

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: B4106 Zemědělská specializace

Studijní obor: Biologie a ochrana zájmových organismů

Katedra: Katedra biologických disciplín

Vedoucí katedry: doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph.D.

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Subletální vliv agrochemikálií na slíd'áky rodu *Pardosa*

Vedoucí diplomové práce: Ing. et Bc. Jana Niedobová, Ph.D.

Konzultant diplomové práce: Mgr. Michal Berec, Ph. D.

Autor diplomové práce: Bc. Lucie Křištofová

České Budějovice, duben 2017

Prohlášení:

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou JU) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

Datum: 21. 4. 2017

Podpis:

Poděkování:

Ráda bych touto cestou poděkovala své školitelce, Ing. et Bc. Janě Niedobové, Ph.D., za odborné vedení, veškeré rady a poskytnutí literatury a materiálů k experimentu. Společně s Ing. Vladimírem Hulou, Ph.D. mi umožnili vyzkoušet si pokus „na nečisto“ na Mendelově univerzitě v Brně, čímž jsem získala zkušenosti k provedení vlastního pokusu. Také jim děkuji za poskytnutí takového tématu o zvířatech, které mi jsou velmi blízké. Za kompletní revizi diplomové práce patří velké díky RNDr. Petru Dolejšovi, Ph.D. Děkuji Mgr. Michaele Korandové a Mgr. Pavle Dudové za ochotnou pomoc při shánění velkého množství octomilek, MUDr. Markétě Eliášové za revizi anglického abstraktu a Barboře Eliášové za pomoc při sběru pavouků a za její každodenní oporu. V neposlední řadě děkuji své rodině za možnost studovat na této škole, a za podporu během celé doby studia, které si nesmírně vážím.

SOUHRN

V posledních desetiletích roste zájem o studium zejména těch členovců, kteří hrají důležitou roli v agroekosystémech. Jsou například přirozenými nepřáteli škůdců, a proto je považujeme za užitečné organismy. Nicméně tyto užiteční členovci mohou být nepříznivě ovlivněni aplikací chemických látek v rámci managementu agroekosystémů, a tím může být jejich potenciál potlačovat škůdce značně snížen. Mezi takovéto organismy patří bezesporu pavouci, kteří se v hojných počtech vyskytují prakticky ve všech druzích pozemních biotopů včetně zemědělských ekosystémů, kde hrají roli velmi významných predátorů.

Diplomová práce proto byla zaměřena na současnou problematiku pesticidů, a to především z pohledu jejich negativních vlivů na behaviorální změny užitečných bezobratlých v zemědělských kulturách. Teoretická část práce je věnována stručné charakteristice pesticidů, jejich subletálním dopadům na necílové organismy a významu pavouků v agroekosystémech jakožto přirozených regulátorů škůdců. V praktické části je popsán vlastní experiment, kde bylo testováno působení vybraných běžně používaných agrochemikálií – herbicid a desikant Basta 15, přípravek Arrest a jejich vzájemná kombinace (směs Basta 15 + Arrest) – na pavouky rodu *Pardosa*. Zaměřovala jsem se na vedlejší účinky těchto přípravků, konkrétně na změnu predačního chování a úmrtnost pavouků. Ukázalo se, že agrochemikálie ovlivňují predační úspěšnost pavouků. Z krátkodobého i dlouhodobého hlediska bylo prokázáno, že pavouci ošetření testovanými přípravky usmrtili méně kořisti než jedinců v kontrolní skupině, kteří byli ošetřeni pouze destilovanou vodou. Závislost úmrtnosti a počtu usmrcené kořisti na velikosti a pohlaví nebyla prokázána. Přípravky Basta 15 a směs významně zvýšily úmrtnost pavouků. Přípravek Arrest mortalitu nezvýšil.

Klíčová slova: pesticidy, agrochemikálie, subletální účinky, predační chování, mortalita, pavouci, *Pardosa*, necílové organismy, agroekosystém, regulátoři škůdců

ABSTRACT

In the last decades, there has been a growing interest in studying particular those arthropods who have an important role in agroecosystems. For example, they are natural enemies of pests and therefore they are considered to be beneficial organisms. However, these beneficial arthropods may be negatively affected by the application of chemicals under the management of agroecosystems and their potential to inhibit pests can be significantly reduced. Such organisms certainly include spiders which occur in abundant numbers practically in all types of terrestrial habitats including agricultural ecosystems where they have a role of very important predators.

Therefore, the thesis focused on current issues of pesticides, especially from the view of their negative effects on behavioral modification of beneficial invertebrate organisms in agricultural crops. The theoretical part is devoted to a brief characteristics of pesticides, their sublethal effects on non-target organisms and the importance of spiders as natural regulators of pests in agroecosystems. The practical part describes the experiment where conventionally used agrochemicals were tested the influence of the herbicide and desiccant Basta 15, the Arrest preparation and their combination (mixture Basta 15 + Arrest) on spiders genus *Pardosa*. I focused on the side effects of these solutions, specifically on the modification of predatory behavior and on the mortality of spiders. It has been shown that agrochemicals affect the predation successfulness of spiders. From the short term and the long term point of view, it has been shown that spiders treated with the tested preparations killed less prey than the individuals in the control group which were treated only with distilled water. The dependence of mortality and the number of killed prey on the size and sex has not been proved. Preparations Basta 15 and the mixture caused significantly higher mortality of spiders. The Arrest preparation did not increase the mortality.

Keywords: pesticides, agrochemicals, sublethal effects, predatory behavior, mortality, spiders, *Pardosa*, non-target organisms, agroecosystems, regulators of pests

Obsah

1.	ÚVOD.....	8
2.	CÍLE DIPLOMOVÉ PRÁCE	10
3.	LITERÁRNÍ PŘEHLED	11
3.1	Problematika používání agrochemikálií v zemědělství.....	11
3.2	Pesticidy a jejich vliv na necílové organismy.....	13
3.2.1	Přímé letální účinky	15
3.2.2	Subletální účinky	17
3.2.2.1	Hormese.....	19
3.2.3	Nepřímé subletální účinky	20
3.2.3.1	Velikost těla	20
3.2.3.2	Struktura vegetace.....	20
3.2.4	Přímé subletální účinky	21
3.2.4.1	Lokomoce.....	22
3.2.4.2	Chemická komunikace	24
3.2.4.3	Antipredační chování	24
3.2.4.4	Reprodukce.....	25
3.2.4.5	Predační chování.....	26
3.3	Současné snahy o omezení neg. vlivů pesticidů na necílové org. ...	30
3.4	Funkce bezobratlých v agroekosystémech	33
3.4.1	Význam pavouků v agroekosystémech.....	34
3.4.2	Diverzita a taxonomické složení pavouků v agrocenózách	36
3.4.3	Abundance pavouků v agroekosystémech	37
3.4.4	Lov a kořist pavouků	39
3.5	Čeď Lycosidae, rod <i>Pardosa</i> spp., druh <i>Pardosa agrestis</i>	42
4.	METODIKA	45
4.1	Charakteristika použitých přípravků	45

4.1.1	Arrest	45
4.1.2	Basta 15.....	46
4.2	Sběr a chov pavouků v zajetí.....	48
4.3	Vlastní experiment	49
4.4	Statistické zpracování.....	50
5.	VÝSLEDKY	51
6.	DISKUZE.....	55
7.	ZÁVĚR	60
8.	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	62
9.	PŘÍLOHY	82

1. ÚVOD

Hlavním problémem při nadměrné aplikaci pesticidů, v lokálním i globálním měřítku, je jejich negativní vliv na necílovou biotu a člověka. Biomasa necílových organismů v agroekosystémech je přitom velmi důležitá. Pavouci jsou kvůli své velké hojnosti v zemědělských oblastech nejvíce vystaveni chemickým látkám na ochranu rostlin. Významně tedy pomáhají redukovat populace škůdců a jejich úloha je pro zemědělce těžko ocenitelná. Toxické účinky pesticidů na tyto predátory mohou vést ke zvýšení populací škůdců (např. mšic) (EDWARDS *et al.* 1979). Obrovský počet druhů organismů, zejména bezobratlých, jsou předmětem četných ekologických výzkumů. Jen zástupci třídy hmyzu tvoří asi 97 % celkové biodiverzity organismů (cca 30–50 milionů druhů). Z tohoto počtu patří jen 600 druhů hmyzu mezi známé škůdce (BOHÁČ *et al.* 2007). Ti pavouci, kteří loví kořist aktivně, anebo ji zachycují pomocí sítí, jsou vysoce citliví na nesespecifické zemědělské chemikálie, čímž se částečně vysvětlují deplece populací (EVERTS *et al.* 1989). Pavouci jsou náchylnější ještě ve větší míře než někteří hmyzí škůdci, a představují tedy ideální modelové organismy pro testování veškerých chemických účinků na užitečné členovce (PEKÁR 2011).

Před několika lety bylo zaznamenáno rozsáhlé testování v terénu i v laboratorních podmínkách s více než 40 druhy pavouků a téměř 130 pesticidů (akaricidy, insekticidy, fungicidy a herbicidy) (PEKÁR 2011). Od té doby však výzkumy dalších pesticidů pokračovaly dále. V předchozích desetiletích byl výzkum striktně zaměřen na letální účinky pesticidů. V dnešní době se studie stále více zaměřují i na obvykle opomíjené účinky subletální, které mohou být velmi zásadní, protože prokazatelně způsobují vývoj morfologických, fyziologických, imunologických a biochemických změn (TATE *et al.* 2000, SMITH 2001, GLUSZAK *et al.* 2006, ACHIORNO *et al.* 2008). Snížená schopnost zachytit kořist je často hlášena jako subletální účinek agrochemikálií na přirozené nepřátele, který narušuje jejich biokontrolní potenciál (MICHALCO & KOŠULIČ 2015; NIEDOBOVÁ *et al.* 2016). Ačkoliv byla role přirozených nepřátel jako biologické ochrany mnohokrát zdokumentována a uznána, diskuze nad vedlejšími účinky na necílové organismy stále pokračuje a v zemědělské krajině stále nedokážeme přirozené predátory škůdců

podporovat (SCHNEIDER 2009). Proto je potřeba klást důraz na význam predačního chování pavouků.

Každý rok je registrována celá řada nových pesticidů. Posouzení rizik každého z nich vyplývá z konkrétních pokynů, které jsou zaměřeny hlavně na zkoušky akutní toxicity (DESNEUX *et al.* 2007). Moderní pesticidy už mají zvýšenou selektivitu (zaměřené na likvidaci úzké cílové skupiny škůdců či plevelných rostlin, a s minimálním dopadem na necílové organismy), takže by pokyny pro zkoušky toxicity měly být změněny a založeny na posouzení subletálních účinků (PEKÁR 2011). Výzkumy jsou zaměřeny jen na úzký okruh bezobratlých, případně se opakují na jednom druhu. V této souvislosti jsou velmi hojně studovány opylovači, zejména včely (RICHARDS 1993). Výzkumy zaměřené na pavouky jsou prováděny jen u druhů, které se vyskytují v agroekosystémech nejhojněji, avšak jiné druhy pavouků mohou vykazovat odlišné reakce na působení pesticidů. Stejně tak byly popsány odlišné účinky pesticidů v závislosti na pohlaví. Použití selektivních pesticidů by mělo být oproti těm neselektivním vůči přirozeným predátorům šetrnější. Snaha o odklon od využívání neselektivních pesticidů je zajisté správným krokem, nicméně pokud je pesticid v legislativě již zakotven, jeho vyřazení je těžko dosažitelné.

Neúměrné používání pesticidů a jiných cizorodých látek se projevuje v konečné fázi zvýšenou zátěží organismů a narušení jejich fyziologických procesů, což může vést k demografickému poklesu populace.

2. CÍLE DIPLOMOVÉ PRÁCE

1. Vypracování přehledu o významu pavouků v agroekosystémech
2. Shrnutí subletálních vlivů agrochemikálií na pavouky
3. Provedení vlastních pokusů s vybranými agrochemikáliemi a pavouky rodu *Pardosa*
4. Zjištění a diskutování vlivu vybraných agrochemikálií na pavouky rodu *Pardosa*

3. LITERÁRNÍ PŘEHLED

3.1 Problematika používání agrochemikálií v zemědělství

V celosvětovém měřítku je registrováno okolo 800 sloučenin, účinných látek pesticidů. Uvádí se, že jejich celosvětová spotřeba je 2 500 000 tun ročně, z toho je až 85 % spotřebováno v zemědělství. Současné zemědělství by však bez těchto látek nemohlo existovat. Díky tomu, že hubí škodlivé organismy, zvyšují výnos z kulturních rostlin. Tím ale způsobuje vyhynutí mnoha původních druhů, snížení druhové diverzity společenstev a ekosystémů a změny v početnosti druhů. Většinou je to spojeno s preventivními opatřeními před škůdci (většinou hmyz), kteří nacházejí v monokulturách ideální podmínky pro svůj vývoj. V evropských společenstvích jsou sice již desítky let stanovena pravidla pro používání chemických látek, včetně poskytování povinných informací v bezpečnostních listech. U mnoha látek byly však údaje o toxicitě a ekotoxicitě nedostatečně prozkoumány, a pravidla pro bezpečné používání ani nemohla být objektivní a postačující. Tyto problémy v důsledku lehkomyšlné aplikace nových chemických sloučenin postupně vedly k legislativě požadující zodpovědné a mnohostranné testování každé látky, která se při různých technologických postupech v zemědělství stává složkou životního prostředí (POLÁŠKOVÁ *et al.* 2011). Testuje se zejména toxicita na živé organismy, z bezobratlých zejména na žížaly a včely. Všechny tyto testy se provádějí převážně v konstantních laboratorních podmínkách. To ovšem znamená, že v terénních podmínkách mohou organismy reagovat jinak z důvodu více působících faktorů na pesticidy v polních kulturách (BOHÁČ *et al.* 2007).

Zemědělství v České republice používá cca 250 účinných látek. Druhy těchto látek se liší podle pěstovaných plodin ve specifickém území a v jednotlivých letech i podle seznamu povolených látek na ochranu rostlin. Jako prostředky na ochranu rostlin smí být v České republice využívány jen ty přípravky, které jsou uvedeny v Seznamu registrovaných prostředků na ochranu rostlin – registraci provádí Státní rostlinolékařská správa (KAZDA *et al.* 2010). Avšak v rámci národní registrace nelze povolit přípravky, které obsahují látky, jež nejsou schváleny Evropskou komisí. Nařízení vlády stanovuje postup hodnocení nebezpečnosti chemických látek

a chemických přípravků, způsob jejich klasifikace a označování a vydává Seznam dosud klasifikovaných nebezpečných chemických látek – 258/2001 (MINÁŘ 2012).

Mezi agrochemikálie nepatří jen samotné pesticidy. Pesticidy totiž obvykle nejsou pouze jednosložkové látky, ale skládají se z několika komponentů. Každý pesticid obsahuje jednu nebo více účinných látek (KAZDA *et al.* 2010). Kromě toho však obsahují ještě látky inertní (neboli inaktivní), jejichž hlavním úkolem je zlepšení rozptylových vlastností účinné látky, usnadnění dávkování, míchání s jinými pesticidy a rozpouštění, či třeba zvýšení stability a bezpečnosti přípravku při skladování a manipulaci (JANKŮ *et al.* 2012). Existuje velká diskuze o toxicitě široce používaných povrchově aktivních látek, tzv. surfaktantů, obsažených v herbicidech, které usnadňují pronikání účinných látek do organismu (KAZDA *et al.* 2010). V tomto smyslu byly v několika studiích hlášeny více toxické účinky povrchově aktivních látek než samotného herbicidu (COWLES *et al.* 2000). I když je posouzení rizik pesticidů povinné, testy pro surfaktanty a jejich působení na členovce nejsou požadované a tato aditiva nemusí být podle zákona Spojených států uvedena. Účinky testovaných pesticidů nemusí tedy přinést uspokojivou odpověď, protože není zřejmé, zda jsou způsobeny účinnou látkou, povrchově aktivní látkou, nebo kombinací obou (synergický účinek) (NIEDOBOVÁ *et al.* 2016). Souhrnně potom tvoří všechny tyto složky tzv. formulační typ přípravku (JANKŮ *et al.* 2012). Na vývoj členovců působí pravděpodobně i Růstové regulátory hmyzu (IGR – Insect Growth Regulator). Ve skutečnosti jsou IGR komerční napodobeniny hormonů, které narušují svlékání a formování pokožky (inhibitory chitinu) a celkově působí na endokrinní systém (DHADIALLA *et al.* 1998).

V současnosti je velký zájem o pochopení toho, jaké nezamýšlené důsledky mohou mít tyto chemické látky na ekologii necílových organismů. Rostou požadavky související s těmito účinky pro nové registrační postupy pesticidů a pro zavádění standardizovaných metod k jejich vyhodnocení. Hlavním cílem současného zemědělství tedy je, jak efektivně regulovat početnost škůdců a zároveň nepoškodit nebo dokonce podpořit početnost a biodiverzitu ostatních organismů žijících v agroekosystémech, zejména ve snaze jejich komunitní strukturu propojit v potenciálu boje proti hubení škůdců (COLLINS & QUALSET 1999).

3.2 Pesticidy a jejich vliv na necílové organismy

Pesticidy jsou chemické přípravky určené k tlumení a hubení rostlinných a živočišných škůdců, k ochraně rostlin, k zamezení ztrát na kulturních plodinách a skladových zásob. Pesticidy se intenzivně používají hlavně v zemědělství, kde jsou neodmyslitelné. Dále pak v lesnictví a potravinářských závodech. Rozlišujeme několik typů agrochemikálií podle účelu použití: herbicidy, insekticidy, fungicidy, desikanty a defolianty, rodenticidy, moluskocidy, akaricidy, piscicidy, algicidy (HEATON 1994). Z analýzy dat vyplývá, že pavouci jsou ovlivněni především akaricidy a insekticidy, zejména neurotoxickými látkami (PEKÁR 2011). Avšak mezi nejpoužívanější chemické látky patří herbicidy a desikanty. Herbicidy jsou přípravky používané k likvidaci nežádoucích rostlin (např. plevelů nebo invazních rostlin). Dělí se na dvě základní skupiny: selektivní (hubí jen úzkou skupinu rostlin) a širokospektrální herbicidy (likvidují drtivou většinu toho, co na pozemku roste). Ve speciálních případech slouží některé herbicidy k desikaci, což je chemicky vyvolané zasychání zelených částí rostlin před sklizní, nebo defoliaci, pro odstranění jejich listových částí. Herbicidy na bázi glyfosátu jsou nejčastěji používanými herbicidy na celém světě, a to především proto, že jsou považovány za účinné proti plevelům, bezpečné pro uživatele a jsou minimálně škodlivé pro životní prostředí (BAYLIS 2000). Studie účinků těchto přípravků na bázi glyfosátu (např. Round-up) na savce včetně člověka ukázaly několik fyziologických změn v buňkách (BENACHOUR & SERALINI 2009). Kromě toho byly registrovány negativní vývojové, morfologické, fyziologické, imunologické a biochemické změny u ryb, obojživelníků, hlemýžďů, žížal, hmyzu, členovců atd. (TATE *et al.* 2000, SMITH 2001, LAJMANOVICH *et al.* 2003, CAUBLE & WAGNER 2005, YASMIN & D'SOUZA 2007). Fungicidy jsou používány k likvidaci nárůstu hub. Přestože pavouci houby přímo nekonzumují, jejich kořist, jako například chvostokoci (Collembola) nebo někteří brouci (Coleoptera), jsou mykofágní (PEKÁR 2011). V zemědělství se pesticidy nejčastěji aplikují formou postřiku, která nese určitá rizika pro organismy. Používání pesticidů souvisí v posledních desetiletích i s problémem geneticky modifikovaných plodin. Genetickou modifikací se do plodiny vkládají geny odolnosti vůči vlivu pesticidů, čímž usnadňují jejich intenzivní užívání, jelikož se nasazují větší dávky, které spolehlivě zničí škůdce (zvláště plevel) (THORBEC & BILDE 2004). Nekritické

aplikování pesticidů vede v neposlední řadě k dramatickému úbytku početnosti a rozmanitosti řady necílových druhů, zejména v důsledku nežádoucích otrav. Dochází také k výskytu reziduí v životním prostředí a potravních řetězcích.

Pesticidy se dnes používají na 95 % zemědělské půdy. S takto rozšířenou aplikací pesticidů vzniklo však i mnoho problémů s nežádoucími vlastnostmi. Účinku pesticidů se nevyhnou ostatní organismy, protože pesticid často působí nejen na samotný druh, jenž má hubit. Nežádoucí účinky postihují také přirozené nepřátele škůdců. Použití pesticidů má jak přímý vliv na tyto necílové organismy (mortalita), tak i vliv nepřímý (narušení potravních sítí, ničení přirozeného prostředí a poškozování míst k rozmnožování, lovu apod., související se změnou početnosti druhů i druhového složení společenstev). Přestože herbicidy a fungicidy většinou vykazují pouze zanedbatelné přímé letální účinky, ty nepřímé mohou být velice podstatné (PEKÁR 2011). Po dlouhou dobu bylo klasickými laboratorními metodami pro odhad vedlejších účinků chemických látek stanovení střední letální dávky (LD50) nebo odhad letální koncentrace (LC50), tj. dávka/koncentrace, při níž 50 % jedinců přežije. Takto jsou vedlejší účinky hodnoceny jako behaviorální nebo fyziologické změny u jedinců, kteří přežili vystavení pesticidu. Subletální dávka a koncentrace je definována tedy jako nevyvolávající výraznou úmrtnost v experimentální skupině (DESNEUX *et al.* 2007). Přesto mohou mít nižší koncentrace/dávky také stimulační účinek na chování a fyziologické funkce. Takové účinky se nazývají hormese (viz 3.2.2.1 Hormese). Vzhledem k rozsáhlému a častému používání pesticidů je nepravděpodobné, že by řada jedinců v agroekosystémech byla schopna uniknout nějaké expozici. Pokud by jedinci nebyli postříkem postiženi přímo během aplikace, je pravděpodobné, že nakonec přijdou do styku s již nastříkanými povrchy (rezidui) krátce poté (Evans *et al.* 2010). Výsledky prokazující negativní účinky pesticidů na biochemické a neurofyziologické úrovni jsou obtížně interpretovatelné, protože jejich důsledky jsou na individuální, a hlavně na populační úrovni často neznámé (DESNEUX *et al.* 2007). Náchylnost pavouků k pesticidům je určena zejména druhem, velikostí, pohlavím, vývojovým stadiem, stavem výživy a rezistencí (THEILING & CROFT 1988). Výrazné jsou jednotlivé druhové rozdíly (TANAKA *et al.* 2000).

Přímý letální efekt je ovlivněn vlastnostmi, které jsou inherentní pesticidu, zejména typu aktivní složky (účinné látky), koncentraci a dávce. Většina studií testuje celé komerční pesticidy namísto čisté účinné látky, protože tato situace koresponduje s polními podmínkami podrobněji, ale výsledná toxicita nemůže být poté připsána pouze účinné látce, jelikož může být způsobena přísadami obsažených v pesticidech (PEKÁR 2011). Toxicita jednotlivých pesticidů je určena podrobením pokusných zvířat na různé dávky účinné látky. Účinnou látkou je chemický prvek v pesticidu, který působí na škůdce. Při testech toxicity je důležitá i volba vhodné dávky a koncentrace zkoumané látky, nesprávný výběr může vést k zavádějícím výsledkům. Několik studií odhaduje úmrtnost pouze ve vztahu ke koncentraci a dávce (JAGERS OP AKKERHUIS & VOET 1992).

3.2.1 Přímé letální účinky

Laboratorní studie zkoumají zejména přímé letální účinky. Tyto testy mohou odhalit podrobnosti o intoxikaci, ale často podceňují úmrtnost ve srovnání s terénními studii, protože nezohledňují jiné cesty potencionálního příjmu chemické látky do organismu (WILES & JEPSON 1992). V polních podmínkách se kontakt mezi jednotlivci může značně lišit. Pavouk může být v nejhorsím případě vystaven ve stejnou dobu přímo prostřednictvím kapek z postřiku, se zbytky pesticidu na povrchu a kontaminovanou kořistí. Zejména u pavouků produkujících pavučiny je velká pravděpodobnost toxicity v důsledku sběru kapek v sítích (SAMU *et al.* 1992). Výzkumy pozorovaly několik způsobů příjmu: prostřednictvím přímého postřiku, lokální aplikací kapek na abdomen (*opisthosoma*) a cephalothorax (*prosoma*), ponoření do roztoku, konzumace ošetřené kořisti a kontaktem s rezidui. Otázkou zůstává, která z těchto cest příjmu je nejvíce škodlivá. Prokazatelný škodlivý účinek byl při styku s rezidui, z důvodu opakovaného kontaktu s kontaminovaným povrchem, ale úmrtnost byla vyšší také po topické aplikaci chemické látky (PEKÁR 2011).

Mortalita v důsledku jakékoli modalitě expozice se liší mezi formulacemi, druhy pavouků, vývojovými fázemi, pohlavím a aktuálními abiotickými a biotickými podmínkami (EVANS *et al.* 2010). Na podmínky prostředí je nutné brát ohled. K úrovni expozice může přispět také hustota vegetace jako předpoklad útočiště

k vyhnutí se zásahu. Nejvyšší mortalita je obecně způsobena standardními dávkami insekticidů a akaricidů, a nejnižší u fungicidů a herbicidů (THEILING & CROFT 1988). Neurotoxické přípravky, jako jsou pyrethroidy typu I, mají rychlý knock-down účinek.

Mnoho přípravků pesticidů mají dlouhou biologickou dostupnost (SHERMA 2001). Tato reziduální aktivita je ovlivněna především fyzikálními podmínkami. Rezidua mohou být smyta deštěm z listů do půdy (MCDOWELL 1987), ale za určitých podmínek mohou zůstat na povrchu půdy nebo rostlin až po dobu několika týdnů. Reziduální příjem je pro pavouky na poli mnohem častější než přímý kontakt s postřikem, nebo prostřednictvím kontaminované kořisti. Reziduální účinky se liší mezi přípravky a v některých případech i mezi pavouky ve studii PEKÁR & BENEŠ (2008), kde hodnotili reziduální účinnost (po 2 hod, 5, 10, 15 a 20 dnech) pesticidů Command (klomazon), Decis (deltamethrin) a Nurell (chlorpyrifos a cypermethrin) na úmrtnost a chování čtyř druhů pavouků [*Dictyna uncinata* (Thorell, 1856), *Pardosa palustris* (Linné, 1758), *Philodromus cespitum* (Walckenaer, 1802) a *Phyloneta impressa* (L. Koch, 1881)], kteří používají rozdílné potravní způsoby. Rezidua Command byla poměrně neškodná (<20% mortalita) a aktivita herbicidu klesala s dobou. Rezidua Decis měla druhově specifické účinky (0% a 90% mortalita). Mortalita u cediveček postupně klesala, zatímco u slíďáků rodu *Pardosa* se zvyšovala. U listovníků a snovaček mortalita klesala až po 10 dnech starých reziduí a pak se opět zvýšila tak, že 20 dní stará rezidua působila téměř stejně vysokou úmrtnost jako nová. Také rezidua přípravku Nurell způsobila po 20 dnech 100% mortalitu u všech pavouků. Expozice reziduí pesticidů bezprostředně ovlivnily pohyb slíďáků. Přípravky Decis a Nurelle snížily lokomoci, zatímco Command pohyblivost v porovnání s kontrolou zvyšoval. Jeden den stará rezidua způsobila značnou úmrtnost ve studii PEKÁR & HADDAD (2005). MANSOUR *et al.* (1992) uvedl ještě větší škodlivost pyrethroidů po osmi dnech pro slíďáky rodu *Pardosa*. Z těchto důvodů nepřetržitě toxicity reziduí pesticidů docházelo často k dlouhodobému poklesu hustoty přirozených nepřátel až několik týdnů (DINTER & POEHLING 1992). Doba trvání biologické dostupnosti je ovlivněna adsorpcí, desorpcí, degradací, vyplavováním a odpařováním účinné látky, a liší se mezi substráty (PEKÁR 2011). Tyto procesy jsou ovlivněny abiotickými podmínkami v životním prostředí, konkrétně půdní vlhkostí a teplotou. Vyšší toxicita byla pozorována na křemenném

písku, ve srovnání s hlinitopísčítým (WEHLING & HEIMBACH 1994). Při výzkumu vlivu deltamethrinu byl zaznamenán mnohem větší redukční dopad na populace za suchých vysokoteplotních podmínek než za podmínek deštivých a chladných (EVERTS *et al.* 1989). Míra mortality se také vztahuje na roční období, protože citlivost pavouků se mění v závislosti na jejich věku (HOF *et al.* 1995). Žádnou, nebo jen nízkou úmrtnost vykazovali exponovaní i kontrolní pavouci testovaní v pozdním podzimu nebo začátkem zimy. V tomto období jsou v subadultním až adultním stadiu a jsou připraveni v oblasti přezimovat. Naproti tomu pavouci testovaní v červnu a červenci vykazovali vysoké procento úmrtnosti. Zřejmě jsou náchylnější vzhledem k jejich rozmnožovacímu a postreprodukčnímu stadiu. V tomto období samci umírají krátce po páření a samice mohou být slabé kvůli reprodukci (EDGAR 1971). Vzhledem k těmto různým faktorům by bylo proto výhodné podrobovat organismy testování jak v laboratorních, tak v polních podmínkách.

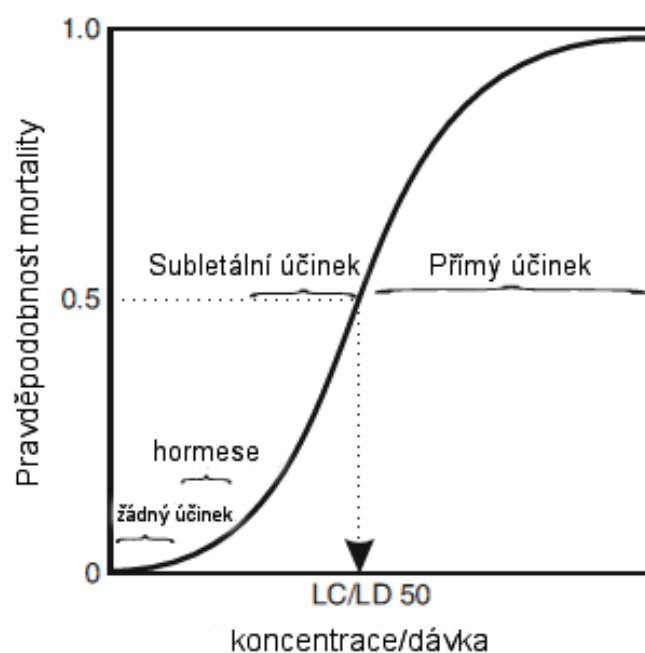
3.2.2 Subletální účinky

Podaná dávka nebo koncentrace pesticidu může mít subletální nebo letální účinky (HAYNES 1988) (Obr. 1). Letální účinky se stanovují pomocí střední letální dávky (LD50) nebo letální koncentrace (LC50), která je definována jako dávka či koncentrace, která je potřebná k usmrcení poloviny jedinců zkoumané populace za jednotku času. Formulace přípravků, které způsobily nízkou úmrtnost, byly považovány za neškodné a byly doporučeny pro použití. Po dlouhou dobu byla k hodnocení vedlejších účinků pesticidů na užitečné členovce využívána právě tato metoda testů akutní toxicity a subletálním účinkům nebyla věnována větší pozornost (DESNEUX *et al.* 2007). Subletální účinky lze tedy nejčastěji pozorovat, pokud se pesticidy aplikují v koncentracích nebo dávkách nižších LC 50 (letální koncentrace) nebo LD 50 (letální dávka) (Obr. 1). Když je rozdíl mezi dávkami vyvolávající subletální a letální účinky velký, pak mohou mít tyto sloučeniny nekvantifikovaný dopad na škůdce a prospěšné populace alespoň po omezenou dobu (LENGWILER & BENZ 1994). Předpoklad setkání pavouků se subletální koncentrací/dávkou na poli je vyšší než s dávkou letální. Vzhledem k lepší stabilitě syntetických přípravků (např. pyretroidy) v životním prostředí může dojít ke kontaktu pavouků se subletálními dávkami i několik dní po postřiku (BAATRUP & BAYLEY 1993).

K subletálním dávkám může dojít také při ředění pesticidu s vodou (například s rosou). Po dlouhodobé expozici se mohou zvířata stát citlivá a poté vykazují spíše stále silnější reakce nežli návyk na tyto podněty (PAPAJ & PROKOPY 1989). Různé třídy pesticidů mohou způsobit různé subletální účinky (PEKÁR 2013).

Subletální účinky mohou vést k redukci funkčních úloh a numerických odpovědí pavouků v ekosystému. Tím jsou zasaženy životní činnosti, jako schopnost hledání a zachycení kořisti, sexuální komunikace, velikost a vývoj potomků, obrana, šíření, nebo změny úrovně aktivity a lokomoce, které jsou řízeny pomocí komplexních neuronových interakcí. Tyto behaviorální procesy jsou náchylné k narušení především prostřednictvím neurotoxických pesticidů (DESNEUX *et al.* 2007). Zotavení se z působení subletálního efektu přitom většinou trvá několik dní (EVERTS *et al.* 1991). Celkově vzato mohou mít po určitou dobu subletální účinky srovnatelný negativní vliv jako pesticidy s letálním účinkem, protože i drobné poruchy mohou nepřímo ovlivňovat přežití a mohou způsobit neúčinnost přirozených nepřátel pro biologickou kontrolu, dokud nedojde k obnovení, ke kterému dochází převážně během několika dní po ošetření (HOF *et al.* 1995; HANNA 2013). Jsou také relevantní z ekologického hlediska, protože pokles výkonu členovců může vytvářet rizika pro zachování jejich biologické rozmanitosti v agroekosystémech (BENAMÚ *et al.* 2010). Přirození nepřátelé jsou totiž efektivní, pokud spotřebují značné množství škůdců. Efektivita se dosahuje vysokou hustotou populace těchto predátorů, nebo vysokou mírou predace jedince. Vysoká hustota souvisí právě s nízkou mírou emigrace, vysoce defenzivním chováním a reprodukčním úspěchem (MICHALKOVÁ & PEKÁR 2009).

Většina výzkumů zaměřených na subletální účinky pesticidů je koncentrována na hospodářsky významný hmyz (HAYNES 1988), jen malá část pozornosti je věnována pavoukům (TIETJEN & CADY 2007). Ekotoxikologický výzkum pavouků se zaměřuje pouze na několik druhů (zejména z čeledí Lyniphiidae a Lycosidae), kvůli své vysoké abundanci v agroekosystémech. Je pravděpodobné, že podobné účinky by se týkaly i jiných druhů. Ostatní méně studované čeledi pavouků, jako jsou Theridiidae, Thomisidae a Tetragnathidae mohou vykazovat odlišné reakce (PEKÁR 2011). Účinky na životnost po expozici letální nebo subletální dávky pesticidů byly popsány především na parazitoidních druzích (DESNEUX *et al.* 2007).



Obr. 1: Křivka odezvy mortality, znázorňující různé účinky v souvislosti s koncentracemi nebo dávkami (LC50 nebo LD50) (PEKÁR 2013).

3.2.2.1 Hormese

Z několika studií vyplývá, že pesticidy nemusí na pavouky působit pouze negativně. Jak už bylo uvedeno, nízké dávky či koncentrace pesticidů mají stimulační účinky a mohou způsobit zlepšení výkonnosti fyziologických procesů u zasažených jedinců, a to v oblastech ontogenetického vývoje, predace či rozmnožování (TOFT & JENSEN 1998). Jelikož se většina toxikologických studií soustředila spíše na vyšší koncentrace/dávky, jsou důkazy o hormesi nedostatečné. Například ve studii DENG *et al.* (2006) organofosfáty mírně indukovaly rychlost vylíhnutí mláďat u plachetnatek *Hylyphantes graminicola* (Sundevall, 1830). Dále se po ošetření nízkou dávkou organofosfáty u slídáků *Pardosa pseudoannulata* (Bösenberg & Strand, 1906) zvýšila proteázová aktivita (WANG *et al.* 2006a). Překvapivě byla po aplikaci relativně vysoké koncentrace LD50 IGR buprofezinu (regulátor růstu hmyzu) vyšší rychlost růstu a velikost těla než při aplikaci LD10 u slídáků *Pirata piratoides* (Bösenberg & Strand, 1906) (DENG *et al.* 2008). Příklady hormese u predačních schopností jsou uvedeny v následující kapitole (3.2.4.5 Predační chování).

3.2.3 Nepřímé subletální účinky

3.2.3.1 Velikost těla

Insekticidy redukuje početnost hmyzu, a následně tak dochází ke snížení jeho potravní dostupnosti pro predátory. To může přímo ovlivňovat velikost těla a plodnost pavouků, nebo způsobit jejich emigraci (PEKÁR 2011). WISNIEWSKA & PROKOPY (1997) zkoumali rozdíly společenské skladby, sezónního vývoje abundance a průměrné délky těl pavouků žijících a lovících v jabloňových sadech s různými režimy ošetření pesticidy. Zjistili, že pavouci ze sadů, u kterých nedochází k ošetření pesticidy, vykazují větší tělesné rozměry než pavouci žijící na ošetřených stromech v rámci IPM (Integrated pest management), a to díky pesticidy nezredukovanému výskytu hmyzu. Naopak v sadech s využitím konvenční ochrany před škůdci ve srovnání s IPM byla pozorována menší hojnost pavouků, a to opět díky horší dostupnosti jejich kořisti (MARKÓ *et al.* 2009). Přestože herbicidy a fungicidy většinou vykazují pouze zanedbatelné přímé letální účinky, ty nepřímé mohou být velice podstatné (PEKÁR 2011).

Mortalita je v pozitivní korelaci s velikostí těla také patrně kvůli shromáždění větších kapiček látky (PEKÁR 1999). Úmrtnost u samců byla vždy vyšší než u samic v řadě druhů (DINTER 1997) a juvenilní jedinci byli v průměru odolnější než dospělí (HOF *et al.* 1995). Patrně i nutriční stav ovlivňuje schopnost pavouka vyrovnat se s mnoha stresovými faktory. Vyhladovělí juvenilní slíďáci *Pardosa prativaga* (L. Koch, 1870) vykazovali vyšší mortalitu po aplikaci pesticidu než ti nasycení (PEDERSEN *et al.* 2002). To je zásadní zjištění, protože pavouci jsou pravděpodobně v poli vyhladovělí a úmrtnost může být vyšší než při pozorování nasycených pavouků v laboratoři (WISE 1995).

3.2.3.2 Struktura vegetace

Kvalita a struktura biotopu má hluboký vliv na populace členovců. Bylo prokázáno, že herbicidy řídí změny populační dynamiky členovců prostřednictvím změn ve struktuře vegetace (RAATIKANEN & HUHTA 1968). Tím snižují počet připojovacích míst k tvorbě pavučinových sítí, redukuje jejich počet, omezují prostory pro úkryt před nepřáteli a přehřátím a limitují početnost a diverzitu pavouků (SUNDERLAND 1992). Účinky různých dávek glyfosátu (mimořádně účinný širokospektrý herbicid)

působící na pavouky žijící na okrajích polí studovali BELL *et al.* (2002), kteří zjistili, že změny a úbytky jedinců ve společenství pavouků přímo nesouvisely se zvýšením aplikačních dávek herbicidu, ale úbytkem rostlinného pokryvu a diverzity rostlinného společenstva, díky čemuž dochází ke snížení kvality stanoviště a k poklesu početnosti pavouků. Některé druhy pavouků vykazovaly citlivost k hustotě i výšce porostu, a to například plachetnatky *Tenuiphantes tenuis* (Blackwall, 1852). Populace tohoto pavouka po změnách ve vegetaci poklesla o polovinu (HAUGHTON *et al.* 2001). Toxické přímé účinky glyfosátu v zemědělských oblastech, ani v laboratoři, nezaznamenali ani HAUGHTON *et al.* (1999, 2001). Hlásili však pokles hustoty dvou nejhojnějších plachetnatek *Gonatium rubens* (Blackwall, 1833) a *Tenuiphantes tenuis*. Diskutovali o tom, že k poklesu počtu pavouků na ošetřených polních pozemcích byly zapojeny změny ve struktuře vegetace a mikroklimatu, způsobené glyfosátem (HAUGHTON *et al.* 2001). Změny v šíření pavouků, dostupnosti úkrytů a míst ke stavbě sítí uvedli také SYMONDSON *et al.* (2002) jako reakci v odezvě na změny struktury vegetace. Také mechanická ošetření plodin měla negativní vliv na více taxonů členovců. Přímá úmrtnost způsobila 25–60% pokles hustoty členovců (THORBEEK & BILDE 2004).

V rámci terénní situace hraje vegetace důležitou roli nejen v interakci predátor-škůdce, ale také tím, že zastaví některé postřiky a upravuje hladinu expozice pesticidů, s nimiž se pavouci potýkají. Aplikace prováděné během raných fází vývoje plodin mohou vést ke zvýšení přímé expozice pavouků a také půda může přijímat velké množství látek z postřiku. Z tohoto důvodu by mohla být zbytková expozice vysoká, především pro pozemní pavouky (PEKÁR 1999).

3.2.4 Přímé subletální účinky

Zdokumentovány byly negativní dopady polutantů na vnímání informačních podnětů, kdy je veškerá komunikace (chemická, vizuální) mezi jednotlivci narušována. To může vést k poškození schopnosti organismu vnímat hrozby, kořist či potencionální partnery k rozmnožování (LÜRLING & SCHEFFER 2007). Tyto schopnosti může nepřímo ovlivňovat i snížená pohybová aktivita.

3.2.4.1 Lokomoce

Lokomoce je základní behaviorální vlastnost pavouků, klíčová pro procesy rozptylování, rozmnožování, lovu a obranné chování (SHAW *et al.* 2006). Změny v lokomoci jsou nejvíce patrnou změnou vycházející z kontaktu pavouka s pesticidem a dochází při ní nejjednodušeji k detekci subletálních účinků. Pohyb odráží interakci s prostředím. Při relativně vyšších dávkách nebo koncentracích je pohyb obvykle omezen, zatímco při relativně nižších dávkách či koncentracích je indukován, pravděpodobně z důvodu vyhýbání vyvolané odpuzením, kdy pavouk dokáže rozpoznat rezidua, a aktivně se vyhnout kontaktu s nimi (PEKÁR & HADDAD 2005). Například aktivní složka u pyretroidů je vysoce repelentní, zatímco u jiných pesticidů způsobují odpudivost aditiva (DESNEUX *et al.* 2007). Ovlivnění lokomoce repelentními účinky a dráždivými účinky pesticidů bylo studováno v různých studiích. Kontakt s povrchem potřísněným neurotoxickým insekticidem malathionem vedl u slíďáků *Rabidosa rabida* (Walckenaer, 1837) a skákavek *Salticus scenicus* (Clerck, 1757) k narušení biologického rytmu a posunutí vrcholu jejich aktivity, byli aktivní dříve než je běžné (TIETJEN & CADY 2007). Autoři LONGLEY & JEPSON (1996a,b) a UMORU *et al.* (1996) popsali sníženou dobu času strávenou na ošetřených rostlinách a predátoři přednostně zůstávali na obrácené straně listu. PEKÁR & BENEŠ (2008) zjistili, že slíďáci *Pardosa palustris* (Linné, 1758) se vyhýbají povrchu ošetřeným (organofosfáty, pyretroidy) chlororopyrofosem s cypermethrinem (přípravek Nurelle) či deltamethrinu (přípravek Decis). Nevyhne se však klomazonu (přípravek Command). Pavouci vykazovali také špatnou koordinaci pohybů. Kontakt s povrchem ošetřeným organofosfáty způsobil zvýšenou aktivitu u slíďáků *Schizocosa ocreata* (Hentz, 1844) a *Rabidosa rabida*, plachetnatek *Frontinella communis* (Hentz, 1850) a u skákavek *Salticus scenicus*, pravděpodobně z důvodu snahy se mu vyhnout (TIETJEN & CADY 2007). Ve studii EVANS *et al.* (2010) kvantifikovali účinky komerčního glyfosátu na aktivitu a přežití tří nejběžnějších dravých druhů členovců – slíďáků *Pardosa milvina* (Hentz, 1844) (diurnální druh), *Hogna helluo* (Walckenaer, 1837) (noční druh) a brouka *Scarites quadricaps* (Chaudoir, 1843) z čeledi Carabidae (noční druh). Testovala se reakce na přímou aplikaci (topická expozice) a kontakt s ošetřeným podkladem (reziduální expozice). Topickou expozicí herbicidu se u slíďáka *Pardosa milvina* zkrátila doba pohybové

aktivity a vzdálenosti, ale zvýšená rychlost byla zaznamenána u reziduí na exponovaném substrátu, čímž minimalizoval riziko z expozice. *Hogna helluo* a *Scarites quadriceps* po vystavení herbicidu zvýšili pohybovou aktivitu. Pavouci *P. milvina* vystavení reziduí vykazovali po 60 dnech po expozici nižší přežívání v konfrontaci s lokálně exponovanými a kontrolními skupinami. Nicméně pohyb po povrchu potaženým herbicidem měl posléze také toxický účinek, pravděpodobně jako následek jeho vstupu do trávicí nebo dýchací soustavy pavouka (EVANS *et al.* 2010). Rezidua fosalonu a permethrinu odradila pavouky *Clubiona pallidula* (Clerck, 1757), *Dictyna uncinata* (Thorell, 1856), *Pardosa palustris* (Linné, 1758), *Philodromus cespitum* (Walckenaer, 1802) a *Xysticus cristatus* (Clerck, 1757) (PEKÁR & HADDAD 2005). Pavouci nicméně nemusí být schopni rozeznat některá starší rezidua, která však mohou být dosud velmi toxická. Z tohoto výzkumu vyplynulo, že zejména jeden den stará rezidua pavouci nebyli schopni rozeznat, mortalita byla shodná s mortalitou čerstvého postřiku. Repelence může bránit imigraci pavouků na takto ošetřené plochy (JAGERS OP AKKERHUIS 1993). Rozprášený pesticid zachycený pavoučími sítěmi může vyvolat emigraci u pavouků stavějící sítě. To může vyvolat emigraci na neošetřená místa a redukovat tak lokální hustotu pavouků a přirozené nepřátele obecně (MICHALKOVÁ & PEKÁR 2009).

Poznatky o účincích na pohyblivost pavouků sumarizovali DESNEUX *et al.* (2007), kteří rozdělili účinky pesticidů, projevující se změnou v lokomoci a změny v pohyblivosti zapříčiněné repelentními a dráždivými účinky pesticidů. Ze studií vyplývá, že přímé účinky vedou v extrémních případech i ke „knock-down“ efektu (omračující účinky, nehybnost po dlouhou dobu) a nekontrolovatelným pohybům, třesu, padání, čištění břišní oblasti a třením zadních nohou o sebe (ALIX *et al.* 2001; JAGERS OP AKKERHUIS 1999). Výrazné příznaky intoxikace mohou být viděny u pavouků vystavených pesticidy s neurotoxickými látkami. Například pyretridy typu II způsobují ataxii, intenzivní hyperaktivitu, tetanické kontrakce, vysílení a nakonec paralýzu. Tyto látky narušují vodní bilanci vlivem neurosekrece, která je významnou příčinou mortality (JAGERS OP AKKERHUIS *et al.* 1997). Také chemikálie cypermethrin (syntetický pyrethroid, nejčastěji používaný jako insekticid) prokázal známky excitační neurotoxicky u bezobratlých vzhledem k chemickému narušení regulovaného napětí sodíkové brány (HAYNES 1988). Dále jeho aplikace

bezprostředně způsobovala u slídáků *Pardosa amentata* (Clerck, 1757) ataxii (poruchu v koordinaci pohybů), docházelo k paralýze čtvrtého páru nohou, pravděpodobně kvůli relaxaci flexorů (ohybače svalů) a ke zvýšení nehybnosti (SHAW *et al.* 2006), která trvala 12 hodin u samců a 24–48 hodin u samic, přičemž k plnému zotavení došlo až po 9 dnech (BAATRUP & BAYLEY 1993). Po dobu několika dnů přetrvávala snížená hladina pohybu po expozici pyretroidů i u plachetnatek *Tenuiphantes tenuis* (Blackwall, 1852) a *Oedothorax apicatus* (Blackwall, 1850) (SHAW *et al.* 2005; EVERTS *et al.* 1991).

Posuny v pohybové aktivitě a s nimi spojené chování mohou řídit změny v kolonizační míře, která ovlivňuje populační dynamiku, potravní úspěch a reprodukci. Tyto změny mohou zase vést ke změnám ve struktuře společenství sestavovaného z těchto predátorů, měnit jejich kolektivní schopnost vyvinout top-down efekt na býložravou komunitu škůdců (EVANS *et al.* 2010).

3.2.4.2 Chemická komunikace

Chemická komunikace je velice důležitá nejen pro pavouky, ale i pro většinu členovců (GRIESINGER *et al.* 2011). Chemické signály probíhají mezi jejich vysílatelem a příjemcem a stimulují specifické behaviorální reakce (MAYNARD-SMITH & HARPER 2003). Ty mohou být rozhodující v otázkách vývoje, predace, hledání potravy, identifikace sociální skupiny či u vyhodnocování sexuálního partnera (SYMONDS & ELGAR 2008). Chemické signály řídí interakce buněk a orgánů (pomocí hormonů), stejně jako intraspecifické a interspecifické vztahy mezi organismy a jejich okolím. Intraspecifická komunikace ovlivňuje pomocí feromonů ontogenezi či rozmnožování. Interspecifická komunikace řídí pomocí kairomonů obranu před predátory nebo hledání a rozpoznávání potravy (HOFFMANN *et al.* 2006). Pesticidy však dokážou chemickou komunikaci pavouků s okolním prostředím svým působením narušit (GRIESINGER *et al.* 2011).

3.2.4.3 Antipredační chování

Jestliže pesticidy omezují pavouka v rychlosti pohybu, můžou tak měnit i účinnost obrany, jako je například útěk, nebo přerušit signalizaci kairomonů produkovaných jejich predátory, tudíž by neměl být schopen vyhnout se oblastí signalizující

přítomnost predátora a lze tak na ně předvídat vyšší náchylnost (DESNEUX *et al.* 2007; EVERTS *et al.* 1991). U druhů stavějících si síť (např. z čeledi Linyphiidae) postřík zapříčiňuje, aby své pavučiny opustili. V důsledku toho se stávají vystaveni predátorům. Z dalšího výzkumu vyplývá, že plachetnatky *Oedothorax apicatus* po kontaktu se subletální dávkou deltamethrinu podléhají častěji predaci střevlíky (Carabidae) než ty pesticidem nezasážené, protože jejich účinky pavoukům snížily rychlost pohybu (EVERTS *et al.* 1991). MICHALKOVÁ & PEKÁR (2009) zjistili, že juvenilní jedinci slídáků rodu *Pardosa* mají po expozici rezidua herbicidu Round-up mírně nižší úspěšnost útěku před pavoukem rodu *Xysticus* než jedinci vystavení vodě (kontrola). V průměru 30 % zkoumaných jedinců uniklo predaci. WRINN *et al.* (2012) testovali, zda *Pardosa milvina* rozpozná podněty od jeho intragildních predátorů, je-li povrch ošetřený glyfosátem, a bylo zjištěno, že reakce na kairomony z jednoho predátora nebyly výrazně ovlivněny herbicidem, ale reakce byly zvýšeny na podněty pocházející z jiného predátora.

3.2.4.4 Reprodukce

Reprodukce zahrnuje řadu procesů koordinovaných nervovým a hormonálním systémem, a to nalezení partnera, chemickou nebo zvukovou komunikaci, namlouvání, páření, produkci vajec, spermatogenezi/ovogenezi a péči o potomstvo (PEKÁR 2013). Bylo navrženo, že některé herbicidy mohou napodobovat specifické hormony nebo narušovat endokrinní systém (CAUBLE & WAGNER 2005). V tomto smyslu se může předpokládat, že by změny plodnosti u pavouků mohly souviset s narušením hormonálního systému propojeného s reprodukčními událostmi (BENAMÚ *et al.* 2010). Za použití zemních pastí v polních podmínkách byla dokumentována GRIESINGER *et al.* (2011) úspěšnost samců druhu *Pardosa milvina* v nalezení samic v přítomnosti herbicidu a bylo zkoumáno, zdali je samčí odezva na samičí signály ovlivněna změnou produkce feromonů nebo změnou chování samce. Stopy feromonů v substrátu dovolují samcům posoudit a rozhodnout se, zda zahájí námluvy či nikoli (RYPSTRA *et al.* 2009). Předpokladem byl tedy také fakt, že herbicid ovlivňuje to, zdali je samice pro samce atraktivní. Studie potvrdila, že herbicid zasahuje v některých oblastech do schopnosti samců hledat samice. To může být způsobeno těkavým komponentem herbicidu zasahujícím do uvolnění,

příjmu nebo vnímání feromonu, který samice používá k lákání samce (SEARCY *et al.* 1999). Tyto výsledky společně s dalšími výzkumy (EVANS *et al.* 2010) potvrzují, že obě pohlaví na herbicid reagují a že načasování použití herbicidu má dopad na populační úspěch slídáka *Pardosa milvina* (GRIESINGER *et al.* 2011). Ve studii TIETJEN (2006) se při kontaktu s povrchem ošetřeným organofosfátem snížila míra páření u *Rabidosia rabida*.

3.2.4.5 Predační chování

Pavouci jsou uznáváni jako skupina důležitých přirozených nepřátel, kteří zachycují a zpracovávají celou řadu kořistí k dokončení svého vývoje a reprodukci. Většina pavouků jsou euryfágními predátory útočící na různé členovce, včetně škodlivého hmyzu, jejichž populace pomáhají snižovat zejména na počátku období, kdy ještě nejsou specializovaní predátoři k dispozici (RIECHERT 1999). I při nízké populaci mohou pavouci snížit škůdce až o 49 % a potlačení škůdců může být posíleno jak aktivními lovci, tak v důsledku zachycení kořisti pavučinovými sítěmi (CHAMBERS & AIKMAN 1988). Funkční reakce, tedy schopnost predátora zvýšit jeho rychlost zachycení kořisti v reakci na její zvýšenou hustotu je zvláště důležitá, neboť může být použita pro predikci účinnosti biokontroly za určitých podmínek (ŘEZÁČ *et al.* 2010).

Predační chování a proces detekování potravy u pavouků zahrnuje vysoce sofistikovanou nervovou činnost, která může být působením subletálních dávek neurotoxických pesticidů narušena (HAYNES 1988). Snížení lokomoční aktivity má negativní vliv na vyhledávání potravy a frekvenci útoků na kořist. V delším časovém horizontu může vést snížená účinnost zachycení kořisti k menšímu tělu (DENG *et al.* 2006). U pavouků tkalců, vede také ke změně velikostí a tvarů pavučinových sítí, či k zastavení její produkce (SAMU *et al.* 1992), což by mohlo mít dopad na účinnost pavouků zachytit kořist v polních podmínkách (BENAMÚ *et al.* 2010). Vliv na tvar pavučin byl zkoumán především u druhů z čeledi Araneidae. Změny jsou na jejich sítích snadněji rozpoznatelné než u druhů konstruujících trojrozměrné pavučiny. Lokální aplikace pyretroidů například snížila produkci a velikost sítě u křížáků *Araneus diadematus* (Clerck, 1757) (SAMU & VOLLRATH 1992). U dalších křížáků *Larinioides sclopetarius* (Clerck, 1757) způsobila aplikace organofosfátu

a organochlóru mírnou změnu tvaru pavučiny, použití pyretroidů zpozdilo tvorbu pavučiny a snížilo její velikost o více než 70 % (LENGWILER & BENZ 1994). Sníženou velikost pavučin pozorovali i SHAW *et al.* (2005) u plachetnatky *Tenuiphantes tenuis* taktéž po aplikaci pyretroidů. Orální příjem herbicidu způsobil změny v počtu a poloměru spirál u křížáka *Alpaida veniliae* (Keyserling, 1865) (BENAMÚ *et al.* 2010). U křížáka *Neoscona pratensis* (Hentz, 1847) snížily subletální dávky spinosynu frekvenci produkce sítí (BENAMÚ *et al.* 2007).

Některé pesticidy mohou snížit čichové schopnosti a narušit tak detekci kairomonů, které pavouka informují o kořisti (PEKÁR 2013). V rozporu s potravním chováním může být použití některých pesticidů pro jejich antifidantní vlastnosti, které odrazují vystavený hmyz od krmení (POLONSKY *et al.* 1989). Od konzumace pesticidem zasaženého škůdce může být však odrazen i pavouk, který se takto kontaminované kořisti vyhýbá, a dochází ke snížení její spotřeby (DESNEUX *et al.* 2007). Ve výzkumech ohledně účinků na příjem potravy vědci usuzují, že u pavouků dochází v důsledku aplikace pesticidu k intoxikaci a ke snížení metabolických funkcí či narušení některých fyziologických funkcí. Následkem toho nebyli pavouci schopni úspěšně ulovit kořist anebo došlo ke snížení jejich apetitu (XIAO *et al.* 2007). Například ve výzkumu, který provedli BENAMÚ *et al.* (2010) bylo zjištěno, že křížáci *Alpaida veniliae* konzumovali kořist intoxikovanou glyfosátem, kterou měly k dispozici ad libitum v mnohem menší míře než kontrolní skupina, která měla k dispozici potravu pesticidem nekontaminovanou, pravděpodobně z důvodu odmítnutí kontaminované kořisti, přičemž předešlý jeden týden hladověly. Pach nebo chuť mohou působit jako odrazující prvky, snad jako signály toxicity (TOFT & JENSEN 1998). Po neonicotinoidní aplikaci trvala snížená rychlost zachycení kořisti po dobu několika dnů u slíďáků *Pardosa pseudoannulata* (WIDIARTA *et al.* 2001). To samé po aplikaci spinosynu u křížáků *Neoscona pratensis* ve studii BENAMÚ *et al.* (2007). U slíďáků *Pardosa amentata* po aplikaci pyretroidu ve studii SHAW *et al.* (2006), obdobně tak u plachetnatek *Erigone atra* a *Oedothorax apicatus* ve studii DINTER *et al.* (1998). Snížený příjem potravy u plachetnatek *Ummeliata insecticeps* (Bösenberg & Strand, 1906) zjistili i po účincích selektivního insekticidu buprofezinu ve studii XIAO *et al.* (2007). Významná redukce příjmu potravy byla hlášena také u slíďáků *Pardosa amentata*, účinkem pyretroidu gama-cyhalothrinu (HOF *et al.* 1995).

Otázkou však zůstává, jestli je tento pozorovaný úbytek příjmu potravy zapříčiněný neurotoxickým účinkem, antifidantní vlastností použitého pesticidu, či obojím dohromady (PEKÁR 2011). Nicméně odpudivost od kořisti je krátkodobou záležitostí, a některé toxické kořisti tuto averzi nevyvolávají. Taková kořist pak může být smrtelná (TOFT & JENSEN 1998).

Další účinky chemických látek snižujících úspěšnost predačního chování, patrně kvůli pohybovým obtížím, jsou popsány v mnoha dalších studiích. Účinek organofosfátového insekticidu methamidofosu na funkční odpověď u plachetnatek *Hylyphantes graminicola* pozorovali DENG *et al.* (2007). Funkční odezvy se lišily v závislosti na pohlaví. Insekticid ovlivňoval predační míru pouze u samic, samci žádnou změnu nevykazovali. Nicméně využití kořisti bylo naopak významně ovlivněno u samců než u samic. Titíž autoři se domnívají, že samice hrají v redukci škůdců důležitější roli, protože je jejich predační efektivita vyšší. V další studii vedlo působení přípravku Karate (λ -cyhalothrin) k 50% mortalitě u samců a 19% u samic. Krátce po aplikaci (2–4 hod.) u nich nastoupil „knock-down“ efekt, při kterém se jedinci nemohou pohnout. Intenzita krmení byla ovlivněna během tří dnů po expozici (HOF *et al.* 1995). Účinek „knock-down“ efektu byl také popsán u pavouků z čeledi Linyphiidae podle JAGERS OP AKKERHUIS *et al.* (1992). Mortalita, změna chování a predační aktivita byly v podobné studii pozorovány u slíďáků rodu *Pardosa* až do 14 dnů (HOF *et al.* 1995). Existují také ale studie, ve kterých bylo potravní chování neovlivněné i přes paralýzu nohou (SATTELLE & YAMAMOTO 1988). Ve studii SHAW *et al.* (2006) nebyla působením cypermethrinu míra spotřeby kořisti navzdory zjevným pohybovým obtížím ovlivněna. Snížena byla ale životnost. V neposlední řadě může poté snížená účinnost zachycení kořisti ovlivnit celkovou míru predace právě z důvodu snížené dlouhověkosti (DESNEUX *et al.* 2007). Další výrazné snížení spotřeby kořisti bylo pozorováno u slíďáků rodu *Pardosa* po lokální expozici. Tato studie také dokládá zotavení slíďáků po 3–6 dnech (SHAW *et al.* 2004). Také vystavení pavouků reziduí přípravků NeemAzal, SpinTor a Dimilin mělo za následek signifikantně nižší míru predace než kontrola. Nejnižší byla pozorována u pavouků ošetřených SpinTor (ŘEZÁČ *et al.* 2010). Také účinek různých surfaktantů má vliv na pavouky. Podpurný pohlavně-specifický jev kumulativního usmrcování kořisti byl pozorován u slíďáků *Pardosa agrestis* ve studii NIEDOBOVÁ *et al.* (2016),

ve které významně více kořisti ulovili surfaktanty exponovaní samci oproti samecům v kontrolní skupině a samicím. Tyto aditivní látky ovlivnili krátkodobou predační aktivitu, zatímco na dlouhodobou nebyl zjištěn žádný vliv. Nezpůsobovaly ani žádné letální účinky. Negativní účinky však pozorovali EVANS *et al.* (2009) u snovaček *Steatoda capensis* (Hann, 1990). Kombinace herbicidu a povrchově aktivní látky měla za následek zvýšenou úmrtnost těchto pavouků. Existují další studie, které zjistily stimulaci predačního chování v závislosti na nízkých dávkách. DENG *et al.* (2007) stimulovali nízkou dávkou organofosfátů predaci u plachetnatek *Hylyphantes graminicola*. Slíďáci *Pardosa pseudoannulata*, ošetření nízkými dávkami pesticidů Methamidofos, Dimehypo a D-allethrin (WANG *et al.* 2006b) a samice *Pardosa amentata* po aplikaci nízké dávky cypermetrinu, usmrtili (ale nespotřebovali) více kořisti než pavouci po aplikaci vyšší dávky těchto chemikálií (TOFT & JENSEN 1998).

Toxické látky mají různé účinky na zvířata také v závislosti na teplotě. Teplota zprostředkovává řadu aktivit členovců. Při teplých podmínkách zpracovávají zvířata potravu rychleji a mají větší spotřebu kořisti, to znamená, že je interakce mezi predátory a kořisti důležitá pro potravní sítě v letních vegetačních obdobích, ve kterých se chemické látky obvykle nejvíce používají. Ve studii MARCHETTI (2014) byl na slíďáky rodu *Pardosa* zjišťován vliv tohoto faktoru ve spojení s chemikáliemi (Round-up) laboratorními i terénními pokusy. Za teplých podmínek mají pavouci rodu *Pardosa* zvýšenou aktivitu, frekvenci útoků a rychlost manipulace a spotřeby kořisti (FORD 1978). Hledání potravy je poté za přítomnosti herbicidu ovlivněno různými způsoby. Potravní úspěch byl sledován při vysokých teplotách, a to zejména během prvních tří hodin. Společně s přítomností herbicidu bylo vyvolané nadbytečné zabíjení kořisti. Slíďáci rodu *Pardosa* tedy nejsou jako biokontrolní činitelé tlumení aplikací Round-up.

Při pokusech na predační chování se převážně používají malé nádoby, které umožňují velmi málo pohybu k zachycení kořisti, protože kořist je vystavená přímo pavoukům. Bylo podotknuto, že chemické účinky na predační chování budou snáze rozpoznatelné, jestliže jsou ve skutečnosti k zachycení a konzumaci kořisti nutné složitější smyslové a fyzické úkony. SHAW *et al.* (2006) to ve své studii vyvrátili. Použili větší nádoby, do kterých začlenili vegetaci (nebo plastový analog), ve snaze odrazit realističtější prostředí pro podporu lovu a zachycení kořisti. Výsledky však

ukázaly, že přítomnost umělé vegetace nijak neměnila míru spotřeby kořisti, a která byla v souladu mezi ošetřenými jednotlivci a kontrolní skupinou. Slídáci nemusí být ovlivněni zvýšenou prostorovou heterogenitou pravděpodobně kvůli jejich predátorské povaze typu „sedět a čekat“.

Závěry demonstrující negativní efekt na biochemické a neurofyzilogické úrovni jsou nelehko interpretovatelné, protože důsledky působení pesticidů jsou na úrovni jedinců a na úrovni populací těžko srovnatelné (DESNEUX *et al.* 2007). Všechny tyto výsledky však naznačují, že pesticidy mohou ovlivnit dynamiku populace členovců, stejně tak jako oslabit jejich prospěšný vliv na rostlinná společenstva v důsledku negativního vlivu na biologickou kontrolu v agroekosystémech (EVANS *et al.* 2010).

3.3 Současné snahy o omezení negativních vlivů pesticidů na necílové organismy

Jelikož pesticidy prakticky z 99.9 % zasahují ostatní druhy vyskytující se v agroekosystémech, jejich použití se tak stává problémem z hlediska ochrany biodiverzity. Jedná se zejména o vedlejší nechtěné vlivy na ostatní užitečné druhy (brouky, pavouky, včely atd.). Z tohoto hlediska se snaží moderní zemědělství omezit nežádoucí působení pesticidů na doprovodnou biodiverzitu. V současné době je snaha o omezení negativního vlivu pesticidů na životní prostředí a necílové organismy nejvíce patrna jednak ze samotného systému povolování přípravků, a jednak ze zavádění principů Integrované ochrany proti škůdcům (Integration Pest management – IPM, nebo také Integrovaná ochrana rostlin – IOR) do zemědělské praxe.

Integrovaná ochrana rostlin

Tato ochrana byla nahrazena v důsledku konvenčního chemického managementu, založeného na použití neselektivních pesticidů. Pojem integrovaná ochrana rostlin byl zaveden v roce 1972 (UHM 2002). Je definován jako soubor celosvětově přijatelných strategií ochrany kulturních plodin s cílem zredukovat používání pesticidů s ohledem na bezpečnost potravin a zachování životního prostředí, a tím i ekonomického zvýhodnění pro pěstitelé (EHLER 2006). Základními zásadami jsou

tudíž preference všech nechemických metod eradikace škodlivých organismů (zejména využití biologické kontroly škůdců) před chemickými přípravky, rozhodování o provedení ošetření jen v nezbytném rozsahu a jen tehdy, je-li to nezbytné, a vědomé upřednostňování pesticidů s co nejvyšší selektivitou (KOCOUREK 2012). Pro snížení necílových účinků pesticidů jsou prováděny testy, které musí splňovat požadavek vysokého stupně letální toxicity vůči cílovým škůdcům a minimální necílovou letální toxicitu (CROFT 1990). Přirození nepřátelé a opylovači získali v této souvislosti největší pozornost, z důvodu jejich hodnoty v integrované ochraně proti škůdcům (VAN DRIESCHE & BELLOWS 1996). V současnosti jsou to studie sledující subletální účinky pesticidů (prostřednictvím standardizovaných metod – viz str. 34) na necílové organismy, které mají za cíl posoudit vhodnost (zařazení) pesticidů do Integrované ochrany proti škůdcům. Velmi důležité je také vhodné načasování použití pesticidů tak, aby cílově zasáhly nejcitlivější stadia vývoje škůdců. Většina aplikací pesticidů je prováděna během jara, kdy pavouci do agroekosystému migrují, a na začátku léta, kdy pavouci reprodukuje (BOHÁČ *et al.* 2007).

Biologická kontrola

Biologická kontrola, dnes jedna ze šesti strategií IPM, byla původně definována jako použití patogenů, parazitoidů a predátorů k přirozené regulaci hmyzích škůdců (SMITH 1919). Dle pravděpodobně nejrozšířenější a nejvíce používané definice je biologická kontrola chápána jako použití živých organismů (jak predátorů, parazitů a parazitoidů, tak i patogenů, mikroorganismů a virů), nikoliv ke specifickému zabíjení škodlivých organismů, nýbrž k potlačení jejich populační hustoty na úroveň, která je přijatelná, a ke snížení poškození, které způsobují (CRUMP *et al.* 1999). Biologická kontrola je založena na přirozených interakcích mezi různými skupinami organismů, ke kterým běžně dochází ve volné přírodě, např. interakce parazitoida a jeho hostitele, predátora a jeho kořisti. V rámci biologické kontroly jsou živé organismy cíleně aplikovány na napadené rostliny za účelem snížení populace jejich hostitele/kořisti (GARCIA *et al.* 1988). Je založena tedy na použití selektivních insekticidů, nebo organických postupech, které jsou zcela zásadní pro úspěšnost zásahu proti škůdcům a minimální poškození necílové bioty (DENT 1995). Tato

změna měla jednoznačně pozitivní vliv na populace pavouků. Konkrétně byla prokázána zvýšená četnost a druhová bohatost pavouků v porovnání s plochami v rámci běžného managementu (PEKÁR 2011).

Praktické zavedení druhů pro biologickou kontrolu je ale náročný proces, trvající často mnoho let. Je založen na poznání přirozených nepřátel škůdců, jejich sledování v původním areálu a detailní znalost jejich bionomie, která je naprosto klíčová pro určení opatření k regulaci škůdců se současnou ochranou jiných necílových druhů. Dále se provádí laboratorní testy s vybraným druhem. Požadavky na druh pro biologickou kontrolu jsou velmi vysoké. Předpoklady úspěšného výběru druhu jsou dobré kolonizační schopnosti (např. po sklizni, hnojení, atd.), jeho dlouhodobé přežívání v případě nepřítomnosti cílového druhu a oportunistické chování (schopnost rychlého využití populace cílového druhu). Jeho vývoj musí být synchronní s cílovým druhem (sezónní synchronizace). Druh musí být snadno chovatelný a dlouhodobě udržitelný v kontrolních podmínkách, aniž by byly náklady ekonomicky náročné. A hlavně by měl být dosažitelný v dostatečném množství. Druh použitý pro biologickou kontrolu by neměl atakovat jiné užitečné druhy, měl by být potravně-specifický nebo alespoň preferovat cílový druh škůdce (COREY *et al.* 1993). Integrovaný management by měl také podporovat vliv druhů kontrolujících škůdce. Jeho součástí je posilování vegetace, zejména trvalých travních porostů (refugia predátorů a parazitů) a relativně nízká aplikace hnojiv a pesticidů (BOHÁČ *et al.* 2007). Očekává se, že důkladnější zvážení možných subletálních dopadů pomůže v budoucnu optimalizovat IPM programy, kde by se nástrojem v boji proti škůdcům mohli stát i přirození nepřátelé (DESNEUX *et al.* 2007).

Standardizované metody pro hodnocení subletálních účinků

Údaje o toxicitě chemických sloučenin, které se běžně používají pro posouzení rizika na životní prostředí, se obvykle získávají z mezinárodně standardizovaných testů, používající omezený počet bioindikátorových druhů (OECD 1981) a prospěšných organismů (HASSAN 1985). Indikátorové druhy jsou obvykle vybrány pro zkoušky toxicity v laboratoři z důvodu dostupnosti, a jsou to hojné druhy vystaveny polutanty, které nemusí být nutně nejcitlivější na tyto látky (EVERTS *et al.* 1989). Metody využívající model včel jsou dobře definovány, a to zejména v oblasti

chování. Proto jsou pokusy na včelách v registračních postupech rozvinutější než testy na predátory. Přesto jsou pavouci díky svému druhovému bohatství a ekologické rozmanitosti hojně využívanou bioindikační skupinou ve studiích posuzujících vliv zemědělských či ochranářských zásahů na kvalitu ekosystémů (KŮRKA *et al.* 2015).

Rozvoj těchto perspektivních metod hodnotících subletální účinky na účinnost přirozených nepřátel musí být dosažen ještě před začleněním těchto účinků do regulačních postupů (THOMPSON 2003; CANDOLFI 1999). Pokud v Evropě neposkytují standardní postupy jednoznačné závěry o neškodnosti pesticidů, tak oficiální proces rozhodování doporučuje použití dalších studií s cílem poskytnout dostatečné adekvátní informace (OEPP/EPPO 1992). Souvislost mezi subletálními účinky pesticidů a následky na úrovni populací a společenstev opylovačů nebo predátorů stále není dobře známá. Aby bylo možné plně zhodnotit rizika, je nezbytně nutné vytvořit vazbu mezi toxicitou daného produktu v laboratorních testech a rizika spojeného s expozicí v polních podmínkách. Tento bod je často přehlížen. To vyžaduje kvantifikaci reziduí v různých místech navštěvovaných hmyzem a také odhad degradace pesticidů v rámci polních podmínek (DESNEUX *et al.* 2007).

3.4 Funkce bezobratlých v agroekosystémech

Pro agroekosystémy jsou velmi významné tzv. funkční gildy – tedy skupiny s určitou funkcí v agroekosystémech. Tyto funkční skupiny jsou tvořené především bezobratlými živočichy. Jako příklad se uvádí dravé a parazitické druhy nebo opylovači, jejichž význam je většinou ignorován. Poskytují v agroekosystémech enormní ekologické služby. Úloha ostatních rostlin a obratlovců v ekosystémových službách je nesrovnatelně menší. Jejich biomasa může tvořit až 50 kg na 1 ha. Počet dravých druhů bezobratlých v agroekosystémech je například ve Velké Británii odhadován na 400 druhů (BOHÁČ *et al.* 2007).

Mezi obrovským počtem druhů bezobratlých je jen nepatrné množství druhů patřících mezi škůdce. Větší druhová pestrost v agroekosystémech a víc funkcionálních skupin odpovídá stabilnějšímu systému – bezobratlí podporují opylování rostlin, rozklad rostlinných zbytků a omezení počtu škůdců – tedy víc ekologických služeb pro zemědělce. Menší diverzita funkcionálních skupin znamená

větší dodatky energie ve formě hnojiv a pesticidů. Vztahy v agroekosystémech jsou převážně trofické a komplexnější systémy mají komplexnější potravní síť s větší flexibilitou při disturbancích. Biodiverzita podporuje ekosystémové procesy, je prokázán zejména její vliv na strukturu půdy (žížaly, mravenci, termiti), dekompozici (uvedení a další dekompozitoři) a regulaci škůdců (predátoři a paraziti) (COLEMAN *et al.* 2000).

3.4.1 Význam pavouků v agroekosystémech

Pavouci jsou nejrozmanitějšími predátory na Zemi a v agroekosystémech jsou nediverzifikovanější a nejpočetnější skupinou. Zastávají úlohu významných regulátorů škůdců a jako celek mohou být velmi efektivní při snižování hmyzích škod na úrodě (LANDIS *et al.* 2000; SYMONDSON *et al.* 2002; NYFFELER & BENZ 1987; NYFFELER & SUNDERLAND 2003). Jsou tedy jednou z hlavních skupin generalistických predátorů, kteří jsou potřební k vývoji efektivních a udržitelných zemědělských systémů s minimálními chemickými zásahy (EKSCHMITT *et al.* 1997). Pro představu jsou od TURNBULL (1973) k dispozici imponující hypotetické výpočty na základě odhadu hustoty pavouků ($130/m^2$) a za předpokladu, že každý pavouk spotřebuje 0,1 g kořisti denně. Všichni pavouci žijící na 1 ha půdy by v takovém případě usmrtili 47 500 kg kořisti ročně. Výhodnou vlastností pavouků pro regulaci škůdců je skutečnost, že zabíjejí více jedinců, než jsou schopni zkonzumovat. A lapací sítě některých druhů pavouků fungují jako neselektivní pasti. Druhým důvodem nadměrného usmrcování je časový odstup mezi lovem a konzumací kořisti: během čekání na paralýzu a rozložení kořisti neztrácejí tendenci lovit. Tento jev lze považovat za formu „nadbytečného zabíjení“ (RIECHERT & LOCKLEY 1984).

Většina pavouků není potravně specializovaná, jsou tedy schopni regulovat širokou škálu kořistí různých velikostí (ŘEZÁČ *et al.* 2010). Rádi loví např. mouchy, třásněnky, chvostoskoky, křísy, mšice, stonožky či pavoukovce. Obvykle konzumují larvy nebo dospělý hmyz, konzumace hmyzích vajíček byla pozorována jen v zajetí v souvislosti s evropskými studii (JONES-WALTERS 1993). Jejich populační dynamika není závislá na populační dynamice konkrétního druhu škůdce. Na lokalitě se udržují i za nepřítomnosti škůdce, při jeho populačním exponenciálním nárůstu ho tak mohou okamžitě tlumit. To se děje přirozeně již brzy na jaře, kdy mohou mít

pavouci významný "vyrovnávací efekt" během raného vývoje hmyzu, díky své možné aktivitě i při nízkých teplotách (CLARKE & GRANT 1968). Příkladem jsou zejména pavouci z čeledi Linyphiidae, kteří byli popsáni autory RIECHERT & LOCKLEY (1984) jako „stabilizátoři“, díky svým inhibičním účinkům na brzké tempo růstu mšic na začátku vegetačního období. Při nízkých populačních hustotách obilných mšic na začátku sezóny je relativně větší podíl mšic na zemi než při pozdějším zvyšování populací, a tak pavouci žijící na půdním povrchu významně přispívají k biokontrolě (SOPP *et al.* 1987), včetně tlumení hlavních škůdců *Aphis fabae* a *Myzus persicae* (GRAVESEN & TOFT 1987). Predace na škodlivé mšice v zemědělských oblastech byla rovněž zaznamenána v ovsi, řepce, bramborách, cukrové řepě, vojtěšce, slunečnici a na lukách (NYFFELER & SUNDERLAND 2003). Přibližně je zabito 20–30 mšic m⁻² za den (SUNDERLAND *et al.* 1986b).

Zmíněné plachetnatky (Linyphiidae) se zřídka živí jinými predátorskými členovci (obvykle <10 % jejich stravy), a proto zvyšují svou vhodnost ve formě biologické ochrany. Dopad na populace škůdců závisí částečně na hustotě populace pavouků (NYFFELER & SUNDERLAND 2003). Bylo zjištěno, že sestavení generalistických predátorů (kde jsou často zahrnuti pavouci) významně redukovalo počty škůdců u 79 % z 52 studií prověřovaných SYMODSONEM *et al.* (2002). WINDER *et al.* (1994) vypočítali, že polyfágní predátoři způsobili snížení populace mšic o více než 50 % (mění se v závislosti na ročním období). A plachetnatky udělaly důsledný přínos pro tento celkový efekt. Za nepřítomnosti predátorů bylo vypočteno 86 % mšic, ve srovnání s 15 %, za průměrné hustoty populace predátorů (DUFFIELD *et al.* 1996). Výrazně více mšic *Anoecia corni* bylo zjištěno na některých částech louky, ze které byli predátoři vyloučeni (KAJAK 1997). MOHAMED *et al.* (2000) sledoval hustoty mšic *Diuraphis noxia*, které byly až 11 krát vyšší na pšeničných plochách bez přirozených nepřátel. Také CLARK *et al.* (1994) experimentálně odstranil predátory (včetně slídáků, plachetnatek, běžníků), a na těchto plochách došlo k výraznému zvýšenému poškození kukuřice můrovitými (Noctuidae), hlavně *Pseudaletia unipuncta*. Dalším podobným případem se zabýval SHAW *et al.* (1987), ve kterém se odstraněním predátorů hustota škůdců *Hemileuca oliviae* významně zvýšila.

Je známo, že pavouci jsou vysoce citliví k působení pesticidů (ŘEZÁČ *et al.* 2010), to může vést k významné redukci jejich populací a následnému snížení přirozené ochrany agroekosystémů proti škůdcům (MICHÁLKOVÁ & PEKÁR 2009).

3.4.2 Diverzita a taxonomické složení pavouků v agrocecnózách

Druhová bohatost je mezi různými typy agroekosystémů dosti podobná ve výši asi 60 druhů (PEKÁR 1999). Taxonomické složení je ale na každém kontinentě rozdílné, např. srovnání arachnofauny v polních plodinách v Evropě a USA prokazuje existenci významných rozdílů. V Evropě je arachnofauna velmi uniformní a v polních oblastech silně převládá pouze jeden gild pavouků, který se skládá z plachetnatek (*Linyphiidae*). Vyjma velkého procenta (93–99 %) dominujících pavouků z této čeledi jsou evropské plodiny obývány také velkým počtem různých druhů z čeledi slíďákovití (*Lycosidae*), křížákovití (*Araneidae*), čelistnatkovití (*Tetragnathidae*) a snovačkovití (*Theridiidae*) (SUNDERLAND 1987). Slíďáci jsou v plodinách četnější směrem k okraji pole než ve středu (HOLLAND *et al.* 1999). Evropské oblasti kontrastují se situací v amerických polních oblastech (Spojené státy), kde je arachnofauna mnohem rovnoměrněji rozložena v rámci čeledí a je s nimi spojeno více než 600 druhů. Je zde značný druhový rozdíl mezi různými plodinami a regiony (UETZ *et al.* 1999). Velké procento (56 %) tvoří pavouci tzv. „aktivní lovci“ (tj. ti, kteří chytají kořist bez použití lapacích sítí) (YOUNG & EDWARDS 1990). Převažují zde čeledě paslíďákovití (*Oxyopidae*), skákavkovití (*Salticidae*), zápníkovití (*Clubionidae*), běžníkovití (*Thomisidae*) a slíďákovití (*Lycosidae*). Mezi pavouky stavějících si lapací sítě (44 %) jsou zastoupeni především čeledě čelistnatkovití (*Tetragnathidae*), křížákovití (*Araneidae*), plachetnatkovití (*Linyphiidae*), snovačkovití (*Theridiidae*) a cedivečkovití (*Dictynidae*) (NYFFELER 1999). Poměr pavouků lovců a pavouků stavějících si sítě, se tedy mezi oběma kontinenty značně liší.

Plodiny, jako jsou obiloviny a zelenina, jsou na jaře spíše řídky pokryty dvěma hlavními gildy: druhy z čeledi slíďákovití (*Lycosidae*) a plachetnatkovití (*Linyphiidae*). Na druhé straně v sadech se vyskytují jak epigeické druhy, tak druhy žijící v korunách stromů: především z čeledi křížákovití (*Araneidae*), snovačkovití (*Theridiidae*), listovníkovití (*Philodromidae*) a běžníkovití (*Thomisidae*).

V České republice obecně platí, že bohatší a specifitější faunu pavouků hostí otevřené biotopy než lesy a křoviny. Zde jsou vybrané charakteristické (dominantní či diagnostické) druhy pavouků v biotopech rozšiřované člověkem: Úhory – křižáci *Agalenatea redii* (Scopoli, 1763), *Araneus quadratus* (Clerck, 1757), šedivečka *Dictyna arundinacea* (Linné, 1758). Vinice – šestiočka *Dysdera hungarica* (Kulczyński, 1897). Ovocné sady bez bylinné vegetace - slíďák *Pardosa palustris* (Linné, 1758), brabenčík *Phrurolithus festivus* (C. L. Koch, 1835). Pole - Snovačka *Phylloneta impressa* (L. Koch, 1881), plachetnatky *Erigone atra* (Blackwall, 1833) a *Oedothorax apicatus* (Blackwall, 1850), čelistnatka *Pachygnatha degeeri* (Sundevall, 1830), slíďáci *Pardosa agrestis* (Westring, 1861), *Trochosa ruricola* (De Geer, 1778). Ovocné sady s luční vegetací – běžník *Misumena vatia* (Clerck, 1757) (KŮRKA *et al.* 2015).

Je třeba podotknout, že se arachnofauna může lišit mezi geografickými oblastmi (zejména podél osy sever – jih), řízené především klimatem (BRISTOWE 1939). Například rozšíření mnoha loveckých pavouků je omezena na teplejší oblasti. Také strukturální rozmanitost vegetace je často spojována s druhově bohatým společenstvím pavouků, kterému nedominuje žádná čeleď. Jednou z hypotéz jsou provedené studie v různé vegetaci. V Evropě jsou často obilná pole, což jsou systémy s nízkou strukturální diverzitou (mají převážně vertikální strukturu). Naopak ve Spojených státech jsou převážně kultury s vysokou strukturální diverzitou (tj. bavlna, sója, arašidy, vojtěška, zelenina) (HATLEY & MACMAHON 1980).

3.4.3 Abundance pavouků v agroekosystémech

Druhově nejpočetnější skupinou v mnoha agroekosystémech jsou jednoznačně bezobratlí živočichové. Bylo zjištěno, že v mírném pásu se na polích vyskytuje 1500–3000 druhů bezobratlých (NEW 2005). Z toho odhad populační hustoty samotných pavouků v evropských obilných polích je zhruba 2–600/m⁻² (TOPPING & SUNDERLAND 1994). Odhadovaný celkový průměr pro evropské jednoleté plodiny je cca 92 pavouků na m⁻². V jednoletých plodinách v USA jsou hustoty obvykle nižší (0,02–14/m⁻²). Mnohem vyšší hustoty jsou v trvalých řádkových plodinách (např. vojtěška) a lukách, které nesou celkovou průměrnou hustotu ≈45 pavouků/m⁻². V Evropě je hustota pavouků v trvalých kulturách 52/m⁻² (NYFFELER

& SUNDERLAND 2003). Hustota populace pavouků v rozmezí cca 10–150/m⁻² byla zaznamenána z cukrové řepy (GARBE & HEIMBACH 1992). Poněkud nižší hodnoty byly nalezeny v kukuřici (≈25–90/m⁻²) a bramborách (≈10–25/m⁻²) (LUCZAK 1975). Hustota populace v trvalých travovitých a luštěninových plodinách byla podobná hodnotám zaznamenaných u jednoletých řádkových plodin (CURRY 1994). Na základě všech těchto odhadů byla vypočítána celková průměrná hodnota hustoty populace pavouků v polních plodinách severní Evropy, která činila ≈80/m⁻² (NYFFELER 2003). V rozsáhlém průzkumu literatury na základě přihlídnutí na ošetřené pole a neošetřené pole byla vypočtena pro jednoleté řádkové plodiny v USA celková průměrná hustota populace pavouků ≈2/m⁻². Tam, kde jsou pole silně zasahována postřikem, byla zaznamenána extrémně nízká hustota populace pavouků (0,02–0,1/m⁻²) (SKINNER 1974). Předpokládá se, že populace těchto pavouků v hustotách ≈2m⁻² nejsou schopny vyvíjet žádnou významnou biologickou kontrolu hmyzích škůdců v amerických kulturách (GREENSTONE 2001).

Výše uvedené údaje o populačních hustotách jsou složené z adultních a juvenilních pavouků, ale juvenilní jedinci jsou často nejhojnějším stadiem, zatím méně žravým než adultní jedinci (TOPPING & SUNDERLAND 1998). V tomto ohledu nemusí odhady hustoty přesně odrážet potenciál pro boj proti škůdcům, na druhé straně ale většina odběrných metod podceňuje skutečnou hustotu pavouků (TOPPING & SUNDERLAND 1994). Vzhledem k tomu, že mají někteří „lovci“ kanibalské sklony, vyvstává otázka, zda jim toto chování nebrání v budování vysoké populační hustoty (NYFFELER 1999). Kvůli nízké populační hustotě druhů z čeledi Linyphiidae na poli a méně častému krmení byly provedeny manipulační pokusy k umělému zvýšení hustoty pavouků, jako je vytváření slaměných úkrytů, jakožto dočasných refugií. V těchto experimentech byla hustota pavouků zvýšena na ≈300/m⁻², což vede ke zvýšené predaci a výraznému snížení poškození rostlin (HALAJ *et al.* 2000).

Potenciál pro boj proti škůdcům se částečně vztahuje na populační hustotě pavouků. Za základní příčinu klesající abundance pavouků je považována ztráta funkce ekosystému související se vstupy pesticidů, s přímými dopady na přežití, natalitu a emigraci pavouků z agrochemicky narušeného pole, a nepřímými dopady působící skrze zásobu potravy a prostřednictvím narušení přirozeného prostředí (RUSHTON *et al.* 1989; JEPSON 1989). Překvapivě ale některá konvenční

a biodynamicky obhospodařovaná pole nějakým způsobem přispívají k vyššímu podílu pavouků z čeledi Linyphiidae (GLÜCKER & INGRISCH 1990). Studie se nezabývají otázkou kvantitativního srovnání přímých a subletálních účinků na populační dynamiku pavouků. Pokud subletální účinky iniciují například emigraci, pak je účinek ekvivalentní smrtícím účinkům, jelikož dojde ke snížení hojnosti pavouků (PEKÁR 2011).

Modelové studie ukazují, že diverzifikované zemědělské krajiny podporují větší průměrnou hustotu pavouků než krajiny homogennější (TOPPING 1997, 1999). Hustota může tudíž negativně korelovat s velikostí pole (RAATIKAINEN & HUHTA 1968). Stejně tak rychlost rekolonizace půdy pavouky po ošetření pesticidy je v negativní korelaci s rozlohou ošetřené plochy (DUFFIELD & AEBISCHER 1994).

3.4.4 Lov a kořist pavouků

Pavouci jsou draví živočichové a aktivně loví svou kořist. Většina pavouků se živí hlavně hmyzem a sekundárně i jinými pavouky (NENTWIG 1987). Některými pavouky jsou zřídka loveny i žížaly, plži a drobní obratlovci k doplnění jejich potravy (FOELIX 2010). Pavouci se mimo jiné živí i různými parazitoidy (HODGE 1999).

Trávení je z důvodu velmi úzkého jícnu, který neumožňuje polykání větších pevných částic, mimotělní – pavouk vpustí chelicerami do své kořisti směs trávicích enzymů ze střev a po určité době nasaje zkapalněný obsah. Druhy se silnými ozubenými chelicerami, jako jsou například slíd'áci, kořist při konzumaci žvýkají. Někteří pavouci používají pro lov pasti zhotovené z vláken, které produkují jejich snovací bradavky. Ne všichni pavouci ale používají k lovu pavučinu. Jsou i takoví, kteří loví pomocí přepadení ze zálohy, jiní skoky na kořist. Většina pavouků detekuje kořist na základě jí vydávaných vibrací. Ty mohou být přenášeny povrchem půdy, listu, sítě či vodní hladiny. Množství potravy, které pavouci denně konzumují, odpovídá průměrně 10 % jejich hmotnosti (KŮRKA *et al.* 2015). Pavouci mají obecně velmi nízkou rychlost metabolismu, a také mají schopnost k jeho dalšímu snížení během období hladovění (GREENSTONE & BENNETT 1980). TURNBULL (1973) uvedl, že krmení pavouků je nevyrovnané, s krátkými intervaly intenzivního krmení proložené obdobím půstu, přizpůsobené měnícímu množství potravy v přírodě.

Rozsáhlý trávicí systém díky rozvětvenému střevu, elastická břišní oblast a schopnost ukládání tuku pavoukům umožňuje přijímat velké množství potravy do přebytku a poté dlouhou dobu hladovět (FOELIX 2010). Kromě toho inklinují k zabítí většího množství kořisti, než jsou schopni zkonzumovat (RIECHERT & LOCKLEY 1984). Přesto přežijí bez potravy dlouhou dobu, pokud hustota kořisti klesne na nízkou úroveň (RIECHERT & HARP 1987). Nicméně pavouci mohou zvýšit svou predanční míru a vykázat funkční odezvu pokud dojde k výraznému zvýšení populační hustoty hmyzích škůdců (PROVENCHER & CODERRE 1987). Predanční míra (za den) závisí na různých vzájemně se ovlivňujících faktorech, jako je velikost pavouka, věk, pohlaví, momentální fyziologický stav, povětrnostní podmínky a na dostupnosti kořisti (NYFFELER *et al.* 1994). Bylo odhadnuto, že pavouk v agroekosystému zachytí ≈ 1 kořist za den (NYFFELER & BENZ 1988; NYFFELER & BREENE 1990). V laboratorních podmínkách se stejný druh živí několikanásobně vyšší rychlostí, pokud je potrava nabízena ad libitum (YOUNG & LOCKLEY 1986). To naznačuje, že pavouci v terénu spotřebovávají kořist při nižších rychlostech než je jejich maximální krmná kapacita (NYFFELER & SUNDERLAND 2003).

Výběr kořisti

Způsoby krmení početně dominantních pavouků (plachetnatky a slíďáci) byly identifikovány pomocí vizuálního pozorování v terénu (NYFFELER & SUNDERLAND 2003).

Druhové složení kořisti pavouků konkrétně v evropských polích je velmi jednotné, zahrnující téměř výhradně taxony malého hmyzu s měkkým tělem z řádu chvostokoci (Collembola), stejnokřídlí (Homoptera) a dvoukřídlí (Diptera), např. *Oscinella frit* [bzunka ječná (Diptera)], *Mayetiola destructor* [bejломorka obilná (Diptera)], *Contarinia tritici* [plodomorka pšeničná (Diptera)] a *Sitodiplosis mosellana* [plodomorka plevová (Diptera)], z nichž všechny jsou klíčovými škůdci v evropských obilných polích (SUNDERLAND 1987). Početně dominantní Linyphiidae umísťují své jemné horizontální sítě (obvykle s ≈ 74 cm² povrchovou plochou) na zem, nebo několik centimetrů nad ní. Jsou vyvinuté především k zachycení malého hmyzu s měkkým tělem, jako jsou chvostokoci, dvoukřídlí a mšice (SUNDERLAND *et al.* 1986b). Predace mšic byla hodnocena pomocí sérologických metod (SOPP

& CHIVERTON 1987) a závěry byly ověřeny a kvantifikovány pomocí polních i laboratorních experimentů (SCHÖDER *et al.* 1999). Potravu plachetnatek v ozimé pšenici a kukuřici tvoří ≈10–60 % obilných mšic (SUNDERLAND *et al.* 1986a). Větší, nebo silně sklerotizované kořisti [např. motýli (Lepidoptera), ploštice (Heteroptera) a brouci (Coleoptera)] jsou nalezeny v sítích jen zřídka (EVANS *et al.* 2010). Podobně i pavouci žijící na půdním a listovém povrchu se také živí především obilnými mšicemi (*Metopolophium dirhodum*, *Rhopalosiphum padi* a *Sitobion avenae*).

V amerických plodinách je spektrum kořisti různorodější (SUNDERLAND *et al.* 1986a; NYFFELER & BENZ 1988). Pavouků „lovci“, početně dominantních predátorů amerických polí, mají vynikající efektivní schopnosti k vystopování a zmocnění se menších instarů větších kořistí. Mezi hlavní zaznamenanou kořist patří především ploštice (Heteroptera), stejnokřídli (Homoptera), brouci (Coleoptera), dvoukřídli (Diptera) a motýli (Lepidoptera). Zanedbatelné množství ostatní jiných pavouků (Araneae) a blanokřídlych (Hymenoptera). Pavouci z čeledi Lycosidae loví aktivně na zemi a Oxyopidae na vegetaci (NYFFELER *et al.* 1992a). Některé druhy slíďáků používají při hledání potravy strategii „sedět a čekat“ (RIECHERT 1992). Tito pavouci jsou považovány za zvláště důležité predátory různých stadií plodinových škůdců (YOUNG 1989). Aktivně hlídají povrch rostlin při hledání larev a dospělců motýlů a ploštic (WHITCOMB 1974). Jak je známo, slíďáci se živí v podstatě stejnými skupinami kořistí a jednotliví pavouci obvykle požijí více než jeden druh. Konzumace širokého spektra kořisti může být výhodná tím, že optimalizuje vyvážené složení živin nezbytné pro přežití a reprodukci (GREENSTONE 1979). Lycosidae byli často pozorováni při útoku na škodlivé motýlí larvy v kukuřici (BRUST *et al.* 1986), i při požíráni vajíček hmyzu (NYFFELER *et al.* 1990). Také byla pozorována predace pavouků z čeledi Oxyopidae na malé larvy *Leptinotarsa decemlineata* (mandelinka bramborová) a dopad pavouků na populační dynamiku tohoto škůdce může být podceňován (HILBECK & KENNEDY 1996). Za použití techniky radioaktivního značení pavouků bylo prokázáno, že se živí škůdci z řádu Lepidoptera (vajíčky nebo larvami můry *Heliothis virescens*) na bavlníkových plantážích (GRAVENA & STERLING 1983). V sójových polích toto specifické značení a vizuální pozorování odhalilo, že pavouci loví různá stadia *Anticarsia gemmatilis* (Lepidoptera) a další housenky můr (GODFREY *et al.* 1989). Dále predace ploštic

Pseudatomoscelis seriatus [Miridae (klopuškovití)] (BREENE *et al.* 1990), což bylo ověřeno i vizuálním pozorováním v terénu (NYFFELER *et al.* 1992a,b). Zástupci čeledí Oxyopidae, Salticidae, Thomisidae a Clubionidae jsou známi jako hlavní predátoři motýlích škůdců v sójových plodinách (ELVIN *et al.* 1983; GREGORY *et al.* 1989). Podobná redukce škodlivých housenek díky skupině predátorů byla prokázána v zelí, čiroku (SCHMAEDICKR & SHELTON 1999) a cukrové třtině (FULLER & REAGAN 1988). Ve studii RAGSDALE *et al.* (1981) ELISA test ukázal, že pavouci (zejména Oxyopidae a Salticidae) lovíli kněžice *Nezara viridula* [Pentatomidae (kněžicovití)] v sójových polích. Živí se také klopuškami *Lygus lineolaris* [Miridae (klopuškovití)], což je klíčový škůdce bavlny (YOUNG & LOCKLEY 1986). Běžníkovití (Thomisidae) a další pavouci byli dále pozorováni s kořistí *Labops hesperius* a *Irbisia brachycera* (Miridae) a Cicadellidae (křískovití) (ARAYA & HAWS 2003).

Ze všech těchto studií vyplývá, že se pavouci často živí hlavně motýlími škůdci, plošticemi, různými mšicemi, křískovitými, ostnohřbetkovitými a rostlinným skákavým hmyzem, kteří škodí rostlinám v důsledku vypouštění jejich živin a přenášejí rostlinné choroby (WHEELER 1973). Nicméně, většina pavouků se živí převážně drobnou kořistí (<4 mm) (YOUNG & EDWARDS 1990).

U plachetnatek může být biokontrolní potenciál poněkud omezen nízkou frekvencí krmení. Ale vzhledem k tomu, že mohou vytvářet velké populace (až do 600/m⁻²) a vzhledem k nízkému výskytu intragildní predace, hrají tito pavouci důležitou ekologickou roli jako stabilizátoři, čímž zpomalují populační exploze především škodlivých mšic. Slíd'ákovití jsou schopni lovit větší kořist, a tak je jejich biokontrolní potenciál díky tomu velmi přínosný. Na druhé straně je však omezen kvůli zapojování se do intragildní predace, nízké populační hustotě na poli a méně častým krmením (NYFFELER & SUNDERLAND 2003).

3.5 Čeleď Lycosidae, rod *Pardosa* spp., druh *Pardosa agrestis*

Slíd'ákovití (Lycosidae) jsou vyhraněnou homogenní čeledí s malými až značně velkými druhy (4–35 mm). Vyskytují se ve volné přírodě od nížin do horských oblastí, kde obývají otevřené i zastíněné biotopy různého stupně vlhkosti – od suchopárů po extrémně vlhká stanoviště (KŮRKA *et al.* 2015). Obvykle jsou

roztroušení uvnitř agroekosystému ve střední a severozápadní Evropě (CLOUGH *et al.* 2005). Jsou to epigeičtí pavouci, kteří výjimečně vylézají na listy bylin, ale více než 90 % všech jedinců se zdržuje v blízkosti půdního povrchu (NYFFELER 1982). Jsou to aktivní lovci, na kořist však většinou číhají. Pavučinové sítě si nestaví (FORD 1978). Většina druhů v České republice je aktivní přes den. Pavučinová vlákna používají k budování hnízd, k tvorbě kokonů, popř. ke zpevnění ústí nor. Slíďáci používají celou řadu senzorických módů pro získání informací o jejich životním prostředí. Mohou používat své velké jednoduché oči k detekci pohybu kořisti či k vyhledávání partnera. Mají také různé smyslové orgány, jako jsou trichobotrie a lyriformní orgány, používané k detekci vibračních podnětů kořisti či stejného druhu, přenášených po substrátu (HEBETS & UETZ 1999; SCHEFFER *et al.* 1996). Jiné druhy slíďákovitých lokalizují kořist především prostřednictvím vizuální informace (PERSONS & UETZ 1999). Jsou známí také používáním chemických informací při hledání kořisti (PERSONS & UETZ 1996; PERSONS & RYPSTRA 2000) a vyhýbání se predátorům (PUNZO 1997; PERSONS *et al.* 2001; BARNES *et al.* 2002).

Na území České republiky bylo zjištěno 64 druhů slíďáků (KŮRKA *et al.* 2015). U těchto pavouků je dosti pravděpodobné, že by mohli být vystaveni zásahu různých agrochemikálií, široce používaných pro ochranu rostlin v agroekosystémech.

Rod *Pardosa* je jedním z nejhojnějších pozemních predátorských členovců agroekosystémů mírného pásma (LANG 2003), tudíž je velmi pravděpodobné, že tyto zástupci čeledi Lycosiade přichází do styku s herbicidy a dalšími chemickými látkami. A protože jsou to polyfágní predátoři, mají velký potenciál k regulaci hustoty populací rostlinných škůdců. Druhy rodu *Pardosa* jsou široce používány jako modelové organismy pro studium účinků herbicidů vzhledem k jejich snadnému odchytu (MICHALKOVÁ & PEKÁR 2009), a chemická citlivost této skupiny druhů je dobře zdokumentována (EVANS *et al.* 2010). Dominantním druhem při sběru slíďáků pro experiment byl *Pardosa agrestis* (Westring, 1861), českým názvem slíďák rolní, který je hlavním predátorem škůdců v zemědělských plodinách. Tento euryhygrický druh má silné preference pro narušené otevřené oblasti (r-stratég). Vyskytuje se od nížin do středních poloh na rudéralech, polích, haldách v počátečním stadiu sukcese a dalších antropicky pozměněných biotopech, také na vlhčích loukách, březích a jiných polokulturních stanovištích (BUCHAR & RŮŽIČKA 2002; KŮRKA *et al.* 2015).

Za slunných dnů pobíhá po půdním povrchu. Samice vystavují své kokony ke slunci pro urychlení zrání vajíček zvýšenou teplotou (EIBEN & PERSONS 2007), čímž způsobují přídavné vystavení kokonů chemickým látkám. Adultní jedinci se vyskytují od května do září, sporadicky už od dubna až do října. Množí se v časném létě, kdy je ošetřování plodin pesticidy nejvyšší. Samice měří 6–9 mm, samec 4,5–7 mm. Je to široce rozšířený palearktický druh (euroasijský a extramediteránní areál rozšíření) (NENTWIG *et al.* 2016), v České republice velmi hojný, výskytem vázán na oblast termofytika a mezofytika (200–500 m n. m.) (WORLD SPIDER CATALOG 2017).

4. METODIKA

Cílem praktické části diplomové práce bylo pozorovat účinky dvou vybraných běžně používaných agrochemických přípravků – desikant a herbicid Basta 15 (účinná látka Glyphosate IPA) a tzv. „lepidlo“ Arrest (účinná látka karboxylovaný styren butadien kopolymer) v laboratorních podmínkách. Vliv přípravků byl zkoumán na predační odezvu a její změny v průběhu času u slíd'áků rodu *Pardosa*, protože schopnost zachytit kořist se vztahuje k důležitému procesu regulace škůdců v agroekosystému (CARTER & RYPSTRA 1995). Arrest se v praxi může míchat s desikanty či herbicidy na bázi glyfosátů, proto se testoval ještě v kombinaci s Basta 15. Společný vliv těchto dvou přípravků ve směsi (Arrest + Basta 15) se zjišťoval z toho důvodu, že výsledný účinek může být rozdílný, než jsou-li účinné látky aplikovány samostatně. Samotné přípravky a směs těchto dvou preparátů se porovnávaly s kontrolní skupinou. Byla studována úmrtnost a krátkodobá a dlouhodobá predační aktivita po expozici.

4.1 Charakteristika použitých přípravků

4.1.1 Arrest

Účinná látka: karboxylovaný styren butadien kopolymer (420 g/l – 52,5%)

Arrest je pasivní pomocný prostředek ve formě rozpustného koncentrátu, který je v zemědělství určený k omezení předsklizňových a sklizňových ztrát řepky olejky, hrachu, fazolu, bobu, lnu, slunečnice a sóji. Účinnou látkou je syntetický latex. Jeho aktivní složky po nastříkání na povrchu rostlin vytvoří tzv. polopropustnou vrstvu – voda z rostlinných pletiv může ve formě páry ven, ale kapalná voda ze srážek zachycených na povrchu se přes polopropustnou membránu nedostává dovnitř. U řepky tato polopropustná pružná polymerní vrstva neomezuje dozrávání a vysychání pletiv, ale současně zamezuje jejich opětovnému bobtnání po dešti. Takto zabraňuje samovolnému pukání a praskání šesulí při dozrávání, omezuje vypadávání semen před sklizní a během sklizně (šesule jsou odolnější k mechanickému poškození). Pokud je při sklizni deštivé počasí, porosty ošetřené Arrestem brzy po dešti osychají a sklizeň se tak celkově zrychluje. Arrest je možno použít v kombinaci s desikanty (přípravky na bázi účinných látek glyfosátů

a diquat). Zlepšuje jejich ulpění na rostlinách a omezuje riziko snížení účinnosti po srážkách. Při společných aplikacích s desikanty je vlivem Arreštu omezen nežádoucí úlet. Kombinace s glyfosáty je doporučována u vývojově nevyrovnaných nebo zaplevelených porostů. Přípravek Arrest se aplikuje v dávce 1,0 l/ha. Doporučená dávka vody pro aplikaci je 150–300 l/ha – řídí se požadavkem na kvalitu postřiku a hustotou porostu (PEZA – ARYSTA LIFESCIENCE CZECH 2017).

Na oficiálních stránkách www.agromanual.cz je v rámci omezení tento přípravek stanoven pro člověka jako dráždivý, z hlediska ochrany suchozemských obratlovců a ptáků nevyžaduje klasifikaci, expozice necílových organismů je vyloučena a informace o toxikologických účincích jsou nestanovené. Jeho použití není omezeno.

Bezpečnostní list podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1907/2006, ve znění nařízení 453/2010/EC (revize k roku 2016) v oddílu „Ekologické informace“ uvádí, že je toxicita pro necílové organismy (včely) nestanovena, a v oddílu o toxikologických informacích nejsou údaje k dispozici. Chemická bezpečnost nebyla posouzena. Nebezpečnými látkami (složky/koformulanty) obsažené v přípravku jsou alkoholy, C9-11 ethoxylované; (1-hydroxyethyliden-1,1-bisfosfonové kyseliny)-2-aminoethanol (1:1).

Dále je na stránkách ÚKZÚZ (Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský) zveřejněn „Seznam registrovaných prostředků na ochranu rostlin“ ve kterém Arrest není zařazen mezi nebezpečné přípravky z hlediska vlivu na necílové členovce, není toxický, jedovatý, či škodlivý pro populace. Není v seznamu neklasifikovaných přípravků v rámci vlivu na necílové členovce. Z hlediska ochrany užitečných členovců (kromě včel) nevyžaduje přípravek klasifikaci (ÚSTŘEDNÍ KONTROLNÍ A ZKUŠEBNÍ ÚSTAV ZEMĚDĚLSKÉHO 2017).

4.1.2 Basta 15

Účinná látka: glufosinát amonný

Basta 15 je neselektivní herbicid a desikant ve formě kapalného rozpustného koncentrátu především s kontaktním a částečně systémovým účinkem. Kontaktní působení znamená, že je přípravek přijímán listy a zelenými částmi plevelů, které musejí být aplikační kapalinou zasaženy. Obsahuje účinnou látku glufosinát amonný,

tj. ammonium-(2RS)-2-amino-4-(methylfosfonato)butyrát (150 g/l – 13,5%). Nebezpečnými látkami obsaženými v přípravku jsou alkoholy, C12-14, ethoxylované, sírany, sodné soli a 1-methoxypropan-2-ol. Přípravek je určený k postemergentnímu ničení plevelů v sadech, vinicích, okrasných kulturách a v lesnictví a k regulaci dozrávání a usnadnění sklizně brambor, řepky, slunečnice, luskovin, vojtěšky, jetele a máku. Účinkuje na plevele trávovité a na většinu jednoletých a dvouděložných plevelů. Rostliny přípravek přijímají zelenými nadzemními částmi. V zasažené rostlině dochází k poruše amoniakálního metabolismu (HRAC skupina H – inhibice glutamin syntetázy), v důsledku čehož je silně zbrzděna fotosyntéza, dochází k toxickému hromadění amoniaku v buňkách plevelů a rostliny po aplikaci s touto zvýšenou koncentrací následně vadnou a odumírají. Při hubení plevelů a obrostů jsou v případě příznivých podmínek pro účinnost symptomy účinku viditelné po 2–5 dnech po aplikaci, za zhoršených podmínek 7–14 dnů po aplikaci. Přípravek se aplikuje pásovým postřikem nebo bodově, přičemž dávkování přípravku musí odpovídat skutečně ošetřované ploše. Po desikačním použití Basta 15 všechny rostliny v porostu rovnoměrně a pozvolněji dozrají a současně jsou hubeny plevele přítomné v porostu a obrosty plodin.

Přípravek nebyl klasifikován pro omezení necílových organismů. Dle Bezpečnostního listu podle Nařízení (ES) č. 1907/2006 (revize k roku 2010) přípravek není zvláště nebezpečný nebo nebezpečný pro včely. Při aplikaci každé směsi je nutné postupovat v souladu s § 51 zákona č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči a o změně některých souvisejících zákonů, ve znění pozdějších předpisů, v návaznosti na vyhlášku č. 327/2012 Sb., o ochraně včel, zvěře, vodních organismů a dalších necílových organismů při použití přípravků na ochranu rostlin, neboť jde o použití nebezpečné nebo zvláště nebezpečné pro včely (www.bayer.de – revize k roku 2016).

V „Seznamu registrovaných prostředků na ochranu rostlin“ není přípravek Basta 15 zařazen mezi nebezpečné přípravky z hlediska vlivu na necílové členovce, není toxický, jedovatý, či škodlivý pro populace. Není v seznamu neklasifikovaných přípravků v rámci vlivu na necílové členovce. Z hlediska ochrany užitečných členovců (kromě včel) nevyžaduje přípravek klasifikaci (ÚSTŘEDNÍ KONTROLNÍ A ZKUŠEBNÍ ÚSTAV ZEMĚDĚLSKÉHO 2017).

4.2 Sběr a chov pavouků v zajetí

Odchyt pavouků byl uskutečněn 12. září 2016 na polní zemědělské ploše, ve které nikdy nebyly prováděny chemicky ošetřující zákroky, v Krásném u Mariánských Lázní, Česká republika (49.955573 E, 12.607758 N). Bylo shromážděno přes 100 juvenilních exemplářů rodu *Pardosa*, s převažujícím druhem *Pardosa agrestis*, nasbírané byli pomocí exhaustoru do plastových zkumavek. K samotnému experimentu byly použity pouze subadultní nebo adultní samice, anebo juvenilní jedinci ($n = 100$). Samci se nedají použít z toho důvodu, že méně žerou při dovršení pohlavní dospělosti. Pavouci byli chováni jednotlivě v plastových zkumavkách (15 mm v průměru s délkou 120 mm/14 ml) s proděravěnými víčky a s periodicky navlhčenou čtvrtkou odličovacího tamponu na dně. Každá chovná nádoba byla označena číslem (1–100). Zmiňovaná čtvrtka tamponu se pravidelně vlhčila několika kapkami vody v intervalu 3–5 dnů a pavouci byli krmeni kořistí v počtu dvou kusů, aby se standardizovali na stejnou úroveň nasycenosti. Jako modelová kořist byla použita laboratorně chovaná nelétavá forma octomilek *Drosophila melanogaster* (Meigen, 1830) (Diptera: Drosophilidae), neboť je dobře přijímána polyfágními predátory (HOLMBERG 1978). Pavouci se tímto dva týdny od odchycení aklimatizovali v laboratorních podmínkách (23 ± 1 °C s přirozenou fotoperiodou). Z toho jeden týden před samotným experimentem bylo třeba nechat pavouky hladovět, nepřetržitý přístup k vodě byl zajištěn. V den experimentu se pavouci odděleně (zábrana kanibalismu a vnitrodruhového stresu) umístili do sto připravených Petriho misek (o průměru 50 mm) s kouskem vlhkého tamponu a s filtračním papírem na dně, kde se po dobu 2 hodin aklimatizovali. Byly vytvořeny čtyři experimentální skupiny: skupina ošetřená komerčním lepidlem Arrest (obsahuje 52,5% – 420 g/l účinné látky karboxylovaný styren butadien kopolymer), skupina ošetřená herbicidním přípravkem Basta 15 (obsahuje 13,5% – 150 g/l účinné látky glufosinátu amonného), skupina Arrest v kombinaci s Basta 15 a kontrolní skupina vystavená destilované vodě. Každá referenční skupina se skládala z 25 náhodně vybraných jedinců (mix mládřat a samic). Každá Petriho miska byla označena příslušným číslem odpovídajícím číslu na plastové zkumavce pavouka, a zkratkou ošetřovaného přípravku (1A–25A, 1B–25B, 1AB–25AB). Všichni pavouci byli ošetřeni jednotlivými přípravky ve vedlejší nádobě tak, aby došlo k vyhnutí

reziduálnímu vlivu přípravku, který by ulpěl na filtračním papíře v Petriho misce. Způsoby příjmu chemických látek jsou různé a zde se testoval pouze přímý způsob formou postřiku.

4.3 Vlastní experiment

Ošetřování probíhalo pomocí mechanického farmaceutického postřikovače s přesně naměřenou aerosolovou dávkou 0,05 ml, obsahujícího danou agrochemikálii či vodu. Jako vedlejší nádoba sloužila plastová lahev s otvorem pro ústí mechanického postřikovače, a byla pokaždé vyplněna do poloviny toaletním papírem. Dvakrát se do této nádoby odstříklo postřikovačem a třetí přímou aplikací se tak mohl zasáhnout pavouk. Toto bylo opatření, aby se vyhnulo tomu, že v hadičce postřikovače byla pokaždé jiná dávka. Skupiny jedinců byly vystaveny odpovídajícímu množství roztoku agrochemikálie, které bylo přepočítáno dle doporučeného návodu výrobců pro ředění přípravků pro aplikaci v zemědělství, do prostoru Petriho misky. Na jednotlivce byla použita přímá topická aplikace, neboť umožňuje přesné změření množství účinné látky a analýzu jakýchkoli odezev závislých na určité dávce. Chyby ve výběru koncentrací mohou poskytnout mylné zavádějící výsledky.

Arrest – jeden litr přípravku Arrest se aplikuje na 150–300 l vody na hektar. Byla uvažována střední dávka 1 l přípravku + 300 l vody = 301 l/ha. Ředění se uvažuje do 0,5 l láhve. Takže do půl litru destilované vody bylo nabráno 1,7 ml přípravku Arrest.

Basta 15 – aplikuje se 2–2,5 l přípravku na 300 l vody na hektar. Byla uvažována dávka 2,5 l Basta 15 a 300 l vody = 302,5 l/ha. Ředění do 0,5 l láhve. Takže do půl litru destilované vody bylo nabráno 4,2 ml přípravku Basta 15.

Kombinace Arrest a Basta 15 – k vytvoření směsi Arrest + Basta 15 bylo nutné napřed do 0,5 l destilované vody přidat 4,2 ml Basty, protřepat a teprve pak přidat 1,7 ml přípravku Arrest.

Každý exponovaný pavouk byl ihned přenesen zpět do Petriho misky (o průměru 50 mm) s označením a 15 minut se počkalo. Každý jedinec byl použit pouze jednou a žádný se neúčastnil více než jedné experimentální studie. Následně byla každému jedinci pomocí exhaustoru přidělena kořist v podobě tří octomilek. Kořist byla bez ošetření, aby se zabránilo efektu kontaminace kořisti.

Z krátkodobého hlediska byl každou hodinu kontrolován počet zabitých octomilek, který byl zaznamenáván do zřízeného záznamového archu (viz přílohy). Ulovená kořist byla pokaždé u sledovaného pavouka odstraněna a doplněna opět na konstantní počet (tři octomilky). První den po expozici byli pavouci sledováni po dobu 4 hodin. Tuto poslední hodinu byl opět nahrazen počet mrtvých octomilek za živé a nechaly se u nich do dalšího dne. Z dlouhodobého hlediska pokus probíhal ještě následující 4 dny, ale kontrola a náhrada octomilek byla pouze jednou za 24 hodin. Písmenem D se označovali v záznamovém archu pavouci, kteří po expozici nepřežili. Po dokončení experimentu, tj. šestý den, se testování pavouci naložili do mikroskopu typu ependorf s lihem i s jejich označením, které měli na Petriho misce. Poté byla pavoukům změřena pod binokulární lupou šířka a délka hlavohruď pomocí milimetrového papíru. Ke studiu pohlaví-specifického vlivu se zaznamenalo také pohlaví subadultních jedinců.

4.4 Statistické zpracování

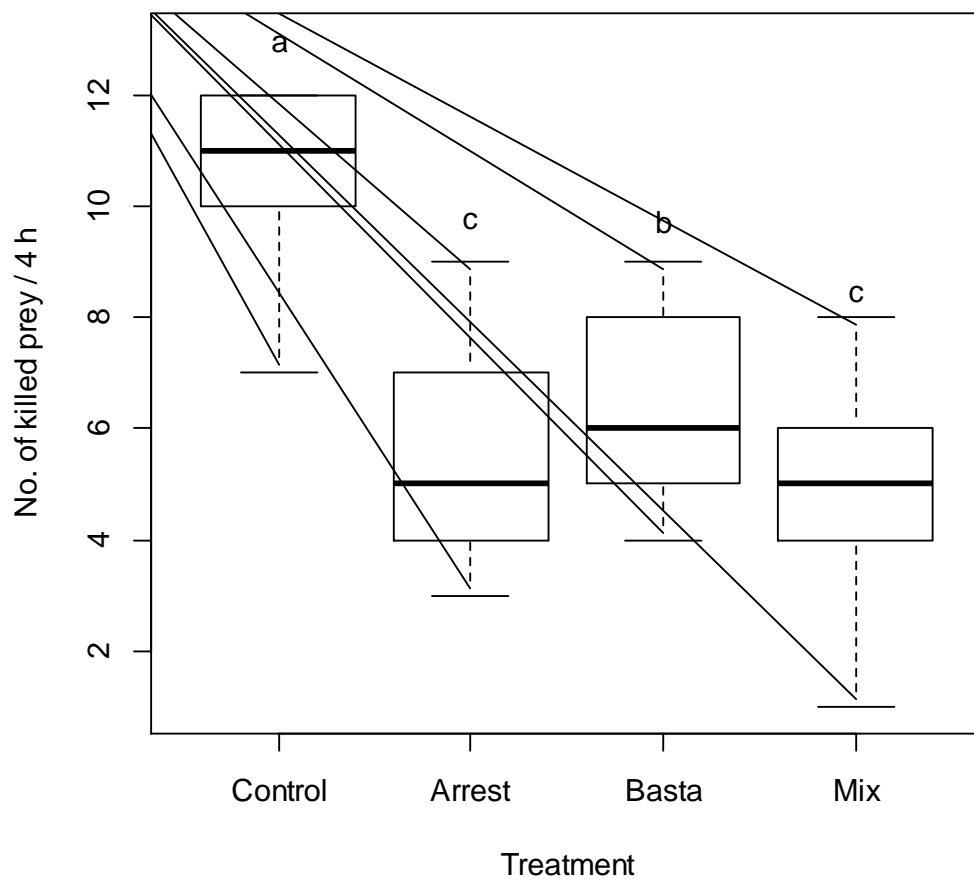
Všechny analýzy byly provedeny v počítačovém programu R (R Development Core Team, 2016). Ke studiu predační aktivity byly použity zobecněné lineární modely (GLMs) s Poissonovým rozdělením – quasipoissonovskou strukturou (distribucí) chyb a logaritmicou spojovací (transformační) (link) funkcí (GLM-QP). Jako vysvětlované proměnné (odezvy) byly počty a data byla s malým rozptylem (variabilitou) (PEKÁR & BRABEC 2016). Hodnotili jsme úmrtnost podle GLM se specializovanou quasibinomiální distribucí (strukturou) chyb a logit link funkcí (GLM-QB). Data byla s Bernoulliho distribucí (rozdělením) a s malým rozptylem (PEKÁR & BRABEC 2016). Lineární prediktor počátečního modelu obsahoval ve všech případech hlavní vliv ošetření, pohlaví, velikost a všechny jejich případné dvojnásobné a trojnásobné interakce. Podmínky byly odstraněny z modelu podle jejich významu a pravidlové marginality (PEKÁR & BRABEC 2016). Následně bylo provedeno post-hoc srovnání, pro které bylo použito postupu kontrastů (PEKÁR & BRABEC 2016).

5. VÝSLEDKY

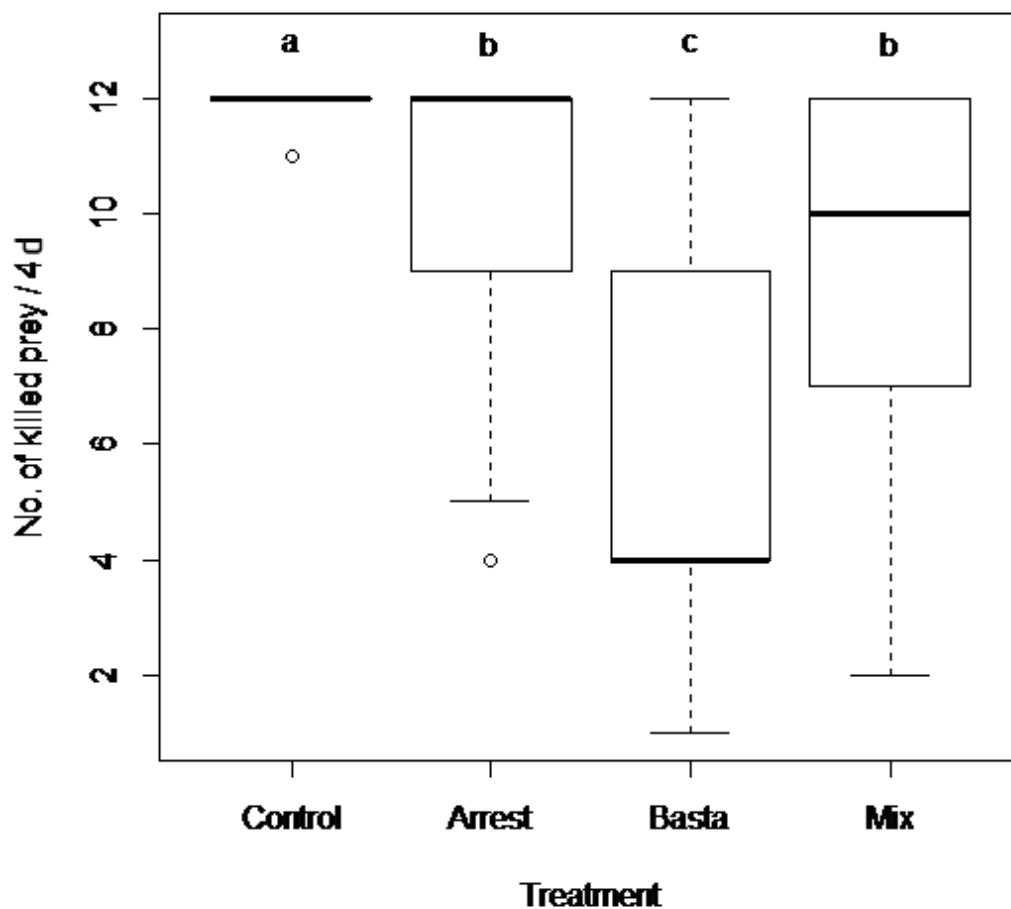
Z krátkodobého hlediska (první čtyři hodiny po ošetření přípravky) byl počet usmrcené kořisti ovlivněn pouze po ošetření agrochemikáliemi (GLM-qp, $F_{3,84} = 51.5$, $P < 0.001$, obr. 2) a pavouci, kteří byli testovanými přípravky ošetřeni, usmrtili méně kořisti než kontrolní skupina (kontrasty, $P < 0,001$). Pavouci ošetření směsí přípravku Basta 15 a Arrest zabili menší počet kořisti než ti ošetřeni samotnou Bastou 15 (kontrasty, $P = 0.017$), ale tyto výsledky nejsou signifikantně odlišné od ošetření přípravkem Arrest. Pavouci ošetřeni přípravkem Arrest usmrtili méně kořisti než ti ošetřeni přípravkem Basta 15 (kontrasty, $P = 0.022$). Velikost (GLM-nb, $F_{1,83} = 0,3$, $P = 0,610$), nebo pohlaví (GLM-nb, $F_{1,83} < 0,1$, $P = 0.789$) průkazně neovlivnili počet usmrcené kořisti.

Z dlouhodobého hlediska (následující čtyři dny po ošetření přípravky) byl počet usmrcené kořisti ovlivněn pouze při ošetření agrochemikáliemi (GLM-qp, $F_{3,76} = 19.9$, $P < 0.001$, obr. 3). Velikost (GLM-QP, $F_{1,75} = 0,1$, $P = 0,722$), nebo pohlaví (GLM-QP, $F_{1,75} < 0,1$, $P = 0,885$) průkazně neovlivnili počet usmrcené kořisti. Pavouci ošetřeni přípravky Basta 15, Arrest a kombinací obou přípravků usmrtili méně kořisti než kontrolní skupina (kontrasty, $P < 0.031$). Pavouci ze skupiny Basta 15 usmrtili méně kořisti než pavouci ze skupiny Arrest a směsi Arrest + Basta 15 (kontrasty, $P < 0,001$). Počet usmrcené kořisti ve skupině Arrest a ve skupině směs Arrest + Basta 15 se významně nelišil (kontrasty, $P = 0.200$).

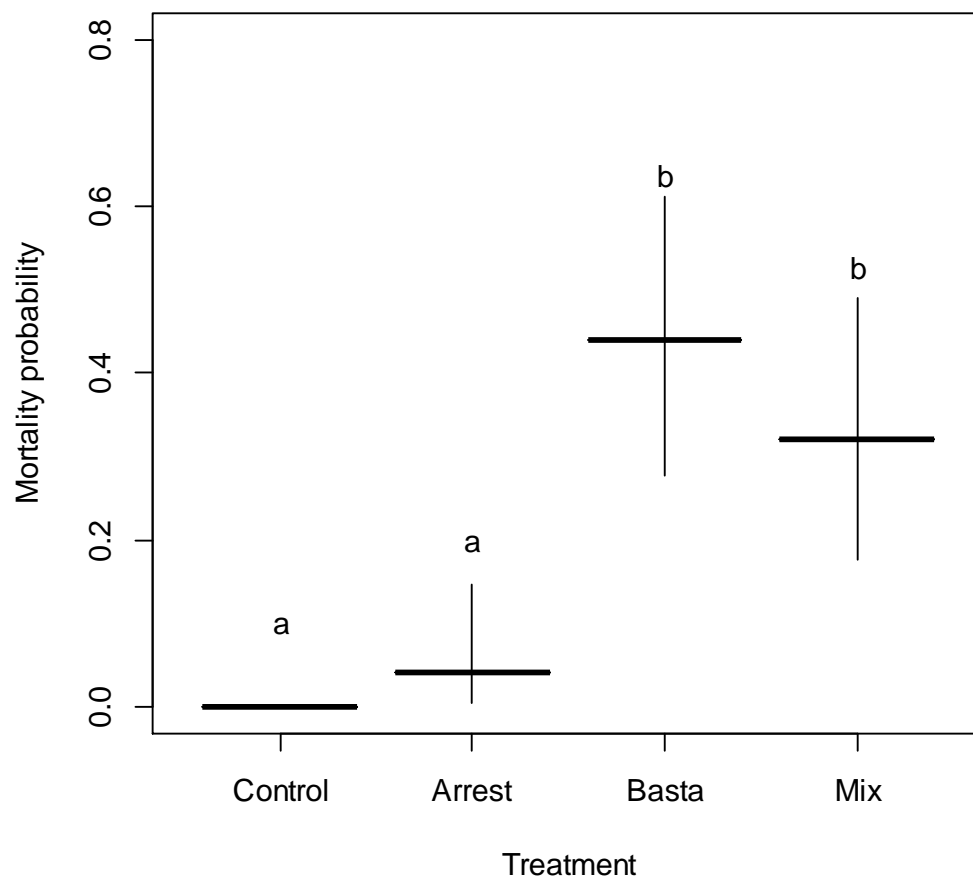
Nebyl prokázán vliv velikosti (GLM-QB, $F_{1,94} = 0,1$, $P = 0,812$), nebo pohlaví (GLM-QP, $F_{1,95} = 0,8$, $P = 0,384$) na úmrtnost pavouků. Ošetření agrochemikáliemi významně ovlivňovalo úmrtnost (GLM-QP, $F_{3,96} = 1,11$, $P < 0,001$, obr. 4). Žádný pavouk v kontrolní skupině nezemřel. Ačkoliv jeden pavouk zemřel ve skupině ošetřované přípravkem Arrest, nebyl tam významný rozdíl od kontrolní skupiny (kontrasty, $P = 0.993$). Ve skupině Basta 15 a směsi Basta 15 s Arrest zemřelo mnohem více pavouků než ve skupině ošetřené samotným Arrest přípravkem (kontrasty, $P < 0.015$). Skupina Basta 15 a směs se významně nelišila (kontrasty, $P = 0,327$).



Obr. 2: Srovnání krátkodobé predační aktivity pavouka *Pardosa agrestis* po expozici přípravkům Basta 15, Arrest, kombinaci Basta 15 + Arrest a kontroly. Horizontální linie jsou mediány, boxy jsou kvartily, tzv. vousy jsou 1,5 násobku mezikvartilového rozsahu.



Obr. 3: Srovnání dlouhodobé (4 dny) predáční aktivity pavouka *Pardosa agrestis* po expozici přípravkům Basta 15, Arrest, kombinaci Basta 15 + Arrest a kontroly. Horizontální linie jsou mediány, boxy jsou kvartily, tzv. vousy jsou 1,5 násobku mezikvartilového rozsahu, body jsou odlehlé (extrémní) hodnoty.



Obr. 4: Srovnání úmrtnosti *Pardosa agrestis* po expozici přípravkům Basta 15, Arrest, kombinaci Basta 15 + Arrest a kontroly. Silné horizontální linie ukazují průměry a tenké svislé linie ukazují 95% intervaly spolehlivosti střední hodnoty.

6. DISKUZE

Mým cílem bylo otestovat, zda různé typy vybraných agrochemikálií ovlivňují predační aktivitu hojných agrobiontních pavouků rodu *Pardosa* (ve skupinách převaha druhu *P. agrestis*). Druhy z tohoto abundantního rodu jsou široce používány jako testovací organismy pro studium účinků pesticidů v laboratorních experimentech. Se svou diurnální aktivitou jsou s největší pravděpodobností vystavováni přímému kontaktu chemického postřiku (PEKÁR 1999). Výsledky mého experimentu ukazují, že přímý kontakt s chemickými přípravky měl negativní vliv na predační aktivitu těchto slíďáků. Také byly významné rozdíly mezi jednotlivými přípravky s ohledem na úmrtnost jedinců. Snížená schopnost zachycení kořisti je častým subletálním účinkem přirozených nepřátel škůdců, který narušuje jejich biokontrolní potenciál (např. MICHALCO & KOŠULIČ 2015; NIEDOBOVÁ *et al.* 2016; BROWN *et al.* 2014; PASQUET *et al.* 2015). Otázkou však zůstává, jaké chemické komponenty přítomné v komerčních formulacích agrochemikálií jsou zodpovědné za sníženou predační aktivitu.

Skupina ošetřená přípravkem Basta 15

Z výsledků vyplývá, že ošetření herbicidem Basta 15 (glyphosate IPA) signifikantně ovlivnilo schopnost jedinců rodu *Pardosa* lovit ve srovnání s chemicky neošetřenou kontrolní skupinou. Pavouci ošetření přípravkem Basta 15 usmrtili méně kořisti než ve skupině ošetřené přípravkem Arrest a směsí. Působení přípravku Basta 15 dlouhodobě ovlivnilo predační aktivitu ve srovnání s kontrolou. Působení tohoto herbicidu také zvýšilo mortalitu v porovnání s kontrolní skupinou a skupinou ošetřenou přípravkem Arrest. Přirozené populace tohoto pavouka by byly vážně postiženy ve schopnosti přetrvat v těchto podmínkách.

V důsledku přímé intoxikace tímto herbicidem byla prokázána zvýšená citlivost na tuto koncentraci. U jedinců byly odhaleny behaviorální změny, ke kterým docházelo zhruba po 3. dni expozice. Pavouci vykazovali známky ataxie v důsledku paralýzy nohou a nekoordinované chaotické pohyby, které způsobily celkovou sníženou pohybovou aktivitu. Při vysoké rychlosti vyžadují větší neurální kontrolu a energii, kterých je pavouk pravděpodobně zbaven (PEKÁR 2013). Tyto odchylky zřejmě doprovázely sníženou detekci kořisti, tudíž nepříznivě ovlivnily schopnost

pavouka zachytit a přijmout kořist. Obdobné neurotoxické příznaky zjistili hlavně ve studiích s insekticidy např. JAGERS OP AKKERHUIS *et al.* (1997), a to v případě účinku insekticidního deltamethrinu na *Oedothorax apicatus*, anebo působením insekticidu cypermethrinu na slíďáky *Pardosa amentata* ve studii BAATRUP & BAYLEY (1993). Podle studií SATTELLE & YAMAMOTO (1988) a SHAW *et al.* (2006), i přes zjevné pohybové potíže, však pavouci neztráceli schopnost lovit. Subletální účinek glyfosátu (herbicid Buccaneer plus) na lokomoci slíďáků *Pardosa milvina* a *Hogna helluo* pozorovali také EVANS *et al.* (2010) a WRINN *et al.* (2012). Herbicid Glifoglex na bázi glyfosátu měl negativní účinek na krmení, stavění sítí a reprodukci u křižáků *Alpaida venilie* (BENAMÚ *et al.* 2010). Naproti tomu žádný negativní vliv glyfosátu u Round-up herbicidu nezjistili na slíďáky *Pardosa agricola* (Thorell, 1856) MICHALKOVÁ & PEKÁR (2009). Jelikož je pohybová aktivita zásadní pro celou řadu chování, jako je obrana, šíření, reprodukce, lov apod., takto snížená pohyblivost může mít v konečné fázi za následek mortalitu v zapříčinění náchylnosti k predaci v polních podmínkách, kdy pavouk není schopen uniknout svému nepříteli (ptáci, parazitické vosy, střevlíci a další pavouci) (CHIVERTON & SOTHERTON 1991; WISE 1995). Slíďáci totiž unikají před útokem predátorů rychlým pohybem. Snížená rychlost pohybu může způsobit také vysušení (BAATRUP & BAYLEY 1993).

Negativní účinek herbicidu na bázi glyfosátu (herbicid Dominator) ve formě vlhkého rezidua byl sledován na celkovou predační aktivitu u *Pardosa agrestis* (KORENKO *et al.* 2016). Výsledky přímé aplikace Basta 15 na tyto pavouky se významně liší s výsledky reziduálního kontaktu Basty, který zkoumali ve studii KORENKO *et al.* (2016). Vlhká rezidua neměla žádný významný účinek na kumulativní usmrcování kořisti ani na celkovou predační aktivitu *Pardosa agrestis*. Na druhé straně působení starších reziduí (48 hod.) Basta 15 u pavouků významně podporovalo predační aktivitu, pravděpodobně v důsledku hormese. Kumulativní počet usmrcených octomilek se výrazně zvýšil oproti počtu v kontrolní skupině. Z toho vyplývá, že přímý kontakt pavouků s herbicidem Basta 15 má výrazně subletální i letální účinek oproti kontaktu s reziduí téhož přípravku. Informace o tom, jak herbicid mění interakci mezi predátorem a kořistí, stále chybí. Negativní subletální účinek byl zjištěn i SAMSØE-PETERSENEM (1995), kdy působení přípravku Basta 15 snižovalo úspěšnou parazitaci a rychlost líhnutí z vajíček u *Aleochara*

bilineata [Staphylinidae (drabčíkovití)]. Dle Seznamu povolených přípravků a dalších prostředků na ochranu rostlin není přípravek Basta 15 zařazen mezi nebezpečné přípravky z hlediska vlivu na necílové členovce a není klasifikován. Moje výsledky vyvrací toto zařazení a klasifikaci přípravku.

Basta 15 narušuje potravní chování a následný pokles populace pavouků v zemědělských oblastech může výrazně snížit efektivnost přirozených nepřátel.

Skupina ošetřená přípravkem Arrest

Působení přípravku Arrest (syntetický latex) mělo na pavouky rodu *Pardosa* subletální vliv. Ve skupině pavouků ošetřené Arrest byla z krátkodobého hlediska zjištěna menší spotřeba kořisti než spotřeba ve skupině ošetřené Bastou 15. Snížená spotřeba kořisti a tedy celková predační aktivita přetrvávala i dlouhodobě, oproti kontrolní skupině. Nebyly zaznamenány žádné neurotické změny v lokomoci. Výsledky úmrtnosti skupiny ošetřené přípravkem Arrest se významně nelišily od kontrolní skupiny. Žádný z pavouků (kromě jednoho) během celé doby experimentu nezahynul následkem expozice tohoto přípravku. To ale nemusí platit v případě použití silnějších koncentrací této chemikálie. Ačkoliv se nemůže vyloučit možnost, že by k úmrtnosti mohlo dojít o několik dní později, lze předpokládat, že je přímý letální vliv přípravku Arrest zanedbatelný. Nicméně se může předpokládat, že by dlouhotrvající účinek studované koncentrace a dávky vedl ke zvýšené úmrtnosti v důsledku omezené predační schopnosti. Účinky Arrest na ostatní organismy nejsou známy a mohou reagovat druhově specifickým způsobem (např. HASSAN *et al.* 1988; HOF *et al.* 1995). K dispozici nejsou žádná další testování této agrochemikálie a žádné výzkumy o případných subletálních účincích na pavouky vyplývající z aplikace tohoto přípravku. Arrest není zařazen mezi nebezpečné přípravky z hlediska vlivu na necílové členovce a není ani klasifikován v rámci toxicity. Doporučovala bych proto další výzkum aplikačních dávek a jiný experimentální plán (různé způsoby aplikace) na různé druhy pavouků.

Skupina ošetřená kombinací přípravků Arrest + Basta 15

Kombinace přípravků Arrest a Basta 15 měla subletální účinek na pavouky rodu *Pardosa*. Směs dlouhodobě ovlivnila predační aktivitu ve srovnání s kontrolní skupinou. Pavouci v této skupině usmrtili méně kořisti než pavouci ve skupině ošetřené samotným přípravkem Basta 15. Výsledky nejsou signifikantně odlišné od skupiny ošetřené Arrest. V tomto případě se pravděpodobně jedná o synergický efekt, to znamená, že vykazovali změnu biologické účinnosti z důvodu společného působení. V zemědělství se synergického působení využívá hlavně u herbicidů z důvodu možnosti snížení aplikačních dávek. Toto spolupůsobení kombinace pesticidů se vzájemně podporuje, čímž se tedy zvyšuje efekt, který je větší než pouhý souhrn účinku jednotlivých složek. Směs způsobila vyšší mortalitu než ve skupině ošetřené samotným Arrestem a v kontrole. Tyto výsledky se významně nelišily od zvýšené mortality jedinců ve skupině ošetřené samotným přípravkem Basta 15. Z výsledků tedy vyplývá, že predační aktivitu z krátkodobého hlediska výrazněji ovlivňuje ve směsi Arrest, protože v této skupině pavouci zabili méně kořisti než ve skupině ošetřené Basta 15. Z dlouhodobého hlediska působí více na tuto schopnost a úmrtnost pavouků složky z přípravku Basta 15, protože samotný přípravek Arrest nezpůsobil žádnou mortalitu. Komponenty Basta 15 ve směsi vyvolaly u pavouků také sníženou pohybovou aktivitu (nekoordinované pohyby) jako ve skupině ošetřené samostatným přípravkem Basta 15.

Pohlaví a velikost

U pavouků jsou účinky agrochemikálií také často závislé na pohlaví a mnohdy má velikost vliv na predační aktivitu (např. NIEDOBOVÁ *et al.* 2015, PEKÁR 2011, ROYAUTÉ *et al.* 2015, KORENKO *et al.* 2016). V mém experimentu však velikost a pohlaví z krátkodobého i dlouhodobého hlediska neovlivnili počet usmrcených kořistí ani úmrtnost pavouků. Aby byl vyloučen tento vliv stáří pavouka na mortalitu a na predační schopnost, bylo po experimentu zjišťováno pohlaví pavouků, resp. juvenilní jedinci a adultní samice. Pavouci v juvenilním stadiu jsou obecně méně zdraví než adultní samice (TOPPING & SUNDERLAND 1998). Účinky chemických látek by měly být posouzeny zvlášť pro samce a zvlášť pro samice všech druhů pavouků, protože v případě většího poškození samců může být částečně ohrožena reprodukce,

i kdyby samice poškozené nebyly. Takže skutečný rozsah účinků nevyjadřuje pouhá vypočítaná průměrná mortalita ani v případě pohlavně-specifických rozdílů toxicity. Nicméně používat úmrtnost samců jako podklad pro vyhodnocení může být obtížné, protože nejsou k dispozici v průběhu celého roku a k vysoké úmrtnosti dochází přirozeně v letním období (HOF *et al.* 1995). V mém experimentu byli samci vyřazeni z toho důvodu, že investují svůj čas k hledání partnerek pro rozmnožování a živí se méně často než samice (NIEDOBOVÁ *et al.* 2015). Navíc po dovršení pohlavní dospělosti brzy umírají.

Dále se počet usmrcené kořisti může zvyšovat s velikostí těla (např. KORENKO *et al.* 2016). Aby byl vyloučen vliv podmíněný velikostí, byla po experimentu změřena délka a šířka hlavohruďi u každého jedince. Pohlavní dospělost nemá vliv na šířku hlavohruďi. Po jejím dosažení se pavoukům zvětšuje pouze zadeček. Na rozměry karapaxu má vliv výživa během předchozího instaru (MOYA-LARAÑO *et al.* 2003).

7. ZÁVĚR

V praktické části mé diplomové práce jsem zjistila subletální reakce v odezvě na různé typy komerčních agrochemikálií. Testovány byly na družích pavouků, které bohatě obývají evropské polní plodiny. Vedlejší účinky byly vyhodnoceny za působení přípravků Arrest, Basta 15 a jejich kombinace. Subletální koncentrace/dávky ovlivňují různé vlastnosti pavouků. Predační schopnost je důležitá (denní) aktivita všech přirozených predátorů, to znamená, že neschopnost zachytit kořist má bezprostřední vliv na jejich regulační význam a přežití. Na základě výsledků zkoumaných skupin slíďáků rodu *Pardosa* se prokázal snížený příjem kořisti po přímé aplikaci lepidla Arrest, herbicidu Basta 15 a jejich směsi. Byla registrována špatná pohybová koordinace u pavouků exponovaných přípravkem Basta 15 a směsí. U pavouků ze skupin ošetřené přípravkem Basta 15 a směsí byla téměř 100 % mortalita. Tento výsledek tedy odhalil nedostatky v klasifikaci toxicity tohoto přípravku.

Výsledky působení preparátu Arrest neprokázaly žádné přímé letální účinky, takže je tento přípravek pro slíďáky rodu *Pardosa* relativně neškodný, pokud jde o mortalitu z krátkodobého hlediska. Nicméně působení přípravku Arrest výrazně snížilo účinnost v zachycení kořisti, takže výsledky prokázaly subletální účinky na predační úspěšnost, a přispívají tak ke klasifikaci toxicity přípravku na necílové organismy. Směs Arrest a Basta 15 působila na predaci a úmrtnost synergicky. Měla větší účinek nežli přípravky použité samostatně.

Žádná ovlivnění nebyla podmíněna pohlavně (stářím) ani velikostí. Tato práce znovu upozorňuje na relevanci hodnocení vedlejších účinků v ekotoxikologických studiích. Je vyvozeno, že přirozený biokontrolní potenciál pavouků může být nepříznivě oslaben prostřednictvím aplikace subletálních dávek přípravků Arrest, Basta 15 a kombinací Arrest + Basta 15. V konečné fázi souvisí všechny tyto problémy subletálních vlivů s reprodukcí, resp. populační dynamikou pavouků v agroekosystémech. Dlouhodobá neschopnost reprodukovat by také ovlivnila biokontrolní potenciál další generace.

Výzkum toxických účinků (látek používaných v zemědělství) na prospěšné organismy by neměl být zaměřen jen na letální účinky, ale měl by především analyzovat dopad subletálních účinků, které představují větší rizika vzhledem

k masivnímu používání agrochemikálií v zemědělství. Testy pro vyhodnocení vedlejších účinků pesticidů pomohou vědcům vyhodnotit jejich necílové vlivy a podporovat tyto objevy ještě před samotnou registrací pesticidů a nikoliv až poté. Je třeba stále shromažďovat důkazy o subletálních účincích v rámci různých druhů necílových organismů, formulací agrochemikálií a jejich možných účinků v závislosti na koncentraci a dávce. Odpovědi mohou být důležité také pro zlepšení integrovaných technik biokontroly škůdců. Uvažovat by se mělo i o výzkumech, které by mohly určit, zda se v populacích vyskytuje rezistence vůči chemickým látkám. Výsledky v souladu s těmito problémy jsou nezbytné pro predikci důsledků antropogenního používání chemikálií v současnosti i budoucnosti.

8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

ACHIORNO C., de VILLALOBOS C., FERRARI L., 2008: Toxicity of the herbicide glyphosate to *Chordodes nobilii* (Gordiida, Nematomorpha). *Chemosphere* **71**: 1816–1822.

ALIX A., CORTESERO A. M., NÉNON J. P., ANGER J. P. 2001: Selectivity assessment of chlorfenvinphos reevaluated by including physiological and behavioral effects on an important beneficial insect. *Environmental Toxicology and Chemistry* **20** (11): 2530–2536.

ARAYA J. E., HAWS B. A. 1991: Arthropod populations associated with a grassland infested by black grass bugs, *Labops hesperius* and *Irbisia brachycera* (Hemiptera: Miridae), in Utah, USA. *FAO Plant Protection Bulletin* **39**: 75–81.

BAATRUP E., BAYLEY M. 1993: Effects of the pyrethroid insecticide cypermethrin on the locomotor activity of the wolf spider *Pardosa amentata*: quantitative analysis employing computer-automated video tracking. *Ecotoxicology Environmental Safety* **26**: 138–152.

BARNES M. C., PERSONS M. H., RYPSTRA A. L. 2002: The effect of predator chemical cue age on antipredator behavior in the wolf spider *Pardosa milvina* (Araneae: Lycosidae). *Journal of Insect Behavior* **15**: 269–281.

BAYLIS A. 2000: Why glyphosate is a global herbicide: strengths, weaknesses and prospects. *Pest Management Science* **56**: 299–308.

BELL J. R., HAUGHTON A. J., BOATMAN N. F., WILCOX A. 2002: Do Incremental Increases of the Herbicide Glyphosate Have Indirect Consequences for Spider Communities? *Journal of Arachnology* **30** (2): 288–297.

BENACHOUR N., SERALINI C. 2009: Glyphosate formulations induce apoptosis and necrosis in human umbilical, embryonic, and placental cells. *Chemical Research in Toxicology* **22**: 97–105.

BENAMÚ M. A., SCHNEIDER M. I., PINEDA S., SÁNCHEZ N. E., GONZALES A. 2007: Sublethal effects of two neurotoxic insecticides on *Araneus pratensis* (Araneae: Araneidae). *Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences* **72** (3): 557–559.

BENAMÚ M. A., SCHNEIDER M. I., SÁNCHEZ N. E. 2010: Effects of the herbicide glyphosate on biological attributes of *Alpaida veniliae* (Araneae, Araneidae), in laboratory. *Chemosphere* **78**: 871–876.

BOHÁČ J., MOUDRÝ J., DESETOVÁ L. 2007: Biodiverzita a zemědělství. *Životné prostredie* **41**: 24–29.

BREENE R. G., STERLING W. L., NYFFELER M. 1990: Efficacy of spider and ant predators on the cotton fleahopper (Hemiptera: Miridae). *Entomophaga* **35**: 393–401.

BRISTOWE W. S. 1939: *The Comity of Spiders*. Vol. I. Ray Society, London, 228 pp.

BROWN C., HANNA C. J., HANNA C. J. 2015: The importance of pesticide exposure duration and mode on the foraging of an agricultural pest predator. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **94** (2): 178–182.

BRUST G. E., STINNER B. R., MCCARTNEY D. A. 1986: Predation by soil inhabiting arthropods in intercropped and monoculture agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **18**: 145–154.

BUCHAR J., RŮŽIČKA V. 2002: *Catalogue of spiders of the Czech Republic*. Peres, Praha, 351 pp.

CANDOLFI M. P., BAKKER F., CAÑEZ V., MILES M., NEUMANN C. 1999: Sensitivity of nontarget arthropods to plant protection products: Could *Typhlodromus pyri* and *Aphidius spp.* be used as indicator species? *Chemosphere* **39**: 1357–70.

CARTER P. E., RYPSTRA A. L. 1995: Top-down effects in soybean agroecosystems: spider density affects herbivore damage. *Oikos* **72**: 433e439.

CAUBLE K., WAGNER R. 2005: Sublethal effects of the herbicide glyphosate on amphibian metamorphosis and development. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **75**: 429–435.

CHAMBERS R. J., AIKMAN D. P. 1988: Quantifying the effects of predators on aphid populations. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **46**: 257–265.

CHIVERTON P. A., SOTHERTON N. W. 1991: The effects on beneficial arthropods of the exclusion of herbicides from cereal crop edges. *Journal of Applied Ecology* **28** (3): 1027–1039.

CLARKE R. D., GRANT P. R. 1968: An experimental study of the role of spiders as predators in a forest litter community. Part 1. *Ecology* **49** (6): 1152–1154.

- CLARK M. S., LUNA J. M., STONE N. D., YOUNGMAN R. R. 1994: Generalist predator consumption of armyworm (Lepidoptera: Noctuidae) and effect of predator removal on damage in no-till corn. *Environmental Entomology* **23**: 617–622.
- CLOUGH Y., KRUESS A., KLEIJNH T., TSCHARNTKE T. 2005: Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scale. *Journal of Biogeography* **32** (11): 2007e2014.
- COLEMAN D. C., HENDRIX P. F. (eds.) 2000: *Invertebrates as webmasters in ecosystems*. CAB International, Wallingford.
- COLLINS W. W., QUALSET C. O. (eds.) 1999: *Biodiversity in agroecosystems*. CRC Press, Boca Raton.
- COREY S. A., DALL S. A., MILNE D. J. (eds.) 1993: *Pest control and sustainable agriculture*. CSIRO, Melbourne.
- COWLES R. S., COWLES E. A., MCDERMOTT A. M., RAMOUTAR D. 2000: “Inert” formulation ingredients with activity: toxicity of trisiloxane surfactant solutions to twospotted spider mites (Acari:Tetranychidae). *Journal of Economic Entomology* **93** (2): 180e188.
- CROFT B. A. 1990: *Arthropod Biological Control Agents and Pesticides*. Wiley, New York, 723 pp.
- CRUMP N. S., COTHER E. J., ASH G. J. 1999: Clarifying the Nomenclature in Microbial Weed Control. *Biocontrol Science and Technology* **9**: 89–97.
- CURRY J. P. 1994: *Grassland Invertebrates: Ecology, Influence on Soil Fertility and Effects on Plant Growth*. Chapman & Hall, London, 437 pp.
- DENG L., DAI J., CAO H., XU M. 2006: Effects of an organophosphorous insecticide on survival, fecundity, and development of *Hylyphantas graminicola* (Sundevall) (Araneae: Linyphiidae). *Environmental Toxicology and Chemistry* **25** (11): 3073–3077.
- DENG L., DAI J., CAO H., XU M. 2007: Effects of methamidophos on the predating behavior of *Hylyphantas graminicola* (Sundevall) (Araneae: Linyphiidae). *Environmental Toxicology and Chemistry* **26** (3): 478–482.
- DENG L., XU M., CAO H., JIAYIN D. 2008: Ecotoxicological effects of buprofezin on fecundity, growth, development, and predation of the wolf spider *Pirata*

piratoides (Schenkel). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **55**: 652–658.

DENT D. R. 1995: *Integrated pest management*. Chapman & Hall, London, 356 pp.

DESNEUX N., DECOURTYE A., DELPUECH J. 2007: The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. *Annual Review of Entomology* **52**: 81–106.

DHADIALLA T. S., CARLSON G. R., LE D. P. 1998: New insecticides with ecdysteroidal and juvenile hormone activity. *Annual Review of Entomology* **43**: 545–69.

DINTER A. 1997: Laboratory testing of the effects of pesticides on two dominant spider species (*Erigoneatra* (Blackwall) and *Oedothorax apicatus* (Blackwall)) of the European agricultural ecosystem, and prediction from laboratory testing to the field situation. In *New Studies in Ecotoxicology* Cardiff, UK, 19–22 pp.

DINTER A., MAUSCH H., BRAUCKHOFF U. 1998: Risk assessments for the linyphiid spiders *Erigone atra* and *Oedothorax apicatus* and the pyrethroid Sumicidin resulting from laboratory dose-response studies. *Bulletin OILB/SROP* **21** (6): 77–88.

DINTER A., POEHLING H. M. 1992: Spider populations in winter beat fields and the side-effects of insecticides. *Aspects of Applied Biology* **31**(1): 77–85.

DUFFIELD S. J., AEBISCHER N. J. 1994: The effect of spatial scale of treatment with dimethoate on invertebrate population recovery in winter wheat. *Journal of Applied Ecology* **31**: 263–281.

DUFFIELD S. J., JEPSON P. C., WRATTEN S. D., SOTHERTON N. W. 1996: Spatial changes in invertebrate predation rate in winter wheat following treatment with dimethoate. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **78**: 9–17.

EDGAR W. D. 1971: Seasonal weight changes, age structure, natality and mortality in the wolf spider *Pardosa lugubris* Walck in Central Scotland. *Oikos* **22**: 84–92.

EDWARDS C. A., SUNDERLAND K. D., GEORGE K. S. 1979: Studies on polyphagous predators of cereal aphids. *Journal of Applied Ecology* **16**: 811–23.

EHLER L. E. 2006: Perspective Integrated pest management (IPM): definitiv, historici development and implementation, and the other IPM. *Pest management Science* **62**: 787–789.

EIBEN B., PERSONS M. 2007: The effect of prior exposure to predator cues on chemically-mediated defensive behavior and survival in the wolf spider *Rabidosa rabida* (Araneae: Lycosidae). *Behaviour* **144** (8): 889–906.

EKSCHMITT K., WOLTERS V., WEBER M. 1997: *Spiders, carabids, and staphylinids: the ecological potential of predatory macroarthropods*. Fauna in Soil Ecosystems, New York, 307–362 pp.

ELVIN M. K., STIMAC J. L., WHITCOMB W. H. 1983: Estimating rates of arthropod predation on velvetbean caterpillar larvae in soybeans. *Florida Entomologist* **66**: 319–330.

EVANS A. M., MCCAW J., BEGGS W. 2009: Could herbicide used to control alien weeds be harming threatened New Zealand spiders? *Journal of Applied Entomology* **199**: 767e770.

EVANS S. E., SHAW E. M., RYPSTRA A. L. 2010: Exposure to a glyphosate-based herbicide affects agrobiont predatory arthropod behaviour and long-term survival. *Ecotoxicology* **19** (7): 1249e1257.

EVERTS J. W., AUKEMA B., HENGEVELD R., KOEMAN J. H. 1989: Side-effects of pesticides on ground-dwelling predatory arthropods in arable ecosystems. *Environmental Pollution* **59**: 203–225.

EVERTS J. W., WILLEMSSEN I., STULP M., SIMONS L., AUKEMA B., KAMMENGA J. 1991: The toxic effects of deltamethrin on linyphiid and erigonid spiders in connection with ambient temperature, humidity, and predation. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **20**: 20–24.

FOELIX R. F. 2010: *Biology of spiders*. Second edition. Oxford University Press. USA, 336 pp.

FORD M. J. 1978: Locomotory activity and predation strategy of the wolf spider *Pardosa amentata* (Clerck) (Lycosidae). *Animal Behaviour* **26**: 31–35.

FULLER B. W., REAGAN T. E. 1988: Comparative predation of the sugarcane borer (Lepidoptera: Pyralidae) on sweet sorghum and sugarcane. *Journal of Economic Entomology* **81**: 713–717.

- GARBE V., HEIMBACH U. 1992: Mulchsaat zu Zuckerrüben. *Zuckerrübe* **41** (4): 1–4.
- GARCIA R., CALTAGIRONE L. E., GUTIERREZ A. P. 1988: Comments on redefinition of biological control. *Bioscience* **38** (10): 692–694.
- GLUSZAK L., dos SANTOS MIRON D., CRESTANI M., BRAGA DA FONCESA M., ARAÚJO PEDRON F., DUARTE M., PIMENTEL VIEIRA V. 2006: Effect of glyphosate herbicide on acetylcholinesterase activity and metabolic and hematological parameters in piava (*Leporinus obtusidens*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* **65**: 237–241.
- GLÜCKR E., INGRISCH S. 1990: The effect of bio-dynamic and conventional agriculture management on Erigoninae and Lycosidae spiders. *Journal of Applied Entomology* **110**: 136–148.
- GODFREY K. E., WHITCOMB W. H., STIMAC J. L. 1989: Arthropod predators of velvetbean caterpillar, *Anticarsia gemmatalis* Hübner (Lepidoptera: Noctuidae) eggs and larvae. *Environmental Entomology* **18**: 118–123.
- GRAVENA S., STERLING W. L. 1983: Natural predation on the cotton leafworm (Lepidoptera: Noctuidae). *Journal of Economic Entomology* **76**: 779–784.
- GRAVESEN E., TOFT S., 1987: Grass fields as reservoirs for polyphagous predators (Arthropoda) of aphids (Homopt., Aphididae). *Zeitschrift fur Angewandte Entomologie* **104**: 461–473.
- GREENSTONE M. H. 1979: Spider feeding behaviour optimises dietary essential amino acid composition. *Nature* **282**: 501–503.
- GREENSTONE M. H. 2001: Spiders in wheat: first quantitative data for North America. *BioControl* **46**: 439–454.
- GREENSTONE M. H., BENNETT A. F. 1980: Foraging strategy and metabolic rate in spiders. *Ecology* **61**: 1255–1259.
- GREGORY B. M., BARFIELD C. S., EDWARDS G. B. 1989: Spider predation on velvetbean caterpillar moths (Lepidoptera, Noctuidae) in a soybean field. *Journal of Arachnology* **17**: 119–122.
- GRIESINGER L. M., EVANS S. C., RYPSTRA A. L. 2011: Effects of a glyphosate-based herbicide on mate location in a wolf spider that inhabits agroecosystems. *Chemosphere* **84** (10): 1461–1466.

- HALAJ J., CADY A. B., UETZ G. W. 2000: Modular habitat refugia enhance generalist predators and lower plant damage in soybeans. *Environmental Entomology* **29**: 383–393.
- HANNA C. 2014: Sublethal pesticide exposure disrupts courtship in the striped lynx spider, *Oxyopes salticus* (Araneae: Oxyopidae). *Journal of Applied Entomology* **138** (1–2): 141–148.
- HASSAN S. A. 1985: Standard methods to test the side-effects of pesticides on natural enemies of insects and mites developed by the IOBC/OILB Working Group 'Pesticides and Beneficial Organisms'. *Bulletin OEPP/EPPO* **15**: 214–55.
- HASSAN S. A., BIGLER F., BOGENSCHÜTZ H., BOLLER E., BRUN J., CHIVERTON P., OVERMEER W. P. J. 1988: Results of the fourth joint pesticide testing programme carried out by the IOBC/WPRS-Working Group "Pesticides and Beneficial Organisms". *Journal of Applied Entomology* **105** (1-5): 321–329.
- HATLEY C. L., MACMAHON J. A. 1980: Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environmental Entomology* **9**: 632–639.
- HAUGHTON A. J., BELL J. R., BOATMAN N. F., WILCOX A. 1999: The effects of different rates of the herbicide glyphosate on spiders in arable field margins. *Journal of Arachnology* **27**: 249–254.
- HAUGHTON A. J., BELL J. R., WILCOX A., BOATMAN N. D. 2001: The effect of the herbicide glyphosate on non-target spiders: Part I. Direct effects on *Lepthyphantes tenuis* under laboratory conditions. *Pest Management Science* **57** (11): 1033–1036.
- HAYNES K. F. 1988: Sublethal effects of neurotoxic insecticides on insect behavior. *Annual Review of Entomology* **33**: 149–68.
- HEATON C. A. 1994: *The Chemical industry*. Second edition. Blackie Academic & Professional, New York, 360 pp.
- HEBETS E. A., UETZ G. W. 1999: Female responses to isolated signals from multimodal male courtship displays in the wolf spider genus *Schizocosa* (Araneae: Lycosidae). *Animal Behaviour* **57**: 865–872.

HILBECK A., KENNEDY G. G. 1996: Predators feeding on the Colorado potato beetle in insecticide-free plots and insecticide-treated commercial potato fields in eastern North Carolina. *Biological Control* **6**: 273–282.

HODGE M. A. 1999: The implications of intraguild predation for the role of spiders in biological control. *Journal of Arachnology* **27**: 351–362.

HOF A., HEIMANN D., RÖMBKEE J. 1995: Further development for testing the effects of pesticides on wolf spiders. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **31**: 264–270.

HOFFMANN K. H., DETTNER K., TOMASCHKO K-H. 2006: Chemical Signals in Insects and Other Arthropods: From Molecular Structure to Physiological Functions. *Physiological and Biochemical Zoology* **79** (2): 344–356.

HOLLAND J. M., PERRY J. N., WINDERR L. 1999: The within-field spatial and temporal distribution of arthropods in winter wheat. *Bulletin of Entomological Research* **89**: 499–513.

HOLMBERG R. G. 1978: Selective predation in a polyphagous invertebrate predator, *Pardosa vancoveri* (Arachnida, Araneae). PhD Thesis. Simon Fraser University, Burnaby.

JAGERS OP AKKERHUIS G. A. J. M. 1993: Walking behaviour and population density of adult linyphiid spiders in relation to minimizing the plot size in short term pesticide studies with pyrethroid insecticides. *Environmental Pollution* **80** (1): 163–171.

JAGERS OP AKKERHUIS G. A. J. M., DAMGAARD C., KJAER C., ELMEGAARD N. 1999: Comparison of the toxicity of dimethoate and cypermethrin in the laboratory and the field when applying the same bioassay. *Environmental Toxicology and Chemistry* **18** (10): 2379–2385.

JAGERS OP AKKERHUIS G. A. J. M., PIET G., ROSSING W. 1992: Modelling the effects of deltamethrin spraying on a field population of small epigeal spiders (Linyphiidae, Araneae). *Abstract, Second European Conference on Ecotoxicology*, Amsterdam, 2–19 pp.

JAGERS OP AKKERHUIS G. A. J. M., ROSSING W. A. H., PIET G. J., EVERTS J. W. 1997: Water depletion, an important cause of mortality in females of the spider

Oedothorax apicatus after treatment with deltamethrin: a simulation study. *Pesticide Biochemistry Physiology* **58**: 63–76.

JAGERS OP AKKERHUIS G. A. J. M., VAN DER VOET H. 1992: A dose-effect relationship for the effect of deltamethrin on a linyphiid spider population in winter wheat. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **22**: 114–121.

JANKŮ J., JURSIK M., SOUKUP J. 2012: Adjuvanty (1.). *Agromanuál*, 7/2012, s. 53–54.

JEPSON P. C. 1989: *Pesticides and non-target Invertebrates*. Intercept, Dorset, UK, 95–128 pp.

JONES-WALTERS L., 1993: A jumping spider feeding on insect eggs. Newslett. *British Arachnological Society* **66**: 5.

KAZDA J., MIKULKA J., PROKINOVÁ E. 2010: *Encyklopedie ochrany rostlin - polní plodiny*. Profi Press, Praha, 399 pp.

KAJAK A., 1997: Effects of epigeic macroarthropods on grass litter decomposition in a mown meadow. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **64**: 53–63.

KOCOUREK F. 2012: *Zásady integrované ochrany rostlin – Povinnosti a přínosy pro pěstitelé*. Úroda, 4/2012, 68–69 pp.

KORENKO S., NIEDOBOVÁ J., KOLÁŘOVÁ M., HAMOUZOVÁ K., KYSILKOVÁ K., MICHALCO R. 2016: The effect of eight common herbicides on the predatory activity of the agrobiont spider *Pardosa agrestis*. *BioControl* **61** (5): 507–517.

KŮRKA A., MACEK R., ŘEZÁČ M. & DOLANSKÝ J. 2015: *Pavouci České republiky*. Academia, Praha, 623 pp.

LAJMANOVICH R., SANDOLVAL M., PELTZER M. 2003: Induction of mortality and malformation in *Scinax nasicus* tadpoles exposed to glyphosate formulations. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **70**: 612–618.

LANDIS D. A., WRATTEN S. D., GURR G. M. 2000: Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology* **45**: 173–199.

LANG A. 2003: Intraguild interference and biocontrol effects of generalist predators in winter wheat field. *Oecologia* **134** (1): 144e153.

LENGWILER U., BENZ G. 1994: Effects of selected pesticides on web building behaviour of *Larinioides sclopetarius* (Cleck) (Araneae, Araneidae). *Journal of Applied Entomology* **117** (1-5): 99–108.

LONGLEY M., JEPSON P. C. 1996a: Effects of honeydew and insecticide residues on the distribution of foraging aphid parasitoids under glasshouse and field conditions. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **81**: 189–98.

LONGLEY M., JEPSON P. C. 1996b: The influence of insecticide residues on primary parasitoid and hyperparasitoid foraging behaviour in the laboratory. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **81**: 259–69.

LUCZAK J. 1975: Spider communities of the crop-fields. *Polish Ecological Studies* **1**: 93–110.

LÜRLING M., SCHEFFER M., 2007: Info-disruption: pollution and the transfer of chemical information between organisms. *Trends in Ecology & Evolution* **22**: 374–379.

MANSOUR F., HEIMBACH U., WEHLING A. 1992: Effect of pesticide residues on ground-dwelling lycosid and mycriphantid spiders in laboratory tests. *Phytoparasitica* **20**: 195–202.

MARCHETTI M. F. 2014: The effects of a glyphosate-based herbicide (Roundup®) and temperature on the foraging of the wolf spider *Pardosa milvina* (Araneae: Lycosidae). Doctoral dissertation, Miami University.

MARKÓ V., KERESZTES B., FOUNTAIN M. T., CROSS J. V. 2009: Prey availability, pesticides and the abundance of orchard spider communities. *Biological Control* **48** (2): 115–124.

MAYNARD-SMITH J., HARPER D. 2003: *Animal Signals*. Oxford University Press, Oxford, 166 pp.

MCDOWELL L. L. 1987: Fenvalerate wash-off from cotton plants by rainfall. *Pesticide Science* **12**: 539–548.

MICHALKO R., KOŠULIČ O. 2015: Temperature-dependent effect of two neurotoxic insecticides on predatory potential of *Philodromus* spiders. *Journal of Pest Science* **89** (2), 517–527.

MICHALKOVÁ V., PEKÁR S. 2009: How glyphosate altered the behaviour of agrobion spiders (Araneae: Lycosidae) and beetles (Coleoptera: Carabidae). *Biological Control* **51** (3): 444e449.

MINÁŘ P. 2012: Nové vyhlášky upravující oblast uvádění na trh přípravků na ochranu rostlin. *Rostlinolékař*, 3/2012, s. 36–37.

MOHAMED A. H., LESTER P. J., HOLTZER T. O. 2000: Abundance and effects of predators and parasitoids of the Russian wheat aphid (Homoptera: Aphididae) under organic farming conditions in Colorado. *Environmental Entomology* **29**: 360–368.

MOYA-LARAÑO J., ORTA-OCAÑA J. M., BARRIENTOS J. A., BACH C., WISE D. H. 2003: Intriguing compensation by adult female spiders for food limitation experienced as juveniles. *Oikos* **101**(3): 539–548.

NENTWIG W. 1987: *The prey of spiders*. In: Nentwig, W. (Ed.), *Ecophysiology of Spiders*. Springer, Berlin, 249–263 pp.

NENTWIG W., BLIC T., GLOOR D., KHANGGI A., KROPF C. 2016: Spiders of Europe. Dostupné z: www.araneae.unibe.ch {21. 3. 2017}.

NEW T. R. 2005: *Invertebrate conservation and agricultural ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, Sao Paulo, 354 pp.

NIEDOBOVÁ J., HULA V., MICHALCO R. 2016: Sublethal effect of agronomical surfactants on the spider *Pardosa agrestis*. *Environmental Pollution*, **213**: 84–89

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.

NYFFELER M. 1999: Prey selection of spiders in the field. *Journal of Arachnology* **27**: 317–324.

NYFFELER M., BENZ G. 1987: Spiders in natural pest control: a review. *Journal of Applied Entomology* **103**: 321–339.

NYFFELER M., BENZ G. 1988: Feeding ecology and predatory importance of wolf spiders (*Pardosa spp.*) (Araneae, Lycosidae) in winter wheat fields. *Journal of Applied Entomology* **106**: 123–134.

NYFFELER M., BREENE R. G. 1990: Evidence of low daily food consumption by wolf spiders in meadowland and comparison with other cursorial hunters. *Journal of Applied Entomology* **110**: 73–81.

NYFFELER M., DEAN D. A., STERLING W. L. 1992a: Diets, feeding specialization, and predatory role of two lynx spiders, *Oxyopes salticus* and *Peucetia viridans* (Araneae: Oxyopidae), in a Texas cotton agroecosystem. *Environmental Entomology* **21**: 1457–1465.

NYFFELER M., DEAN D. A., STERLING W. L. 1992b: Impact of the striped lynx spider (Araneae: Oxyopidae) and other natural enemies on the cotton fleahopper *Pseudatomoscelis seriatus* (Hemiptera: Miridae) in Texas cotton. *Environmental Entomology* **21**: 1178–1188.

NYFFELER M., STERLING W. L., DEAN D. A. 1994: Insectivorous activities of spiders in United States field crops. *Journal of Applied Entomology* **118**: 113–128.

NYFFELER M., SUNDERLAND K. D. 2003: Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **95**: 579–612.

OECD 1981: *Guidelines for Testing of Chemicals. Section 2: Effects on Biotic Systems*, Paris.

OEPP/EPPO 1992: Guideline on test methods for evaluating the side effects of plant protection products on honeybees. *Bulletin OEPP/EPPO* **22**: 203–15.

PAPAJ D. R., PROKOPY R. J. 1989: Ecological and evolutionary aspects of learning in phytophagous insects. *Annual Review of Entomology* **34**: 315–350.

PASQUET A., TUPINIER N., MAZZIA C., CAPOWIEZ Y. 2016: Exposure to spinosad affects orb-web spider (*Agalenatea redii*) survival, web construction and prey capture under laboratory conditions. *Journal of Pest Science* **89** (2): 507–515.

PEDERSEN L-F., DALL L. G., SOERENSEN B. C., MAYNTZ D., TOFT S. 2002: Effects of hunger level and nutrient balance on survival and acetylcholin esterase activity of dimethoate exposed wolf spiders. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **103**: 197–204.

PEKÁR S. 1999: Effect of IPM practices and conventional spraying on spider population dynamics in an apple orchard. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **73**: 155–166.

PEKÁR S. 2011: Spiders (Araneae) in the pesticide world: an ecotoxicological review. *Pest Management Science* **68** (11): 1438e1446.

PEKÁR S. 2013: Side effect of synthetic pesticides on spiders. *Spider Ecophysiology* **10**: 415–427.

PEKÁR S., BENEŠ J. 2008: Aged pesticide residues are detrimental to agrobiont spiders (Araneae). *Journal of Applied Entomology* **132** (8): 614–622.

PEKÁR S., BRABEC M. 2009: *Moderní analýza biologických dat. 1. díl: zobecněné lineární modely v prostředí R*. Scientia, Praha, 225 pp.

PEKÁR S., HADDAD C. R. 2005: Can agrobiont spiders (Araneae) avoid a surface with pesticide residues? *Pest Management Science* **61**: 1179–1185.

PERSONS M. H., RYPSTRA A. L. 2000: Preference for chemical cues associated with recent prey in the wolf spider *Hogna helluo* (Araneae: Lycosidae). *Ethology* **106**: 27–35.

PERSONS M. H., UETZ G. W. 1996: Wolf spiders vary patch residence time in the presence of chemical cues from prey (Araneae, Lycosidae). *Journal of Arachnology* **24**: 76–79.

PERSONS M. H., UETZ G. W. 1999: Age and sex-based differences in the foraging decisions of wolf spiders. *Journal of Insect Behavior* **12**: 723–736.

PERSONS M. H., WALKER S. E., RYPSTRA A. L., MARSHALL S. D. 2001: Wolf spider predator avoidance tactics and survival in the presence of diet-associated predator cues (Araneae: Lycosidae). *Animal Behaviour* **61**: 43–51.

PEZA Z., ARYSTA LIFESCIENCE CZECH S.R.O. 2017: Agromanuál 6/2013. Dostupné z: <http://www.arystalifescience.cz> {21. 4. 2017}.

POLÁŠKOVÁ A. 2011: *Úvod do ekologie a ochrany životního prostředí*. Karolinum, Praha, 234 pp.

POLONSKY J., BHATNAGAR S. C., GRIFFITHS D. C., PICKETT J. A., WOODCOCK C.M. 1989: Activity of quassinoids as antifeedants against aphids. *Journal of Chemical Ecology* **15** (3): 993–998.

PROVENCHER L., CODERRE D. 1987: Functional responses and switching of *Tetragnatha laboriosa* Hentz (Araneae: Tetragnathidae) and *Clubiona pikei* Gertsch (Araneae: Clubionidae) for the aphids *Rhopalosiphum maidis* (Fitch) and

Rhopalosiphum padi (L.) (Homoptera: Aphididae). *Environmental Entomology* **16**: 1305–1309.

PUNZO F. 1997: Leg autotomy and avoidance behaviour in response to a predator in the wolf spider, *Schizocosa avida* (Araneae, Lycosidae). *Journal of Arachnology* **25**: 202–205.

RAATIKAINEN M., HUHTA V. 1968: On the spider fauna of Finnish oat fields. *Annales Zoologici Fennici* **5**: 254–261.

RAGSDALE D. W., LARSON A. D., NEWSOM L. D. 1981: Quantitative assessment of the predators of *Nezara viridula* eggs and nymphs within a soybean agroecosystem using an ELISA. *Environmental Entomology* **10**: 402–405.

RICHARDS K. W. 1993: Non-Apis bees as crop pollinators. *Revue Suisse de Zoologie* **100**: 807–22.

RIECHERT S. E. 1992: Spiders as representative ‘sit-and-wait’ predators. In: Crawley, M. J. (Ed.), *Natural Enemies: The Population Biology of Predators, Parasites and Diseases*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 313–328 pp.

RIECHERT S. E. 1999: The hows and whys of successful pest suppression by spiders: insights from case studies. *Journal of Arachnology* **27** (1): 387–396.

RIECHERT S. E., HARP J. M. 1987: *Nutritional ecology of spiders*. *Nutritional Ecology of Insects, Mites, and Spiders*. Wiley, New York, 645–672 pp.

RIECHERT S. E., LOCKLEY T. 1984: Spiders as biological control agents. *Annual Review of Entomology* **29**: 299–320.

ROYAUTÉ R., BUDDLE C. M., VINCENT C. 2015: Under the influence: sublethal exposure to an insecticide affects personality expression in a jumping spider. *Functional Ecology* **29** (7): 962–970.

RUSHTON S. P., LUFF M. L., EYRE M. D. 1989: Effects of pasture improvement and management on the ground beetle and spider communities of upland grasslands. *Journal of Applied Ecology* **26**: 489–503.

RYPSTRA A. L., SCHLOSSER A. M., SUTTON P. L. PERSONS M. H. 2009: Multimodal signaling: the importance of chemical and visual cues from females to the behaviour of male wolf spiders. *Animal Behaviour* **77** (4): 937–947.

ŘEZÁČ M., PEKÁR S., STARÁ J. 2010: The negative effect of some selective insecticides on the functional response of a potential biological control agent, the spider *Philodromus cespitum*. *BioControl* **55** (4): 503e5010.

SAMSØE-PETERSEN L. 1995: Effects of 67 herbicides and plant growth regulators on the rove beetle *Aleochara bilineata* (Col.: Staphylinidae) in the laboratory. *Entomophaga* **40**(1): 95–104.

SAMU F., MATTHEW G. A., LAKE D., VOLLRATH F. 1992: Spider webs are efficient collectors of agronomical spray. *Pesticide Science* **36**: 7–51.

SAMU F., VOLLRATH F. 1992: Spider orb web as bioassay for pesticide side effects. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **62** (2): 117–124.

SATTELLE D. B., YAMAMOTO D. 1988: Molecular targets of pyrethroid insecticides. *Advances in insect physiology* **20**: 147–213.

SCHEFFER S. J., UETZ G. W., STRATTON G. E. 1996: Sexual selection, male morphology, and the efficacy of courtship signalling in two wolf spiders (Araneae: Lycosidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology* **38**: 17–23.

SCHMAEDICKR M. A., SHELTON A. M. 1999: Experimental evaluation of arthropod predation on *Pieris rapae* (Lepidoptera: Pieridae) eggs and larvae in cabbage. *Environmental Entomology* **28**: 439–444.

SCHNEIDER M., SANCHEZ N., PINEDA S., CHI H., RONCO A. 2009: Impact of glyphosate on the development, fertility and demography of *Chrysoperla externa* (Neuroptera: Chrysopidae): ecological approach. *Chemosphere* **76**: 1451–1455.

SCHÖDER T. W., BASEDOW T., MANGALI T. 1999: Population density of *Theridion impressum* L. Koch (Araneae, Theridiidae) in sugar beet fields in Germany, and its possible effects on numbers of *Myzus persicae* (Sulzer) (Hom., Aphididae). *Journal of Applied Entomology* **123**: 407–411.

SEARCY L. E., RYPSTRA A. L., PERSONS M. H. 1999: Airborne chemical communication in the wolf spider *Pardosa milvina*. *Journal of Chemical Ecology* **25** (11): 2527–2533.

SHAW P. B., OWENS J. C., HUDDLESTON E. W., RICHMAN D. B. 1987: Role of arthropod predators in mortality of early instars of the range caterpillar, *Hemileuca oliviae* (Lepidoptera: Saturniidae). *Environmental Entomology* **16**: 814–820.

SHAW E. M., WHEATER C. P., LANGAN A. M. 2004: Do pesticide applications influence feeding and locomotor behaviour of *Pardosa amentata* (Clerck) (Araneae, Lycosidae)? *Arthropoda Selecta Special Issue* **1**: 297–305.

SHAW E. M., WHEATER C. P., LANGAN A. M. 2005: The effects of cypermethrin on *Tenuiphantes tenuis* (Blackwall, 1852): development of a technique for assessing the impact of pesticides on web building in spiders (Araneae: Linyphiidae). *Acta Zoologica Bulgarica* **1**: 173–179.

SHAW E. M., WADDICOR M., LANGAN A. M. 2006: Impact of cypermethrin on feeding behaviour and mortality of the spider *Pardosa amentata* in arenas with artificial ‘vegetation’. *Pest Management Science* **62**: 64–68.

SHERMA J. 2001: Pesticide residue analysis (1999–2000): A review. *Journal of AOAC International* **84** (5): 1303–1312.

SKINNER R. B. 1974: The relative and seasonal abundance of spiders from the herb-shrub stratum of cotton fields and the influence of peripheral habitat on spider populations. M. S. Thesis. Auburn University, Alabama.

SMITH H. S. 1919: On some phases of insect control by the biological method. *Journal of Economic Entomology* **12**: 288–292.

SMITH G. 2001: Effects of acute exposure to a commercial formulation of glyphosate on the tadpoles of two species of anurans. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **67**: 483–488.

SOPP P., CHIVERTON P. A. 1987: Autumn predation of cereal aphids by polyphagous predators in southern England: a “first look” using ELISA. *Bulletin SROP/WPRS* No. 1987/X/I 103–108.

SOPP P. I., SUNDERLAND K. D., COOMBES D. S. 1987: Observations on the number of cereal aphids on the soil in relation to aphid density in winter wheat. *Annals of Applied Biology* **111**: 53–57.

SUNDERLAND K. D. 1992: Effects of pesticides on the population ecology of polyphagous predators. *Aspects of Applied Biology* **31**: 19–28.

SUNDERLAND K. D. 1987: Spiders and cereal aphids in Europe. *Bulletin SROP/WPRS* **10** (1): 82–102.

SUNDERLAND K. D., FRASER A. M., DIXON A. F. G. 1986a: Distribution of linyphiid spiders in relation to capture of prey in cereal fields. *Pedobiologia* **29**: 367–375.

SUNDERLAND K. D., FRASER A. M., DIXON A. F. G. 1986b: Field and laboratory studies on money spiders (Linyphiidae) as predators of cereal aphids. *Journal of Applied Ecology*. **23**: 433–447.

SYMONDS M. R. E., ELGAR M. A. 2008: The evolution of pheromone diversity. *Trends in Ecology and Evolution* **23** (4): 220–228.

SYMONDS W. O. C., SUNDERLAND K. D., GREENSTONE M. H. 2002: Can generalist predators be effective biocontrol agents? *Annual Review of Entomology* **47**: 561–594.

TANAKA K., ENDO S., KAZANO H. 2000: Toxicity of insecticides to predators of rice planthoppers: spiders, the mirid bug and the dryinid wasp. *Applied Entomology and Zoology* **35** (1): 177–187.

TATE T., JACKSON R., CHRISTIAN F. 2000: Effects of glyphosate and dalapon on total free amino acid profiles of *Pseudosuccinea columella* Snails. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **64**: 258–262.

THEILING K. M., CROFT B. A. 1988: Pesticide side-effect on arthropod natural enemies: a database summary. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **21**: 191–218.

THOMPSON H. M. 2003: Behavioural effects of pesticides in bees: their potential for use in risk assessment. *Ecotoxicology* **12**: 317–30.

THORBEC P., BILDE T. 2004: Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. *Journal of Applied Ecology* **41**: 526–538.

TIETJEN W. J. 2006: Pesticides affect the mating behavior of *Rabidosa rabida* (Araneae, Lycosidae). *Journal of Arachnology* **34** (2): 285–288.

TIETJEN W. J., CADY A. B. 2007: Sublethal exposure to a neurotoxic pesticide affects activity rhythms and patterns of four spider species. *Journal of Arachnology* **35** (2): 396–406.

TOFT S., JENSEN A. P. 1998: No negative sublethal effects of two insecticides on prey capture and development of a spider. *Pesticide Science* **52** (3): 223–228.

TOPPING C. J. 1997: Predicting the effect of landscape heterogeneity on the distribution of spiders in agroecosystems using a population dynamics driven

landscape-scale simulation model. *Biological Agriculture and Horticulture* **15**: 325–336.

TOPPING C. J. 1999: An individual-based model for dispersive spiders in agroecosystems: simulations of the effects of landscape structure. *Journal of Arachnology* **27**: 378–386.

TOPPING C. J., SUNDERLAND K. D. 1994: Methods for quantifying spider density and migration in cereal crops. *Bulletin British Arachnological Society* **9**: 209–213.

TOPPING C. J., SUNDERLAND K. D. 1998: Population dynamics and dispersal of *Lepthyphantes tenuis* in an ephemeral habitat. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **87**: 29–41.

TURNBULL A. L. 1973: Ecology of the true spiders (Araneomorphae). *Annual Review of Entomology* **18**: 305–348.

UETZ G. W., HALAJ J., CADY A. B. 1999: Guild structure of spiders in major crops. *Journal of Arachnology* **27**: 270–280.

UHM K. (2002): *Integrated pest management*. 1–10

UMORU P. A., POWELL W., CLARK S. J. 1996: Effect of pirimicarb on the foraging behaviour of *Diaeretiella rapae* (Hymenoptera: Braconidae) on host-free and infested oilseed rape plants. *Bulletin of Entomological Research* **86**: 193–201.

ÚSTŘEDNÍ KONTROLNÍ A ZKUŠEBNÍ ÚSTAV ZEMĚDĚLSKÉHO 2017: Ministerstvo zemědělství. Dostupné z: <http://eagri.cz/public/web/ukzuz/portal> {21. 4. 2017}.

VAN DRIESCHE R. G., BELLOWS T. S. 1996: *Biological Control*. Chapman & Hall, New York, 539 pp.

WANG Z., SONG D-X., FU X-Q., LI Y-L. 2006a: Effect of methamidophos on midgut proteinase activity in the wolf spider, *Pardosa pseudoannulata* (Araneae: Lycosidae) assayed with piezoelectric bulk acoustic wave impedance analysis method. *Acta Entomologica Sinica* **49**: 700–704.

WANG Z., SONG D-X., ZHU M-S. 2006b: Functional response and searching behavior to the brown planthopper, *Nilaparvata lugens* by the wolf spider, *Pardosa pseudoannulata* under low dose chemical pesticides. *Acta Entomologica Sinica* **49**: 295–301.

WEHLING A., HEIMBACH U. 1994: Effects of two insecticides (lambda-cyhalothrin and endosulfan) on spiders in laboratory, semi-field and field tests. *IOBC/WPRS Bulletin* **17**: 113–122.

WIDIARTA I. N., MATSUMURA M., SUZUKI Y., NAKASUJI F. 2001: Effects of sublethal doses of imidacloprid on the fecundity of green leafhoppers, *Nephotettix* spp. (Hemiptera: Cicadellidae), and their natural enemies. *Applied Entomology and Zoology* **36** (4): 501–507.

WHEELER A. G. 1973: Studies on the arthropod fauna of alfalfa. V. Spiders (Araneida). *Canadian Entomologist* **105**: 425–432.

WHITCOMB W. H. 1974: Natural populations of entomophagous arthropods and their effect on the agroecosystem. *Proceedings of the Summer Institute on Biological Control of Plant, Insects and Diseases*. MS, University Press of Mississippi, Jackson, MS, 150–169 pp.

WILES J. A., JEPSON P. C. 1992: In situ bioassay techniques to evaluate the toxicity of pesticides to beneficial invertebrates in cereals. *Aspects of Applied Biology* **31**: 61–68.

WINDER L., HIRST D. J., CARTER N., WRATTEN S. D., SOPP P. I. 1994: Estimating predation of the grain aphid *Sitobion avenae* by polyphagous predators. *Journal of Applied Ecology* **31**: 1–12.

WISE D. 1995: *Spiders in Ecological Webs*. Cambridge University Press, Cambridge, 328 pp.

WISNIEWSKA J., PROKOPY R. J. 1997: Pesticide effect on faunal composition, abundance, and body length of spiders (Araneae) in apple orchards. *Environmental Entomology* **26** (4): 763–776.

WORLD SPIDER CATALOG 2017: World Spider Catalog. Natural History Museum Bern. Dostupné z: <http://wsc.nmbe.ch>, version 16. {21. 4. 2017}.

WRINN K. M., EVANS S. C., RYPSTRA A. L. 2012: Predator cues and an herbicide affect activity and emigration in an agrobiont wolf spider. *Chemosphere* **87**: 390–396.

XIAO Y-H., LIU F., HE Y-Y., YANG H-M. 2007: Quantitative measurement of the influence of repeated pesticide application on food intake of *Ummeliata insecticeps* by the fluorescence labeling method. *Acta Entomologica Sinica* **50** (12): 1239–1246.

YASMIN S., D'SOUZA D. 2007: Effect of pesticides on the reproductive output of *Eisenia fetida*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **79**: 529–532.

YOUNG O. P. 1989: Field observations of predation by *Phidippus audax* (Araneae: Salticidae) on arthropods associated with cotton. *Journal of Entomological Science* **24**: 266–273.

YOUNG O. P., EDWARDS G. B. 1990: Spiders in United States field crops and their potential effect on crop pests. *Journal of Arachnology* **18**: 1–27.

YOUNG O. P., LOCKLEY T. C. 1986: Predation of striped lynx spider, *Oxyopes salticus* (Araneae: Oxyopidae), on tarnished plant bug, *Lygus lineolaris* (Heteroptera: Miridae): a laboratory evaluation. *Annals of the Entomological Society of America* **79**: 879–883.

9. PŘÍLOHY

Příloha č. 1: Záznamový arch Arrest s množstvím zabitých octomilek v průběhu času

Arrest	množství zabitých much v čase							
pavouk označení	1 hod.	2. hod.	3. hod.	4. hod.	2. den	3. den	4. den	5. den
1A	3	1	1	0	0	1	3	3
2A	3	2	1	0	1	3	3	3
3A	3	0	1	0	0	2	3	3
4A	3	0	1	1	1	3	3	3
5A	3	0	0	0	0	1	3	D
6A	2	0	0	1	0	2	2	3
7A	1	1	1	0	1	2	3	3
8A	3	0	0	0	0	1	1	2
9A	3	0	0	0	0	1	1	3
10A	3	2	1	0	2	3	3	3
11A	2	1	1	1	1	2	3	3
12A	3	2	1	1	3	3	3	3
13A	2	1	1	1	3	3	3	3
14A	3	3	2	0	3	3	3	3
15A	3	2	1	1	3	3	3	3
16A	3	3	1	2	3	3	3	3
17A	3	3	0	1	3	3	3	3
18A	2	2	0	0	3	3	3	3
19A	3	3	0	0	3	3	3	3
20A	3	0	0	1	3	3	3	3
21A	3	1	0	1	3	3	3	3
22A	3	2	1	1	3	3	3	3
23A	3	3	2	0	3	3	3	3
24A	3	0	1	0	3	3	3	3
25A	3	1	0	1	0	3	3	3

*D = death – mrtvý pavouk

Příloha č. 2: Záznamový arch Basta 15 s množstvím zabitých octomilek v průběhu času

Basta 15	množství zabitých much v čase							
Označení pavouka	1. hod.	2. hod.	3. hod.	4. hod.	2. den	3. den	4. den	5. den
1 B	3	3	0	0	3	3	3	3
2 B	3	1	1	1	D			
3 B	2	1	0	1	0	2	3	D
4 B	1	2	2	0	2	1	D	
5B	D							
6 B	3	2	3	0	2	2	3	3
7 B	2	0	3	1	3	2	D	
8 B	3	2	1	1	1	3	D	
9 B	3	1	1	0	1	3	D	
10 B	2	2	3	1	D			
11 B	2	2	1	0	D			
12 B	3	3	2	0	3	3	3	D
13 B	1	1	1	1	1	3	D	
14 B	3	3	1	2	1	3	D	
15 B	3	3	2	0	D			
16 B	3	1	1	1	D			
17 B	3	3	2	1	1	D		
18 B	D							
19 B	0	D						
20 B	D							
21 B	2	1	1	0	0	D		
22 B	D							
23 B	3	2	2	0	0	3	D	
24 B	3	2	1	0	1	3	D	
25 B	3	2	3	0	0	3	3	3

*D = death – mrtvý pavouk

Příloha č. 3: Záznamový arch Arrest + Basta 15 s množstvím zabíjených octomilek v průběhu času

Arrest + Basta 15	množství zabíjených much v čase							
	Označení pavouka	1 hod.	2. hod.	3. hod.	4. hod.	2. den	3. den	4. den
1 A+B	2	2	2	0	3	3	3	3
2 A+B	3	3	2	0	3	3	3	3
3 A+B	3	3	2	0	3	3	3	3
4 A+B	1	0	1	0	2	3	3	3
5 A+B	3	1	0	2	0	3	3	D
6 A+B	2	2	1	0	2	3	3	3
7 A+B	2	1	0	2	1	3	D	
8 A+B	2	1	0	3	1	3	3	2
9 A+B	2	2	0	1	0	3	3	3
10 A+B	D							
11 A+B	1	2	1	0	3	3	2	2
12 A+B	3	0	1	0	3	3	3	3
13 A+B	D							
14 A+B	3	1	0	2	3	3	3	3
15 A+B	0	0	1	1	0	2	D	
16 A+B	0	0	2	0	2	3	3	0
17 A+B	D							
18 A+B	3	1	0	0	1	2	3	1
19 A+B	2	1	1	0	3	3	3	3
20 A+B	D							
21 A+B	D							
22 A+B	3	1	1	0	0	D		
23 A+B	1	0	0	0	0	3	3	D
24 A+B	D							
25 A+B	D							

*D = death – mrtvý pavouk

Příloha č. 4: Záznamový arch Arrest + Basta 15 s množstvím zabíjených octomilek v průběhu času

Kontrola	množství zabíjených much v čase							
	1 hod.	2. hod.	3. hod.	4. hod.	2. den	3. den	4. den	5. den
1 K	3	1	1	2	3	3	3	3
2 K	3	2	3	3	3	3	3	3
3 K	3	1	3	3	3	3	3	3
4 K	3	3	3	3	3	3	3	3
5 K	3	3	3	3	3	3	3	3
6 K	3	0	3	3	3	3	3	3
7 K	3	3	3	3	3	3	3	3
8 K	3	3	3	3	3	3	3	3
9 K	3	3	3	3	3	3	2	3
10 K	3	3	3	3	3	3	3	3
11 K	3	1	2	3	3	3	3	3
12 K	3	1	3	3	3	3	3	2
13 K	3	1	3	3	3	3	3	3
14 K	3	1	2	3	3	3	3	3
15 K	3	2	3	3	3	3	3	3
16 K	3	3	3	2	3	3	3	3
17 K	3	2	3	3	3	3	3	3
18 K	3	3	3	3	3	3	3	3
19 K	3	3	3	3	3	3	3	3
20 K	3	3	3	3	3	3	3	3
21 K	3	1	3	3	3	3	3	3
22 K	3	3	2	3	3	3	3	3
23 K	3	2	3	3	3	3	3	3
24 K	3	3	3	3	3	3	3	3
25 K	3	2	3	3	3	3	3	3

*D = death – mrtvý pavouk

Příloha č. 5: Záznamový arch velikostí a pohlaví jedinců ze skupin Arrest a Basta 15

Arrest	velikost mm (šířka a délka hlavohrudi)	pohlaví	Basta 15	velikost mm (šířka a délka hlavohrudi)	pohlaví
1A	1.5x2	♀	1 B	1.5x2.5	J
2A	1.5x2	J	2 B	1.5x2.5	J
3A	1.5x2	J	3 B	2x2	J
4A	2x3	♀	4 B	1.5x2	J
5A	1.5x2	♀	5 B	1.5x3	J
6A	1.5x1.5	J	6 B	1.5x2	J
7A	1.5x2	J	7 B	2x2.5	♀
8A	1.5x2.5	♀	8 B	2x2.5	♀
9A	1.5x2	J	9 B	2x3	♀
10A	2x2.5	J	10 B	1.5x2	J
11A	1.5x2	J	11 B	1.5x2	J
12A	1.5x2.5	J	12 B	1.5x2.5	♀
13A	1.5x2.5	J	13 B	2x2.5	♀
14A	2x2	♀	14 B	1.5x2	J
15A	1.5x2	J	15 B	2x3	♀
16A	1.5x2.5	J	16 B	1.5x2	J
17A	2x2.5	♀	17 B	2x2.5	♀
18A	2x2	♀	18 B	2x2.5	♀
19A	2x2.5	♀	19 B	1.5x2.5	J
20A	1.5x2	♀	20 B	2x2.5	♀
21A	2x2	J	21 B	2x3	♀
22A	2x2	♀	22 B	2x2.5	J
23A	1.5x1.5	J	23 B	2x3	♀
24A	1.5x2	♀	24 B	2x2.5	J
25A	1.5x2	J	25 B	2x3	♀

*J = juvenilní jedinec

Příloha č. 6: Záznamový arch velikostí a pohlaví jedinců ze skupin Arrest + Basta 15 a Kontrola

Arrest+Basta 15	velikost mm (šířka a délka hlavohrudi)	pohlaví	Kontrola	velikost mm (šířka a délka hlavohrudi)	pohlaví
1 A+B	2x2	J	1 K	2x3	♀
2 A+B	1.5x1.5	J	2 K	1.5x2	J
3 A+B	1.5x2	J	3 K	1.5x2	J
4 A+B	1.5x2	J	4 K	2.5x2.5	♀
5 A+B	1.5x2	♀	5 K	2.5x3.5	♀
6 A+B	1.5x2	J	6 K	2.5x3	♂
7 A+B	1.5x1.5	J	7 K	1.5x2	J
8 A+B	1x1.5	J	8 K	2.5x3	J
9 A+B	2x2	♀	9 K	2.5x2.5	♀
10 A+B	1.5x2	J	10 K	1.5x2	J
11 A+B	1x2	♀	11 K	2x2	J
12 A+B	1.5x2	J	12 K	1.5x2	J
13 A+B	1.5x2.5	J	13 K	1.5x1.5	J
14 A+B	1.5x2.5	J	14 K	2x2.5	♀
15 A+B	1.5x2	J	15 K	1.5x2	J
16 A+B	1.5x2	J	16 K	1.5x2	J
17 A+B	1.5x2	J	17 K	2.5x3	♀
18 A+B	1.5x2	J	18 K	2.5x3.5	♀
19 A+B	1.5x2.5	♀	19 K	2.5x3	♀
20 A+B	1.5x2	J	20 K	1.5x2	J
21 A+B	1.5x2	J	21 K	1.5x2.5	♀
22 A+B	1.5x2	J	22 K	1.5x2	J
23 A+B	1.5x1.5	J	23 K	1.5x2.5	♀
24 A+B	1.5x3	♀	24 K	1.5x2	J
25 A+B	1x2	J	25 K	1.5x1.5	J

*J = juvenilní jedinec