

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana životního prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Výzkum diverzity pavouků pro účely ochrany přírody
Spider diversity research for nature conservation purposes

Kateřina Krajíčková

Vedoucí práce: RNDr. Věra Opatová, Ph.D.

Květen 2022

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, dne 10. 5. 2022

.....

Poděkování

Ráda bych poděkovala své školitelce, RNDr. Věře Opatové, Ph.D. za ochotný a milý přístup, vstřícnost při konzultacích ohledně mé bakalářské práce a její cenné rady.

Abstrakt

Pavouci jsou kosmopolitní a velmi diverzifikovanou skupinou bezobratlých živočichů, která hraje velmi důležitou roli v ekosystému. Díky jejich všudypřítomnosti i v antropogenních a hospodářských ekosystémech je můžeme považovat za vhodnou skupinu, která se dá využít pro potřeby biologické ochrany. Pavoučí jedy a jejich hedvábní mají do budoucna také potenciální využití i v biotechnologiích. Pavouci dnes ovšem čelí mnoha ohrožujícím faktorům, mezi které patří například změna klimatu, ztráta jejich habitatu, pesticidy, kyselá dešť, či jiné introdukované druhy bezobratlých. Ochrana pavouků se v současné době řeší několika způsoby, a to za pomoci regionálních nástrojů mezi které patří Bernská úmluva (Bern convention), Směrnice o stanovištích (Habitat directive) a Červený seznam ohrožených druhů IUCN (the Red list of Threatened Species of the IUCN). Konkrétně v EU však chybí úsilí o jejich ochranu nejen z hlediska hodnocení, ale i z hlediska regionálních a vnitrostátních právních předpisů. K jejich ochraně však napomáhá i fakt, že se mohou nacházet na chráněných územích, jako jsou například národní parky, nebo chráněná krajinná území, což značně napomáhá k udržení jejich diverzity. Největší překážkou pro ochranu pavouků tvoří nedostatek veřejné podpory, která může souviset s neznalostí a obavami. Tyto obavy by se teoreticky daly vyřešit poukázáním na fakt, že jen velmi málo druhů pavouků představuje hrozbu pro člověka a vzděláváním veřejnosti ohledně důležitosti pavouků v ekosystému a jejich potenciálnímu využití v biotechnologiích.

Klíčová slova: disperze, chráněné oblasti, nástroje ochrany, ochrana pavouků, role pavouků v ekosystému

Abstract

Spiders are a cosmopolitan and highly diversified group of invertebrates that play a very important role in the ecosystem. Thanks to their ubiquity in anthropogenic and economic ecosystems, we can consider them a suitable group that can be used for biological protection needs. Spider venoms and their silks also have potential uses in biotechnology in the future. Today, however, spiders face many threatening factors, including climate change, habitat loss, pesticides, acid rain, and other introduced invertebrate species. Spider conservation is currently addressed in several ways, using regional instruments such as the Bern Convention, the Habitat Directive and the IUCN Red List of Endangered Species. However, in the EU in particular, there is a lack of efforts to protect them not only in terms of evaluation but also in terms of regional and national legislation. However, the fact that they may be located in protected areas, such as national parks or protected landscape areas, also helps to protect them, which greatly helps to maintain their diversity. The biggest obstacle to spider protection is the lack of public support, which can be linked to ignorance and concern. These concerns could theoretically be addressed by pointing out that very few spider species pose a threat to humans and by educating the public about the importance of spiders in the ecosystem and their potential use in biotechnology.

Keywords: biotechnological use, dispersion, importance of spiders, protected areas, protection of spiders

Obsah

1	Úvod.....	1
1.1	Obecná charakteristika pavouků a jejich potenciál v..... biotechnologiích.....	1 1
1.2	Výskyt a disperzní schopnosti pavouků.....	2
1.3	Role pavouků v ekosystémech.....	3
2	Faktory negativně ovlivňující výskyt pavouků	5
2.1	Změna klimatu	5
2.2	Ztráta a degradace habitatů	5
2.3	Invazní a introdukované druhy bezobratlých.....	6
2.4	Pesticidy a znečištění	7
2.5	Kyselé deště	7
2.6	Obchod se suvenýry a živými jedinci z přírody.....	7
3	Ochrana pavouků a jejich stanovišť	8
3.1	Nástroje regionální ochrany v EU.....	8
3.1.1	Bernská úmluva	8
3.1.2	Směrnice o stanovištích (Habitat Directive).....	9
3.1.3	Červené seznamy pavouků v Evropě.....	10
3.1.4	Ohrožené druhy v Červených seznamech	10
3.2	Nástroje regionální ochrany pavouků v USA	14
3.2.1	Zákon o ohrožených druzích a nepřímá ochrana pavouků	14
4	Budoucnost ochrany pavouků a jejich habitatu.....	16
4.1	Ochrana jednotlivých druhů a ekosystémový přístup.....	16
4.2	Faunistická data, inventarizace a ochrana stanovišť.....	17
4.3	Výzkum v chráněných oblastech a hotspotech biodiverzity.....	18
4.4	Zvýšení veřejného povědomí.....	20
5	Závěr.....	21
6	Použitá literatura	22

1 Úvod

1.1 Obecná charakteristika pavouků a jejich potenciál v biotechnologiích

Pavoukovci jsou definováni jako skupina bezobratlých živočichů, který spadá do podkmene klepítkačů (Chelicerata). Kromě několika výjimek mají pavoukovci vždy jeden pár klepítek (chelicery), jeden pár makadel a 4 páry kráčivých končetin (Foelix 2011). Pavoukovci jsou celosvětově zastoupeni 11 řády, kam patří štíři (Scorpiones), bičnatci (Uropygi), krátkochvosti (Schizomida), krabovci (Amblypygi), štírenky (Palpigradi), štírci (Pseudoscorpiones), solifugy (Solifugae), roztočovci (Ricinulei), sekáči (Opiliones), roztoči (Acari) a v neposlední řadě pavouci (Araneae) (Foelix 2011). V současnosti je již popsáno přes 50000 druhů pavouků dle WSC 2022 (www-1), což činí z této skupiny druhý druhově nejbohatší řád pavoukovců. Většina pavouků (více než 90%), patří do infrařádu Araneomorphae (tzv. moderní pavouci), mezi jejichž typické znaky patří jeden pár plicních vaků a synchronně fungující labidognátní chelicery. Zbylé dva infrařády, sklípkoši (Mesothelae) a sklípkani (Mygalomorphae) vykazují ještě několik znaků, které se v rámci pavouků považují za plesiomorfni jako například 2 páry plicních vaků, nesynchronně fungující chelicery a pozůstatky segmentace zadečku v případě sklípkošů (Foelix 2011).

Pravděpodobně nejdůležitější synapomorfií v rámci evoluce pavouků představuje přeměna zadečkových končetin na snovací bradavky, na kterých vyúsťují snovací žlázy produkující pavučinová vlákna, která jsou používána pro lov kořisti, ochranu a reprodukci (Foelix 2011). Pavouci jsou, až na drobné výjimky, predátoři živící se převážně hmyzem, jinými drobnými bezobratlými, případně mohou některé větší druhy lovit například menší savce, ptáky a plazy. K ulovení kořisti používají pavouci různé strategie, například chytání do lepkavých pavučin, vrhání lepkavých vláken, nebo kořist loví bez použití sítí. Většina pavouků svou kořist odhaluje za pomoci vibrací pavučiny nebo substrátu, ale aktivní lovci využívají i svého velmi dobrého zraku (Jackson a Hallas 1986).

Pavoučí hedvábí vyniká svými mechanickými schopnostmi. Je velmi odolné, díky kombinaci jeho vysoké pevnosti v tahu a velké roztažnosti a je pevnější než ocel (Gosline et al. 1999). Navíc má i kromě mechanických vlastností, také vlastnosti biologické, mezi které patří pomalá rozložitelnost a biokompatibilita. Dá se využít jako stehy pro hojení ran (Altman et al. 2003). Díky těmto vlastnostem, se pavoučí hedvábí dá považovat za slibný

materiál v medicíně pro lékařské aplikace, mezi které patří například organické a rozložitelné biosenzory pro biomonitoring analytů v těle (Gu et al. 2020), hojení ran (Gu et al., 2020), tkáňové inženýrství, jako jsou umělé krevní cévy (Dastagir et al. 2020), nebo pro regeneraci nervů (Millesi et al. 2021) a mimo jiné i například pro tvorbu lešení v tkáňovém inženýrství (Gu et al. 2020). Mimo jiné má pavoučí hedvábí i potenciál v kosmetice. Například aplikace proteinů z pavoučího hedvábí se dá využít jako jedna z nových technologií sloužících pro lifting obličeje (Gu et al 2020).

Pavouci se řadí mezi jedny z nejhojnějších predátorů na zemi. Za jejich evoluční úspěch může kromě jejich důmyslnému využití hedvábí také vývoj farmakologicky složitých jedů, díky kterým si dokážou velmi rychle podrobit svoji kořist (King 2004). Jed je produkován jedovou žlázou, která je umístěna v hlavohrudí nebo na bázi chelicer a vyúsťuje na jejich drápku (Foelix 2011). Pavoučí jedy mohou obsahovat přes 10 milionů bioaktivních peptidů, díky čemuž se řadí do činných cenných zdrojů pro objevování nových léků. Pavoučí jedy by se v budoucnosti mohly využít například pro vývoj léčiv proti chronickým bolestem, zánětům, kardiovaskulárním poruchám, nebo rakovině (King 2004), která by představovala potenciální alternativu ke konvenčním terapiím (chemoterapie, radiační terapie, imunoterapie, či chirurgie) spojených s mnoha vedlejšími účinky (Baskar et al. 2012). Za poslední roky velké množství studií prokázalo, že biotoxiny, které produkují nejen pavouci, ale i hadi, včely, štíři, mravenci, či vosy. Peptidy nacházející se v těchto jedech mohou poškodit membránu nádorových buněk a inhibovat tak růst buněk rakovinných (Salem et al. 2016). Bylo potvrzeno, že peptidy vyskytující se v pavoučím jedu zabíjejí nádorové buňky, nebo inhibují jejich proliferaci (Salem et al. 2016).

1.2 Výskyt a disperzní schopnosti pavouků

Největší druhové rozmanitost pavouků se předpokládá především v tropických oblastech ve všech kontinentech (Foelix 2011). Můžeme se s nimi setkat téměř ve všech typech terestrických habitatů na naší planetě. Jediná místa, kde se pavouci vyjma synantropních habitatů nevyskytují, jsou polární oblasti a vrcholky nejvyšších hor (Foelix 2011). Několik druhů pavouků bylo dokonce schopno úspěšně kolonizovat přílivové zóny oceánů, kde žijí ve skalních a korálových štěrbinách a jsou schopni přečkávat zatopení habitatu ve svých pavučinových zámočích (Foelix 2011).

Pavouci se dokáží šířit pomocí aktivní i pasivní disperze. Příkladem aktivní disperze může být disperze vzduchem (tzv. ballooning), kterou využívají ke svému přesunu převážně malé druhy pavouků, nebo juvenilní jedinci (Bell et al. 2005). Za pomoci ballooningu jsou pavouci schopni urazit i tisíce kilometrů (Hormiga a Orsonwelles 2002). Takto se mohou šířit například křížáci (Araneidae), nebo plachetnatky (Linyphiidae) (Krehenwinkel a Tautz 2013). Za další typ aktivní disperze se dá považovat např. plachtění po vodní hladině známé u čelistnatek (Tetragnathiae) nebo plachetnatek (Hayashi et al. 2015). Spousta pavouků se ovšem nedokáže šířit za pomoci ballooningu nebo podobných alternativ a je odkázána na pohyb po zemi. Takto se šíří například většina sklípkanů. Tímto způsobem disperze se nejčastěji šíří samci hledající samice, nebo mláďata opouštějící hnízdo/noru samice. Dospělí samci velkých druhů jsou takto schopni urazit i poměrně velké vzdálenosti (Stoltey a Shillington 2009), mláďata jsou však schopna osídlit jen přilehlé okolí mateřského hnízda.

Na rozdíl od aktivní disperze, kdy se pavouk dokáže šířit sám a musí pro to vynaložit velké množství energie, existuje také druhý typ, a to disperze pasivní, při které je pavouk přenášen společně se substrátem, ve kterém se nachází (Růžicka 1999). Mezi pasivní disperzi se dá zařadit i neúmyslná, popřípadě úmyslná introdukce neboli zavlečení člověkem (Pantini a Isaia 2008). Velmi běžným způsobem zavlečení jedince nebo druhu je jeho transport s potravinami, oblečením, nebo ve dřevě. Takto se mohl například v Mediteránu rozšířit jeden z největších evropských pavouků sklípkan *Macrothele calpeiana*, který se do nových míst dostal společně se sazenicemi olivovníku (Pantini a Isaia 2008). Jako poslední příklad pasivní disperze uvádím tzv. rafting, kdy se jedná o převoz pavouka, přes vodní hladinu, pokud má vhodný úkryt. Takto můžou jedinci urazit stovky kilometrů a kolonizovat tak zcela nová prostředí (Pantini a Isaia 2008).

1.3 Role pavouků v ekosystémech

Pavouci během svého života zkonzumují velké množství hmyzu nebo jiných bezobratlých. Až na výjimky jsou pavouci polyfágními predátory. Mají velmi širokou škálu kořisti a v potravě nejsou nikterak vybíraví. Polyfagie a všudypřítomnost pavouků i v antropogenních a hospodářských ekosystémech naznačuje, že pavouci hrají významnou roli v regulaci celé řady skupin bezobratlých, klasifikovaných jako hospodářští škůdci a snižovat tak jejich negativní vliv nejen na zemědělské plodiny, ale i jehličnaté a listnaté lesy (Michalková a Pekár 2015). Díky výše zmíněným charakteristikám jsou pavouci

považováni za vhodnou skupinu využitelnou pro potřeby biologické ochrany (Michalková a Pekár 2015).

Podle hypotetických výpočtů (Turnbull, 1973), které jsou založené na odhadu hustoty populace pavouků ($130/m^2$) a na předpokladu, že každý pavouk zkonzumuje 0,1 kořisti denně. Ze závěru vyplývá, že všichni pavouci, kteří žijí na 1 ha půdy by ročně zkonzumovali $1,3 \times 10^6 \times 0,1 \times 365 = 4,75 \times 10^7$ g, tedy 47 500 kg kořisti. I přesto, že 0,1 g/pavouka/den je velmi nadsazený odhad, i polovina z udávaného množství by byla ohromující. Ovšem novější odhady ze zalesněných oblastí a zemědělské půdy ve střední Evropě jsou mnohem skromnější a předpokládá se pouze 100kg (nebo jen 1kg) hmyzí kořisti / hektar / rok (Nyffeler a Benz, 1987). Výsledky prováděných studií jsou velmi silně závislé na stanovišti pavouků. Na pastvinách a sadech se pavouci nachází ve velmi hojném počtu a budou mít tak měřitelný vliv na populaci hmyzu (Mansour a Whitcomb 1986), kdežto v moderní zemědělské krajině je počet pavouků a jejich druhová diverzita spíše nízká, stejně jako účinek pavouků jako prostředek ochrany proti škůdcům. Tato situace by se ovšem dala zlepšit a zajištěním méně monotónního prostředí. Například vytvořením rozsáhlejších hraničních oblastí mezi poli a lesy, anebo ponecháním tzv. kapes neobdělávané půdy, jako ekologických buněk. Za takových podmínek by došlo k rychlému nárůstu počtu druhů pavouků, což bylo prokázáno v experimentech (Nentwig 1987). Neméně důležité je však omezení používání herbicidů a pesticidů (Riechert a Lockley 1984). Jako dobrý příklad mohou posloužit například hustoty pavouků v lesní opadance, kde bylo zaznamenáno okolo 50-200 jedinců/ m^2 (Nyffeler 1982). Při takto vysoké hustotě pak mohou pavouci sloužit při kontrole mšic (Aphidoidea), motýlů (Lepidoptera) a ploščic (Heteroptera) (Riechert a Bishop 1990). I přes to, že abundance pavouků nemusí být vysoké, mohou mít však důležitý „nárazový efekt“, například během raného vývoje populace hmyzu, kdy je jeho růst exponenciální (Clarke a Grant 1968).

Potenciální využití pavouků v biologické ochraně s sebou nese i řadu nevýhod (Michalko a Pekár 2015). Za potenciální nevýhodu může být paradoxně považován například fakt, že většina pavouků se řadí mezi polyfágní predátory. Oproti stenofágním predátorům tak mohou být méně efektivní, jelikož nejsou zaměřeni pouze na jeden, či několik málo druhů hmyzu. Konzumují také velké množství potenciálně prospěšných organismů a také sebe navzájem (Michalko a Pekár 2015). Existují ovšem výjimky a někteří pavouci se mohou řadit i mezi potravní specialisty. Například mravčíkovití (Zodariidae) představující čeleď pavouků, u které se velká část druhů specializovala na lov mravenců. Mravčíkovití si nestaví žádné sítě, ale vytváří si bytelné úkryty v blízkosti

mravenišť (Pekár 2005) a loví svou kořist pomocí specializovaného jedu (Michalko a Pekár 2005). Mezi další specialisty můžeme zařadit například zápředky (Clubionidae), které se živí larvami, žijících uvnitř citrusovníků (Amalin et al. 2001). Tito pavouci jsou schopni vnímat vibrace larev uvnitř listů a dokážou z nich larvy vytáhnout ven a následně pozřít.

Cílem mé bakalářské práce je shrnutí poznatků, ohledně faktorů, ohrožujících pavouky v přírodě a jakými způsoby jsou pavouci a jejich stanoviště, na kterých se nachází, chráněni a jak potenciálně pomáhá výzkum zaměřená na pavouky k ochraně přírody.

2 Faktory negativně ovlivňující výskyt pavouků

2.1 Změna klimatu

Změna klimatu patří mezi jednu z klíčových hrozeb. Zranitelnost pavouků vůči změně klimatu je proměnlivá a závisí na výskytu druhu a jeho schopnosti disperze. Například druhy jeskynních pavouků jsou často omezeny na jednotlivé jeskynní systémy a jsou přizpůsobeny ekosystému se stabilní teplotou, která má tendenci těsně odpovídat teplotě na povrchu. Budoucí scénáře globálního oteplování tedy ukazují na budoucí pokles vhodnosti stanovišť pro podzemní pavouky a na potenciální vyhynutí endemických druhů (Mammola et al. 2018).

Změna klimatu může také hrát roli ve vývoji pavouků. V arktické oblasti mělo dřívější načasování tání sněhu během dvouletého dospívání slíďáka *pardosa glacialis* za následek větší velikost dospělců a vychýlení směrem k pozitivnímu pohlavnímu dimorfismu ve prospěch samic (Vertainen et al. 2020). Navíc někteří pavouci mohou používat termické podmínky, kterým byli vystaveni po dobu svého vývojového cyklu, k určení typu a frekvence jejich disperzních mechanismů. V případě, že by se globální teploty zvýšily, mohou dohnat dospělé pavouky ke slaňování (pohyb na krátkou vzdálenost), místo ballooningu, čímž se změní celková schopnost šíření druhu (Bonte et al. 2008).

2.2 Ztráta a degradace habitatů

Pavouci, stejně tak jako většina ostatních suchozemských bezobratlých, jsou ovlivněni změnami stanovišť, jako je odlesňování, zemědělství, pastviny a urbanizace

(Wells et al. 1983). Například kácení lesů snižuje početnost pavouků a mění tak drasticky složení pavoučích společenstev. Degradace a ztráta biotopů ohrožují například jeskynního pavouka *Kauai*, který žije na Havaji (Skelr 1999). Rozvoj cestovního ruchu a zemědělství poškozují tento druh znečištěním podzemní vody a zasypáváním lávových jeskyní, který pavouk využívá ke svému životu. Kromě toho se ničením povrchové vody odstraňují kořeny rostlin, které slouží jako důležitý zdroj potravy pro jeskynní faunu (Hedin 2015). Například v Texasu (USA) se spolu s jinými bezobratlými živočichy v rámci jeskynní fauny vyskytuje také druh ohroženého pavouka *Tayshaneta myopica* (Leptonetidae), který čelí podobným hrozbám, jako je zasypávání jeskyní, či záplavy, v důsledku přetečení kanalizace a vandalismu (Skelr 1999). Mnoho floridských pavouků, jako například slíd'ák druhu *Sossipus placidus* (Lycosidae), nebo červená vdova (*Latrodectus bishopi*) jsou ohroženi rozvojem měst a rozšiřováním citrusových plantáží (Skelr 1999). Důkazy také naznačují, že železniční tratě a dlážděné silnice mohou působit jako linerání překážky v šíření pavouků, které mohou izolovat některé druhy do fragmentů stanovišť (Mader et al. 1990).

Například v mnoha částech Austrálie jsou pavoučí populace ohroženy, protože jsou jejich stanoviště ničena kácením a znehodnocováním křovin. Zachování biotopu šetří nejen pavouky, ale i celý ekosystém, jehož jsou součástí (Mader et al. 1990). V ČR je ochrana biotopů základním prvkem zachování udržitelných ekosystémů. Zbytky křovin slouží jako důležitá stanoviště pro pavouky ve venkovských oblastech. Pasoucí se skot a ovce mohou například poškozovat vegetaci sešlapem a následným zhutněním půdy. To může mít za následek zdecimování místní populace pavouků žijících na zemi. Nejenže sešlap přímo ničí jejich stanoviště, ale také může způsobit, že je půda tak tvrdá, že hrabající pavouci nemohou oblast znovu kolonizovat (Foelix 2011).

2.3 Invazní a introdukované druhy bezobratlých

Introdukce cizích druhů může mít značný vliv na druhy původní. Například cizí druhy mravenců jsou možná jedním z nejinvazivnějších exotických druhů, kteří mají vliv na původní druhy bezobratlých. Například Gillespie a Reimer (1993) prokázali, že endemické havajské druhy čelistnatek (*Tetragnatha* spp.) jsou extrémně náchylné k napadení introdukovanými druhy mravenců a díky tomu mohou být svou přítomností omezeny v přirozeném prostředí (Stanford a Shull 1993). Kromě toho i introdukce druhů hmyzu může mít nepřímý vliv na pavoučí populace. Například bezkřídlý druh hmyzu

balzám vlnitý (*Adelges piceae*) z čeledi Adelgidae decimuje smrkový les, ve kterém se vyskytuje ohrožený sklípkan *Microhexura montivaga* (Microhexuridae) a snižuje tak lesní zapojení, které poskytuje důležitý kryt mechovému porostu, který je biotopem tohoto pavouka (Fridell 1995).

2.4 Pesticidy a znečištění

Díky používání pesticidů dochází ke snížení populace pavouků v agroekosystémech i jejich okolí, což ovlivňuje schopnost pavouků regulovat hmyz (Riechert a Lockley 1984). Kromě toho i hnojiva mohou změnit složení a aktivitu pavoučího společenství. Pavouci jsou ovlivněni zejména neurotoxickými látkami, které negativně působí na morfologické, vývojové, imunologické a biochemické změny v těle nejen pavouků, ale i ostatních členovců (Caube a Wagner 2005).

2.5 Kyselé deště

Kyselé deště byly navrženy jako faktor, který přispívá k úbytku apalačských smrkových lesů a tím pádem tak ovlivňují i ohroženého sklípkanu *Microhexura montivaga* (Fridell 1995). Také úbytek jehličí ve smrkových lesích v důsledku znečištění ovzduší ovlivňuje druhové složení pavouků na druhy žijící ve smrku (Fridell 1995).

2.6 Obchod se suvenýry a živými jedinci z přírody

Ačkoli se o tom ne velmi často mluví, přílišný odchyt bezobratlých, a tedy i pavouků, může u mnoho skupin hrát roli v jejich úbytku. Jedná se primárně o volně žijící bezobratlé živočichy, kteří se následně využívají jako dekorace (suvenýry, šperky) či jako domácí mazlíčci. Dále také jako zdroje potravy, případně v tradiční medicíně (Cardoso et al. 2020). Jako suvenýry, případně domácí mazlíčci se nevyžívají jen pavouci, ale i housenky, kudlanky a mravenci (Cardoso et al. 2020). V rámci pavouků se tento problém týká především „tzv. charismatických“ skupin, jako jsou sklípkaní z čeledi Theraphosidae. Díky jejich velikosti a atraktivnímu zbarvení je celá řada druhů odchyťována pro trh s domácími mazlíčky (Cardoso et al. 2020), což vedlo k zařazení například rodů *Brachypelma* a *Poecilotheria* na seznamy CITES, Appendix II, ve snaze zamezit obchodu s nimi (www-3).

3 Ochrana pavouků a jejich stanovišť

3.1 Nástroje regionální ochrany v EU

Mezi nástroje regionální ochrany patří Bernská úmluva (Bern Convention) (<https://www.coe.int/en/web/bern-convention>), Směrnice o stanovištích (Habitats Directive) (https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm) a Červený seznam ohrožených druhů IUCN (the Red list of Threatened Species of the IUCN) (<https://www.iucnredlist.org>). Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (CITES), počítá s pavouky, ale žádný z tam uvedených druhů se nevyskytuje v Evropě přirozeně. Konkrétně v EU ale chybí úsilí o ochranu, a to nejen z hlediska hodnocení, ale i z hlediska regionálních, či vnitrostátních právních předpisů. Z evropských druhů se v evropských ochranných opatřeních můžeme nejčastěji setkat s pavouky, jako je lovčík mokřadní (*Dolomedes plantarius*), vodouch stříbřitý (*Argyroneta aquatica*) a stepník rudý *Eresus kollari* a to pravděpodobně díky jejich ekologickým vlastnostem a těsnému spojení s ubývajícími stanovišti. Vzhledem k současným hrozbám pro pavouky v Evropě by měla být ochrana velkých oblastí vhodného biotopu považována za nejúčinnější přístup k ochraně pavouků (Cardoso et al. 2011). Navíc ve srovnání s jinými skupinami zvířat a to především s obratlovci, mají bezobratlí živočichové podobnou, či dokonce vyšší míru vymírání a ohrožených druhů (Cardoso et al. 2011) a proto potřebují ochranu a monitoring (Milano et al. 2021). I přesto jsou však často v programech ochrany bezobratlí živočichové zanedbáváni do jisté míry, a to jak v regionálním, tak i mezinárodním měřítku. I přes to, že bezobratlí globálně dominují a pokud se jedná o hojnost, biomasu, diverzitu a význam pro fungování ekosystémů (Milano et al. 2021), většina výzkumu a úsilí o zachování biologické rozmanitosti se zaměřuje především na obratlovčí taxony (Cardoso et al. 2011).

3.1.1 Bernská úmluva

Jedná se o první mezinárodní úmluvu (Rada Evropy 1979), která věnuje pozornost ochraně druhů v Evropě a to včetně pavouků. Do tohoto seznamu byly zařazeny dva druhy, a to konkrétně lovčík vodní *Dolomedes plantarius* (Clerk 1757) (Pisauridae) a sklípkan *Macrothele calpeiana* (Walckenaer 1805) (Macrothelidae), ale nakonec byl v Bernské úmluvě zachován pouze druhý druh, který se v současnosti nachází v přísně chráněné

fauně, což tomuto pavoukovi poskytuje zvláštní ochranu, proti všem formám narušení. Omezené rozšíření tohoto druhu, který byl považován za druh endemický s výskytem na jihu Pyrenejského poloostrova a fragmentace a zničení jeho domnělého preferovaného stanoviště v lesích korkového dubu byly hlavními důvody pro zařazení tohoto pavouka do konvence (Milano et al. 2021).

3.1.2 Směrnice o stanovištích (Habitat Directive)

Směrnice o stanovištích, byla po Bernské úmluvě prvním mezinárodním zákonem, který reguloval evropskou politiku ochrany pavouků. Opět se zde nachází pouze jediný druh, a to je opět sklípan *M. calpeiana*. Oproti Bernské úmluvě je tato směrnice závazná a všechny členské státy mají povinnost chránit a monitorovat stav ochrany tohoto druhu, včetně jeho stanoviště, a to hlavně díky vytvoření sítě chráněných lokalit (Epstein 2013). Obecnou praxí v legislativě ochrany přírody je chránit stanoviště prostřednictvím druhu, tj. druh je pojmenován a zákon ukládá, aby stanoviště nebo lokalita byla chráněna, resp. řízeny tak, aby tento druh mohl přežít. Pro ochranu by se měl vybrat takový druh, jehož biologie je dobře známá, jeho rozšíření je řádně zmapováno a jsou také změřeny jeho hustoty (Helsdingen a Decae 1992). Dále by mělo být možné sledovat vývoj a výsledky případně přijatých opatření. Výběr druhu by měl být založen na vědeckých argumentech, nikoli na uznání širokou veřejností. Široká veřejnost by se měla obecně zajímat o trvalou biologickou diverzitu a podporovat politiky při tvorbě legislativy a upřednostňovat ochranu přírody. Široká veřejnost musí být obecně informována z hlediska dosaženého pokroku. Jedno z kritérií, jaký druh vybrat, by mělo vypadat takto: Druh by měl být taxonomicky jednoznačně a dostatečně definovaný, pokud se jedná o jeho biologii a ekologii a zároveň by důvody jeho poklesu měly být jasně známy. U druhu *M. calpeiana* však došlo v roce 1992 k provedení terénního výzkumu a došlo ke zjištění, že tento druh, který se podle dřívějších dosavadních znalostí nacházel pouze v částech původních lesů korkového dubu, a byl tedy považován za bioindikátora, nenachází jen v této jedné oblasti, ale dá se nalézt i na okrajích silnic, skládkách, a sutích, což značí, že tento druh nepatří mezi bioindikátory. Bernská konvence však nařizuje ochranu habitatu, kde se tento druh nachází, tj. zavazuje státy do tohoto druhu ochrany investovat finance i přes to, že se druh nenachází pouze v chráněných, nebo ohrožených oblastech. Dochází tak k ochraně stanovišť, která chráněna být nepotřebují. Druhy pavouků, jako je *M. calpeiana* by se proto měly řádně prostudovat, a měla by být jasně znám jejich výskyt a důvod jeho poklesu, či

vymizení a následně by mělo dojít ke spekulaci, zda je druh opravdu potřeba chránit a zda ho z konvence nevyjmout (Helsdingen a Decae 1992).

3.1.3 Červené seznamy pavouků v Evropě

První přehled o pavoucích v evropských červených seznamech byl zveřejněn v roce 2007 a hlásí údaje ze sedmi zemí (Franc 2000). Od tohoto roku přijalo 20 zemí národní, nebo subnárodní červené seznamy, které považují pavouky jako vhodný základ pro stanovení priorit a rozvoje národních politik ochrany přírody. Ze všech 42 evropských zemí má 28 z nich v současnosti seznam ohrožených druhů pavouků, z čehož 20 působí na národní úrovni a 8 na úrovni subnárodní, zatímco 7 zemí má jak národní, tak subnárodní seznamy.

I přesto, že mnoho zemí EU má červené seznamy a seznamy ohrožených druhů pavouků, nedostatek standardizace v použitých kategoriích je značně problematický, protože například nesprávná interpretace pokynů IUCN může vést k nejasnostem. Například termíny, jako „zranitelný“ nebo „ohrožený“ mají různý význam podle systémů hodnocení. Navíc termín „vzácné“ se používá několika autory (Milano et al. 2021) i když se to týká spíše ekologické charakteristiky druhu, než jeho kategorie rizika (Milano et al. 2021). Takové rozdíly znesnadňují slučování informací z různých zemí, což je problematické pro vytvoření jakéhokoli obecného přehledu. Dnes je celosvětově jediným používaným systémem systém IUCN, který teoreticky umožňuje srovnání výsledků tak, aby byla zaručena srovnatelnost a mohlo se tím tak přispět k analýzám za hranicemi jednotlivých států.

3.1.4 Ohrožené druhy v Červených seznamech

Hlavním problémem ochrany pavouků v EU je nedostatek informací o jejich skutečném stavu ochrany. Údaje u většiny pavouků jsou buď neúplné, nebo se omezují na znalost jejich národního výskytu. Jakékoliv konkrétnější a podrobnější informace o národním rozšíření druhu, jejich ekologickém požadavku, nebo hrozbách, která pavouky mohou na regionální úrovni ohrožovat, jsou dostupné pouze pro některé země. Největšího úsilí bylo dosaženo převážně v zemích střední a severozápadní Evropy, kde národní inventáře ohrožených druhů pokrývají nejvyšší procento přítomných druhů pavouků. Celkově je 1 552 ze 4 154 druhů pavouků známých v níže zmíněných zemích evropských zemích (Milano et al. 2021) hodnoceno regionálními soupisy zaměřenými na jejich stav z hlediska ochrany. Česká republika, Spojené království, Švédsko, Dánsko, Norsko, Finsko a

Německo uvádějí většinu pavoučí fauny s pokrytím nad 90% a to díky tomu, že zde existuje více arachnologů a místních odborníků, což zapříčiňuje širší pochopení arachnofauny, která se nachází v jejich národních hranicích a to následně vede k vyššímu počtu pavouků, hodnocených v národních inventarizacích. Naopak země s nejmenším pokrytím jsou Bělorusko, Bulharsko a Lotyšsko (Milano et al. 2021).

Níže uvádím výběr několika druhů pavouků, které jsem vybrala na základě faktu, že většina z těchto druhů je chráněná ve většině evropských zemí, nebo je jejich status ochrany činí natolik významnými, že se dostali do Bernské konvence.

Macrothele calpeiana (Hexathelidae)

Jedná se o jediného pavouka, který je chráněný na evropské úrovni a je uveden jak ve směrnici EU o stanovištích, tak Bernské úmluvě. Ovšem vhodnost právní ochrany pro tento druh pavouka byla zpochybněna (Bellvert a Arnedo 2016). Princip ochrany tohoto pavouka vycházel z tehdy dostupných znalostí (Skelr 1999), které popisovaly tento druh a i jeho stanoviště jako ohrožené. Původně byl sklípkan *M. calpeiana* zařazen do příloh Bernské úmluvy, protože byl považován za biondikátora. Tento velký pavouk, obývající jižní cíp Pyrenejského poloostrova, byl původně zaznamenán pouze na několika lokalitách ve fragmentovaných zbytcích původních lesů korkového dubu (Collins a Wells 1987), ohrožených těžbou a šířením zástavby a vzhledem k původní myšlence, že se jedná o bioindikační druh, vedlo k vytvoření chráněných lokalit, kde se tento pavouk běžně vyskytuje. Později však došlo k objevení tohoto druhu na mnoha dalších místech v rozsáhlejší oblasti a došlo k předložení hypotézy, že výskyt pavouka koreloval s oblastí vysokých srážek na Jihu (Milano et al. 2021). Ovšem tyto znalosti se značně rozvinuly, díky novému a rozsáhlému výzkumu, který byl pravděpodobně katalyzován jeho chráněným stavem a následně odhalil jiný stav jeho ochrany (Milano et al. 2021). Navíc je *M. calpeiana* jedním z druhů, který lépe vyhovuje estetickým standardům, které se zdají být preferovány pro druh způsobilý k jeho ochraně (Collins a Wells 1987), protože se jedná o druh, který je velmi dobře identifikovatelný. Obecně se dá říci, že chránění bezobratlí jsou mnohem větší, než průměrná velikost bezobratlých živočichů (Milano et al. 2021) a faktem je, že *M. calpeiana* je jeden z největších druhů pavouků v Evropě. Dá se tedy říci, že jako u mnoha jiných bezobratlých, kteří jsou uvedeni ve směrnici o stanovištích, zařazení tohoto pavouka neodráží, zda je jeho ochrana opravdu nezbytná, protože následné výzkumy prokázaly, že tento druh jako celek pravděpodobně není ohrožen a není ani bioindikátor pro lesy korkového dubu (Milano et al. 2021). Biondikátor

je totiž na určitý typ habitatu povinně nebo velmi silně vázán a stává se méně hojným v momentě, kdy se stav daného habitatu zhoršuje. *Macrothele. caipeiana* není na korkové lesy vázaný, což značí, že byl tento druh až příliš rychle a bez dostatečných znalostí o své ekologii zařazen do přílohy Bernské úmluvy (Milano et al. 2021).

***Dolomedes plantarius* (Pisauridae)**

Dolomedes plantarius (lovčík mokřadní) je druh pavouka, který se vyskytuje v červených seznamech a programech ochrany po celé Evropě. Devět evropských zemí zohledňuje *D. plantarius* v zákonech, které chrání tento druh, včetně jeho stanoviště. Rozsah zohlednění tohoto druhu souvisí s jeho širokým rozšířením a rozsáhlou degradací a ztrátou jeho mokřadního biotopu (Milano et al. 2021). Mokřadní biotopy byly stále více vystaveny změnám, které zapříčinila zvýšená intenzita využívání půdy, změn v hydrologii, eutrofizace a znečištění (Milano et al. 2021). Mokřady mají prvořadý význam pro biologickou rozmanitost a jsou uznávány jako preferenční cíl ochrannářských snah, převážně kvůli počtu ohrožených taxonů (Finlayson et al., 2019).

***Argyroneta aquatica* (Dictynidae)**

Argyroneta aquatica (vodouch stříbrný), stejně jako *D. plantarius*, obývá mokřady a těžší jak ze zájmu o jejich ochranu, tak ze zájmu o svou biologii, která se dá považovat za jedinečnou. Jedná se totiž o jediný zcela vodní druh pavouka (Milano et al. 2021). Tento druh byl posouzen národními červenými seznamy 11 zemí, přičemž 6 z nich ho považuje za ohrožený a je zahrnut v ochrannářské legislativě.

***Marpissa radiata* (Salticidae)**

Skákavka rákosní je další druh, který je úzce spojený s mokřady. Je uveden jak v národních červených seznamech, tak červených knihách devíti zemí, přičemž sedm z nich ho považuje za zranitelný. Tato skákavka je chráněna pouze v Rakousku. I přesto, že je tento druh v Evropě rozšířen, je spíše vzácný, omezený na vlhká místa a považovaný za ohrožený ve většině svého rozšíření v důsledku ubývání mokřadů (Milano et al. 2021)

Stepníci rodu *Eresus* (Eresidae)

Tito pavouci se jako jedni z dalších druhů také často vyskytují v evropských konzervačních plánech. V současné době se na území EU vyskytuje 12 druhů (Milano et al. 2021), ale druhy, figurující v inventářích ohrožených druhů a ochrannářských aktech jsou

pouze tři, a to konkrétně *E. kollari* (stepník rudý), *E. sandaliatus* (stepník černonohý) a *E. moravicus* (stepník moravský). *Eresus kollari* je pavouk, vázaný na nezalesněné stepní biotopy a není zařazen do červeného seznamu, ale byl navržen, stejně jako ostatní druhy stepníkovitých do připravovaného seznamu zvláště chráněných pavoučích druhů jako ohrožený druh. Je ohrožený zarůstáním lokalit náletovými dřevinami, nevhodnými zemědělskými postřiky a umělým zalesňováním. Většina známých lokalit jeho výskytu je však územně chráněna. Tito pavouci se stali tzv. vlajkovými druhy pro ochranu reliktních skalních stepí v několika zemích střední Evropy (Řezáč et al., 2007) a jejich nároky na stanoviště byly podrobně studovány (Milano et al. 2021). Faktem zůstává, že se jedná o jedny z nejkrásnějších pavouků v Evropě (Miller et al. 2012), což z nich dělá ty nejběratelnější EU pavouky, kteří se také velmi často vyskytují v obchodu s teraristickými zvířaty, což může silně ovlivnit jejich zařazení do ochranných plánů (Milano et al. 2021).

Sklípkánci rodu *Atypus* (Atypidae)

Evropské druhy rodu *Atypus*, nacházející se mimo jiné evropské oblasti i na území České republiky, jsou pavouci, kteří jsou velmi dobře pokryti ochrannými opatřeními. Například *Atypus affinis* (sklípkánek hnědý) byl hodnocen pěti národními červenými seznamy (Česká republika, Slovensko, Rakousko, Německo, Polsko) a je považován za ohrožený. *Atypus muralis* (sklípkánek pontický) je uveden jako ohrožený a chráněný v pěti zemích (stejně jako již výše zmíněné) a *Atypus piceus* (sklípkánek černý) se uvádí jako ohrožený ve třech zemích a ve čtyřech je chráněn zákonem (Německo, Polsko, Rakousko). Všichni tito pavouci se vyskytují především na otevřených travních porostech a jsou ohroženi změnami managementu jejich biotopů, přerůstáním trav a dřevin (Řezáč et al. 2007). Konkrétně pro druh *A. muralis* je intenzivní pastva esenciálním nástrojem pro jeho přežití, oproti jiným druhům, kterým pastva a následný sešlap škodí, jelikož se jedná o našeho nejvzácnějšího pavouka, který se vyskytuje pouze v nejsušších a nejteplejších oblastech nízkých nadmořských výšek a jeho lokality výskytu jsou omezeny pouze na černozemní oblasti. K jeho ústupu vedl především fakt, že se jedná o teplomilný druh, který vyhledává nezastíněné oblasti, které jsou opuštěné a vyhřáté sluncem a zarůstání stepí a stepních enkláv po omezení pastvy, či záměrné a spontánní zalesnění (Řezáč et al. 2007). Na všech lokalitách jeho výskytu se dá považovat za nutné, zabránit jak sukcesním změnám, tak obnovení pastvy ovcí a koz ve spojení s intenzivním sešlapováním.

Ohrožení pavouci na území České republiky

V katalogu pavouků ČR u každého druhu nalezneme kategorii pod názvem Stupeň ohrožení, která se stanovila podle kritérií IUCN (Světové svaz ochrany přírody). Dle těchto kritérií jsou ohrožené druhy pavouků děleny do tří kategorií, a to: druhy kriticky ohrožené (CR- critically endangered), druhy ohrožené (EN - endangered) a druhy zranitelné (VU- vulnerable) ([www-2](#)). Celkově z 53 druhů pavouků, nacházejících se na území České republiky, je mezi kriticky ohrožené druhy zařazeno 85 druhů, a 71 mezi druhy zranitelné. V celkovém součtu se v ČR nachází 209 druhů, což je 1/4, které můžeme považovat za obecně ohrožené ([www-2](#)).

Na území České republiky, se kromě výše zmíněných druhů, které se na našem území vyskytují také, chrání i mnoho dalších druhů pavouků. Mezi kriticky ohrožené patří například některé druhy cediveček (Dictynidae), skálovek (Gnaphosidae), plachetnatek (Linyphiidae), stepníků (Eresidae), zápredníkovitých (Clubionidae) snovaček (Theridiidae), či slídáků (Lycosidae). Všechny druhy jsou vázané na své lokality, vyskytují se na posledních lokalitách a bez péče o tyto oblasti dojde k jejich brzkému vyhynutí. Mezi druhy ohrožené můžeme zařadit například některé křížáky (Araneidae), cedivečky (Dictynidae), snovačky (Theridiidae) a běžníky (Thomisidae), všichni tyto pavouci se na více ohrožených lokalitách, které však ubývají. Kategorie zranitelných druhů zahrnuje druhy, které jsou u nás stále hojné, ale jejich vazba na ubývající biotopy je odsuzuje k postupnému vymizení, spadají sem některé druhy křížáků (Araneidae), zápredníkovitých (Clubionidae), skálovek (Gnaphosidae) a plachetnatek (Lyniphiidae). Konkrétní seznam ohrožených druhů ČR nalezneme na stránkách Červeného seznamu pavouků České republiky ([www-1](#)).

3.2 Nástroje regionální ochrany pavouků v USA

3.2.1 Zákon o ohrožených druzích a nepřímá ochrana pavouků

Několik druhů pavouků bylo v USA uznáno jako vzácných, nebo hodných zájmu na třech různých seznamech ohrožených druhů. Konkrétně se jedná o Zákon o ohrožených druzích (Endangered Species Act), Červené seznamy IUNC a seznamy, které jsou sestaveny programy The Nature Conservancy and Natural Heritage Programs. Do ESA patří například *Tayshaneta myopica* z čeledi Leptonetidae z Texasu a sklípkan *Microhexura montivaga* z čeledi Microhexuridae z Apalačských hor. Další dva druhy, konkrétně jeskyní papříčnatka *Cicurina wartoni* (Hahniidae) z Texasu a jeskynní slídák

Adelocosa anops (Lycosidae) z Havaje, jsou považovány za kandidáty na zařazení do seznamu. Úroveň ochrany, která se poskytuje pavoukům, není ani zdaleka komplexní, či plně zdokumentována. Zatímco druhy uvedené v Esa mají přímou federální ochranu, jiné druhy, které jsou, nebo mohou být považovány za vzácné, nebo ohrožené, jsou jen nepřímo chráněni jinými prostředky. Například některé druhy jeskynních pavouků v Západní Virginii, jako je například jeskynní plachetnatka *Porrhomma cavernicolum* (Linyphiidae), jsou ochráněni tím, že se nacházejí v jeskyních společně s federálně chráněnými netopýry viržinskými (*Plecotus townsendii virginianus*). Jiné druhy jsou chráněny díky tomu, že mají populace na federálně chráněných územích, jako například *Microhexura montivaga* v národním parku Great Smoky Mountains, nebo územích, které jsou spravovány ochranářskými organizacemi (*Geolycosa xera* z čeledi Lycosidae, v přírodní rezervaci Lake Apthorpe na Floridě) (Skelr 1999) a další pozemky v soukromém vlastnictví (např. *Hogna ericeticola*, (Lycosidae) ve floridské rezervaci Ordway) (Skelr 1999). Níže uvádím dva příklady druhů pavouků, kteří jsou jako jediní zahrnuti do ESA.

***Tayshaneta myopica* (Leptonetidae)**

Jedná se o drobného bělavého pavouka z čeledi Leptonetidae (jeskyníkovití), nalezeného ve dvou jeskyních v okresech Travis County a Williamson County na severozápad od Austinu v Texasu (O'Donnell et al. 1994). Bezprostřední urbanizační rozvoj v blízkosti těchto jeskyní podnítl v devadesátých letech minulého století zařazení pavouka jako ohroženého a došlo ke schválení plánu obnovy pro tyto bezobratlé živočichy. Vzhledem ke skryté povaze většiny jeskynních druhů dochází ke ztížení hodnocení velikosti pavoučí populace a jejich distribuce, protože se jedinci mohou nacházet i v lidsky nepřístupných prostorech (O'Donnell et al. 1994). V dnešní době ovšem dochází k dalším průzkumům, za účelem nalezení dalších populací a plánují se čtená další ochranná opatření na ochranu pavouka v jeskyni Tooth a související fauny (O'Donnell et al. 1994). V oblastech, kolem obydlených jeskyní se plánuje ochrana biotopů ve snaze, že dojde k omezení kontaminace a vyčerpání živin. V jeskyni Tooth, což je první jeskyně, kde byl tento pavouk nalezen, došlo k instalaci uzamčené brány, aby se zabránilo vandalismu.

***Microhexura montivaga* (Microhexuridae)**

Tento druh sklípka vyhledává vlhká místa, ale zároveň dobře odvodněná stanoviště s mechovými rohožemi v jižní části Appalačského pohoří (Skelr 1999). K zařazení

pavouka mezi ohrožené druhy došlo v roce 1995 potom, co vyčerpávající hodnocení velikosti populace a distribuce odhalila pouze 6 lokalit obývané tímto druhem, přičemž byla identifikována pouze jedna relativně stabilní populace (Fridell 1995). Plán obnovy ještě není dokončen a hlavní výzvy pro ochranu zahrnují komplexní hrozby pro křehké stanoviště pavouků a omezené informace o životním cyklu, genetice a ekologii tohoto druhu (Hedin et al 2015). Vzhledem k jeho kryptickému způsobu života došlo ke shromáždění jen velmi málo informací o ekologii, délce života, nebo schopnosti jeho šíření. Tento znalostní nedostatek přispívá k obtížím při přemísťování a jiné techniky ochrany, konkrétně chovu v zajetí. K programu chovu v zajetí došlo v roce 1992 z v zoologické zahradě v Louisville, a i přesto, že techniky udržování druhu v zajetí pokročily, k dlouhodobému zajetí a s tím i spojenou reprodukcí bohužel nedošlo.

4 Budoucnost ochrany pavouků a jejich habitatu

4.1 Ochrana jednotlivých druhů a ekosystémový přístup

Seznamy bezobratlých živočichů v rámci ESA jsou stále běžnější, ale tento typ jednodruhového přístupu k ochraně tak rozmanité skupiny povede pouze k ochraně zlomku fauny (Franklin 1993). Struktura a implementace ESA nejsou vhodné pro bezobratlé živočichy kvůli přísným taxonomickým požadavkům a kritériím odvozených od obratlovcích skupin a obecnému nedostatku veřejné podpory pro takové seznamy (Marshall 1995). Americký Fish and Wildlife Service vyjádřil výslovný závazek uplatňovat „vícedruhový, ekosystémový přístup“ k managementu ochrany druhů (Glitzenstein 1993), což by mělo vést ke komplexnější a méně nákladné ochraně a pavoukům by tento typ ochrany velice prospěl. Například jednou z možností by bylo uvedení ohrožených pavouků, spojených s floridskými křovinami (např. *Geolycosa xera*) společně s druhy obratlovců, jako je sojka floridská (*Aphelocoma coerulescens coerulescens*). Tak by mohlo dojít k povědomí veřejnosti o biotických společenstvech a specifických potřebách některých menších živočichů tohoto konkrétního biotopu. Částečně kvůli omezeným schopnostem šíření může mnoho z těchto druhů pavouků přetrvávat na menších fragmentech stanovišť než obratlovci (Marshall 1995), což má za následek zvýšenou ochranu ekosystému.

4.2 Faunistická data, inventarizace a ochrana stanovišť

Bez příslušných informací o výskytu mohou být druhy, které ochranu nutně potřebují, přehlédnuty. Například v USA má většina států určitý typ kontrolního seznamu druhu pavouků, ale většina z nich je zastaralých, nebo nespolehlivých. Většina těchto seznamů navíc poskytuje vágní místa sběru, málo informací o využití stanovišť a žádnou diskusi o hojnosti. Druhy pavouků jsou většinou známy jen z jedné lokality, nebo několika lokalit. Například z 621 druhů zaznamenaných pavouků z Utahu bylo 265 (42,7 %) známo pouze z jedné lokality a 498 druhů (80,2 %) bylo známo z méně než pěti lokalit (Skelr 1999).

Zatím, co mnoho států provádí výzkumy a průzkumy bezobratlých často, včetně vážek, měkkýšů, nebo motýlů, Ohio konkrétně organizuje průzkum pavouků specifických pro stanoviště (Skelr 1999). Tento průzkum zahrnuje plány na sběrů na široké škále biotopů během deseti let, včetně prérií, dubových savan a několika typů lesů. Jiné státy USA, například Severní Karolína, dokončila inventarizace některých specifických stanovišť, ale ty jsou často nezávislou prací jednoho vědce. Ve spoustě případů by mohlo být mnohem užitečnější zaměřit inventarizaci na vzácná, nebo ohrožená stanoviště, protože by mohly poskytnout údaje o vzácných a ohrožených druzích, který vyžadují pozornost (Skelr 1999).

Ochrana ohrožených, nebo vzácných ekosystémů je pravděpodobně nejlepší způsob, jak zachovat biologickou rozmanitost, která v nich zůstává. Bez inventarizace však bude velmi těžké vyvinout takové režimy hospodaření, které budou přínosné pro většinu druhů. Takovým dobrým příkladem přístupu nezbytného pro řádnou ochranu je práce prováděná ve státech Illinois, Iově, Ohiu a Indianě, kde každý ze států provádí průzkum členovců s cílem o získání základních informací pro řízení ekosystémů prérií na středozápadě (Dellinger a Hedin 1994). Konkrétněji řečeno, inventarizace pavouků v těchto biotopech jsou nezbytné pro určení potřeb pavouků. Studie, probíhající v Appalačských jeskyních (Dellinger a Hedin 1994), floridských křovinách (Marshall 1995), vzrostlých a starých lesích ve Washingtonu (Marshall 1995), slatiništích v Missouri (Dellinger a Hedin 1994) a vzácných písčinych prériích v Illinois (Skelr 1999) jsou extrémně důležité. Prostřednictvím pokračující inventarizace pavouků ve vzácných a ohrožených biotopech lze úsilí o zachování biologické rozmanitosti prostřednictvím ochrany ekosystémů jen posílit.

4.3 Výzkum v chráněných oblastech a hotspotech biodiverzity

Ochrana biodiverzity patří mezi jednu z nejdůležitějších otázek globální ochrany přírody. Pavouci jsou velmi rozmanitou skupinou, která může sloužit jako užitečný indikátor celkové druhové bohatosti a zdraví biotických společenstev (Coddington a Levi 1991). K tomu, aby byla se ochrana stala smysluplnou však nemůže dojít dřív, než příslušné druhy nejsou známy. Plán péče na ochranu fauny může být dokončen a implementován až po dokončení inventarizace, nebo alespoň částečných inventurách. Metody, které jsou rychlé, levné a spolehlivé, sloužící k odhadu druhové bohatosti taxonů na konkrétních lokalitách by moly poskytnout užitečný vhled pro rozhodování o ochraně a hospodaření s půdou. Odhad místního bohatství druhů pro určené místo v konkrétně určený čas je zásadním pro odhady biodiverzity ve velkých časových a prostorových měřítcích. (Coddington a Levi 1991).

Výzkum v jedinečném suchém subtropickém lese v regionu Gran Chaco v Argentině, oblastí trpící čím dál větší degradací v důsledku rozvoje zemědělství, se například prokázalo, že společenstva pavouků jsou více ovlivněna architekturou vegetace než jejím druhovým složením (Rubio et al. 2008). Došlo zde k porovnávání biodiverzity pavouků ve dvou různých sousedících chráněných biotopech, konkrétně hydrofilních lesů a savanových parků. Hydrofilní lesy jsou charakterizovány jako oblasti s každoročním obdobím záplav a savanový park je regulován půlročními obdobími. Bylo zjištěno, že v těchto dvou oblastech se společenstva pavouků lišila a abundance a druhová diverzita byly vyšší ve vlhkomilných oblastech než v savanovém parku. Tyto rozdíly v biodiverzitě poukazují na to, že oba typy jsou důležité pro zachování biologické rozmanitosti v Gran Chaco. Typ stanoviště a využití půdy má vliv na společenstva pavouků (Rubio et al. 2008). Vegetační architektura hraje důležitou roli v druhovém složení nacházejícím se na stanovišti (Zachos a Habel 2011) a vegetace, která je strukturálně složitější, může udržet vyšší početnost a diverzitu pavouků (Rubio et al. 2008). Což se projevilo při studování těchto dvou oblastí, kdy celková diverzita pavouků ukázala významný rozdíl mezi oběma typy biotopů i přes velmi malou vzdálenost mezi nimi. Obě studovaná stanoviště jsou ohrožována jak přírodním, tak záměrným narušováním, přičemž obě tato stanoviště hrají velkou roli při udržování biologické rozmanitosti. Úspěšně dokončení počáteční fáze výzkumu diverzity, následně povede k implementaci rozhodnutí o udržitelném řízení zdrojů v tomto regionu (Rubio et al. 2008).

Biodiverzitní hotspoty

Dle kritérií IUNC jsou uznávané tři úrovně biologické rozmanitosti, a to ekosystémová, druhová a genetická a všechny tři jsou na Zemi rozmístěny nerovnoměrně (Zachos a Habel 2011). Vzhledem k faktu, že na naší planetě nemůžeme chránit každou jednotlivou oblast, ať už kvůli hospodářství, či průmyslu, vznikla idea o definování míst na planetě, které by se měly určitým způsobem chránit, protože obsahují obrovské množství biodiverzity, či velkou proporcí endemických druhů (Zachos a Habel 2011). Mezi takovéto oblasti můžeme zahrnout například Amazonii, oblast Středomoří (jedná se o nejprobádanější oblast), africké tropické oblasti, Karibské ostrovy, Filipíny, či Madagaskar (Zachos a Habel 2011).

To následně vedlo k návrhu hotspotů biodiverzity, charakterizovaných velkým množstvím druhového endemismu (v hotspotu musí být nejméně 1 500 endemických druhů rostlin, což je 0,5% ze všech známých druhů) (Zachos a Habel 2011). Počet dnes uznávaných hotspotů biodiverzity se v průběhu let zvýšil z původních 18 na konci 80. letech přes 25 v roce 2000 až na 35 (Zachos a Habel 2011).

Kvůli obrovské ztrátě stanovišť v těchto oblastech, či regionech, se toto nenahraditelné bohatství biologické rozmanitosti soustředí ve zbývajících stanovištích o rozloze pouze 2,3% světové pevniny. Oproti pozemské říši se údaje o rozšíření a stavu vodních druhů teprve začínají syntetizovat na globální úrovni (Zachos a Habel 2011).

Španělsko, jakožto součást mediteránního hotspotu

Mezi jednu z nejrozmanitějších oblastí ve Středozeří patří bezpochyby Pyrenejský poloostrov a to díky své poloze na křižovatce mezi Evropou a Afrikou, komplikované geologické historii a svému variabilnímu podnebí: od centrálního a jižního středomořského klimatu až po severní klima eurosibiřské (Crespo et al. 2018). Konkrétně u pavouků je vysoká druhová bohatost jasně patrná (Carvalho et al. 2012). Zatím zde došlo ke katalogizaci přibližně 1 400 druhů (Morano et al. 2014). Iberská biota je také ohrožená a vysoce endemická, kdy je většina jihu poloostrova identifikovaná jako jedno z nejdůležitějších ohnisek biologické rozmanitosti v oblasti Středozeří moře (Crespo et al. 2018). V rámci řádu Araneae tvoří 18% druhů na Pyrenejském poloostrově Iberské endemity. (Jedná se o hodnotu, která stoupá nad 50% v čeledi, jako Dysderidae (šestiočkovití), Zodariidae (mravčíkovití), nebo Nemesiidae (sklepanovití) (Crespo et al. 2018).

I přes vysoký počet pavouků, kteří byli zaznamenáni na Pyrenejském poloostrově, je diverzita nižší, než v sousedních zemích o podobné velikosti, avšak méně složité, či mladší geologické historii, jako je například Francie (1578 druhů) (Crespo et al. 2018) nebo Itálie (1632 druhů) (Crespo et al. 2018). Relativně kratší tradice v přírodních vědách iberských zemí vede k podezření, že iberské arachnofauny může být méně proto, že není plně katalogizována, což je jedna z hlavních překážek ochrany bezobratlých živočichů v regionu (Crespo et al. 2018). Nové faunistické záznamy pomáhají budovat znalosti jak o rozšíření iberských druhů, tak znalosti o jejich bohatství (Rubio et al. 2008). Naneštěstí velký počet exemplářů získaných v místních ekologických hodnoceních často zůstává ve sbírkách neidentifikováno, což má mnoho důvodů, mezi které patří například nedostatek odborných znalostí, nebo informativní taxonomické literatury. Taxony, jakožto Nemesiidae (sklepanovití), Dysderidae (šestiočkovití) nebo Oonopidae (vzokanovití) vyžadují i nadále revizní taxonomickou práci, kterou si bohužel vzhledem k současnému klesajícímu trendu ve financování základního taxonomického výzkumu a době potřebné k dokončení těchto důkladných prací může dovolit pouze malý počet taxonů (Crespo et al. 2018).

4.4 Zvýšení veřejného povědomí

Jednou z největších překážek pro ochranu pavouků je nedostatek veřejné podpory, která může souviset s obavami a neznalostí. Došlo například k průzkumu, kdy účastníci dostali otázku, zda by upřednostnili ochranu ohroženého pavouka, pokud by to znamenalo zvýšené finanční náklady na projekt rozvoje energie a pouze 34% odpovědělo, že ano. Ovšem jiné druhy živočichů, jako například ptáci, pumy, krokodýli, nebo rostliny na tom byly značně lépe (Skelr 1999). Obavy by se daly teoreticky řešit poukázáním na to, že pouze málo druhů představuje hrozbu pro člověka. Zdůrazněním na zajímavé chování a vlastností se mohou změnit postoje lidí k pavoukům (Robinson 1991). Dalším důležitým aspektem je, aby veřejnost měla přístup k výstupům z inventurací či vědeckým publikacím alespoň v popularizační formě, obzvláště pokud je výzkum financován z veřejných zdrojů.

5 Závěr

Ve své práci jsem se snažila shrnout poznatky o funkci pavouků v ekosystémech a možnostech jejich ochrany v rámci ochrany přírody. Ze závěru mého zjištění vyplývá, že pavouci (stejně jako další druhy bezobratlých živočichů) nejsou chráněni na dostatečné úrovni ve srovnání s obratlovci. Jejich ochranu negativně ovlivňuje fakt, že dodnes existuje velké množství dosud nepopsaných druhů, vzhledem k jejich biodiverzitě, či faktu, že se nachází v oblastech, které doposud nebyly dostatečně probádány, ať už z důvodu jejich špatné dostupnosti pro člověka, či nedostatečné finanční podpory. Ovšem díky jejich neodmyslitelné roli v ekosystému a jejich potenciálnímu využití v budoucnosti, jak pro zachování biodiverzity, k regulaci hmyzu v zemědělství, či využití v biotechnologiích, je jejich ochrana považována za nutnou a měl by na ni být kladen mnohem větší důraz.

6 Použitá literatura

- AMALIN, D. M., PEÑA, J. E. a MCSORLEY, R., 2001. Predation by Hunting Spiders on Citrus Leafminer, *Phyllocnistis citrella* Stainton (Lepidoptera: Gracillariidae). *Journal of Entomological Science* [online]. 36(2), 199-207 [cit. 2022-04-09]. ISSN 0749-8004. Dostupné z: doi:10.18474/0749-8004-36.2.199
- BASKAR, R., LEE, K. A., YEO, R. a YEOH, K., 2012. Cancer and Radiation Therapy: Current Advances and Future Directions. *International Journal of Medical Sciences* [online]. 9(3), 193-199 [cit. 2022-04-07]. ISSN 1449-1907. Dostupné z: doi:10.7150/ijms.3635
- BELL, J. R., BOHAN, D. A., SHAW, E. M. a WEYMAN, G. S., 2005. Ballooning dispersal using silk: world fauna, phylogenies, genetics and models. *Bulletin of Entomological Research* [online]. 95(2), 69-114 [cit. 2022-04-07]. ISSN 0007-4853. Dostupné z: doi:10.1079/BER2004350
- BELLVERT, A. a ARNEDO, M. A., 2016. Threatened or Threatening? Evidence for Independent Introductions of *Macrothele calpeiana* (Araneae: Hexathelidae) and First Observation of Reproduction Outside its Natural Distribution Range. *Arachnology* [online]. 17(3), 137-141 [cit. 2022-04-09]. ISSN 2050-9928. Dostupné z: doi:10.13156/arac.2006.17.3.137
- BONTE, D., TRAVIS, M. J., DE CLERCQ, N., ZWERTVAEGHER, I. a LENS, L., 2008. Thermal conditions during juvenile development affect adult dispersal in a spider. *Proceedings of the National Academy of Sciences* [online]. 105(44), 17000-17005 [cit. 2022-04-10]. ISSN 0027-8424. Dostupné z: doi:10.1073/pnas.0806830105
- BUCHAR, J. a RŮŽIČKA, V., 2002. Catalogue of spiders of the Czech Republic. Praha: Peres. ISBN 80-86-360-25-3 [cit. 2022-04-07].
- CARDOSO, P., 2012. Habitats Directive species lists: urgent need of revision. *Insect Conservation and Diversity* [online]. 5(2), 169-174 [cit. 2022-04-09]. ISSN 1752458X. Dostupné z: doi:10.1111/j.1752-4598.2011.00140.x
- CARDOSO, P., BARTON, P.S., BIRKHOFFER, K. et al., 2020. Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological Conservation* [online]. 242 [cit. 2022-04-09]. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:10.1016/j.biocon.2020.108426
- CARVALHO, J. C., CARDOSO, P., C. CRESPO, L.C., HENRIQUES, S., CARVALHO, R. a GOMES, P., 2012. Determinants of spider species richness in coastal dunes along a gradient of mediterraneity. *Insect Conservation and Diversity* [online]. 5(2), 127-137 [cit. 2022-04-11]. ISSN 1752458X. Dostupné z: doi:10.1111/j.1752-4598.2011.00139.x
- CAUBLE, K. a WAGNER, R. S., 2005. Sublethal Effects of the Herbicide Glyphosate on Amphibian Metamorphosis and Development. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* [online]. 75(3), 429-435 [cit. 2022-04-10]. ISSN 0007-4861. Dostupné z: doi:10.1007/s00128-005-0771-3
- CLARKE, R. D. a GRANT, P. R., 1968. An Experimental Study of the Role of Spiders as Predators in a Forest Litter Community. Part 1. *Ecology* [online]. 49(6), 1152-1154 [cit. 2022-04-09]. ISSN 00129658. Dostupné z: doi:10.2307/1934499
- CODDINGTON, J. A. a LEVI, H. W., 1991. Systematics and Evolution of Spiders (Araneae). *Annual Review of Ecology and Systematics* [online]. 22(1), 565-592 [cit. 2022-04-10]. ISSN 0066-4162. Dostupné z: doi:10.1146/annurev.es.22.110191.003025

- COLLINS, N.M. a WELLS, S.M., 1987. Invertebrates in need of special protection in Europe [online]. [s.n.] [cit. 2022-04-09]. Dostupné z: doi:10.5962/bhl.title.44940
- CRESPO, L., DOMÈNECH, M., ENGUÍDANOS, A. et al., 2018. A DNA barcode-assisted annotated checklist of the spider (Arachnida, Araneae) communities associated to white oak woodlands in Spanish National Parks. *Biodiversity Data Journal* [online]. 6 [cit. 2022-05-07]. ISSN 1314-2828. Dostupné z: doi:10.3897/BDJ.6.e29443
- DASTAGIR, K., DASTAGIR, N., LIMBOURG, A., REIMERS, K., STRAUSS, S. a VOGT, P.M., 2020. In vitro construction of artificial blood vessels using spider silk as a supporting matrix. *Journal of the Mechanical Behavior of Biomedical Materials* [online]. 101 [cit. 2022-04-07]. ISSN 17516161. Dostupné z: doi:10.1016/j.jmbbm.2019.103436
- DELLINGER, B. a M. C. HEDIN, M.C., 1994. Proposal for status review of rare *Nesticus* species (Araneae, Nesticidae) occurring in the southern Appalachians. Appendix B in Cokendolpher, J. C. 1995. Report on the taxonomic status of arachnid candidate species. Report for the National Biological Survey, contract no. 89160-4-2289 [cit. 2022-04-07].
- FINLAYSON, C. M., DAVIES, G. T., MOOMAW, W. R., CHMURA, G. L., NATALI, S. M., PERRY, J.E., ROULET, N, a SUTTON-GRIER, A. E. 2019. The Second Warning to Humanity – Providing a Context for Wetland Management and Policy. *Wetlands* [online]. 39(1), 1-5 [cit. 2022-04-10]. ISSN 0277-5212. Dostupné z: doi:10.1007/s13157-018-1064-z
- FOELIX, R. F., 2011. *Biology of spiders*. 3rd ed. New York: Oxford University Press. ISBN 9780199734825 [cit. 2022-04-07].
- FRANKLIN, J. F., 1993. Preserving Biodiversity: Species, Ecosystems, or Landscapes?. *Ecological Applications* [online]. 3(2), 202-205 [cit. 2022-04-10]. ISSN 10510761. Dostupné z: doi:10.2307/1941820
- FRIDELL,, J. A., 1995. Endangered and threatened wildlife and plants; Spruce-fir moss spider determined to be endangered. *Federal Register* 60:6968-6974 [cit. 2022-04-07].
- GOSLINE, J. M., GUERETTE, P.A., ORTLEPP, C. S., a SAVAGE, K. N., 1999. The mechanical design of spider silks: from fibroin sequence to mechanical function. *Journal of Experimental Biology* [online]. 202(23), 3295-3303 [cit. 2022-04-06]. ISSN 1477-9145. Dostupné z: doi:10.1242/jeb.202.23.3295
- GU, Y., YU, L., MOU, J., WU, D., ZHOU, P. a XU, M., 2020. Mechanical properties and application analysis of spider silk bionic material. *E-Polymers* [online]. 20(1), 443-457 [cit. 2022-04-07]. ISSN 1618-7229. Dostupné z: doi:10.1515/epoly-2020-0049
- HAYASHI, M., BAKKALI, M., HYDE, A. a GOODACRE, S. L., 2015. Sail or sink: novel behavioural adaptations on water in aerially dispersing species. *BMC Evolutionary Biology* [online]. 15(1) [cit. 2022-04-07]. ISSN 1471-2148. Dostupné z: doi:10.1186/s12862-015-0402-5
- HEDIN, M., CARLSON D. a COYLE, F. 2015. Sky island diversification meets the multispecies coalescent - divergence in the spruce-fir moss spider (*Microhexura montivaga*, Araneae, Mygalomorphae) on the highest peaks of southern Appalachia. *Molecular Ecology* [online]. 24(13), 3467-3484 [cit. 2022-04-09]. ISSN 09621083. Dostupné z: doi:10.1111/mec.13248
- HORMIGA, G., 2002. Orsonwelles, a new genus of giant linyphiid spiders (Araneae) from the Hawaiian Islands. *Invertebrate Systematics* [online]. 16(3) [cit. 2022-04-07]. ISSN 1445-5226. Dostupné z: doi:10.1071/IT01026

- JACKSON, R. R. a HALLAS, E. A., 1986. Comparative biology of *Portia africana*, *P. albimana*, *P. fimbriata*, *P. labiata*, and *P. shultzi*, araneophagic, web-building jumping spiders (Araneae: Salticidae). *New Zealand Journal of Zoology* [online]. 13(4), 423-489 [cit. 2022-04-07]. ISSN 0301-4223. Dostupné z: doi:10.1080/03014223.1986.10422978
- KING, G. F., 2004. The wonderful world of spiders: preface to the special Toxicon issue on spider venoms. *Toxicon* [online]. 43(5), 471-475 [cit. 2022-04-07]. ISSN 00410101. Dostupné z: doi:10.1016/j.toxicon.2004.02.001
- KREHENWINKEL, H. a TAUTZ, D., 2013. Northern range expansion of European populations of the wasp spider *Argiope bruennichi* is associated with global warming-correlated genetic admixture and population-specific temperature adaptations. *Molecular Ecology* [online]. 22(8), 2232-2248 [cit. 2022-04-07]. ISSN 09621083. Dostupné z: doi:10.1111/mec.12223
- MADER, H. J., SCHELL, C. a KORNACKER, P., 1990. Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biological Conservation* [online]. 54(3), 209-222 [cit. 2022-04-10]. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:10.1016/0006-3207(90)90052-Q
- MAMMOLA, S., MILANO, F., CARDOSO, P., a ISAIA, M., 2016. Species conservation profile of the alpine stenoendemic spider *Vesubia jugorum* (Araneae, Lycosidae) from the Maritime Alps. *Biodiversity Data Journal* [online]. 4 [cit. 2022-04-09]. ISSN 1314-2828. Dostupné z: doi:10.3897/BDJ.4.e10527
- MANSOUR, F., a WHITECOMB, W. H., 1986. The spiders of a citrus grove in israel and their role as biocontrol agents of *Ceroplastes floridensis* [Homoptera: Coccidae]. *Entomophaga* [online]. 31(3), 269-276 [cit. 2022-04-07]. ISSN 0013-8959. Dostupné z: doi:10.1007/BF02373336
- Marshall, S. D., 1995. Natural history, activity patterns, and relocation rates of a burrowing wolf spider: *Geolycosa xera archiboldi* (Araneae, Lycosidae). *Journal of Arachnology* 23(2):65-70 [cit. 2022-04-07].
- MICHALKO R., A Pekár, S., 2015. The biocontrol potential of *Philodromus* (Araneae, Philodromidae) spiders for the suppression of pome fruit orchard pests. *Biological Control*, 82, 13-20 [cit. 2022-04-07].
- MICHALKOVÁ V. a PEKÁR S., 2009: How glyphosate altered the behaviour of agrobion spiders (Araneae: Lycosidae) and beetles (Coleoptera: Carabidae). *Biological Control* 51 (3): 444e449 [cit. 2022-04-07].
- MILANO, F., BLICK, T., CARDOSO, P. et al., 2021. Spider conservation in Europe: a review. *Biological Conservation* [online]. 256 [cit. 2022-04-09]. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:10.1016/j.biocon.2021.109020
- MILLES, F., WEISS, T. a MANN, A., 2021. Defining the regenerative effects of native spider silk fibers on primary Schwann cells, sensory neurons, and nerve-associated fibroblasts. *The FASEB Journal* [online]. 35(2) [cit. 2022-04-07]. ISSN 0892-6638. Dostupné z: doi:10.1096/fj.202001447R
- NENTWIG, W., 1987. The Prey of Spiders. NENTWIG, Wolfgang, ed. *Ecophysiology of Spiders* [online]. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1987, s. 249-263 [cit. 2022-04-09]. ISBN 978-3-642-71554-9. Dostupné z: doi:10.1007/978-3-642-71552-5_18
- NYFFELER M., 1982: Field studies on the ecological role of the spiders as insect predators in agroecosystems. Ph.D. Dissertation. Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, 174 pp [cit. 2022-04-07].

- NYFFELER, M. a BENZ, G., 1987. Spiders in natural pest control: A review. *Journal of Applied Entomology* [online]. 103(1-5), 321-339 [cit. 2022-04-07]. ISSN 09312048. Dostupné z: doi:10.1111/j.1439-0418.1987.tb00992.x
- O'DONNELL, L., W. R. ELLICOTT, W. R. a STANFORD, R. A., 1994. Recovery plan for endangered karst invertebrates in Travis and Williamson counties, Texas. U.S. Fish and Wildlife Service, Albuquerque, New Mexico [cit. 2022-04-07].
- PANTINI, P. A ISAIA, M., 2008. New records for the Italian spider fauna (Arachnida, Araneae). *Arthropoda Selecta*. Русский артроподологический журнал 17, 133–144
- PEKÁR, S., 2004. Predatory behavior of two european ant-eating spiders (Araneae-Zodariidae). *Journal of Arachnology* [online]. 32(1), 31-41 [cit. 2022-04-09]. ISSN 0161-8202. Dostupné z: doi:10.1636/S02-15
- PJ. V. HELSDINGER. a DECAE, A., (1992) Ecology, distribution and vulnerability of *Macrothele calpeiana* (Walckenaer) (Araneae, Hexathelidae). *Tijdschrift voor Entomologie* **135**, 169-178 [cit. 2022-04-11].
- RIECHERT, S. E. a LOCKLEY, T., 1984. Spiders as Biological Control Agents. *Annual Review of Entomology* [online]. 29(1), 299-320 [cit. 2022-04-09]. ISSN 0066-4170. Dostupné z: doi:10.1146/annurev.en.29.010184.001503
- RIECHERT, S. E. a LOCKLEY, T., 1984. Spiders as Biological Control Agents. *Annual Review of Entomology* [online]. 29(1), 299-320 [cit. 2022-04-10]. ISSN 0066-4170. Dostupné z: doi:10.1146/annurev.en.29.010184.001503
- ROBINSON, M. H., 1991. Invertebrates: exhibiting the silent majority. *International Zoo Yearbook* [online]. 30(1), 1-7 [cit. 2022-04-11]. ISSN 00749664. Dostupné z: doi:10.1111/j.1748-1090.1991.tb03457.x
- RUBIO, G. D., CORRONCA, J. A. P. DAMBORSKY, M. P., 2008. Do Spider Diversity and Assemblages Change in Different Contiguous Habitats? A Case Study in the Protected Habitats of the Humid Chaco Ecoregion, Northeast Argentina. *Environmental Entomology* [online]. 37(2), 419-430 [cit. 2022-04-09]. ISSN 0046-225X. Dostupné z: doi:10.1093/ee/37.2.419
- RŮŽIČKA, V., 1999. The first steps in subterranean evolution of spiders (Araneae) in Central Europe. *Journal of Natural History* [online]. 33(2), 255-265 [cit. 2022-04-07]. ISSN 0022-2933. Dostupné z: doi:10.1080/002229399300407
- ŘEZÁČ, M., ŘEZÁČOVÁ, V. a PEKÁR, S. 2007. The distribution of purse-web *Atypus* spiders (Araneae: Mygalomorphae) in central Europe is constrained by microclimatic continentality and soil compactness. *Journal of Biogeography* [online]. 34(6), 1016-1027 [cit. 2022-04-09]. ISSN 0305-0270. Dostupné z: doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01670.x
- SALEM, M. L., SHOUKRY, M. N., TELEB, K. W., ABDEL-DAIM, M. M., a ABDEL-RAHMAN, A. M., 2016. In vitro and in vivo antitumor effects of the Egyptian scorpion *Androctonus amoreuxi* venom in an Ehrlich ascites tumor model. *SpringerPlus* [online]. 5(1) [cit. 2022-04-07]. ISSN 2193-1801. Dostupné z: doi:10.1186/s40064-016-2269-3
- SKERL, K. L., 1999. *Journal of Insect Conservation* [online]. 3(4), 341-347 [cit. 2022-04-11]. ISSN 1366638X. Dostupné z: doi:10.1023/A:1009641620689
- STANFORD, R. a SHULL, A., 1993. Endangered and threatened wildlife and plants; 90-day finding on a petition to list nine Bexar County, TX, Invertebrates. *Federal Register* 58:63328-63331 [cit. 2022-04-07].

STOLTEY, T. a SHILLINGTON, C., 2009. Metabolic rates and movements of the male tarantula *Aphonopelma anax* during the mating season. *Canadian Journal of Zoology* [online]. 87(12), 1210-1220 [cit. 2022-04-07]. ISSN 0008-4301. Dostupné z: doi:10.1139/Z09-111

VERTAINEN, L., ALATALO, R.V., MAPPES, J. a PARRI, S., 2000. Sexual differences in growth strategies of the wolf spider *Hygrolycosa rubrofasciata*. *Evolutionary Ecology* [online]. 14(7), 595-610 [cit. 2022-04-11]. ISSN 0269-7653. Dostupné z: doi:10.1023/A:1011080706931

WELLS, S., PYLE, R. M. a COLLINS, N. M., 1983. The IUCN invertebrate red data book. Gland, Switzerland: IUCN [cit. 2022-04-07].

ZACHOS, F E. a HABEL, J. H., 2011. Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas. New York: Springer. ISBN 978-3642209918 [cit. 2022-04-07].

Internetové zdroje

www-1: <https://wsc.nmbe.ch/>

www-2: <https://www.arachnology.cz/cas/cervený-seznam-10.html>

www-3: <https://cites.org/eng>