riparian vegetation, preserving the original bottom and banks of both lotic and lentic waters and improving water quality in cities. The connectivity of individual localities in the landscape and the reduction of ecological traps are also important ways to ensure the stability of urban populations. Small artificial water reservoirs and well-preserved secondary habitats have the highest conservation potential in most cities. Dragonflies can also play the role of umbrella species for the protection of freshwater communities (not only) in urban areas.

## **Klíčová slova**

vážky, odonata, město, městská stanoviště, diverzita, preference stanovišť, mobilita

## **Key words**

dragonflies, odonata, city, urban habitats, diversity, habitat preference, mobility

## Úvod

Urbanizace je v současné době jednou z hlavních příčin poklesu světové biodiverzity. Ve městech žije v současnosti více než 50 % lidské populace na planetě. Během dvacátého století bylo městské prostředí ekology spíše přehlíženo, v poslední době však ve spojení s dalšími odborníky vzniká snaha zkoumat ekologii městské krajiny a nabízet návrhy řešení problému vlivu urbanizace na životní prostředí (Grimm et al. 2008). Vzhledem ke zvyšujícímu se výskytu městského osídlení je zapotřebí lépe poznat vliv urbanizace na životní prostředí. Bylo by do budoucna potom možné integrovat ochranu biodiverzity jako pevnou součást městského plánování.

Rozrůstající se města vytváří velké množství stresorů pro okolní krajinu. Odstraněním původní vegetace a vybudováním zástavby dochází k její degradaci a fragmentaci. Úpravou vodních systémů pro lidské použití se mění zastoupení vodních živočichů a stabilita vodních společenstev. Zástavba způsobuje lokální zvýšení teploty, vytváří se tím vlastní, teplejší mikroklima, což může také ovlivnit živočichy a rostliny ve městě žijící (viz kapitola 4.1). Lidská činnost generuje a do přírodního prostředí uvolňuje znečištění, jehož množství může ve městech dosáhnout stavu, kdy ho přirozené přírodní procesy nejsou schopny zpracovat. Může tak dojít k eutrofizaci a narušení biochemických cyklů (Grimm et al. 2008).

Součástí městské přírody jsou také sladkovodní habitaty. Jedná se o velké množství různorodých vodních děl od velkých řek, přes rybníky, zahradní nádrže až po nádrže na dešťovou vodu. I přes negativní dopad urbanizace mají tyto habitaty potenciál udržovat výraznou biodiverzitu společenstev. Vytváří to tak šanci pro ochranu biodiverzity sladkovodních organismů i v rámci městské zástavby, pokud budou provedeny správné úpravy a aplikován vhodný management.

Vážky (Odonata) jsou důležitou součástí sladkovodních ekosystémů a jako taxon představují ideální model pro indikaci stavu sladkovodních stanovišť prostřednictvím sledování změn v druhovém zastoupení. Vážky během svého životního cyklu obývají vodní i terestrické prostředí. Podobně jako velké množství dalších organismů, i vážky byly ovlivněny urbanizací a změnami s ní spojenými. I tak je ale možné najít ve městech nemalou diverzitu této hmyzí skupiny s velkou možností tuto diverzitu dále podporovat úpravou městských sladkovodních habitatů.

Práce si klade za cíl shrnutí současných poznatků o výskytu vážek v urbanizované krajině, o faktorech, které výskyt populací tohoto taxonu ve městech ovlivňují, o biodiverzitě vážek v městských oblastech, o možnostech ochrany biodiverzity sladkovodních stanovišť v rámci městských oblastí a využití vážek jako dešťníkových druhů.

## 1. Urbanizace

Urbanizace představuje velice mnohostranný a komplexní problém v dnešním světě. V současné době dochází k velikému rozvoji městských oblastí na celém světě. Města momentálně zabírají necelé 3 % povrchu Země, ale svojí strukturou a vlivem na okolí mají velký vliv na životní prostředí a biodiverzitu s ním spojenou (Müller et al. 2013). Dnes tvoří obyvatelé měst více než polovinu globální populace (55,3 % v roce 2018; United Nations 2018). Počet obyvatel žijících v městských oblastech se bude nejspíš zvyšovat ještě rychleji v příštích desítkách let. Očekává se, že do roku 2030 bude v městech bydlet 60 % lidské populace (United Nations 2018). Společně s prudkým ekonomickým růstem a velkými demografickými změnami lze růst měst sledovat všude ve světě, obzvlášť v lidnatějších státech (Grimm et al. 2008). Spíše než u velkoměst (s populací od 6 do 30 milionů obyvatel; počítají se také městské aglomerace) bude největší růst v budoucnu probíhat u středně velkých měst (s populací zhruba od 1 do 5 milionů obyvatel) a nejvíce lidí bude v roce 2050 bydlet ve městech, které čítají do jednoho milionu obyvatel (Müller et al. 2013).

Další růst měst budou provázet čím dál větší změny životního prostředí. To vytváří větší tlak na odbornou i laickou veřejnost, aby se nějak s dopady urbanizace na přírodní prostředí pokusily vyrovnat. Přetvoření krajiny pro lidské potřeby s sebou přináší celou řadu ekologických změn. Zvýšená lidská aktivita, včetně urbanizace, nevhodné legislativy a neochota veřejnosti, ve výsledku zapříčiní rozsáhlou destrukci zelených ploch. O problematice referoval například Mensah (2014). To vede k rozsáhlé degradaci a fragmentaci krajiny a ztrátě původních habitatů. Zvýšením lokální teploty si města vytváří vlastní, teplejší mikroklima (*Heat island effect*) (shrnuto v Pickett et al. 2001). Zvýšená lidská aktivita je také spojena s nárůstem znečištění, které občas uniká nekontrolovaně do okolního prostředí, často i do sladkovodních zdrojů (McDonnald 2008; Grimm et al. 2008).

S rozvojem měst se spojuje také zavlečení nemalého množství nepůvodních druhů, ať už úmyslně nebo náhodou, například se zbožím nebo přepravou osob na velké vzdálenosti (McKinney 2002), což může způsobovat také ekonomické škody (Czech 2005). Nepůvodní druhy společně s vymizením původních druhů, fragmentací a úpravou krajiny svým působením homogenizují společenstva a narušují přirozené ekologické vztahy (shrnuto v Petsch 2016; podle Olden a Poff 2004). Ukazuje se ale, že urbanizace a homogenizace bioty nemusí mít v rámci měst stejně velký efekt na malé vodní plochy v krajině jako na terestrické ekosystémy nebo lotické (tekoucí) vody (Hill et al. 2018). Ve výsledku je urbanizace jednou z největších příčin homogenizace společenstev, přičemž tento efekt je na celém světě téměř podobný. McKinney (2006) také zdůrazňuje důležitost přednostní ochrany původních druhů jako obrany proti homogenizaci bioty. Některé invazní

druhy reagují velmi pozitivně na městské prostředí, jejich abundance a tělesná velikost můžou být větší ve městě než u populací stejného druhu v rurální (neboli mimoměstské; venkovské) oblasti (Marques et al. 2020).

Urbanizace, respektive lidské aktivity modifikují životní prostředí (Parris 2016), podmínky městského prostředí jsou více rozvedeny ve 4. kapitole. Druhová bohatost ve městech výrazně klesá směrem k zastavěným městským centrům (McKinney 2002). U živočichů sledujeme u většiny skupin prudký pokles počtu druhů od kraje do středu města. Na druhou stranu u rostlin se pozoruje trend, kdy je biodiverzita nejvyšší při střední míře disturbancí a středně intenzivní urbanizací. Jedná se hlavně o oblast městských zahrad, rozlehlých susedství, které nabízí mnoho typů stanovišť díky velmi různorodému managementu, které vytváří heterogenní prostředí pro větší počet druhů (McKinney 2002; McKinney 2008).

I přes veškerá negativa jsou městská, člověkem vytvořená stanoviště schopna poskytnout alespoň podobné podmínky jako ta přírodní a nabízet možnosti, jak disturbancím spojeným s urbanizací unikát. Navíc i přes nižší biodiverzitu mohou organismům poskytnout zázemí alespoň pro část jejich životního cyklu. Společně s destrukcí přírodního prostředí v okolní krajině to dělá z měst potenciální refugia pro široké spektrum živočichů.

Pozornost ochranářů a biologů se po dlouhé době přehlížení zaměřila na studium městské ekologie. Městská ekologie je ekologická disciplína zaměřující se na městské ekosystémy, tedy ekosystémy, které se vyskytují v oblastech s hustou lidskou populací nebo kde vytvořená infrastruktura zabírá významnou část povrchu (Pickett et al. 2001). Pickett et al. (2001) také zdůrazňuje význam urbanizačního gradientu od intenzivně urbanizovaného prostředí do méně osídlených oblastí pro pochopení fungování městského prostředí. Význam této disciplíny je velký, neboť získané poznatky by do budoucna mohly pomáhat odhalovat a chránit důležité habitaty a zajistit vyšší míru biodiverzity přímo v městské krajině, jako také rozšířit povědomí o možnostech ochrany městské přírody mezi laickou veřejností (McKinney 2002).

## **2. Sladkovodní ekosystémy**

Sladkovodní ekosystémy hrají primární roli v biosféře jako stěžejní součást cyklu vody a živin mezi pevninou a mořem. Také hostí komplexní a unikátní společenstva organismů a mohou výrazně ovlivňovat funkci a strukturu okolního terestrického prostředí (Bailey et al. 2004). Ochrana sladkých vod může být složitá kvůli velkému množství faktorů, které je ovlivňují (shrnuto v Dudgeon et al. 2006). Na rozdíl od mořské vody má sladká voda nízkou salinitu, neobsahuje nadbytek rozpuštěných minerálních látek a představuje pro organismy hypotonické prostředí.

Sladkovodní systémy se tradičně rozdělují na dva typy. Jedním z nich jsou lotické neboli tekoucí vody. Ty jsou spojené s prouděním vody od pramene až po vyústění do moře. Jedná se o vodní systémy typu řeka. Dalším typem jsou vody lentické neboli stojaté. K proudění celé vodní masy nedochází. Voda je přiváděna přítoky, srážkami nebo splachem z okolní krajiny. Rozlohou se stojaté vody mohou pohybovat od malých tůňek, rozlohou nepřesahujících pár metrů čtverečných, až do velkých jezer, nejrůznějších velikostí jednotek až desítek kilometrů čtverečných. Lotické a lentické vody mohou tvořit, obzvláště v tropických oblastech, krajinné systémy (Jones et al. 2017).

Růst měst výrazně mění ráz a povahu krajiny (Pickett et al. 2001). Města se často v minulosti stavěla v bezprostřední blízkosti vodních toků nebo stojatých vod. Původní struktura a ráz vodního habitatu zůstaly ne vždy zachovány. Mimo své ekosystémové služby začaly vodní zdroje sloužit lidským potřebám jako je čerpání pitné vody, ochrana před povodněmi, sanitace, průmyslová výroba, kanalizace atd. Během historie bylo velké množství toků různě regulováno. Šlo o narovnání toků, dláždění dna nebo vytváření přehrad. Obzvláště přehrady mají vliv na cyklus vody v krajině. Byly vystavěny za účelem zvýšení dostupnosti pitné vody nebo výroby elektrické energie, na druhou stranu zadržují vodu, která se tak často nedostane dále do krajiny a způsobují například pokles hladiny a zpomalení proudu řek (McCartney 2009).

Velký problém pro koloběh vody ve městské krajině představuje zvětšení plochy neschopné absorbovat vodu, o to větší část dešťové a povodňové vody tak končí právě ve vodních nádržích, odkud je voda odváděna dále do krajiny včetně přírodních rezervoárů. Společně s tím se ale do prostředí dostává velké množství látek, včetně odpadu z průmyslové výroby, těžkých kovů a hnojiv. Toto znečištění narušuje stabilitu prostředí a je nebezpečné organismům ve vodě i mimo ni (Grimm et al. 2008).

## **2.1. Městské stojaté vody**

Většina městských vodních ploch je přizpůsobena lidským potřebám (čištění vody, regulace toků, estetické účely, environmentální edukace, rekreační aktivity atd.) (shrnuto v Oertli a Parris 2019), přičemž může docházet k rychlým změnám managementu v důsledku opětovného využití například k rekreačním účelům (Wood et al. 2001). V urbanizovaných oblastech se různých typů vodních ploch vyskytuje velké množství, přičemž mají vesměs antropogenní původ (Hassall 2014). Většina vodních ploch v městské krajině má charakter maloplošné vodní nádrže. Vodní nádrže jsou přírodní nebo člověkem vytvořená vodní díla s malou rozlohou, obvykle od pár metrů čtverečných do několika málo hektarů, která trvale nebo dočasně zadržují vodu (De Meester et al. 2005).

Tyto různé vodní plochy jsou k nalezení na různých místech podél celého urbanizačního gradientu. Urbanizačním gradientem rozumíme koncept popisující různé změny ve složení fauny a flóry postupně od lidským potřebám naprosto přizpůsobených městských center, přes periferní městské části až po hranice s předměstím a venkovem (McKinney 2002). Zpravidla směrem do městských center přibývá zastavěné půdy a ubývá zeleně a vodních zdrojů. Směrem k okraji města přibývá množství přírody, i když se ve velké části jedná převážně o městské zahrady či parky. Na okraji měst zástavba více či méně plynule přechází v okolní volnou krajinu.

Ve městě a okolní rurální krajině slouží takové vodní nádrže mnoha různým účelům, celkově se ale dá vytyčit několik základních typů. Hassall (2014) navrhl rozdělení městských lentických vod podle jejich funkce na: zahradní nádrže, ornamentální jezírka, vody s průmyslovým využitím, odvodňovací systémy a přírodní zásobárny vody (bez zahrnutí velice specifických stanovišť jako jsou zaplavené krátery po bombách, fontány nebo plavecké bazény). Dalším možným typem, vyskytujícím se například v menších městech jsou typické rybníky, přizpůsobené k chovu a lovu ryb. Každý takovýto habitat podléhá různě intenzivnímu managementu, jehož metody jsou podle účelu velmi diverzifikované. Úpravy nabývají různých podob, může docházet k úpravám dna, úpravě tvaru, velikosti a množství vegetace (Chester a Robson 2013).

Zahradní nádrže jsou svými majiteli přizpůsobeny spíše estetickým účelům, což znamená kontrolovanou selekci vodního rostlinstva, úpravy dna a častější používání chemických látek, což vše limituje možnosti výskytu sladkovodních živočichů, včetně vážek. Tento management ve výsledku často zabraňuje přirozené sukcesi stanoviště. Nedosahují moc velkých rozměrů. I přes značnou úpravu mohou představovat velmi pestrou, heterogenní mozaiku různých habitatů, mimo jiné i díky své velké koncentraci v některých částech urbanizačního gradientu. Mohou ale také představovat pro vážky ekologickou past. Jezírka/zahradní nádrže se tak mohou jevit jako na první pohled vhodné pro snášení vajíček, lidský zásah například v podobě vypuštění nebo použití dezinfekčních prostředků ale bývá nakonec pro vajíčka nebo larvy fatální. Dalším faktorem je časté vysazování ozdobných, často exotických druhů ryb, které mohou být pro vážky nebezpečné (shrnutí v Hassall 2014).

Dalším typem jsou ornamentální jezírka, která už mohou dosahovat větších rozměrů, management je zde ale výrazně zaměřen na estetický efekt. Stěny mohou být vystavěny v čistě vertikální poloze, což brání mnoha živočichům v pohybu a životu. Udržují se zde populace ryb a vodních ptáků, které jsou za tímto účelem také krmeny. Živin nakonec může být ve vodě nadměrné množství. Estetický účel takového jezírka je přizpůsoben častým návštěvám většího či menšího počtu lidí (shrnutí v Hassall 2014).

Pozoruhodná jsou jezírka vyskytující se v botanických zahradách, která se svojí bohatou vegetací a odborným managementem představují vhodná stanoviště pro bohaté společenstvo vodních živočichů, jedná se ale o tak vzácná stanoviště v městské krajině, že z pohledu celkové biodiverzity nemají větší význam, mohou však sloužit jako refugia nebo odrazové můstky pro život a šíření v zastavěných městských centrech. V některých oblastech ale mohou botanické zahrady sloužit i jako refugia pro velké množství druhů, včetně vážek, jak naznačuje výzkum z Jižní Afriky, který srovnával diverzitu bezobratlých živočichů na původních a nepůvodních habitatech (Pryke and Samways 2009). Je zde také předpokládán častější výskyt exotických druhů živočichů a rostlin.

Průmyslově využívané rezervoáry vody jsou často zbaveny pobřežní vegetace. Nachází se spíše na okrajích měst nebo jsou přidruženy k určitým průmyslovým zónám, často dále od obytné zástavby. Jsou udržovány a vystavěny tak, aby zadržovali vodu potřebnou například ve výrobních procesech. Dno takových nádrží může být pokryto neprostupným povrchem s minimem detritu. Je zde také velké riziko úniku toxických látek z přilehlých průmyslových zařízení (shrnuto v Hassall 2014).

Odvodňovací systémy jsou přizpůsobeny tomu, aby regulovaly pohyb vody v městské krajině, obzvláště během dešťů a povodní pomáhají udržet a odvádět co největší množství vody od lidských obydlí a zabraňovat tak škodám na majetku i životech. Všechny tyto systémy, ať už se jedná o kanalizaci nebo nádrže na dešťovou vodu, mají velkou variabilitu v designu, velikosti i stylu managementu. (shrnuto v Hassall 2014). Oproti rurálním nebo přírodním vodním plochám jsou ty ve městech menší, mělčí a mladší. Substrát na dně a při březích je často uměle navezený, samotný břeh a okolí je často zastavěné. Voda je často méně kvalitnější (shrnuto v Oertli a Parris 2019; podle Oertli a Ilg 2014). Právě u těchto rozmanitých nádrží se v současné době zkoumá nejčastěji jejich potenciál chránit sladkovodní ekosystémy i pro městskou krajinu. Do budoucna by tak mohly představovat důležitý prvek ochrany přírody.

Přírodní zásobárny vody jsou hlídané kvůli kvalitě vody. Mohou představovat nejvíce přírodní prostředí, buďto jako zachované původní přírodní nádrže nebo člověkem vytvořené nádrže, které jsou uzpůsobeny přírodnímu rázu. Management se zde zaměřuje hlavně na čistotu prostředí. Může být také kontrolován a regulován přístup veřejnosti k takovému vodnímu zdroji z důvodu ochrany. Často se zde vyskytuje velké množství vodních ptáků (shrnuto v Hassall 2014).

Veliký potenciál mohou mít dobře zachovaná sekundární stanoviště. Může se jednat například o pozůstatky těžební či jiné do krajiny přímo zasahující činnosti. Bobrek (2020) zkoumal diverzitu vážek, které se vyskytovali ve starém vápencovém lomu v Krakově. I přesto, že se lokalita nacházela v centru města ve vysoce urbanizovaném okolí, tak zde byla nalezena vysoká diverzita vážek.

V zaplavených prohlubních po těžbě byly nalezeny rozmnožující se populace skoro poloviny druhů vážek žijících v daném regionu z pěti různých čeledí, včetně některých urbanofobních (např. *Aeshna affinis*) nebo chráněných druhů (např. *Leucorrhinia pectoralis*).

Opakovaně bylo pozorováno, že diverzita organismů obývajících sladkovodní lokality byla menší ve městech než v rurálních oblastech. Bylo tomu tak u řady skupin organismů jako jsou například vodní rostliny (Noble a Hassall 2015), bezobratlí živočichové (Noble a Hassall 2015; Thornhill et al. 2017) nebo obojživelníci (Johnson et al. 2013). Na druhou stranu se ukazuje, že tato člověkem vytvořená vodní díla se od těch přírodních nemusí lišit svými podmínkami a ve schopnosti hostit větší množství druhů rostlin nebo živočichů. Samozřejmě záleží na intenzitě lidské aktivity a managementu v prostoru i v okolí dané lokality (De Marco et al. 2014). Podle toho lze usoudit, že tyto vodní plochy jsou schopny i ve městech hostit vyšší diverzitu sladkovodních organismů vyskytujících se v daném regionu, jak bylo ostatně pozorováno v několika studiích (Buczyński et al. 2020; Vermonden et al. 2009; Goertzen a Suhling 2015; Gaston et al. 2005). Mohou proto mít nemalou hodnotu pro ochránce přírody (De Meester 2005; Goertzen a Suhling 2015; Williams et al. 2004). Při dodržení správného postupu mohou být velmi podobna původním mokřadním stanovištím, k jejich kolonizaci regionálními druhy může potom docházet vcelku rychle (Williams, Whitfield a Biggs 2008). Počet těchto vodních děl se v posledních desetiletích zvýšil, hlavně kvůli zdokonalení městské protipovodňové obrany a ochraně biodiverzity (Hassall 2014).

V minulosti převažoval názor, že hlavním zdrojem sladkovodní biodiverzity v krajině jsou větší řeky a jezera. Ukazuje se ale, že zatímco alfa diverzita může být vyšší u větších jezer a řek díky logicky větší kapacitě prostředí, tak maloplošná sladkovodní stanoviště mají díky vzájemné propojenosti a větší heterogenitě prostředí větší úroveň beta diverzity, což ve výsledku nemalou měrou přispívá k celkové diverzitě daného regionu (shrnuto v Hassall 2014). Různorodost chemicko-fyzikálních a ekologických parametrů těchto typů vod je větší ve srovnání s řekami, kde mohou často panovat dost podobné podmínky (Davies et al. 2008).

## **2.2. Městské tekoucí vody**

Jedno z nejčastějších míst, kde si lidé stavěli svá sídliště, byly břehy velkých či malých řek. Tekoucí voda splachuje znečištění, přináší vláhu, zajišťuje pitnou vodu pro obyvatelstvo a představuje prostředek transportu zboží nebo osob. Tekoucí vody ve městě zastupují hlavně řeky a potoky, které také poskytují zázemí mnoha lotickým druhům.

Jeden z nejzásadnějších faktorů pro lotická společenstva je proud. Ten utváří prostředí charakteristickým způsobem, který dobře shrnula studie od Bunn a Arthington (2002). Proud ve vodních tocích utváří fyzické prostředí, což je důležité pro druhovou skladbu. Je také důležitá propojenost v longitudinální a laterální rovině. Tomuto prostředí se jednotlivé organismy přizpůsobily a každá změna v režimu toku narušuje stabilitu společenstev, také zde vzniká možnost narušení ze strany nepůvodních druhů, kterým změněné podmínky vyhovují. Dalším důležitým faktorem je potom přítomnost a charakter pobřežní vegetace, který ovlivňuje procesy ve vodním prostředí, zpevňuje břehy a zvyšuje heterogenitu habitatů, které se podél vodního toku vyskytují (Bennett a Simon 2004).

Během moderní historie prošly vodní toky výraznou úpravou. Nejvýraznější změny se týkaly narovnání koryt, vystavění přehrad (Nilsson et al. 2005), odstranění přirozené příbřežní vegetace, přehrazování nebo dláždění dna. Spousta vodních toků, často se jednalo o potoky a menší řeky, byla přizpůsobena pro odvod dešťové vody (Forman 2014). Všechny tyto úpravy měly za následek změnu režimu daných toků (rychlost vodního proudění, množství sedimentu, samotný proces sedimentace, zastínění vodního toku pobřežní vegetací). Urbanizace tak vlastně narušuje všechny klíčové procesy, které ve vodních tocích určují strukturu prostředí, dynamiku a biologickou komplexitu (Bunn a Arthington 2002).

U mnoha menších toků vyskytujících se v lidmi intenzivně obývané a využívané krajině se často objevuje tzv. „*Urban stream syndrome*“, spojený s celkově změněnou strukturou a cykly v důsledku velkých změn způsobených člověkem. Důsledky tohoto jevu jsou nestabilita vodního cyklu, zvýšená koncentrace živin (která vede k eutrofizaci, viz dále) a nečistot a snížená druhová bohatost (Walsh et al. 2005), často s převahou tolerantnějších druhů, které tyto podmínky dokážou snášet (Meyer, Paul a Taulbee 2005).

Tlak měst na říční prostředí může být ještě větší než u stojatých vod. Maloplošné vodní nádrže a jiné vodní plochy tvoří větší počet menších ostrovů v městské krajině a u každého je velká šance na zachování nejen vodního, ale pobřežního rostlinstva v bezprostřední blízkosti vody. Tato možnost je u větších řek, protékajících přímo městem, daleko menší, zástavba se obvykle nachází přímo na břehu řeky, obzvláště v městských centrech. Tam dochází k obestavení říčního břehu, odstranění pobřežní vegetace a narovnání toku, tedy odstranění zákrutů, meandrů a slepých ramen řek.

I v nejzachovalejších úsecích vodních toků nemusí být biodiverzita velká, neboť pro dosažení estetického efektu může docházet k rozsáhlé homogenizaci kvůli intenzivní úpravě příbřežní vegetace, likvidaci vodních rostlin, zavlečení esteticky zajímavých, ale nepůvodních až exotických druhů.

Oblasti, kde mohou lotická společenstva lépe prospívat, jsou stanoviště, která se nachází v městské oblasti ještě předtím, než voda vstoupí do významně upraveného a potenciálně znečištěného městského centra. Pro reofilní vážky (např. vážky z čeledi Gomphidae) mohou být vhodné větší nesplavné řeky se sezónním charakterem průtoku. Za stavu nízké hladiny zde může být odhalena řada mikrohabitátů vhodných pro rozmnožování. Potenciál těchto a podobných habitatů je ale potřeba ještě podrobit dalšímu zkoumání.

### **3. Vážky**

Vážky (Odonata) představují jednu z bazálních linií hmyzí říše. Jejich hlavními znaky jsou protáhlé tělo, paleopterní artikulace křídel, velké složené oči, které mohou zaujímat větší část hlavy, přeměněné labium u larev a speciální způsob předávání spermatu (Suhling et al. 2015). Křídla není možné složit naplocho na zadeček. Samci mají vyvinuté výrazné sekundární pohlavní orgány. Vážky představují velmi úspěšnou skupinu, která byla původně tropická, dnes je rozšířená ve sladkovodních ekosystémech po celém světě. Dodnes bylo popsáno přes 6000 druhů (Gullan a Cranston 2014). Tradičně je skupina rozdělována na tři podřády s nejasnými fylogenetickými vztahy: Anisoptera (různokřídlice); Zygoptera (stejnokřídlice); Anisozygoptera (Suhling et al. 2015; Gullan a Cranston 2014).

#### **3.1. Životní cyklus vážek**

Vážky prodělávají hemimetabolní vývoj. Součástí životního cyklu vážek je vodní larva a terestrický dospělec. Po spáření klade samička vajíčka na povrch nebo přímo do pletiv různých částí vodních rostlin v oblasti vodní hladiny (Corbet 1999). Průběh ovipozice se může mezi jednotlivými skupinami vážek lišit. Vajíčka jsou kladena nejčastěji na povrch nebo přímo do pletiv rostlin plovoucích na hladině nebo ponořených částí příbřežní vegetace, řada vážek (např. Libellulidae, Gomphidae) odhazuje za letu vajíčka na vodní hladinu.

Larvální stádium vážek se nazývá nymfa nebo najáda. Nymfy žijí po celou dobu ve vodě. Pro jejich úkryt jim slouží potopené části vyčnívající vodní vegetace, plovoucí rostlinná masa nebo detrit na dně. Larvy se mohou ve vodě vyvíjet i několik let (Gullan a Cranston 2014). Na konci larválního vývoje dochází k tzv. emergenci, při které dojde ke konečné metamorfóze z larvy do dospělce. Způsob emergence se mezi vážkami liší. Většina druhů podřádu Zygoptera a zástupci anisopterní čeledi Gomphidae emergují v horizontální až vertikální poloze bez potřeby přichycení, k přeměně může v takovém případě dojít i bez přítomnosti vegetace. Při emergenci je vážka velmi zranitelná, hlavní příčinou mortality bývá nedokonalé svléknutí larvální pokožky (Jakob a Suhling 1999). Hodně vážek

v tomto stádiu může také padnout za oběť predátorům, například pavoukům, hmyzožravým ptákům a obojživelníkům. Pro dospělé jsou důležitým regulačním faktorem především ptáci. Zbytek podřádu Anisoptera potřebuje k emergenci zachycení, nejčastěji na vodní rostliny. Nymfa vyšplhá po stonku rostlin nad hladinu, přichytí se, svlékne se a z poslední larvální svlečky vyleze již dospělá vážka (Suhling et al. 2015).

### 3.2. Ekologie vážek

Všechny recentní druhy vážek jsou vázané na stojatou nebo tekoucí vodu. Imago a larva žijí ve dvou různých typech prostředí. V larválním stádiu není živočich mobilní v krajině, váže se čistě na prostor, kde se vylíhnu z vajíčka. Může se pohybovat na dně v detritu, popřípadě v biomase vodních rostlin. Larvy ve vodním prostředí hrají roli predátora, potrava se skládá převážně z bezobratlých živočichů, občas si troufnou i na větší kořist jako plůdky ryb a pulce. Na kořist číhají z úkrytu nebo ji aktivně pronásledují, k lovu jim slouží přeměněné labium, které tvoří tzv. masku, sloužící k uchopení kořisti. Pozici jednoho z vrcholových predátorů v prostředí jsou larvy schopny zastat pouze při absenci ryb, které jsou schopné populace larev silně regulovat. Na obranu proti predaci si larvy vyvinuly kryptické zbarvení. Bylo pozorováno, že v závislosti na druhu je toto krycí zbarvení buďto fixované nebo se vyskytuje pouze v přítomnosti predátora (Suhling et al. 2015).

Život larev je kromě přítomnosti ryb ovlivněn teplotou prostředí a dostupností potravy. Krishnaraj a Pritchard (2011) zkoumali vliv zvyšující se teploty na rychlost růstu larev šidélek *Lestes disjunctus* a *Coenagrion resolutum*. Celkově u larev většiny skupin docházelo k urychlování růstu až do dosažení optimální teploty, a tedy optimální rychlosti růstu. Tam byl vývoj larvy nejrychlejší. Při dalším zvýšení teploty již k urychlení růstu nedocházelo, naopak moc vysoká teplota začala škodit a růst zpomalovala. Optimální teplotní podmínky pro růst jsou druhově specifické a mezi jednotlivými druhy (taxony) se mohou výrazně lišit (Suhling, Suhling a Richter 2015). Naopak při nepříznivých podmínkách jako je například nízká teplota může larva za účelem přežití přejít do stádia diapauzy, snížené životní aktivity. Děje se tak například za účelem přezimování (Corbet 1999). Množství a kvalita dostupné potravy ovlivňuje rychlost a intenzitu růstu. Množství potravy také ovlivňovalo, jestli larva potravu aktivně vyhledávala nebo číhala v úkrytu (Krishnaraj a Pritchard 2011).

Dospělci jsou z podstaty mobilní, živí se lovem dalšího okřídleného hmyzu. Během emergence imag dochází k časté predaci, nejčastěji ptáky, mravenci a obojživelníky, i když nejčastější příčinou smrti během emergence je nedokonalé svléknutí larvální pokožky, což v drtivé většině případů končí úhynem jedince (Jakob a Suhling 1999). Další okamžik, kdy jsou imaga zranitelná, je během ovipozice nebo páření. Délka života dospělé vážky se alespoň v temperátních oblastech pohybuje maximálně

okolo 2 měsíců (Suhling et al. 2015). Na sladkovodních stanovištích hrají významnou roli predátorů, chytají převážně letící kořist. K úkrytu používají dospělci středně vysokou pobřežní vegetaci, popřípadě z vody vyčnívající vegetaci. Vegetace je také důležitá pro ovipozici, na její povrch nebo přímo do pletiv rostlin kladou vajíčka. Letecky jsou imaga vážek velmi zdatná, což ale nemusí znamenat, že se během svého života přesouvají na velké vzdálenosti. Často je jejich pohyb omezen jen na malou plochu kolem mateřské lokality (Corbet 1999). Další možností je, že migrace části populace z místa emergence na novou lokalitu je občasnou nebo pevnou součástí životního cyklu (Suhling et al. 2015). Disperze jedinců za účelem osídlení dalších stanovišť je důležitá pro udržení stabilních populací. Zaručuje také genetický tok mezi jednotlivými metapopulacemi, což zaručuje jejich genetickou variabilitu a větší odolnost (shrnutí v Smith, Alexander a Lamp 2009).

Samička si místo pro ovipozici vybírá pomocí zraku, kdy odpozoruje přítomnost a velikost vodní hladiny pomocí polarizovaného světla (Bernáth et al. 2002). Určitou roli můžou hrát i čichové vjemy, což bylo sledováno u druhu *Ischnura elegans*. Samička tohoto druhu šidélka preferovala pro ovipozici vodu, u které byl přítomen určitý zápach rozkládajícího se rostlinného materiálu, popřípadě tato voda byla již obývána vodními živočichy, včetně dalších larev. Naopak výrazně méně bylo nakladeno vajíček do destilované, popřípadě kohoutkové vody (Fрати et al. 2016).

Každý druh má své specifické životní nároky. Podle těchto nároků rozlišujeme specialisty a generalisty. Specialisté pro svůj život potřebují velmi specifické podmínky. Často jedno konkrétní kritérium, jako například živná rostlina, podmiňuje jejich výskyt. Příklad takového specialisty ze skupiny vážek je šídlo *Aeshna viridis*, které má silnou vazbu na rostlinu *Stratiotes aloides*, na kterou klade svá vajíčka, a ve které i přebývají její larvy. Tato rostlina je tak důležitá pro výskyt této vážky a určuje její areál výskytu (Suhonen et al. 2013).

V přírodě dochází k častým změnám v prostředí, které mají vliv na společenstva. Dochází často ke změnám v druhovém složení, například kvůli vymizení druhů, které byly na určitou změnu citlivé. Některé organismy jsou vůči změnám v prostředí tolerantnější, často změna v prostředí hraje v jejich prospěch na úkor citlivějších druhů. Společenstva vážek můžou být těmito změnami podmínkami samozřejmě také ovlivněna. U generalistů je rozpětí podmínek, ve kterých dokážou přežít, větší. Dokážou často přežívat ve více různých prostředí a nemají tak omezené preference. Může se potom stát, že generalista lépe zareaguje na změny v prostředí. Při větší míře disturbancí (tedy dočasných změnách v podmínkách prostředí, které mají vliv na druhové složení společenstev a mění dočasně nebo trvale mezidruhové vztahy) se může změnit poměr generalistů a specialistů ve společenstvu

ve prospěch generalistů. Mezi vážkami, stejně jako ve většině ostatních skupin živočichů, najdeme oba tyto přístupy.

U vážek se schopnost přežít i ve změněných podmínkách liší mezi dílčími taxony. Při změnách v prostředí lze tak pozorovat změnu skladby druhů ve společenstvech. Je to dobře pozorovatelné u případů, kdy je daná lokalita ovlivněna lidskou činností. Monteiro Júnior, Juen a Hamada (2014, 2015) uskutečnili studii v urbanizované oblasti v povodí řeky Amazonky na několika desítkách různě zachovalých stanovišť. Pozorovali zde změny společenstev vážek, které potom dávali do souvislostí se zachovalostí prostředí na jednotlivých lokalitách. Stabilnější a zachovalejší prostředí s více heterogenní nabídkou stanovišť a s nižší frekvencí disturbancí bylo spojeno s větší diverzitou vážek z podřádu Zygoptera. Ty vyžadují komplexnější prostředí s bohatou příbřežní vegetací a nemají tak výraznou schopnost disperze v krajině, aby se změně prostředí vždycky efektivně vyhnuly (Corbet 1999). Naopak ve více ovlivněném prostředí (například s odstraněnou pobřežní vegetací nebo zhoršenou kvalitou vody) a větším výskytem disturbancí byla pozorována druhová dominance vážek ze skupiny Anisoptera. Tyto vážky dosahují větších velikostí těla, mají lepší disperzní schopnosti a nevyžadují tak zachovalé prostředí (Monteiro Júnior, Juen a Hamada 2014, 2015). Se znalostí příčin a průběhu těchto změn v druhovém složení lze použít vážky jako indikátor stavu sladkovodního prostředí.

Existují i studie, které navrhují použití vážek jako indikátoru pro zjištění stavu terestrického prostředí. Ze studie od Dolného et al. (2012), která zkoumala reakci společenstev vážek na změny v původním lesním porostu na Borneu, lze vyvodit, že vážky jsou za určitých podmínek také vhodným indikátorem stavu terestrického prostředí. Při přeměně původního porostu lesa na sekundární les nebo bezlesou pláň došlo ke změně struktury společenstva. Negativní efekt byl pozorován u vážek podřádu Zygoptera, jakož také u habitatově specializovaných druhů.

#### **4. Podmínky městského prostředí**

V současné době přibývá studií, které se zabývají biodiverzitou jednotlivých skupin ve městech, ekologií místních společenstev a přizpůsobením, které pomáhají organismům přežít a prosperovat v tomto dynamickém prostředí. Obecně se zjišťuje, že urbanizace a obecně lidské vlivy mají na biodiverzitu sladkovodních bezobratlých živočichů spíše negativní vliv (shrnuto v Gál et al. 2019). I tak ale zde existuje potenciál pro snahy ochranářů přizpůsobit sladkovodní lokality v městském prostředí, aby více sloužily ochraně a udržování biodiverzity. Město v mnoha ohledech vytváří veliký tlak na životní prostředí (Grimm et al. 2008; Elmqvist, Zipperer a Güneralp 2016). Spousta faktorů je spojena s urbanizací, které vždycky v nějaké kombinaci působí

na městskou přírodu, ať už pozitivně nebo negativně (Oertli a Parris 2019). V této kapitole bude popsáno, jak městské prostředí modifikuje jednotlivé faktory.

## 4.1. Teplota

Města si jsou schopna udržovat vlastní mikroklima, které je obvykle teplejší než okolní krajina. Obzvláště v hustě zastavěných částech dochází k rychlému ohřevu. Sluneční záření se špatně odráží zpět, zůstane uvězněno v zástavbě a přispívá k ohřevu. Povrchy budova, silnic a chodníků většinou spíše sluneční záření pohlcují. Další příčinou je převážná absence stromového porostu, který tuto schopnost odrážet záření má. Také je schopný poskytovat efektivní stín. Lidská činnost uvolňuje množství tepelné energie, která se kumuluje v městské krajině, ještě celkové ohřívání usnadňuje. Tento teplotní jev se nazývá „*Urban heat island*“ (Santamouris 2013). Společně s klimatickými změnami by se tento efekt měl brát v úvahu v městském plánování, za účelem vyrovnat nežádoucí účinky (Kleerekoper, van Esch a Salcedo 2012). Dopad můžeme sledovat i u vodního prostředí. Okolí vodních toků nebo vodních ploch se v městském prostředí ohřívá více. Voda samotná se ohřívá sice pomaleji než zemský povrch, pomaleji se ale také ochlazuje. Vážky reagují spíše pozitivně na zvyšující se teploty (Pritchard, Harder a Mutch 1996). U larev ve vodě žijících zvýšená teplota ve spojení s dostupností potravy a délkou fotoperiody může způsobovat urychlení růstu (Suhling, Suhling a Richter 2015). Dospělcům může v městském prostředí, které se ohřívá rychleji, hrozit rychlejší přehřátí.

## 4.2. Fragmentace krajiny

Společně s rozvojem lidské civilizace začala být krajina postupně více využívána a přizpůsobována k lidské činnosti. To mělo, obzvláště v rozvinutých oblastech světa jako je Evropa nebo Severní Amerika, za následek ztrátu nebo fragmentaci velkého množství habitatů a tím pádem zhoršení stavu životního prostředí (Maynou, Martin a Aranda 2017). V městské krajině najdeme velké množství větších či menších vodních děl, která jsou součástí městské vodní a kanalizační sítě. Dokonce je zde možné zaznamenat zvýšení počtu těchto vodohospodářských objektů, mimo jiné nejspíše za účelem zlepšení hydrologické sítě ve městech, a tedy i ochrany proti dešťům a povodním (Hassall 2014).

Konektivita jednotlivých stanovišť je v městské krajině různá, lze ji ale očekávat menší než například v rurálních oblastech. Množství a propojenost jednotlivých vodních děl v krajině pozitivně působí na biodiverzitu těchto lokalit. Ve městech se vyskytuje velké množství sekundárních biotopů, které mohou představovat pro druhy ekologickou past, například kvůli častějšímu výskytu disturbancí

vlivem nestability prostředí. Může tak docházet k lokálním extinkcím, které jsou v těchto méně kvalitních lokalitách častější (Suhonen et al. 2010). Pokud by daný druh v regionu přežíval v jediné populaci, stala by se pro něj extinkce na jeho stanovišti osudnou pro výskyt v dané oblasti. Pro vyrovnání tohoto rizika existují často druhy v metapopulacích, které dokážou svojí dynamikou v regionu extinkci druhu na určité lokalitě vyrovnat kolonizováním nových stanovišť. Nejspíš by jinak docházelo k častějším extinkcím a ve městě, jako více narušeném prostředí, by se nebylo schopno udržet větší množství druhů (Harabiš a Dolný 2012). Pokud je však k tomu omezen průchod jedinců mezi jednotlivými vodními stanovišti nebo introdukce jedinců z okolní krajiny do městských habitatů, může ve výsledku dojít k výraznému snížení biodiverzity vážek v dané oblasti (Oertli a Parris 2019). Způsob využití prostoru v přechodech mezi jednotlivými vodními stanovišti hraje roli v disperzi druhů uvnitř města a migraci jednotlivých druhů do i z městské oblasti. Při omezené disperzi se vytváří více izolovaných populací a omezuje se genetický tok. To má za následek snížení genetické variability a oslabení jednotlivých populací daného druhu (shrnuto v Smith, Alexander a Lamp 2009). Ve městech vliv využití okolní krajiny bude větší, neboť městské prostředí může představovat skoro až nepřekonatelnou překážku pro organismy a pohyb tímto územím tak bude spojený se značným rizikem (Oertli a Parris 2019).

Pokud je do určité míry disperze vážek v městském prostředí omezená, tak zde vyvstává otázka, jestli zhoršené podmínky disperze neovlivňují selekci v městských směrem k lepším disperzním schopnostem. V této oblasti není zatím dostatek informací. Tüzün, Beeck a Stoks, (2017) vysledovali lepší letecké schopnosti městských populací oproti rurálním populacím u šidélka *Coenagrion puella*. Na druhou stranu podobný výzkum, zabývající se změnami v tvaru křídel za účelem lepších leteckých schopností u *Ischnura elegans* neodhalil téměř žádné signifikantní rozdíly (Hassall a Villalobos-Jiménez 2018).

### 4.3. Znečištění

Lidskou činnost provází produkce nemalého množství různých typů znečištění. Jedná se hlavně o různá hnojiva, další organické látky (využívané například v různých výrobních procesech) nebo těžké kovy. Nadměrné uvolňování hnojiv do vody způsobuje eutrofizaci, která může vést k přemnožení mikroorganismů typu sinice a řasy na vodní hladině. Vzniká tak hypoxické prostředí, které škodí dalším ve vodě žijícím organismům.

Důsledek velkého množství znečištění je snížená diverzita, kvůli nevhodnosti prostředí pro citlivější druhy. Všechny tyto látky jsou přinášeny do městských vodních nádrží splachem s dešťovou vodou a únikem z kanalizačního systému, popř. z průmyslových zařízení v okolí. Dochází i k haváriím,

keré v postiženém místě, popřípadě i dalších oblastech (například v případě řek, kde se znečištění dostane po proudu dále) silně naruší životní prostředí. To zasáhne i druhovou skladbu vodních organismů, přičemž je malá pravděpodobnost, že se biodiverzita vážek v daném místě obnoví do původního stavu (Ferrerias-Romero, Márquez-Rodríguez a Ruiz-García 2009).

Ve městech jsou obzvláště larvy vystaveny velkému množství znečištění jako jsou pesticidy a hnojiva. Pesticidy negativně ovlivňují imunitní systém. U vážek došlo v reakci na množství toxických látek k posunům v životním cyklu. Jak bylo pozorováno v Itálii u vážek žijících ve znečištěných částech řek protékajících městy (Solimini, Tarallo a Carchini 1997), hlavní změny mohou zahrnovat zpomalení larválního vývoje, nepřítomnost diapauzy v životním cyklu a adaptování se na nižší množství kyslíku ve vodě. Ovlivněné jsou také rychlost růstu a aktivita larvy (Campero, Ollevier a Stoks 2007). I tak se většinou s množstvím znečištění mění druhová skladba, neboť citlivější druhy nesnesou obsah toxických látek ve vodě, druhová skladba bude dominována především tolerantnějšími druhy. Ukazuje se, že městské populace se vyššími koncentracemi těchto látek do jisté míry přizpůsobily a mají daleko lepší odpověď na expozici těmto látkám, jak se ukázalo například u městských populací šidélka *Coenagrion puella* (Tüzün et al. 2015) nebo u společenstev nymf vážek v australském Sydney (Tippler et al. 2018). I tolerantní druhy mají však problém se na stanovišti udržet, pokud hladina toxicity přesáhne určitou únosnou mez.

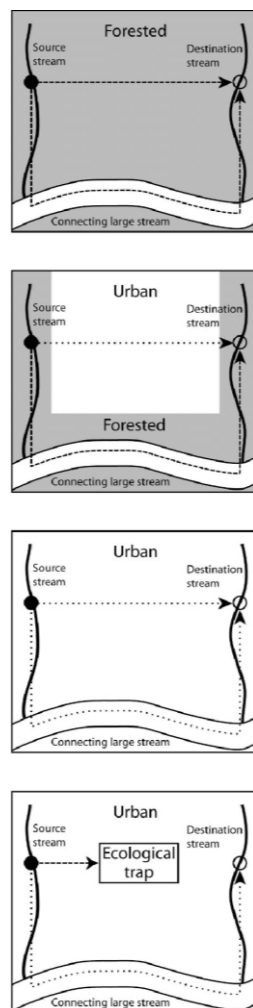
Výzkum diverzity vážek z indického Odashi, který zkoumal druhové složení vážek v různých typech vod, pozoroval, že některé druhy byly vysoce citlivé vůči vodnímu znečištění, takže bylo možné je použít jako indikátory čistoty (jednalo se o druhy *Ictinogomphus rapax*, *Paragomphus lineatus*). Larvy druhu *Brachythemis contaminata* naopak byly nalézány i ve vysoce znečištěných vodách (znečištěných lidskou činností). Tento druh je tedy vhodný indikátor znečištěné vody (Palita, Jena a Debata 2016). Po provedení potřebných studií by se mohly i v dalších regionech najít takovéto druhy, které by šly použít při posuzování čistoty vodního prostředí.

#### **4.4. Ekologické pasti**

V urbanizovaných oblastech čeká na vážky velké množství ekologických pastí. Ekologická past je pro život či rozmnožování nevhodné stanoviště, které svojí podobností s vhodným stanovištěm může způsobit špatnou volbu jedince při výběru stanoviště. Může se jednat o čistou podobnost (podobná barva, odlesk) nebo se nevhodnost projeví až po nějaké době (například špatná kvalita vody, periodické vysychání). Studie naznačují, že vážky v urbanizovaném prostředí často narážejí na ekologické pasti. Nebylo ještě zcela prozkoumáno, jaký mají vliv na městské populace vážek. Vliv těchto pastí je nejspíš vyvážen přirozenou dynamikou metapopulací (viz Kap. 4.1.2).

Jedná se v první řadě o povrchy, které polarizují světlo podobně jako vodní hladina, pro vážku vzniká tedy představa, že míří k vodní lokalitě, což se nakonec ukáže jako mylné. Takové povrchy mají například kapoty aut, vyleštěné asfaltové povrchy, střechy, popřípadě byl zaznamenán i případ, kdy byly vážky lákány na náhrobní kameny (Horváth et al. 2007). Pokud je takovýchto povrchů v prostředí větší množství, může dojít k vyčerpání jedince při opakované honbě za falešnými signály v jeho okolí. Ekologickou pastí se také může stát i vodní stanoviště, které na první pohled nevypadá, že není vhodné pro lov, rozmnožování nebo život larev. Může se jednat o případ znečištěných, pravidelně vysychajících nebo člověkem intenzivně udržovaných vod (viz Kap. 2.1).

Ekologické pasti mohou představovat překážku při disperzi jedinců mezi jednotlivými stanovišti, například za účelem rozmnožení. Množství ekologických pastí společně s fragmentací krajiny a odstraněním orientačních bodů na jednotlivých stanovištích (například stromového porostu v bezprostředním okolí vodních toků) snižuje šanci jedince na přesun mezi mateřskou a cílovou lokalitou, jak je názorně vyobrazeno na obrázku 1 (shrnutí v Smith, Alexander a Lamp 2009).



Obrázek 1: Diagram vyobrazující, jak přesun mezi dvěma lotickými stanovišti může být ovlivněn deforestací a přítomností ekologických pastí v souvislosti s postupující urbanizací (převzato ze Smith, Alexander a Lamp 2009)

## **4.5. Management vodního stanoviště**

Vodní lokality ve městech se do jisté míry liší od lokalit, které se nacházejí v rurální nebo přírodní krajině. Podmínky prostředí, které město vytváří, pozitivně nebo negativně ovlivňují druhové složení, biodiverzitu a abundanci jednotlivých organismů na těchto habitatů. Lokální vlivy zahrnují úpravu designu, změna režimu a kvality vody nebo přítomnost jednotlivých biotických činitelů, tedy přítomnost ryb, vegetace apod. Na regionální úrovni jsou tato místa ovlivněna mírou urbanizace krajiny. Důležitými faktory jsou zástavba a infrastruktura, hustota lidské populace, doprava a přítomnost dalších podobných lokalit v okolí (Oertli a Parris 2019).

## **5. Diverzita vážek ve městech**

Celosvětové rozdělení biodiverzity vážek se váže hlavně na současné klimatické pásy. Nejvíce druhů vážek se objevuje tam, kde je největší teplota a nejvíce srážek. S klesající teplotou a množstvím srážek ubývá i druhů vážek (Kalkman et al. 2008). Jako u mnoha jiných skupin je velké množství druhů ohroženo vyhynutím. Hlavními příčinami jsou destrukce krajiny spojená s rozvojem měst a intenzifikací zemědělství, likvidace a degradace sladkovodních stanovišť a znečištění (Suhling et al. 2015).

### **5.1. Faktory ovlivňující městskou diverzitu vážek**

Jak již bylo popsáno v minulých kapitolách, městské prostředí vytváří širokou paletu faktorů, kterými ovlivňuje životní prostředí. Vliv faktorů na složení společenstev vážek je různý. V této kapitole budou představeny ty faktory prostředí, které svým působením nejvíce ovlivňují biodiverzitu vážek v městské krajině.

#### **5.1.1. Heterogenita krajiny**

Jednotlivá města nemají stejný potenciál hostit větší množství druhů vážek. Willigalla and Fartmann (2012) zkoumali diverzitu vážek v několika desítkách měst ve Střední Evropě. Pozorovalo se, že města Střední Evropy hostí průměrně velké množství druhů, celkově bylo v nich nalezeno kolem 80 % druhů daného regionu. Model, který byl z pozorování vytvořen, odhalil také, že počet druhů v daném městě se zvyšuje s velikostí toho města. Dá se to vysvětlit obecně větší nabídkou stanovišť ve větších městech (větší heterogenitou prostředí než v menších městech), a tedy i větší možností se v městské krajině rozšířit. Ve Střední Evropě se může předpokládat, že heterogenita krajiny ve městech a kolem měst bude relativně vysoká, důležitým faktorem prostředí pro vážky se potom tedy stávají spíše teplotní a atmosférické podmínky během roku. V jiných částech světa ale města

ve více homogenních krajinách mohou díky různým postupům při nakládání s krajinou vytvářet velmi bohatou mozaiku stanovišť, přičemž tento efekt se bude zvětšovat společně s velikostí města.

### 5.1.2. Dostupnost vody v krajině

Dostupnost vody v krajině a s tím spojená konektivita mezi jednotlivými vhodnými stanovišti je pro vážky jako pro všechny ostatní organismy vázané na sladkou vodu důležitá. V městském prostředí se množství vodních děl zvýšilo v posledních desetiletích, jedná se převážně o maloplošné nádrže antropogenního původu (Hassall 2014). Je také důležité, aby jednotlivé vodní lokality nebyly v prostoru příliš izolované. Čím je propojenost větší, tím lépe probíhá disperze druhů a přesun jedinců mezi jednotlivými habitaty. Příliš velká krajinná fragmentace způsobuje izolaci jednotlivých populací vážek v rámci města, městská zástavba a vzdálenost mezi vhodnými stanovišti a malý počet ekologických koridorů může vytvořit z urbanizované krajiny vcelku spolehlivou izolační bariéru (Watts et al. 2004). V Japonsku Sato et al. (2008) zjistili (metodou AFLP) až dvojnásobně větší genetické rozdíly mezi městskými populacemi šidélek *Paracercion calamorum*, *Ischnura senegalensis* a *Ischnura asiatica* než u rurálních populací těchto druhů. Tento rozdíl připisují sníženému genetickému toku daného právě sníženou prostupností městské zástavby.

### 5.1.3. Lokální faktory prostředí

Na lokální úrovni jsou společenstva vážek ovlivněna nejvíce základními parametry prostředí. Každý druh má jiné preference a jinou schopnost přežít v městském prostředí, existují však určité faktory, které mají výrazný vliv na výskyt a abundanci druhů obecně.

Velikost vodní plochy do určité míry hraje roli v míře biodiverzity u vodních živočichů a rostlin. U vážek, které jsou fixované na stojaté vody, se ukázal být tento parametr prostředí důležitý, společně s velikostí vodní plochy roste i diverzita vážek (De Marco et al. 2014). Na druhou stranu existuje také horní hranice, kde se počet druhů již nezvyšuje. Tento trend nemusí platit v městských vodách, kde větší plocha může znamenat větší míru destrukce prostředí a větší roli hraje spíše heterogenita prostředí (Goertzen a Suhling 2013). I na menších plochách může být biodiverzita významná (Oertli et al. 2002). Tam je důležitý potom management těchto ploch (například design lokality, přítomnost stromového porostu nebo přítomnost ryb) a propojenost s dalšími lokalitami.

Vegetace se ukazuje jako jeden z důležitých faktorů diverzity vážek na vodních stanovištích. Na lokalitách, které mají lépe zachovanou přirozenou linii břehu, pobřežní vegetaci a rostliny zde dosahují velké rozmanitosti, byla pozorována větší diverzita a zhruba vyrovnané zastoupení druhů vážek. Absence nebo redukce pobřežní a litorální vegetace má naopak velmi negativní efekt. Goertzen

a Suhling (2013) zkoumali faktory ovlivňující diverzitu vážek na různých vodních plochách podél urbanizačního gradientu. Z analýzy vyšlo, že vegetace byl jeden z hlavních faktorů ovlivňující alfa diverzitu na většině stanovišť. Odstraněním pobřežní a litorální vegetace došlo k výrazné redukci druhové bohatosti. Na stanovištích, která nebyla schopna hostit velkou diverzitu vážek, došlo k ustavení dominance tolerantnějších druhů, jako například vážky *Ischnura elegans*, která prospívá na narušených sladkovodních lokalitách. Souvislost mezi vegetací a diverzitou vážek popisují i další studie z Rakouska (Chovanec et al. 2002), Švédska (Blicharska et al. 2016) nebo Jižní Afriky (Pryke a Samways 2009). Jeanmougin et al. (2014), který zkoumal výskyt vážek v Paříži, ve své analýze doplnil, že vedle pobřežní vegetace má pro druhovou bohatost a abundanci vážek význam také plovoucí makrofytní vegetace. Schindler, Fesl a Chovanec (2003) pozorovali, že vegetace je pro vážky jeden z nejrelevantnějších faktorů při výběru stanoviště. Podle druhových preferencí si vážky vybíraly buďto vodní plochy s kolísavou hladinou (popřípadě vysychající) a bohatým pokryvem pobřežních rostlin nebo stabilní plochy s větším množstvím plovoucí vegetace. Velký význam má v tomto případě i pobřežní vegetace, jak bylo pozorováno například u vážek čeledi Gomphidae žijících v jezerech ve Wisconsinu, USA. Abundance larev i dospělců zde byla pozitivně ovlivněna velikostí a hustotou mokřadních rostlin při březích jezer. Druhová bohatost byla potom ovlivněna hlavně abundancí litorální makrofytní vegetace (Remsburg a Turner 2009).

Vegetace je důležitá pro dospělé při rozmnožování, ovipozici, ukrytí před slunečním zářením, predátory nebo kořistí. Pro výskyt a život larev potom jako úkryt nebo záchytný bod pro emergenci (Corbet 1999). Relevance jednotlivých faktorů se samozřejmě liší pro každý druh, existují i druhy, které nevyžadují vegetaci pro rozmnožování nebo život larev. Jiné jsou vázané zase například na lesní oblasti, což se ukazuje obzvláště v tropických oblastech, kdy odstranění stromového patra způsobí vymizení těchto druhů (Silva, De Marco a Resende 2010).

Vážky jsou součástí potravního řetězce. Jako predátoři hrají velkou roli v kontrole populací mnoha taxonů. Samy se potom stávají obětmi vyšších predátorů. Jedná se především o obratlovce. Přítomnost ryb v prostředí se ukázala jako důležitý faktor, který ovlivňuje druhové složení a abundanci vážek regulací populací larev ve vodě (shrnuto v Johnson 1991). Nemusí tomu ale být vždy. Studie od Hjalmarson a Patten (2019) ve městě Norman (Oklahoma, USA), zkoumala vliv ryb a rybářů na diverzitu vážek v tamějších městských parcích. I když roli hrály i místní přírodní podmínky a management zkoumaných parků, tak v tomto případě provoz relaxačního rybaření ochránil diverzitu vážek, a to i přes přítomnost ryb, přítomnost infrastruktury a častější pohyb osob. Nejen ve vodním prostředí se vážky stávají kořistí predátorů.

#### 5.1.4. Terestrické faktory prostředí

Výstavba infrastruktury a lidských obydlí mnohem více ovlivňuje terestrické habitaty než ty vodní. Vážky nejsou svým výskytem tolik vázané na stav okolního prostředí a nejsou na změny v terestrickém prostředí tolik citlivé, nejdůležitější je bezprostřední okolí vodního stanoviště, na kterém se vyskytují (Corbet 1999). Totéž platí i pro další vodní hmyz. Blicharska et al. (2017) studovala souvislost mezi socio-ekonomickými faktory a biodiverzitou vodních nádrží ve Stockholmu, přičemž nenašla žádný silný vztah mezi mírou či stupněm zástavby a druhovou bohatostí vodního hmyzu. Studie spíše naznačují, že důležitější je stav konkrétního habitatu (Goertzen a Suhling 2013). Thornhill et al. (2017) pozoroval, že pro diverzitu vodních bezobratlých na daném stanovišti (zkoumáno na maloplošných vodních plochách v urbanizované oblasti) bylo důležité využití krajiny v bezprostředním okolí 100 m od břehu daného vodního díla. To by odpovídalo také studii, která zkoumala diverzitu vážek podél urbanizačního gradientu v Paříži, kde dopad na abundanci larev a dospělců měla přítomnost infrastruktury a budov až v bezprostřední blízkosti vodního stanoviště (Jeanmougin et al. 2014).

V samotných městech se nepředpokládá přítomnost výraznějšího a souvislejšího stromového patra, takže výskyt lesních druhů vážek se zde spíše nepředpokládá. Přítomnost stromového porostu kolem sladkovodních stanovišť ale vyloučit nelze. Přítomnost vyšší vegetace, která by mohla zastíňovat pobřežní porosty a vodní hladinu, má negativní dopad na diverzitu vážek. Pokud pomineme vyloženě stínomilné druhy, kterým naopak vyhovuje méně osluněné stanoviště, tak zastínění může omezit diverzitu vážek na daném stanovišti. Thornhill (2017) pozoroval sníženou diverzitu bezobratlých živočichů u vodních ploch s nadměrným zastíněním (kolem 75 % zastínění vodní hladiny). Remsburg, Olson a Samways (2008) zkoumali, jak zastínění stanoviště ovlivní výběr rozmnožujících se vážek. Po experimentech s vážkami rodu *Trithemis* došli k závěru, že stín samotný dokáže omezit abundanci druhů na stanovišti, pokud dojde k většímu zastínění (největší pokles sledován u 55%-75% zastínění). Další případ, kdy došlo k úbytku vážek, bylo v oblastech s odstraněnou pobřežní vegetací.

#### 5.2. Trendy diverzity vážek ve městech

Jednotlivé habitaty mají různou schopnost hostit společenstva vážek. Urbanizace ovlivňuje diverzitu vážek spíše negativně. McKinney (2008) ve svém shrnutí uvedl, že bohatost druhů se snižuje ve vysoce urbanizovaných regionech v závislosti na stupni urbanizace a sledovaném taxonu. Například druhová bohatost rostlin je největší při střední míře urbanizace, kde je krajina tvořena pestrou mozaikou habitatů vzniklých z velkého množství různorodých zahrad, která výrazně zvyšuje

heterogenitu prostředí. Naopak u bezobratlých živočichů se tento trend prokázal jen u menší části sledovaných skupin, byl zde sledován pokles biodiverzity oproti rurálním oblastem (shrnutě v McKinney 2008). U vážek se pozorovala zvýšená bohatost druhů oproti rurálním oblastem u některých městských vodních nádrží se menší frekvencí disturbancí a specifickým managementem (Goertzen a Suhling 2013). Worthen a Chamlee (2020) provedli pozorování diverzity vážek na široké škále stanovišť (od jezer, přes řeky, po nádrže v urbanizované krajině) se snahou zjistit ekologický potenciál jednotlivých typů prostředí a základní faktory určující diverzitu vážek. Lotické vody byly chudší než lentické vody. Největší diverzitu hostila jezera a umělé vodní nádrže o malé rozloze, a to i v urbanizovaných oblastech. Ze závěrů výzkumu také vyplývá, že urbanizace způsobuje nenáhodnou extinkci druhů a posunům v druhové skladbě směrem k tolerantnějším druhům. Tento efekt byl silnější v tekoucích vodách.

I když dochází k určitému poklesu počtu druhů, tak jsou městské oblasti schopné v mnoha případech hostit velkou část druhové bohatosti daného regionu. Sledováno to bylo například ve městech Střední Evropy, kde lze mluvit o tom, že i když je krajina historicky téměř kompletně přetvořena lidskými zásahy, tak tvoří vcelku heterogenní prostředí. Města zde dokážou často hostit významnou část regionální diverzity. Willigalla a Fartmann (2012) dokázali ve středoevropských městech najít populace až 80 % středoevropských vážek, průměrně města poté hostila kolem 40 % regionální diverzity. Podobné výsledky pozorování prezentovaly i další studie (Goertzen a Suhlin 2015; Buczyński et al. 2020). Ve Spojených státech Amerických Aliberti Lubertazzi a Ginsberg (2010) pozorovali reakci společenstev na stupeň urbanizace a pokrytí lesem. V Paříži (Jeanmougin et al. 2014) byla pozorována stabilní diverzita po celém urbanizačním gradientu. Populace vážek byly nalezeny i například ve vodních nádržích v blízkosti městské a industriální zástavby v jižní Francii (Scher a Thiéry 2005).

Trendy, které se opakovaně ukazovaly, naznačují, že urbanizace má často dosti podobné účinky na životní prostředí, což by mohlo do budoucna pomoci s plánováním metod ochrany. Většina těchto studií popsala, že diverzita a abundance vážek výrazně klesala směrem do městských center, kde se předpokládá menší výskyt vhodných vodních ploch a toků. Dalším jevem bylo, že množina druhů vážek ve městech představovala podmnožinu druhové bohatosti daného regionu a počet druhů ve městech se zvětšoval se vzrůstající bohatostí celé oblasti (Willigalla a Fartmann 2012; Goertzen a Suhling 2015). Také, jak již bylo řečeno v minulé kapitole, městská biodiverzita vážek se zvyšovala s velikostí města (Willigalla a Fartmann 2012; viz kapitola 5.1.1).

Změna druhové skladby byla v těchto studiích také zmíněna. Druhová bohatost (rozuměno počet druhů) podél urbanizačního gradientu neklesala. Celkově se měnilo zastoupení jednotlivých skupin. Pokles byl ale zaznamenán u počtu druhů-specialistů, kteří vyžadují prostředí v jeho nenarušené podobě (např. reofilní druhy) nebo jsou vázání na určitý typ prostředí, který se ve městech nevyskytuje (např. tyrfofilní druhy) (Goertzen a Suhling 2015). Chráněné a vzácné druhy, které když už byly nalezeny, tak se vyskytovaly na rurálním okraji zkoumaného gradientu (Aliberti Lubertazzi a Ginsberg 2010). Prescott a Eason (2018) srovnávali vliv urbanizace na lotické a lentické vody. Zatímco v lotických vodách nebyl významný rozdíl v druhové skladbě mezi městskými a rurálními toky, v případě lentických vod to bylo naopak. Změna nastala hlavně u vážek z čeledi Zygoptera, jejichž abundance a diverzita byla ve městech výrazně menší oproti rurálním oblastem nebo podřádu Anisoptera, jejichž diverzita se snížila jen nepatrně. Brito, Carvalho a Juen (2021) zkoumali reakci společenstev vážek z podřádu Zygoptera na urbanizaci. Počet druhů se nezměnil, na středně a výrazně modifikovaných lokalitách se ustanovila dominance r-stratégů, kteří svojí vyšší abundancí byli schopni lépe unikát urbanizačním tlakům. Na dobře zachovalých, přírodních lokalitách byla zachována původní převaha k-stratégů.

Jinde studie pozorovaly nemalou úroveň beta diverzity (obecně rozdíl v diverzitě organismů pozorovaný mezi jednotlivými lokalitami, jednotlivými alfa diverzity), i když alfa diverzita dílčích stanovišť vysoká nebyla (Williams et al. 2004; Honkanen, Sorjanen a Mönkkönen 2011), což vybízí k úvaze, že ochránářský potenciál lze v mnoha případech efektivně naplnit zajištěním dostatečné konektivity a heterogenity stanovišť (Ramos, Lozano a Muzón 2017; Maynou, Martin a Aranda 2017). Pokud bereme v potaz vodní společenstva vážek podél urbanistického gradientu, tak velkou hodnotu beta diverzity můžeme sledovat u sítě malých vodních ploch a malých vodních toků, spíše než u větších vodních ploch a toků s malým výskytem v krajině.

Důležitý habitat pro sladkovodní biodiverzitu jsou rybníky a nádrže, obecně vodní plochy o malé ploše s velkým výskytem v krajině (Céréghino et al. 2008). Většina těchto vodních ploch v městské krajině má antropogenní původ. Zkoumal se také význam zahradních nádrží, které většinou slouží k estetickým účelům. Vypadá to, že tyto nádrže mohou představovat refugia pro některé tolerantnější a pohyblivější druhy. Často byly například nalézány larvy šidélka druhu *Ischnura elegans* v zahradních nádržích a dočasných bazénech v zahradních oblastech ve Velké Británii. Tyto habitaty jsou jinak spíše chudší na vážky a nějaký ekologický význam by mohly mít jen při nastavení vhodného managementu (Hill a Wood 2014).

V případě lépe zachovaných lokalit lze pozorovat vcelku stabilní diverzitu vážek. Důležité je zachování původního dna a pobřežní vegetace. U potoků a menších řek v intenzivně urbanizované krajině se projevuje již zmíněný *urban stream syndrome* (viz kap. 2.2), jehož důsledkem může být potom snížená biodiverzita s dominancí tolerantnějších druhů (shrnutí v Walsh et al. 2005), změna ekologické funkce toku (Meyer, Paul a Taulbee 2005), popřípadě může dojít k téměř úplné destrukci lotických toků v oblasti a redukci biodiverzity vážek tohoto habitatu na minimální úroveň (Ramos, Lozano a Muzón 2017).

Pokud se zaměříme na jednotlivé taxony, tak v lentických vodách byl sledován druhový posun oproti rurálním oblastem. Větší míru disturbancí tolerují nebo dokonce preferují vážky z podřádu Anisoptera (hlavně z čeledí Gomphidae a Libellulidae) a urbanizace na ně může mít nižší vliv než na podřád Zygoptera (Monteiro-Júnior, Juen a Hamada 2014), který také zahrnuje některé tolerantnější druhy, výše bylo zmíněno například šidélko *Ischnura elegans* (Hill a Wood 2014; Goertzen a Suhling 2013), ale i přesto jeho zástupci preferují spíše zachovalejší lokality s menším vlivem antropogenních stresorů a disturbancí. Biodiverzita těchto vážek je ve více urbanizovaných oblastech menší (Prescott a Eason 2018).

## **6. Ochrana diverzity v urbanizovaných oblastech**

### **6.1. Potenciál měst v ochraně diverzity**

Lidský dopad na životní prostředí začal během posledních dvou set let prudce nabývat. Těžba surovin, produkce velkého množství odpadu včetně toxických látek, destrukce a fragmentace životního prostředí apod. způsobuje snižování stability prostředí a celosvětový pokles biodiverzity (Grimm et al. 2008). Lidské aktivity jsou také zodpovědné za homogenizaci přírody (nejen) v urbanizovaných oblastech. Homogenizace společenstev snižuje jejich odolnost a vystavuje je dalším negativním vlivům, včetně vlivu nepůvodních nebo dokonce invazních druhů (shrnutí v Petsch 2016).

Na druhou stranu se ukazuje, že města mají také potenciál pro vyvážení negativních důsledků svého působení. V případě sladkovodních ekosystémů jde o vytvoření dostatečné sítě vodních zdrojů a aplikování ekologicky šetrného managementu těchto lokalit, aby byly schopné hostit větší množství vodních organismů a podporovat jejich biodiverzitu. Město by poté mohlo sloužit jako refugium pro některé druhy nebo tvořit přirozený ekologický koridor, skrz který by druhy mohly procházet krajinou bez většího ohrožení. Podpořilo by to i výskyt ohrožených druhů, které ve městech dokážou přežít a jejichž výskyt v urbanizovaných oblastech nemusí být výjimkou (Ives et al. 2016). Ve výsledku by se mohlo dosáhnout menší fragmentace krajiny. Nemělo by být pochyb, že je potřeba zahrnout

ekologické postupy a designy už předem do městského plánování a zajistit tak, aby město bylo co možná nejvíce přirozenou součástí krajiny. Zdravější a pestřejší příroda ve městech by také měla pozitivní vliv na duševní a fyzické zdraví lidí. Snaha o ochranu přírody ve městech je pouze jeden směr, kterým se vydat, v každém případě je důležité též dosáhnout co nejmenší destrukce původního, člověkem ne až tak ovlivněného prostředí.

Vedle dostatečné hustoty vodních stanovišť v krajině je důležitý také management daných lokalit (Chien, Li a Li 2019). Management lokalit by měl směřovat k největší kvalitě habitatu. Zahrnovat by tím pádem měl udržování bohaté pobřežní a litorální vegetace, přiměřené zastínění, zachování přirozeného tvaru břehu a nenahrazování přirozeného dna umělým, neprostupným materiálem.

U lotických vod je ve většině případů prostředí z většiny přizpůsobeno městským potřebám. Tam je potřeba se zaměřit na ty úseky řek, kde příroda městu zcela neustoupila a umožnit vegetaci růst při březích a v bezprostředním okolí vody. Břehy a dno vodního toku by neměly být nahrazeny nepropustným povrchem jako je beton nebo dlažba. Zachováním přírodních břehů a pobřežní vegetace se udrží přirozená cirkulace sedimentu a živin. Budování přehrad a hrází, i když ulehčují dodávání pitné vody, by mělo být omezené.

Lentické vody mají větší potenciál pro ochranu diverzity vážek ve městech. Jsou často lépe zachované a vyskytují se většinou v hojném počtu v celé škále urbanizačního gradientu. Jak bylo zmíněno v minulých kapitolách, důležité je udržovat při březích, ve vodě a v bezprostředním okolí vodní plochy dostatečně hustý porost vegetace s velkou druhovou diverzitou. Zároveň ale není vhodné vytvářet moc velký stín, který by zastínil litorální a pobřežní vegetaci. Ukázalo se, že v některých městských parcích se udržel větší diverzita vážek nejspíše právě díky managementu, který upřednostňoval velkou diverzitu vegetace, velkou kvalitu vody a zároveň zprostředkoval určitou míru disturbancí pomocí výskytu ryb a aktivity rybářů. Po studiu faktorů, které diverzitu těchto vodních ploch ovlivňovaly, bylo navrženo, aby podobné metody managementu byly použity i na jiné městské vodní plochy za účelem zvýšení místní biodiverzity (Prescott a Eason 2018).

## **6.2. Využití vážek v ochraně diverzity**

Vážky jsou velice vhodným modelovým taxonem pro ekologické studie. Jejich všudypřítomnost ve sladkovodních habitatech dovoluje studovat ekologické jevy v různých typech krajin a prostředí. Během života vystřídají vážky vodní i terestrické prostředí, může se tím pádem na nich studovat vliv změn v obou typech prostředí a důsledek různých vlivů při přenosu do dalších

stádií životního cyklu. Dospělci jsou dobře pozorovatelní, lze tedy vytvořit vcelku přesnou představu o stavu populace na konkrétní lokalitě. Důležitou a vcelku jednoduchou metodu studia představuje počítání exuvií emergujících jedinců, které mohou vydržet na stoncích vyčnívajících vodních rostlin delší dobu a dobře se sbírají.

Vážky lze použít díky jejich citlivosti na různé stresory pro biomonitoring vodního prostředí a studium vlivu různých antropogenních stresorů jako klimatické změny (Hassall, 2015) nebo změn v prostředí jako degradace habitatu (Clark a Samways 1996; Villalobos-Jiménez, Dunn a Hassall 2016). Podle přítomnosti nebo absence konkrétních druhů citlivých na určité stresory (znečištění, pH, přítomnost vodních rostlin atd.) se na základě zkušenosti dá posoudit stav dané lokality.

Řád Odonata je jedním z několika taxonů, které se využívají v systému BMWP (angl. tzv. „*Biological Monitoring Working Party*“). Ten i přes zahrnutí některých tolerantních skupin a opomenutí citlivějších druhů lze použít pro sledování stavu životního prostředí (Villalobos-Jiménez, Dunn a Hassall 2016). Systém byl vyvinut pro sledování kvality vody v řekách ve Velké Británii od osmdesátých let minulého století (Paisley, Trigg a Walley 2014) a po jeho osvědčení byl s menšími úpravami použit i pro jiné oblasti světa (Zamora-Muñoz a Alba-Tercedor 1996; Mustow 2002). Také v tropech, kde je díky velkému množství druhů a mnoha vztahům těžké posoudit stav daného stanoviště, se dají vážky díky své velké diverzitě v tamějších oblastech využít jako indikátor kvality. K tomuto účelu byl mimo BMWP zaveden i takzvaný DBI – *Dragonfly Biotic Index* – který se dá v různých modifikacích použít pro indikaci stavu prostředí pomocí vážek (Simaika a Samways 2009; Suhling et al. 2015; Harabiš a Dolný 2012).

Vážky mohou být dobře využity pro snahu ochranářů chránit městskou přírodu a udržovat vysokou míru biodiverzity přinejmenším pro potřeby sladkovodních ekosystémů. Jak již bylo řečeno v minulých kapitolách, vážky byly a jsou využívány na indikaci stavu vodního prostředí, kdy se v reakci na různé faktory mění druhová skladba vážek na jednotlivých lokalitách. Vážky jsou také atraktivní pro veřejnost díky svému pestrému vzhledu, nápadnosti, zajímavému životnímu cyklu a ekologické roli. Navíc jako taxon jsou vážky kosmopolitně rozšířené s největší diverzitou v tropických oblastech a víceméně všudypřítomné ve sladkovodních habitatech. Na základě těchto předpokladů by bylo možné vážky využít jako deštníkové druhy v ochranářských programech. Pojmeme deštníkový druh označujeme organismy na druhové nebo vyšší úrovni, které jsou atraktivní z pohledu odborníků i veřejnosti, což usnadňuje jejich ochranu. Ochrana jejich výskytu pomáhá zároveň ochránit další taxony na stejných stanovištích, které už tak atraktivní být nemusí.

## Závěr

V této práci byly shrnuty nejdůležitější aspekty výskytu vážek v městských ekosystémech. Urbanizace je zvětšující se problém kvůli rozrůstající se lidské populaci a stále nabývajícím se počtu lidí žijících ve městech. Z ekologického hlediska se jedná o rozsáhlý, mnohotvárný problém, který na mnoha úrovních ovlivňuje životní prostředí. Vliv urbanizace na biodiverzitu se vnímá spíše jako negativní. Vodní prostředí čelí ve městech znečištění, intenzivnímu managementu a nátlaku nepůvodních druhů na místní společenstva. Lze ale pozorovat také potenciál městských oblastí hostit nemalé množství druhů. I zde se totiž vyskytuje spousta míst, které nabízí útočiště pro množství různých organismů.

V práci byl popsán současný pohled na schopnost vážek přežít a rozmnožovat se ve městech, pohybovat se městskou krajinou a udržovat zde společenstva o vysoké diverzitě druhů. Vodní stanoviště ve městech, i když intenzivně využívané člověkem při vodohospodářství, představují vhodné prostředí pro velké množství druhů vážek. Biodiverzita vážek v urbanizovaných oblastech je na regionální úrovni ovlivněna velikostí města, konektivitou jednotlivých společenstev, a to jak v rámci jednoho města, tak i mezi městem a okolní krajinou. Na lokální úrovni hraje velkou roli velikost habitatu (vodní plochy, vodního toku), povaha a management vegetace a kvalita vody. Vše je umocněno ještě komplexní formou životního cyklu u vážek, je potřeba tak vzít v potaz vliv antropogenních stresorů jak na larvy, tak na dospělé. Různé antropogenní stresory a disturbance v prostředí mění hlavně druhovou skladbu s posunem k dominanci generalistů ve více disturbovaném prostředí.

V práci byl také probrán veliký potenciál vážek pro ochranu biodiverzity v městských oblastech. Ekologický výzkum, který vodní ekosystémy v urbanizovaných oblastech dříve opomíjel, se teď zaměřuje na městská společenstva. Je potřeba najít metody, jak integrovat ochranu biodiverzity do městského plánování a vytvořit z měst přirozené ekologické koridory v rámci celé krajiny. Vážky díky své atraktivitě a ekologii jsou vhodnými deštníkovými druhy, jejichž ochranou by mohly být chráněny zároveň další vodní organismy až celá společenstva.

Studium městského prostředí nebylo ještě před pár lety tak rozšířené. Urbanizace a rozvoj městského prostředí má na organismy, společenstva a ekosystémy mnohostranný vliv, existují tedy stále oblasti, které si zaslouží zájem odborníků. Podle literatury, kterou jsem během vytváření této práce prostudoval, jsem shromáždil návrhy, kterými se výzkum v budoucnu může ubírat. V první řadě není jasné, do jaké míry mění městské prostředí vlastnosti jednotlivých habitatů. U vážek by tak měla smysl studie, do jaké míry změna terestrického prostředí má vliv na druhovou skladbu

na sladkovodním stanovišti. Dále není jasné, jak populace organismů (mluvím zde hlavně o bezobratlých živočiších) žijící ve městech komunikují s populacemi nacházejícími se mimo městské oblasti. Z toho vyplývá otázka, do jaké míry jsou přírodní populace schopny doplnit ty městské. Fragmentace krajiny by také mohla v rámci městského prostředí představovat různě efektivní bariéru a mezi jednotlivými populacemi, ať už v rámci města nebo mezi městem a okolní krajinou, by mohly vznikat a prohlubovat se genetické rozdíly.

Z důvodu změny druhové skladby živočichů se v urbanizovaných oblastech může změnit dostupnost potravy v krajině. Obzvlášť pro vážky, které představují predátory ve sladkovodních ekosystémech a loví převážně létající hmyz, to znamená nejspíš změnu složení potravy. Zatím není jasné, jestli a do jaké míry může být složení potravy vážek ve městech odlišné od toho v rurálních nebo přírodních oblastech. Na všechny tyto změny s urbanizací spojené mohou vážky odpovídat určitými způsoby. S tím se mohou pojít i projevy fenotypové plasticity. Není jasné, jakých fenotypových změn mohou být vážky schopné v situaci, kdy se často potřebují přizpůsobit tak dynamickému a různorodému prostředí jako je město. Zajímavým námětem může také být, jestli a jak moc se ve městech mění chování vážek. Tyto otázky se týkají, vzhledem ke komplexnímu životnímu cyklu u vážek, larev i imag.

Při vytváření této práce jsem se dozvěděl hodně informací o faktorech, které utvářejí sladkovodní společenstva a o životě vážek, které se pro mě ukázaly být velmi zajímavým a ekologicky významným taxonem. Ekologií vážek a dalších taxonů hmyzí říše, jakožto i ekologií městského prostředí bych se chtěl zabývat i dále během svého studia.

## Seznam použité literatury

- Aliberti Lubertazzi, M. A. and Ginsberg, H. S. (2010) 'Emerging dragonfly diversity at small Rhode Island (U.S.A.) wetlands along an urbanization gradient', *Urban Ecosystems*, 13(4), pp. 517–533. doi: 10.1007/s11252-010-0133-8.
- Bailey, R. C., Norris, R. H. and Reynoldson, T. B. (2004) 'Bioassessment of Freshwater Ecosystems', in Bailey, R. C., Norris, R. H., and Reynoldson, T. B. (eds) *Bioassessment of Freshwater Ecosystems: Using the Reference Condition Approach*. Boston, MA: Springer US, pp. 1–15. doi: 10.1007/978-1-4419-8885-0\_1.
- Bennett, S. J. and Simon, A. (2004) *Riparian Vegetation and Fluvial Geomorphology*. American Geophysical Union., ISBN: 978-0-87590-357-6.
- Bernáth, B. et al. (2002) 'How can dragonflies discern bright and dark waters from a distance? The degree of polarisation of reflected light as a possible cue for dragonfly habitat selection', *Freshwater Biology*, 47(9), pp. 1707–1719. doi: 10.1046/j.1365-2427.2002.00931.x.
- Blicharska, M. et al. (2016) 'Effects of management intensity, function and vegetation on the biodiversity in urban ponds', *Urban Forestry & Urban Greening*, 20, pp. 103–112. doi: 10.1016/j.ufug.2016.08.012.
- Blicharska, M. et al. (2017) 'Is there a relationship between socio-economic factors and biodiversity in urban ponds? A study in the city of Stockholm', *Urban Ecosystems*, 20(6), pp. 1209–1220. doi: 10.1007/s11252-017-0673-2.
- Bobrek, R. (2020) 'High biodiversity in a city centre: odonatofauna in an abandoned limestone quarry', *European journal of environmental sciences*, 10, pp. 107–114. doi: 10.14712/23361964.2020.12.
- Brito, J. P., Carvalho, F. G. and Juen, L. (2021) 'Response of the Zygopteran Community (Odonata: Insecta) to Change in Environmental Integrity Driven by Urbanization in Eastern Amazonian Streams', *Ecologies*, 2(1), pp. 150–163. doi: 10.3390/ecologies2010008.
- Buczyński, P. et al. (2020) 'Dragonflies (Odonata) of the city of Lublin (Eastern Poland)', *Polish Journal of Entomology*, 89, pp. 153–180. doi: 10.5604/01.3001.0014.4239.
- Bunn, S. E. and Arthington, A. H. (2002) 'Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity', *Environmental Management*, 30(4), pp. 492–507. doi: 10.1007/s00267-002-2737-0.
- Campero, M., Ollevier, F. and Stoks, R. (2007) 'Ecological relevance and sensitivity depending on the exposure time for two biomarkers', *Environmental Toxicology*, 22(6), pp. 572–581. doi: <https://doi.org/10.1002/tox.20293>.
- Cereghino, R. et al. (2008) 'The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat', *Hydrobiologia*, 597, pp. 1–6. doi: 10.1007/s10750-007-9225-8.
- Clark, E., Samways, M. (1996) 'Dragonflies (Odonata) as Indicators of Biotope Quality in the Kruger National Park', *South Africa on JSTOR* (1996). Available at: <https://www.jstor.org/stable/2404681?seq=1> (Accessed: 23 March 2021).
- Corbet, P. S. (1999) 'Dragonflies: behaviour and ecology of Odonata.', *Dragonflies: behaviour and ecology of Odonata*. Available at: <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19990505185> (Accessed: 6 April 2021).
- Czech, B. (2005) 'Urbanization as a threat to biodiversity: trophic theory, economic geography, and implications for conservation land acquisition', In: Bengtson, David N., tech. ed. *Policies for managing urban growth and landscape change: a key to conservation in the 21st century*. Gen. Tech. Rep. NC-265. St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station. 8-13, 265. Available at: <https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/13153> (Accessed: 1 April 2021).
- Davies, B. et al. (2008) 'Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 125(1), pp. 1–8. doi: 10.1016/j.agee.2007.10.006.

- De Marco, P. et al. (2014) 'Patterns in the organization of Cerrado pond biodiversity in Brazilian pasture landscapes', *Hydrobiologia*, 723(1), pp. 87–101. doi: 10.1007/s10750-013-1695-2.
- De Meester, L. et al. (2005) 'Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology', *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(6), pp. 715–725. doi: 10.1002/aqc.748.
- Dolný, A. et al. (2012) 'Aquatic insects indicate terrestrial habitat degradation: changes in taxonomical structure and functional diversity of dragonflies in tropical rainforest of East Kalimantan', *Tropical Zoology*, 25(3), pp. 141–157. doi: 10.1080/03946975.2012.717480.
- Dudgeon, D. et al. (2006) 'Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges', *Biological Reviews*, 81(2), pp. 163–182. doi: 10.1017/S1464793105006950.
- Elmqvist, T., Zipperer, W. and Güneralp, B. (2016) 'Urbanization, habitat loss, biodiversity decline: solution pathways to break the cycle', In, Seta, Karen; Solecki, William D.; Griffith, Corrie A. (eds.). *Routledge Handbook of Urbanization and Global Environmental Change*. London and New York:Routledge., 2016, pp. 139–151.
- Ferreras-Romero, M., Márquez-Rodríguez, J. and Ruiz-García, A. (2009) 'Implications of anthropogenic disturbance factors on the Odonata assemblage in a Mediterranean fluvial system', *International Journal of Odonatology*, 12(2), pp. 413–428. doi: 10.1080/13887890.2009.9748354.
- Forman, R. T. T. (2014) *Urban Ecology: Science of Cities*. Cambridge University Press, ISBN: 978-1-107-00700-0.
- Fрати, F. et al. (2016) 'Volatile cues can drive the oviposition behavior in Odonata', *Journal of Insect Physiology*, 91–92, pp. 34–38. doi: 10.1016/j.jinsphys.2016.06.007.
- Gál, B. et al. (2019) 'The effect of urbanization on freshwater macroinvertebrates – Knowledge gaps and future research directions', *Ecological Indicators*, 104, pp. 357–364. doi: 10.1016/j.ecolind.2019.05.012.
- Goertzen, D. and Suhling, F. (2013) 'Promoting dragonfly diversity in cities: major determinants and implications for urban pond design', *Journal of Insect Conservation*, 17(2), pp. 399–409. doi: 10.1007/s10841-012-9522-z.
- Goertzen, D. and Suhling, F. (2015) 'Central European cities maintain substantial dragonfly species richness – a chance for biodiversity conservation?', *Insect Conservation and Diversity*, 8(3), pp. 238–246. doi: 10.1111/icad.12102.
- Grimm, N. B. et al. (2008) 'Global Change and the Ecology of Cities', *Science*, 319(5864), pp. 756–760. doi: 10.1126/science.1150195.
- Gullan, P.J., Cranston, P.S. (2014) 'The Insects: An Outline of Entomology', 5th Edition, Wiley, ISBN 978-1-118-84615-5.
- Harabiš, F. a 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(1), pp. 121–130. doi: 10.1007/s10841-011-9400-0.
- Hassall, C. (2014) 'The ecology and biodiversity of urban ponds', *WIREs Water*, 1(2), pp. 187–206. doi: 10.1002/wat2.1014.
- Hassall, C. (2015) 'Odonata as candidate macroecological barometers for global climate change', *Freshwater Science*, 34(3), pp. 1040–1049. doi: 10.1086/682210.
- Hassall, C. and Villalobos-Jiménez, G. (2018) 'Wing shape patterns among urban, suburban, and rural populations of *Ischnura elegans* (Odonata: Coenagrionidae)', *International Journal of Odonatology*, 22. doi: 10.1080/13887890.2018.1564074.

- Hill, M. J. et al. (2018) 'Community heterogeneity of aquatic macroinvertebrates in urban ponds at a multi-city scale', *Landscape Ecology*, 33(3), pp. 389–405. doi: 10.1007/s10980-018-0608-1.
- Hill, M. J. a Wood, P. (2014) 'The macroinvertebrate biodiversity and conservation value of garden and field ponds along a rural-urban gradient'. doi: 10.1127/fal/2014/0612].
- Hjalmarson, E. A. and Patten, M. A. (2019) 'Win–win urban ecology: near-home fishing promotes diversity of Odonata', *Urban Ecosystems*, 22(6), pp. 1201–1206. doi: 10.1007/s11252-019-00896-0.
- Honkanen, M., Sorjanen, A.-M. and Mönkkönen, M. (2011) 'Deconstructing responses of dragonfly species richness to area, nutrients, water plant diversity and forestry', *Oecologia*, 166(2), pp. 457–467. doi: 10.1007/s00442-010-1846-3.
- Horváth, G. et al. (2007) 'Ecological traps for dragonflies in a cemetery: the attraction of *Sympetrum* species (Odonata: Libellulidae) by horizontally polarizing black gravestones', *Freshwater Biology*, 52(9), pp. 1700–1709. doi: 10.1111/j.1365-2427.2007.01798.x.
- Chester, E. T. and Robson, B. J. (2013) 'Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: Their ecological characteristics and management', *Biological Conservation*, 166, pp. 64–75. doi: 10.1016/j.biocon.2013.06.016.
- Chien, W.-C., Li, M.-H. and Li, H.-J. (2019) 'Appropriate management practices help enhance odonate species richness of small ponds in peri-urban landscapes', *Urban Ecosystems*, 22(4), pp. 757–768. doi: 10.1007/s11252-019-00859-5.
- Chovanec, A. et al. (2002) 'Rehabilitation of a Heavily Modified River Section of the Danube in Vienna (Austria): Biological Assessment of Landscape Linkages on Different Scales', *International Review of Hydrobiology*, 87(2–3), pp. 183–195. doi: 10.1002/1522-2632(200205)87:2/3<183::AID-IROH183>3.0.CO;2-R.
- Ives, C. D. et al. (2016) 'Cities are hotspots for threatened species', *Global Ecology and Biogeography*, 25(1), pp. 117–126. doi: 10.1111/geb.12404.
- Jakob, C. a Suhling, F. (1999) 'Risky Times? Mortality During Emergence in Two Species of Dragonflies (Odonata: Gomphidae, Libellulidae)', *Aquatic Insects*, 21(1), pp. 1–10. doi: 10.1076/aqin.21.1.1.4537.
- Jeanmougin, M. et al. (2014) 'Fine-scale urbanization affects Odonata species diversity in ponds of a megacity (Paris, France)', *Acta Oecologica*, 59, pp. 26–34. doi: 10.1016/j.actao.2014.05.008.
- Johnson, D. M. (1991) 'Behavioral ecology of larval dragonflies and damselflies', *Trends in Ecology & Evolution*, 6(1), pp. 8–13. doi: 10.1016/0169-5347(91)90140-S.
- Johnson, P. T. J. et al. (2013) 'Urbanization and wetland communities: applying metacommunity theory to understand the local and landscape effects', *Journal of Applied Ecology*, 50(1), pp. 34–42. doi: 10.1111/1365-2664.12022.
- Jones, A. E. et al. (2017) 'Residence-time-based classification of surface water systems', *Water Resources Research*, 53(7), pp. 5567–5584. doi: 10.1002/2016WR019928.
- Kalkman, V. J. et al. (2008) 'Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater', *Hydrobiologia*, 595(1), pp. 351–363. doi: 10.1007/s10750-007-9029-x.
- Kleerekoper, L., van Esch, M. and Salcedo, T. B. (2012) 'How to make a city climate-proof, addressing the urban heat island effect', *Resources, Conservation and Recycling*, 64, pp. 30–38. doi: 10.1016/j.resconrec.2011.06.004.
- Krishnaraj, R. and Pritchard, G. (2011) 'The influence of larval size, temperature, and components of the functional response to prey density on growth rates of the dragonflies *Lestes disjunctus* and *Coenagrion resolutum* (Insecta: Odonata)', *Canadian Journal of Zoology*. doi: 10.1139/z95-199.
- Marques, P. S. et al. (2020) 'Urbanization can increase the invasive potential of alien species', *Journal of Animal Ecology*, 89(10), pp. 2345–2355. doi: 10.1111/1365-2656.13293.

- Maynou, X., Martin, R. and Aranda, D. (2017) 'The role of small secondary biotopes in a highly fragmented landscape as habitat and connectivity providers for dragonflies (Insecta: Odonata)', *Journal of Insect Conservation*, 21(3), pp. 517–530. doi: 10.1007/s10841-017-9992-0.
- McCartney, M. (2009) 'Living with dams: managing the environmental impacts', *Water Policy*, 11(S1), pp. 121–139. doi: 10.2166/wp.2009.108.
- McDonald, R. I. (2008) 'Global urbanization: can ecologists identify a sustainable way forward?', *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(2), pp. 99–104. doi: 10.1890/070038.
- McKinney, M. L. (2002) 'Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems', *BioScience*, 52(10), pp. 883–890. doi: 10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2.
- McKinney, M. L. (2006) 'Urbanization as a major cause of biotic homogenization', *Biological Conservation*, 127(3), pp. 247–260. doi: 10.1016/j.biocon.2005.09.005.
- McKinney, M. L. (2008) 'Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals', *Urban Ecosystems*, 11(2), pp. 161–176. doi: 10.1007/s11252-007-0045-4.
- Mensah, C. A. (2014) 'Destruction of Urban Green Spaces: A Problem Beyond Urbanization in Kumasi City (Ghana)', *American Journal of Environmental Protection*, 3(1), p. 1. doi: 10.11648/j.ajep.20140301.11.
- Meyer, J. L., Paul, M. J. and Taulbee, W. K. (2005) 'Stream ecosystem function in urbanizing landscapes', *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), pp. 602–612. doi: 10.1899/04-021.1.
- Monteiro Júnior, C. da S., Juen, L. and Hamada, N. (2015) 'Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: Adult odonates as bioindicators of environmental quality', *Ecological Indicators*, 48, pp. 303–311. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.08.021.
- Monteiro-Júnior, C. S., Juen, L. and Hamada, N. (2014) 'Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia', *Landscape and Urban Planning*, 127, pp. 28–40. doi: 10.1016/j.landurbplan.2014.03.006.
- Müller, N. et al. (2013) 'Patterns and trends in urban biodiversity and landscape design', in *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities*. Springer, Dordrecht, pp. 123–174.
- Mustow, S. E. (2002) 'Biological monitoring of rivers in Thailand: use and adaptation of the BMWP score', *Hydrobiologia*, 479(1), pp. 191–229. doi: 10.1023/A:1021055926316.
- Nilsson, C. et al. (2005) 'Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems', *Science*, 308(5720), pp. 405–408. doi: 10.1126/science.1107887.
- Noble, A. and Hassall, C. (2015) 'Poor ecological quality of urban ponds in northern England: causes and consequences', *Urban Ecosystems*, 18(2), pp. 649–662. doi: 10.1007/s11252-014-0422-8.
- Oertli, B. et al. (2002) 'Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity', *Biological Conservation*, 104(1), pp. 59–70. doi: 10.1016/S0006-3207(01)00154-9.
- Oertli, B. and Ilg, C. (2014) MARVILLE. Mares et étangs urbains: hot-spots de biodiversité au cœur de la ville. Technical report. Hepia, university applied sciences and arts western ....
- Oertli, B. and Parris, K. M. (2019) 'Review: Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity', *Ecosphere*, 10(7), p. e02810. doi: 10.1002/ecs2.2810.
- Olden, J. D. and Poff, N. L. (2004) 'Ecological Processes Driving Biotic Homogenization: Testing a Mechanistic Model Using Fish Faunas', *Ecology*, 85(7), pp. 1867–1875. doi: 10.1890/03-3131.; reviewed and cited in Petsch (2016).

- Paisley, M. F., Trigg, D. J. and Walley, W. J. (2014) 'Revision of the Biological Monitoring Working Party (bmwp) Score System: Derivation of Present-Only and Abundance-Related Scores from Field Data', *River Research and Applications*, 30(7), pp. 887–904. doi: 10.1002/rra.2686.
- Palita, S. K., Jena, S. K. and Debata, S. (2016) 'Odonate diversity along different habitats of Koraput district, Odisha, India', *Journal of Entomology and Zoology Studies*, p. 9.
- Parris, K. M. (2016) *Ecology of Urban Environments*. John Wiley & Sons., ISBN: 978-1-4443-3265-0.
- Petsch, D. K. (2016) 'Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems', *International Review of Hydrobiology*, 101(3–4), pp. 113–122. doi: 10.1002/iroh.201601850.
- Pickett, S. T. A. et al. (2001) 'Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas', *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(1), pp. 127–157. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114012.
- Prescott, V. A. and Eason, P. K. (2018) 'Lentic and lotic odonate communities and the factors that influence them in urban versus rural landscapes', *Urban Ecosystems*, 21(4), pp. 737–750. doi: 10.1007/s11252-018-0752-z.
- Pritchard, G., Harder, L. D. and Mutch, R. A. (1996) 'Development of aquatic insect eggs in relation to temperature and strategies for dealing with different thermal environments', *Biological Journal of the Linnean Society*, 58(2), pp. 221–244. doi: 10.1111/j.1095-8312.1996.tb01432.x.
- Pryke, J. S. and Samways, M. J. (2009) 'Recovery of invertebrate diversity in a rehabilitated city landscape mosaic in the heart of a biodiversity hotspot', *Landscape and Urban Planning*, 93(1), pp. 54–62. doi: 10.1016/j.landurbplan.2009.06.003.
- Ramos, L. S., Lozano, F. and Muzón, J. (2017) 'Odonata Diversity and Synanthropy in Urban Areas: A Case Study in Avellaneda City, Buenos Aires, Argentina', *Neotropical Entomology*, 46(2), pp. 144–150. doi: 10.1007/s13744-016-0443-5.
- Rensburg, A. J., Olson, A. C. and Samways, M. J. (2008) 'Shade Alone Reduces Adult Dragonfly (Odonata: Libellulidae) Abundance', *Journal of Insect Behavior*, 21(6), pp. 460–468. doi: 10.1007/s10905-008-9138-z.
- Rensburg, A. J. and Turner, M. G. (2009) 'Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes', *Journal of the North American Benthological Society*, 28(1), pp. 44–56. doi: 10.1899/08-004.1.
- Santamouris, M. (2013) *Energy and Climate in the Urban Built Environment*. Routledge., ISBN: 978-1-134-25790-4.
- Sato, M. et al. (2008) 'Population genetic differentiation in three sympatric damselfly species in a highly fragmented urban landscape (Zygoptera: Coenagrionidae)', *Odonatologica*, 37(2), pp. 131–144.
- Scher, O. and Thiéry, A. (2005) 'Odonata, Amphibia and Environmental Characteristics in Motorway Stormwater Retention Ponds (Southern France)', *Hydrobiologia*, 551(1), pp. 237–251. doi: 10.1007/s10750-005-4464-z.
- Schindler, M., Fesl, C. and Chovanec, A. (2003) 'Dragonfly associations (Insecta: Odonata) in relation to habitat variables: a multivariate approach', *Hydrobiologia*, 497(1), pp. 169–180. doi: 10.1023/A:1025476220081.
- Silva, D. de paiva, De Marco, P. and Resende, D. C. (2010) 'Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: A case study', *Ecological Indicators*, 10(3), pp. 744–752. doi: 10.1016/j.ecolind.2009.12.004.
- Simaika, J. P. and Samways, M. J. (2009) 'An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing freshwater sites and for assessing habitat quality', *Biodiversity and Conservation*, 18(5), pp. 1171–1185. doi: 10.1007/s10531-008-9484-3.

- Smith, R., Alexander, L. and Lamp, W. (2009) 'Dispersal by Terrestrial Stages of Stream Insects in Urban Watersheds: A Synthesis of Current Knowledge', *Journal of The North American Benthological Society - J N AMER BENTHOL SOC*, 28, pp. 1022–1037. doi: 10.1899/08-176.1.
- Solimini, A. G., Tarallo, G. A. and Carchini, G. (1997) 'Life history and species composition of the damselfly assemblage along the urban tract of a river in central Italy', *Hydrobiologia*, 356(1), pp. 21–32. doi: 10.1023/A:1003123129478.
- Suhling, F. et al. (2015) 'Chapter 35 - Order Odonata', in Thorp, J. H. and Rogers, D. C. (eds) *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates (Fourth Edition)*. Boston: Academic Press, pp. 893–932. doi: 10.1016/B978-0-12-385026-3.00035-8.
- Suhling, F., Suhling, I. and Richter, O. (2015) 'Temperature response of growth of larval dragonflies – an overview', *International Journal of Odonatology*, 18(1), pp. 15–30. doi: 10.1080/13887890.2015.1009392.
- Suhonen, J. et al. (2010) 'Local Extinction of Dragonfly and Damselfly Populations in Low- and High-Quality Habitat Patches', *Conservation Biology*, 24(4), pp. 1148–1153. doi: 10.1111/j.1523-1739.2010.01504.x.
- Suhonen, J. et al. (2013) 'Patch area of macrophyte *Stratioides aloides* as a critical resource for declining dragonfly *Aeshna viridis*', *Journal of Insect Conservation*, 17(2), pp. 393–398. doi: 10.1007/s10841-012-9521-0.
- Thornhill, I. et al. (2017) 'Local and landscape scale determinants of macroinvertebrate assemblages and their conservation value in ponds across an urban land-use gradient', *Biodiversity and Conservation*, 26(5), pp. 1065–1086. doi: 10.1007/s10531-016-1286-4.
- Tippler, C. et al. (2018) 'Are Odonata nymph adversely affected by impaired water quality in urban streams', *Austral Ecology*, 43(8), pp. 890–902. doi: 10.1111/aec.12630.
- Tüzün, N. et al. (2015) 'Urbanisation shapes behavioural responses to a pesticide', *Aquatic Toxicology*, 163, pp. 81–88. doi: 10.1016/j.aquatox.2015.04.002.
- Tüzün, N., Beeck, L. O. de and Stoks, R. (2017) 'Sexual selection reinforces a higher flight endurance in urban damselflies', *Evolutionary Applications*, 10(7), pp. 694–703. doi: 10.1111/eva.12485
- United Nations. (2018). *World urbanization prospects: The 2018 revision*. New York: United Nations.
- Vermonden, K. et al. (2009) 'Urban drainage systems: An undervalued habitat for aquatic macroinvertebrates', *Biological Conservation*, 142(5), pp. 1105–1115. doi: 10.1016/j.biocon.2009.01.026.
- Villalobos-Jiménez, G., Dunn, A. M. and Hassall, C. (2016) 'Dragonflies and damselflies (Odonata) in urban ecosystems: A review', *EJE*, 113(1), pp. 217–232. doi: 10.14411/eje.2016.027.
- Walsh, C. J. et al. (2005) 'The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure', *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), pp. 706–723. doi: 10.1899/04-028.1.
- Watts, P. C. et al. (2004) 'Molecular and ecological evidence for small-scale isolation by distance in an endangered damselfly, *Coenagrion mercuriale*', *Molecular Ecology*, 13(10), pp. 2931–2945. doi: 10.1111/j.1365-294X.2004.02300.x.
- Williams, P. et al. (2004) 'Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England', *Biological Conservation*, 115(2), pp. 329–341. doi: 10.1016/S0006-3207(03)00153-8.
- Williams, P., Whitfield, M. and Biggs, J. (2008) 'How can we make new ponds biodiverse? A case study monitored over 7 years', *Hydrobiologia*, 597(1), pp. 137–148. doi: 10.1007/s10750-007-9224-9.
- Willigalla, C. and Fartmann, T. (2012) 'Patterns in the diversity of dragonflies (Odonata) in cities across Central Europe', *European Journal of Entomology*, 109(2), pp. 235–245. doi: 10.14411/eje.2012.031.

Wood, P. J. et al. (2001) 'The effects of amenity management for angling on the conservation value of aquatic invertebrate communities in old industrial ponds', *Biological Conservation*, 102(1), pp. 17–29. doi: 10.1016/S0006-3207(01)00087-8.

Worthen, W. and Chamlee, M. (2020) 'Determinants of adult odonate community structure at several spatial scales: effects of habitat type and landscape context', *International Journal of Odonatology*, 23, pp. 1–15. doi: 10.1080/13887890.2020.1796831.

Zamora-Muñoz, C. and Alba-Tercedor, J. (1996) 'Bioassessment of Organically Polluted Spanish Rivers, Using a Biotic Index and Multivariate Methods', *Journal of the North American Benthological Society*, 15(3), pp. 332–352. doi: 10.2307/1467281.